

**TRANSFERENCIA Y EXPORTACION DE RECURSOS EN UNA CUENCA
SERRANA DE PATAGONIA EXTRA ANDINA**

GEORGINA CIARI

**INGENIERA AGRÓNOMA
2002, Universidad del Salvador**

Magíster Scientiae en Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales - Universidad Nacional de La Plata

COMITÉ CONSEJERO

CONSEJERO PRINCIPAL

María Victoria Cremona
Ingeniera agrónoma.
M.Sc

CONSEJERO

Roberto Michelena
Ingeniero agrónomo
M.Sc

22 de diciembre de 2009

AGRADECIMIENTOS

A mis consejeros Victoria Cremona y Roberto Michelena por su invaluable ayuda y apoyo constante.

En especial a Viqui por tanta dedicación.

A Viviana Nakamatsu, por guiarme en este largo camino, a Walter Opazo y Luis Epele por ayudarme en todas las salidas.

A Juan Crespo, por permitirme desarrollar los trabajos en su campo y a José Salazar y señora por la ayuda y los registros de nieve.

A Carlos Buduba por ayudarme con la interpretación de los suelos.

A Antje Siebert y Diego Mohrbell de CIEFAP y a Cris Dellacanonica por darme una mano con el procesamiento de imágenes satelitales y los programas GIS.

A las chicas de la facu, Pachi, Isa y a Carolina Pérez que en los comienzos me ayudaron a encaminarme y a todos los compañeros de INTA Esquel y los correctores académicos Mabel Vazquez, Manuel Mendía y Carlos Irurtia por sus preciados aportes al resultado final.

Finalmente al INTA que financió íntegramente el proyecto.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL	4
ÍNDICE DE TABLAS	7
ÍNDICE DE IMÁGENES	9
ÍNDICE DE GRÁFICOS	10
ANEXO	12
DECLARACIÓN.....	13
RESUMEN.....	14
ABSTRACT	15
INTRODUCCIÓN.....	16
HIPÓTESIS	18
OBJETIVOS	18
ORGANIZACIÓN GENERAL	19
CAP I: DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y GENERACIÓN DE MAPAS	20
1.1. INTRODUCCIÓN.	20
1.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	22
1.2.1. Descripción del área.....	22
1.2.2 Delimitación de la micro cuenca, determinación de pendientes y otros parámetros físicos	23
1.2.3. Suelos.....	24
1.2.4. Clima	25
1.2.5. Cobertura vegetal.....	26
1.2.6. Determinación de áreas de ganancia y pérdida de agua y sedimentos	26
1.2.7. Selección de los sitios de muestreo.....	27
1.3. RESULTADOS	27

1.3.1 Delimitación de la micro cuenca, determinación de pendientes y otros parámetros físicos	27
1.3.2. Suelos.....	29
1.3.3. Clima	30
1.3.4. Cobertura vegetal.....	32
1.3.5. Determinación de áreas de ganancia y pérdida de agua y sedimentos	34
1.3.6. Selección de los sitios de muestreo.....	36
1.4. CONCLUSIONES.....	37
CAP II: TRANSFERENCIA Y EXPORTACIÓN DE AGUA Y SEDIMENTOS	38
2.1. INTRODUCCIÓN	38
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	41
2.2.1. Balance hídrico en áreas de estepa.....	42
2.2.2. Balance hídrico en áreas de mallín.....	44
2.2.3. Determinación de la pérdida de suelo y escurrimiento superficial a campo.....	45
2.2.4. Estimación de la transferencia de sedimentos de las vertientes hacia la red de mallines	46
2.2.5. Estimación de la exportación de sedimentos y balance	51
2.3. RESULTADOS	52
2.3.1. Balance hídrico en áreas de estepa.....	52
2.3.2. Balance hídrico en áreas de mallín.....	55
2.3.3. Determinación de la pérdida de suelo y escurrimiento superficial a campo.....	58
2.3.4. Estimación de la transferencia de sedimentos de las vertientes hacia la red de mallines	62
2.3.5. Estimación de la exportación de sedimentos y balance	68
2.4. DISCUSIÓN.....	69
2.5. CONCLUSIONES.....	75
CAP III: TRANSFERENCIA Y EXPORTACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO	76
3.1. INTRODUCCIÓN	76
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	79

3.2.1. Sitio de trabajo	79
3.2.2. Datos analíticos.....	80
3.2.3. Balance de N y P en la red de mallines y evaluación de su capacidad sustractiva de nutrientes.....	80
3.3. RESULTADOS	82
3.3.1. Datos analíticos.....	82
3.3.2. Balance de N y P en la red de mallines y evaluación de su capacidad sustractiva de nutrientes.....	86
3.4. DISCUSIÓN.....	94
3.5. CONCLUSIONES.....	101
CAP IV: CONSIDERACIONES FINALES	102
BIBLIOGRAFÍA.....	104
ANEXO	119

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1: VALORES DE ACUMULACIÓN DE FLUJO (SIN UNIDAD) Y PROFUNDIDAD DE SUELO (CM) SOMETIDOS A UN ANÁLISIS DE CORRELACIÓN.	36
TABLA 2. NÚMEROS DE CURVA DE LA MICRO CUENCA.	43
TABLA 3: ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL Y SUBSUPERFICIAL.	52
TABLA 4: ALMACENAMIENTO HÍDRICO EDÁFICO (MM) PARA CADA UNA DE LAS 3 CLASES DE ACUMULACIÓN DE FLUJO (IMAGEN 5) Y EL PONDERADO PARA TODA LA CUENCA, PARA CADA ESTACIÓN.	53
TABLA 5: BALANCE HÍDRICO DE ESTEPA (MM).	54
TABLA 6: BALANCE HÍDRICO DE LA RED DE MALLINES (M ³).	56
TABLA 7: ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL (MM) Y PÉRDIDA DE SUELO (KG HA ⁻¹) DE LAS MICRO PARCELAS DE EROSIÓN.	58
TABLA 8. VARIABLES ASOCIADAS.	59
TABLA 9. TABLA DE AUTOVALORES QUE SURGE DEL ANÁLISIS MULTIVARIADO APLICADO SOBRE LOS VALORES DE LA TABLA 8.	59
TABLA 10: VALORES MENSUALES DE ESCURRIMIENTO A LA SALIDA DE LA RED DE MALLINES Y EN ÁREAS DE ESTEPA.	62
TABLA 11: RESUMEN DE NÚMERO DE REGISTROS ANUALES PROMEDIO (2000-2009) DE PRECIPITACIONES OCURRIDAS POR HORA, SEGÚN RANGOS DE LÁMINA PRECIPITADA (MM).	63
TABLA 12: FACTOR C DE EUPS.	64
TABLA 13: COEFICIENTES DE EMISIÓN.	65
TABLA 14: PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS CALCULADA CON LA MUSLE PARA CADA EVENTO DE PRECIPITACIÓN CAPAZ DE PRODUCIR ESCURRIMIENTO.	67
TABLA 15: EXPORTACIÓN DE SEDIMENTOS HÍDRICOS.	68
TABLA 16: RETENCIÓN DE SEDIMENTOS POR LA RED DE MALLINES.	68
TABLA 17. BALANCES HÍDRICOS DE DIFERENTES HUMEDALES DEL MUNDO.	71
TABLA 18: DIFERENCIA RELATIVA DE CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL AGUA QUE ABANDONA EL HUMEDAL ANALIZADO RESPECTO A LA CONCENTRACIÓN EN EL AGUA QUE INGRESA AL MISMO EN PORCENTAJE O “PORCENTAJE DE ATENUACIÓN” COMO RESULTADO DE VARIOS TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN LLEVADOS A CABO EN DIFERENTES SITIOS Y CONDICIONES.	78

TABLA 19: VALORES ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS DE LAS VARIABLES EDÁFICAS ANALIZADAS PARA EL ÁREA DE ESTEPA	83
TABLA 20: DATOS ANALÍTICOS DE LOS SEDIMENTOS COLECTADOS EN LAS VÍAS DE ESCURRIMIENTO.	87
TABLA 21: TRANSFERENCIA DE N Y P A TRAVÉS DE LOS SEDIMENTOS.....	87
TABLA 22: CONCENTRACIÓN DE N TOTAL Y P TOTAL EN EL AGUA DE ESCURRIMIENTO DE ESTEPA (DISUELTO Y PARTICULADO).	88
TABLA 23: TRANSFERENCIA DE N Y P A TRAVÉS DEL AGUA PERCOLADA.	88
TABLA 24: INGRESO DE N Y P A TRAVÉS DE LAS PRECIPITACIONES.....	89
TABLA 25: EXPORTACIÓN DE N Y P A TRAVÉS DEL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL.....	90
TABLA 26: CONCENTRACIÓN DE NT Y PT EN EL AGUA DE ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL QUE INGRESA A LA RED DE MALLINES Y LA QUE EGRESA, CALCULANDO EL % DE ATENUACIÓN PARA LOS 3 MESES EN LOS QUE HUBO INGRESOS CUANTIFICABLES POR ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL.....	90
TABLA 27: BALANCE DE N.....	92
TABLA 28: BALANCE DE P.....	93
TABLA 29. TASA DE ENRIQUECIMIENTO DE SEDIMENTOS EN MO, NT, PT Y P DISPONIBLE.....	95
TABLA 30: DEPOSICIÓN ATMOSFÉRICA DE N TOTAL (NT), NITRATOS (NO ₃) Y P TOTAL (PT) (KG HA ⁻¹ AÑO ⁻¹) EN EL SITIO BAJO ESTUDIO Y VARIAS CUENCAS AMERICANAS Y EUROPEAS.	100

ÍNDICE DE IMÁGENES

IMAGEN 1: MAPA FITOGEOGRÁFICO DE PATAGONIA	16
IMAGEN 2: PENDIENTES EN PORCENTAJES.	28
IMAGEN 3: SUELOS.....	30
IMAGEN 4: IMAGEN RASTERIZADA DE COBERTURA VEGETAL.	34
IMAGEN 5: IMAGEN RASTER DE ACUMULACIÓN DE FLUJO.	35
IMAGEN 6. FOTOGRAFÍA DE UNA MICRO PARCELA DE EROSIÓN INSTALADA. ...	46
IMAGEN 7: IMÁGEN RASTER DE PÉRDIDA DE SUELO CALCULADA CON LA EUPS (T HA ⁻¹ AÑO ⁻¹).	66
IMAGEN 8: IMAGEN RASTER DE PRODUCCIÓN DE SEDIMENTOS (T HA ⁻¹ AÑO ⁻¹) CALCULADA CON LA EUPS Y LA APLICACIÓN DE UN COEFICIENTE DE EMISIÓN SEGÚN WILLIAMS Y BERNDT (1972).....	66
IMAGEN 9. RECORTE DEL ÁREA DE LA MICRO CUENCA BAJO ESTUDIO, DE UNA IMAGEN LANDSAT 7 DE MARZO 2003, CON UNA COMBINACIÓN DE BANDAS 1, 2, 3 (ROJO, VERDE, AZUL) DONDE SE DELINEÓ EL PERÍMETRO DE LA MICRO CUENCA CON UNA LÍNEA NEGRA DELGADA; SE IDENTIFICARON LOS 2 MALLINES DE MUESTREO CON CÍRCULOS COLOR NEGRO Y LOS 16 SITIOS DE MUESTREO DE ESTEPA CON PUNTOS COLOR NEGRO.	80

ÍNDICE DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1: RANGOS DE PENDIENTES DOMINANTES(%).	28
GRÁFICO 2: CURVA HIPSOMÉTRICA.....	29
GRÁFICO 3: CLIMODIAGRAMA HISTÓRICO.	31
GRÁFICO 4: CLIMODIAGRAMA 2008 – 2009.	32
GRÁFICO 5: REGRESIÓN POLINOMIAL DE 2 ^{DO} GRADO, ENTRE VALORES DE NDVI Y COBERTURA VEGETAL (%).	33
GRÁFICO 6 (A Y B). HIDROGRAMA REAL (6A) Y REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA (6B) DEL HIDROGRAMA TRIANGULAR PARA LA MISMA TORMENTA EN LA MISMA CUENCA EJEMPLO QUE LA REPRESENTADA EN 6A.	51
GRÁFICO 7: CURVAS DE EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL.	52
GRÁFICO 8: BALANCE HÍDRICO DE ESTEPA.....	55
GRÁFICO 9, A) Y B): RELACIÓN TEMPORAL ENTRE EL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL DE SALIDA Y EL ALMACENAMIENTO HÍDRICO Y LA ALTURA DE NAPA EN LOS MALLINES.....	57
GRÁFICO 10: GRÁFICO DE LOS COMPONENTES PRINCIPALES 1 Y 2	60
GRÁFICO 11: VARIABLES HIDROLÓGICAS.	61
GRÁFICO 12: TEXTURA DE LOS SUELOS DE LA MICRO CUENCA.	63
GRÁFICO 13 A, B, C Y D. RESUMEN DEL BALANCE HÍDRICO ANUAL PARA LAS ZONAS DE ESTEPA (A Y B) Y MALLÍN (C Y D).....	69
GRÁFICO 14: CONTENIDO DE MO EDÁFICA POR SECTOR (%).	83
GRÁFICO 15: CONTENIDO DE N TOTAL EDÁFICO POR SECTOR (%).	84
GRÁFICO 16: RELACIÓN C/N POR SECTOR.	85
GRÁFICO 17: CONTENIDO DE P TOTAL EDÁFICO POR SECTOR (MG KG ⁻¹).....	85
GRÁFICO 18: CONTENIDO DE P DISPONIBLE POR SECTOR (MG KG ⁻¹).....	86
GRÁFICO 19: EVOLUCIÓN MENSUAL DE LA CONCENTRACIÓN DE N TOTAL EN SOLUCIÓN Y SUSPENSIÓN EN EL AGUA A LA SALIDA DE LA RED DE MALLINES EN RELACIÓN A LA TEMPERATURA DEL AIRE.	91

GRÁFICO 20: EVOLUCIÓN MENSUAL DE LA CONCENTRACIÓN DE P TOTAL EN SOLUCIÓN Y SUSPENSIÓN EN EL AGUA A LA SALIDA DE LA RED DE MALLINES EN RELACIÓN A LA TEMPERATURA DEL AIRE.	91
GRÁFICO 21: INGRESOS DE N A LA RED DE MALLINES.....	93
GRÁFICO 22: INGRESOS DE P A LA RED DE MALLINES.....	94

ANEXO

DATOS DE PAISAJE, SUELO Y VEGETACIÓN DE LOS 40 RELEVAMIENTOS DE CAMPO.	119
LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA DE LOS 40 RELEVAMIENTOS DE CAMPO.	120
DATOS ANALÍTICOS DE SUELO DE LOS SITIOS DE MUESTREO.....	121

DECLARACIÓN

“Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución”.

RESUMEN

TRANSFERENCIA Y EXPORTACION DE RECURSOS EN UNA CUENCA SERRANA DE PATAGONIA EXTRA ANDINA

Los mallines son áreas de gran valor en Patagonia debido a que constituyen una gran fuente de agua, biodiversidad y forraje aunque desempeñan un rol fundamental del que hay escasas referencias. Los mallines participan en la regulación de los flujos hídricos y son sumideros de las partículas de suelo que expulsan las vertientes. Este trabajo analiza, en una cuenca serrana representativa del área que abarca el distrito Occidental de Patagonia, las transferencias de los principales recursos para el desarrollo vegetal como lo son agua, suelo y los elementos Nitrógeno y Fósforo, de las vertientes hacia los mallines y su exportación fuera de la cuenca, determinando así la capacidad de sustracción, reserva y utilización de recursos por parte de los mismos a fin de demostrar su papel central en el manejo de cuencas y sumar fundamentos para su mejor conservación.

La transferencia y exportación de recursos se determinó a través de fórmulas empíricas, controles de campo y análisis de laboratorio obteniéndose como resultado, valores aproximados del balance de cada recurso. La micro cuenca en su conjunto produjo un retraso importante en la liberación del agua permitiendo que el agua precipitada mayormente durante el otoño, sea liberada a fines de invierno y hasta fin de primavera haciendo coincidir su presencia con la necesidad por parte de la vegetación.

El balance hídrico fue negativo para áreas de estepa y positivo para los mallines. Estos últimos resultaron captadores de recursos reteniendo entre 90 y 99 % de los sedimentos que arriban desde las vertientes, entre 65 y 72 % del N y 88 – 92 % del P, demostrando para el caso bajo estudio, su gran importancia dentro del sistema de la micro cuenca.

Palabras clave: mallines; Patagonia; sumidero de recursos; erosión hídrica; N; P.

Título abreviado: Dinámica de recursos en una cuenca Patagónica

ABSTRACT

Resources transfer and export in an extra andean Patagonian mountain watershed

Patagonian wetlands or “Mallines” are areas of great value because they constitute a big source of water, biodiversity and forage, and even when they play a fundamental role, literature references about them is scarce. Mallines participate in hydrologic flux regulation and are destination of the particles removed by slopes erosion.

This work analyze, in a representative Occidental Patagonian watershed, the transfer of main resources for vegetal development as water, sediments and the elements Nitrogen and Phosphorus from the slopes to the wetlands (mallines) and the export out of the watershed, determining wetlands subtraction, reserve and utilization capacity to prove their fundamental role in watershed management and add reasons for their conservation.

Transfer and export of resources was determined through empiric formulas, field work and lab analysis obtaining approximate values for each balance. The watershed caused an important delay in water release, allowing the water dropped in autumn, be released between winter and the end of spring, making coincide water presence with vegetation needs. Hydric balance was negative for steppe and positive for wetlands, resulting resources catchers, holding 90 – 99 % of sediments arrived from the slopes, 65 – 72 % of N and 88 – 92 % of P, demonstrating, for this case, the huge importance of the mallines in the watershed system.

Key words: wetlands; Patagonia; resources budget; hydric erosion; N; P.

Introducción

Las áreas serranas de Patagonia extraandina a la latitud de la provincia del Chubut, se corresponden con el área fitogeográfica de distrito Occidental, ubicado entre los distritos Subandino y Central. A escala mundial, las investigaciones que relacionan las pérdidas de suelo con el clima muestran que la erosión alcanza el valor máximo en zonas de precipitación efectiva media anual de 300 mm (Terrón y López, 1997), coincidente con los valores que caracterizan al distrito Occidental. En esta gran área se encuentra casi la totalidad de las cabeceras de los ríos y arroyos con vertiente atlántica que son explotados, aguas abajo, para múltiples usos y es a su vez, uno de los distritos con mayor carga ovina de Patagonia, sustentada extensivamente por los pastizales de estepa y por los abundantes mallines o vegas que constituyen, en el sector oeste de la región patagónica, el 3% de la superficie y contribuyen con más del 12% de la productividad primaria vegetal total del área. (Paruelo *et al*, 2004)



Imagen 1: Mapa fitogeográfico de Patagonia
(Paruelo *et al*, 1992)

Estos mallines o vegas son áreas de carácter azonal que consisten en humedales meso y micro térmicos, caracterizados por poseer humedad permanente y vegetación herbácea hidrófila con fisonomía de pradera.

Son ambientes de relieve plano – cóncavo, en posiciones relativas bajas del paisaje que reciben aportes de agua superficiales y/o sub-superficiales (Bran *et al*, 1998) de carácter permanente o semi permanente, como arroyos, ríos, surgentes o agua de escorrentía sub-superficial o napa freática.

Dadas las condiciones de gran aridez y la tradición ganadera de la Patagonia extraandina, los mallines cobran singular importancia pues pueden producir de 10 a 20 veces más forraje que el área circundante (Bonvissuto y Somlo, 1998), constituyendo un importante recurso alimenticio para el ganado y la fauna silvestre. A su vez, la disponibilidad de agua que los caracteriza resulta relevante tanto para animales y vegetales como para el hombre, considerando que el resto de los ecosistemas patagónicos extra andinos se encuentran dentro de la categoría de desiertos o semi-desiertos (Ceg-proinsa, 1995).

Debido a esto existen muchos trabajos de caracterización zonal de mallines (Mazzoni y Vazquez, 1995; Bran *et al*, 1998; Gandullo y Faggi, 2005; López *et al*, 2005), así como estudios pormenorizados sobre la vegetación y efectos ocasionados por el sobre-pastoreo (Bran *et al*, 1998; Collantes y Faggi, 1999; Hahuestein *et al*, 2002; Bonvissuto *et al*, 2008), el aporte de los mallines a la biodiversidad regional (Hahuestein *et al*, 2002; Perotti *et al*, 2005; Epele, 2009), sosteniendo que el uso de la tierra los afecta particularmente. Otras características de los mallines han sido muy estudiadas. Como ejemplo puede citarse el estudio de la productividad vegetal en relación a prácticas de fertilización (San Martino *et al*, 2000), herramientas de teledetección (Peña *et al*, 2006; Buono, 2007; Irisarri, 2008), características edáficas (Szulkin-Dolhartz, 1997) e hidrológicas (Burgos *et al*, 1996; Cremona *et al*, 1996; Utrilla *et al*, 2006). Sin embargo, no hay referencias que ilustren el rol clave que desempeñan los mallines en el manejo de cuencas, actuando como reguladores de los flujos hídricos y sumideros de las partículas de suelo que expulsan las vertientes, lo cual se pretende en el presente trabajo, a fin de aportar un nuevo enfoque para mensurar las posibles consecuencias que representaría un cambio en el uso de la tierra.

A nivel mundial, los “humedales” son cada vez mas estudiados debido a que constituyen una de las mas grandes reservas de agua dulce sobre la tierra (Lewis *et al*, 2003). La mayoría de los trabajos de investigación referentes a la dinámica de nutrientes en humedales, a nivel mundial, surgen de la necesidad de eliminar compuestos químicos en cursos de agua provenientes de áreas rurales laboreadas, vertidos sépticos y urbanizaciones, entre otros y aparecen los humedales como captadores de dichos elementos (Casey *et al*, 2001; Johnston *et al*, 2001; Venterink *et al*, 2002; Meuleman *et al*, 2003; Luna y Ramírez, 2004; Kyambadde *et al*, 2005; Hoffmann *et al*, 2006; Akrotos y Tsihrintzis, 2007; Blankenberg *et al*, 2007; Hernandez y Mitsch, 2007; Kjellin *et al*, 2007).

Los humedales en buen estado de conservación, poseen la capacidad de retener, transformar y asimilar elevadas cantidades de nutrientes. De este modo, actúan como verdaderos filtros eliminando el nitrógeno (N) y el fósforo (P) disuelto en el agua, que llegan hasta ellos a través de los cauces por escorrentía difusa o bien vía subterránea.

En el ambiente en que se plantea el presente trabajo, se desarrolla la ganadería ovina extensiva como actividad exclusiva, donde la importancia de los humedales radica fundamentalmente en su capacidad de producir forraje. Por tanto, resulta de gran importancia su poder de captación, reserva y utilización de recursos.

El N y el P son los principales nutrientes limitantes para el crecimiento vegetal en ambientes naturales (Aerts y Chapin III, 2000). En Patagonia se han realizado ensayos de fertilización de mallines con

importantes respuestas a la aplicación de ambos nutrientes (San Martino, 2003), sin embargo, no hay referencias directas sobre su dinámica natural en estos ambientes.

En ambientes naturales, los nutrientes se movilizan principalmente a través del agua (Navas *et al*, 2003) y los sedimentos (Adema *et al*, 2001), y en menor medida, a través de los vegetales, los animales y la atmósfera, por lo cual el movimiento de nutrientes se halla estrechamente relacionado al balance hídrico.

La napa freática en los mallines muestra una variación estacional condicionada, fundamentalmente, por la distribución de las precipitaciones. Presenta su nivel más alto en el invierno, coincidiendo con la época de lluvias, y el nivel más bajo al final del verano, cuando los efectos del déficit hídrico son más pronunciados. La magnitud de esa variación depende del tipo de cuenca (superficie, forma, pendientes) y del estado de conservación en que se encuentre (grado de erosión, presencia de cárcavas, cobertura vegetal) (Lanciotti *et al*, 1992).

Hipótesis

- Los mallines actúan como reguladores del flujo hídrico reteniendo grandes cantidades de agua y liberándola lentamente
- El área de estepa tiene un balance hídrico negativo y la red de mallines, positivo
- Los mallines retienen gran parte de los sedimentos hídricos que se producen en las vertientes.
- El N se moviliza hacia la red de mallines por ambas vías, a través del agua y los sedimentos en similar proporción.
- La vía de exportación de N es, fundamentalmente, el agua de escurrimiento.
- La movilización del P está principalmente ligada a la dinámica de los sedimentos, razón por la cual los valores de exportación son bajos.
- El poder de captación de nutrientes de los mallines, está fuertemente relacionado a su cualidad de “sumideros” de agua y sedimentos, siendo escasos los aportes de nutrientes desde las vertientes hacia los mallines, sin embargo, mayores que la exportación de los mismos fuera de la micro cuenca, actuando los mallines como reservorios de N y P.

Objetivos

General

Aportar conocimientos sobre la dinámica del agua, los sedimentos y los elementos Fósforo (P) y Nitrógeno (N) en cuencas serranas de Patagonia extraandina y su relación con los mallines como áreas de captación y aprovechamiento de dichos recursos.

Particulares

- 1- Obtener los balances hídricos y de sedimentos de las áreas de estepa y de mallín a fin de demostrar la capacidad que poseen estos últimos de retener y utilizar estos recursos
- 2- Describir y cuantificar la transferencia de N y P de las vertientes hacia los mallines y la exportación hacia fuera de la micro cuenca ubicada entre 44° 10' y 44° 12' de latitud sur y 70° 36' y 70° 27' longitud oeste
- 3- Evaluar la capacidad sustractiva de nutrientes por parte de los mallines.

Organización general

El presente trabajo consta de 4 capítulos, el primero corresponde a una descripción general del área de estudio y la descripción específica del área piloto con la generación de mapas de suelo, cobertura vegetal, pendientes y de áreas de pérdida y recepción de recursos. También se establecen los sitios de muestreo. Este capítulo resulta esencial para cumplir con los objetivos propuestos ante la falta de información de base existente con escala suficientemente pequeña.

En el segundo capítulo se determinan los volúmenes de transferencia y exportación de agua y sedimentos a través de la aplicación de fórmulas empíricas y trabajo de campo y se determina la capacidad de almacenaje de agua y sedimentos por parte de los mallines.

En el siguiente capítulo (III) se muestran los resultados de la concentración de nutrientes en cada vía dinámica y se determinan los volúmenes de transferencia y exportación de N y P de la micro cuenca y la capacidad de retención que poseen los mallines.

En el cuarto y último capítulo se discuten e integran los resultados obtenidos.

CAP I: DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y GENERACIÓN DE MAPAS

1.1. Introducción.

Los procesos de erosión y el movimiento de agua en el suelo dependen de la combinación de numerosos factores ambientales, entre ellos el de mayor influencia es la cobertura vegetal ya que en el balance hídrico, regula la intercepción de las precipitaciones, aumenta la infiltración y reduce el escurrimiento por dar aireación y materia orgánica al suelo. Además, pone obstáculos a estos procesos y desarrolla microrredes sobre el terreno. A su vez, modera la temperatura de modo que durante las heladas, bajo la cubierta, el suelo se congela mas difícilmente permitiendo aún la infiltración. Afecta también la evapotranspiración, disminuyendo la evaporación e incrementando la transpiración. La vegetación contribuye a minimizar los procesos erosivos, fundamentalmente, debido a que las raíces retienen el suelo físicamente y al interceptar las precipitaciones, disminuye la energía cinética de la gota de lluvia al llegar al suelo. El relieve y las pendientes son otros factores de importancia. Se espera que la erosión sea mayor al aumentar la inclinación y la longitud de la pendiente, como resultado del incremento de la velocidad y volumen de la escorrentía superficial. Ciertas características de los suelos también están directamente relacionadas a los procesos de erosión y movimiento del agua. Entre ellas, la materia orgánica, la textura y la estructura que afectan la permeabilidad, la estabilidad de los agregados y la fuerza cortante. Otro factor de alta relevancia es el poder erosivo de las precipitaciones, dependiendo del tipo, intensidad, y duración del evento, y del tamaño y velocidad de las gotas. Lluvias intensas y largas que superen la velocidad de infiltración de los suelos, producen más escurrimiento superficial y erosión hídrica que lluvias suaves y de corta duración, las cuales permiten la incorporación paulatina del agua en el perfil (Kirkby y Morgan, 1994; Terrón y López, 1997; López Cadenas de Llano, 1998).

El conocimiento sobre el modo en que se modifican los procesos en función de los mencionados factores, ha permitido el desarrollo de modelos que predicen los volúmenes de pérdida de suelo, producción de sedimentos y de escorrentía, entre otros. Con estos modelos es posible hacer estimaciones a diferentes escalas en base a datos de simple recolección.

La creación de herramientas para el análisis de imágenes satelitales y el desarrollo de aplicaciones para manejar grandes volúmenes de información, ha permitido mejorar y agilizar el análisis cualitativo y cuantitativo de los datos, posibilitando la extrapolación y la aplicación de los modelos a grandes superficies de tierra.

Utilizando herramientas informáticas y teledetección, Buono (2007) formuló un modelo que permite conocer la productividad primaria neta aérea (PPNA) de los 4 mallines que analizó a través del índice verde. Lo mismo obtuvo Irisarri (2008) para los mallines del Noroeste de la Patagonia. Rapacioli (2007) integró un Sistema de Información Geográfica (SIG) con modelos predictores de erosión y escorrentía para la planificación urbana en el Alto Valle de Río Negro.

Globevnik *et al* (2003), utilizó herramientas SIG para determinar la pérdida de suelo aplicando el método de erosión potencial en 2 cuencas del este de Europa. Spalletti y Brea (2000) lo hicieron para la cuenca del Río Bermejo en el norte Argentino. Tangestani (2006) utilizó estas herramientas para

comparar el método de Gavrilovic con el modelo Pacific Southwest InterAgency Committee (PSIAC), a los fines de determinar la pérdida de suelo en la cuenca del Ghara-Aghaj, Iran.

Basile *et al* (2005) determinó los factores L y S de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS o USLE) utilizando un programa SIG y curvas de nivel digitalizadas, a la vez hizo lo propio con el factor C aplicando un modelo basado en el índice verde para el arroyo Ludueña en Santa Fe, Argentina.

Kurczyn *et al* (2007) determinaron la cobertura vegetal y las pendientes a través de aplicaciones SIG y siguiendo el método del número de curva generaron un algoritmo matemático que utiliza la información de las matrices obtenidas y los datos de campo, con el objetivo de estudiar el potencial de escurrimiento superficial en la Serranía Matcuatai, evaluando los volúmenes de escurrimiento aportados hacia el Valle de Guadalupe, México.

En el capítulo II, se aplican 2 modelos para determinar la producción de sedimentos, la USLE o EUPS (Wishmeier y Smith, 1978) y la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Modificada (MUSLE) (Williams, 1975). También se aplica el método de número de curva (USDA, SCS. 1972), modelo empírico adaptado por el Servicio de Conservación de Suelos de U.S.A, que determina el escurrimiento superficial a partir de datos de vegetación y suelo.

Los modelos aplicados determinan la pérdida de suelo potencial de un área (EUPS y MUSLE) o el escurrimiento (Número de curva), en función de determinadas características de la misma, tales como cobertura vegetal, grado y longitud de la pendiente y tipo de suelo. Estas características ambientales son muy variables espacialmente por lo cual, para desarrollar los modelos adecuadamente, es necesario determinar áreas homogéneas o desarrollar mapas rasterizados a partir de cuya combinación es posible aplicar los modelos con mayor precisión. . Dada la ausencia de información de base con escala suficientemente pequeña para el sitio en estudio, se propone en este capítulo realizar una descripción general del área de estudio y la descripción específica del área piloto con la generación de mapas de suelo, cobertura vegetal, pendientes y de áreas de pérdida y recepción de recursos. También se establecen los sitios de muestreo.

Para ello, el factor cobertura vegetal fue calculado a escala de detalle a partir de la creación de un modelo que relaciona datos de campo con el Índice Normalizado de Diferencias de Vegetación (NDVI), haciendo extrapolaciones y utilizando archivos raster que contienen información individual en cada píxel tal como expresa Chuvieco (1996) y aplican Bueno (2007) e Irisarri (2008) para lograr imágenes de PPNA. Un mapa de tipo de suelo fue obtenido a partir de la observación a campo y la digitalización manual de una imagen, mediante la combinación de bandas que, permite realzar diferencias.

Otros factores tales como largo y grado de pendiente, altitud y valores de forma fueron calculados con herramientas de programas para el procesamiento de imágenes y un modelo digital de elevaciones (MDE). Finalmente se confeccionó y validó una imagen de ganancia y pérdida de recursos utilizando el MDE y herramientas SIG (Sistema de Información Geográfica) y se seleccionaron los sitios de muestreo para la aplicación de los modelos y la resolución del balance hídrico.

1.2. Materiales y métodos

Propuesta metodológica general:

- Describir el área de estudio
- Generar mapas base que sirven de insumo para aplicar los modelos de pérdida de suelo y escurrimiento superficial.
- Determinar los puntos de muestreo a partir de la combinación de la información base.

1.2.1. Descripción del área

El río Genoa, al centro oeste de la provincia del Chubut, fluye con rumbo sur-sudeste por un amplio valle y disminuye su caudal al insumirse sus aguas en depósitos sedimentarios, tornándose intermitente aguas abajo de la localidad de Gobernador Costa (44° 24' S; 70° 45' O). El río es de 5° orden (Coronato y Del Valle, 1988) y posee un caudal promedio anual estimado en 3,25 m³/s (Weber *et al*, 2007). El valle que forma, representa el mallín más grande de la región patagónica. Desde el punto de vista climático, la comarca se encuentra en una zona de transición entre la región antecordillerana, de moderada semi-aridez y la patagónica, semidesértica a desértica (Ceg-proinsa, 1995). Según la clasificación fisonómica, se halla al oeste del distrito Occidental con precipitaciones de entre 250 y 300 mm anuales, en el cual domina la estepa arbustiva generalmente muy abierta con alturas que oscilan entre 60 cm y 180 cm, con una cobertura total aproximada de 50 %.

La zona que rodea el valle del Genoa se encuentra mayormente bajo producción ovina extensiva, sólo los establecimientos con gran superficie de mallín se dedican también a la cría y/o recría de bovinos. La superficie de los establecimientos es de entre 1.000 y 20.000 ha (Catastro provincial SIG). La receptividad de los campos en el área de estepa es relativamente alta, de 0,5 Unidad Ganadera Ovina (UGO) hacia el oeste del valle y de 0,3 UGO hacia el este, lo que equivale a una disponibilidad de forraje de alrededor de 160 kg de Materia Seca (MS) ha⁻¹ año⁻¹ al oeste y de 100 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ hacia el este (Elissalde *et al*, 2008). En lo que respecta a la receptividad del área de mallín, es muy variable, en general las áreas periféricas se encuentran salinizadas y en algunos casos con presencia de sodio. Su productividad anual es de entre 100 y 1600 kg MS ha⁻¹ año⁻¹. Las zonas centrales, por su parte, mucho más húmedas y ricas, producen entre 3.000 y 9.000 kg MS ha⁻¹ año⁻¹ (Ciari y Ramírez, 2008).

El lugar de estudio corresponde a una microcuenca de 1.284 ha, ubicada en la porción mas elevada de una subcuenca de alrededor de 5.000 ha de superficie, la cual vierte sus aguas al centro oeste del mallín Genoa. Se ubica entre 44° 10' y 44° 12' de latitud sur y 70° 36' y 70° 27' longitud oeste.

La microcuenca se halla claramente delimitada por las divisorias de aguas cuya mayor altitud corresponde al cerro Alto del Crespo con 1.294 m snm. El registro de altitud inferior es de 816 m snm (SRTM), por lo que existe un desnivel máximo de 478 m.

El Atlas de suelos de la Republica Argentina (INTA, 2007), de escala 1:1.000.000, aplicando una clasificación obsoleta describe los suelos de la zona, como Molisoles, suborden Haploboroles, de subgrupo rúptico lítico con limitaciones por profundidad y erosión eólica e hídrica. Beeskow *et al* (1987), por su parte, menciona la presencia en el área, utilizando igual escala, de suelos

Torripsamentos, Torriortentes y Calciortides. Dominan áreas de estepa con fisonomía arbustiva herbácea y los mallines son ramificados, en rosario o dendríticos y se hallan concatenados a la vera del drenaje principal.

Con una imagen Landsat 7, con resolución espacial de 30 x 30 m (pr 231-091), georreferenciada a faja 2, de marzo de 2003 y un modelo digital de elevaciones Misión Topográfica Radar Shuttle (SRTM), se delimitó la micro cuenca bajo estudio.

1.2.2 Delimitación de la micro cuenca, determinación de pendientes y otros parámetros físicos

1.2.2.1. Delimitación de la microcuenca

A partir de un modelo digital de elevaciones SRTM que el Servicio Geológico de los Estados Unidos (US Geological Survey) tiene disponible para América del Sur (formato grid, paso de malla de 90 m., coordenadas geográficas con datum WGS84), y la utilización de la extensión Spatial Analyst del Arc View GIS 9.2 se obtuvo la delimitación precisa de la cuenca y el área de trabajo del siguiente modo (Galán y Martínez, 2003):

- en primer lugar se realizó el cambio de proyección del modelo digital de elevaciones al sistema oficial de proyección plana POSGAR94-Faja 2 y luego se generaron curvas de nivel cada 0,5 m y se interpoló el modelo para mantener la resolución de la imagen Landsat utilizada para confeccionar el mapa de cobertura vegetal
- luego se rellenaron las celdas bajas del modelo digital, aumentando la elevación de puntos ficticios; se determinó la dirección y la acumulación de flujo, identificando hacia donde fluye cada celda y evaluando el área de drenaje
- finalmente se identificaron las celdas correspondientes a cárcavas y arroyos, señalando aquellas con un valor de acumulación de flujo superior a un cierto umbral definido y se delineó la cuenca con la herramienta Watershed de la extensión Hydrologic modeling de Arc View GIS 9.2.

1.2.2.2. Pendientes

Se obtuvo un mapa de pendientes a partir del modelo digital de la cuenca aplicando la extensión Spatial Analyst del Arc View GIS 9.2.

Para describir el relieve de la cuenca y a partir del mapa de pendientes y el MDE se estimaron los siguientes parámetros:

1.2.2.3. Curva hipsométrica

Es una curva de frecuencia que expresa la distribución del área de la cuenca de acuerdo a su altimetría. La ordenada es la cota (m snm) y la abscisa es el área por encima de una cota dada en % permitiendo caracterizar el relieve y mostrando a su vez, la potencialidad erosiva debido a la forma de distribución de las diferencias altitudinales (Rapacioli, 2007).

1.2.2.4. Altura media

Se calculó como el cociente entre el volumen de la cuenca y su superficie.

$$\text{Altura media} = \text{volumen de la cuenca (m}^3\text{)} / \text{superficie de la cuenca (m}^2\text{)}$$

1.2.2.5. Pendiente media

Se calculó como la media ponderada de las pendientes de todas las superficies elementales en las que la línea de máxima pendiente es constante.

$$J = 100 \left(\sum Li \times E \right) / A$$

Ec. 2

Donde:

J: pendiente media de la cuenca en porcentaje

$\sum Li$: suma de las longitudes de las curvas de nivel (km)

E: equidistancia entre curvas de nivel (km)

A: superficie de la cuenca (km²).

1.3.2.5. Densidad de drenaje

Fue definida como la longitud media de curso por unidad de superficie.

$$D = \left(\sum Li / A \right)$$

Ec. 3

Donde:

D: densidad de drenaje (km⁻¹)

$\sum Li$: suma de las longitudes de los cursos que se integran en la cuenca (km)

A: superficie de la cuenca (km²)

(Romero y López, 1987; López Cadenas de Llano, 1998).

1.2.3. Suelos

En primer lugar se trató de definir la taxonomía de los suelos que caracterizan la micro cuenca a nivel de Suborden, aplicando el sistema de clasificación propuesto por USDA (USDA, NRCS, 1999). Luego, en orden con los objetivos del trabajo, se propuso relevar los suelos en función de ciertas características del horizonte superficial que respondan a su capacidad de retener agua y nutrientes como lo son textura, rocosidad superficial y potencial de escurrimiento o grupo hidrológico. Para ello se realizaron 40 relevamientos en sectores contrastantes de la micro cuenca.

1.2.3.1. Tipos de suelo

Se hicieron observaciones en cárcavas que dejan el perfil al descubierto y en diferentes sectores de la micro cuenca con barreno. Se identificaron las unidades en la imagen visualmente y se digitalizaron las áreas correspondientes a cada Suborden.

1.2.3.2. Textura

Se determinó a campo, humedeciendo una muestra y evaluando su composición (Peralta, 1995).

1.2.3.3. Potencial de escurrimiento

Se determinó subjetivamente luego del paso anterior, de acuerdo al Método del Número de Curva, el grupo hidrológico al que corresponde cada suelo, siendo los grupos propuestos por el Servicio de conservación de suelos de U.S.A (USDA, SCS. 1972), los siguientes:

A: suelo con bajo potencial de escurrimiento, incluye arenas profundas con muy poco limo y arcilla; suelo muy permeable con grava en el perfil

B: suelos con moderadamente bajo potencial de escurrimiento. Son suelos arenosos menos profundos que el grupo A. Este grupo tiene una infiltración mayor que el promedio cuando está húmedo

C: suelos con moderadamente alto potencial de escurrimiento. Comprende suelos someros y suelos con considerable contenido de arcilla, pero menos que el grupo D. Este grupo tiene una infiltración menor que la promedio después de saturación

D: suelos con alto potencial de escurrimiento. Son suelos con baja velocidad de infiltración Por ejemplo, suelos pesados, con alto contenido de arcillas expandibles, suelos con la napa freática a poca profundidad, con un horizonte arcilloso cercano a la superficie o suelos someros con alguna limitación a la infiltración

1.2.3.4. Rocosidad superficial

Se determinó visualmente la rocosidad superficial como resultado del cociente entre la superficie cubierta por roca y la superficie de suelo expuesto expresado en porcentaje. Se tomó el concepto de Tongway y Hindley (1995) de la “cobertura de suelo” donde se estimó la cobertura total de suelo capaz de interceptar las gotas de lluvia y proteger el suelo de la erosión causada por las mismas.

1.2.4. Clima

Se analizaron los datos de la estación meteorológica ubicada dentro de la micro cuenca y se obtuvieron gráficos descriptivos.

1.2.4.1. Precipitaciones

El pluviómetro automático garantiza la fidelidad de los registros por sobre 0 °C de temperatura ambiente, sin embargo, gran parte de los eventos de precipitación, suceden por debajo de los 0 °C, por lo cual se instaló un pluviómetro de registro manual junto a la estación automática a fin de validar sus registros. Se instaló también un tambor receptor de agua y nieve junto a la residencia del encargado del campo a fin de detectar y mensurar los eventos de precipitación nívea. Luego de cada evento, la precipitación recolectada fue transformada en agua cuantificando directamente el volumen en milímetros. También se instalaron otros 4 pluviómetros a diferentes altitudes a fin de registrar la homogeneidad espacial de las precipitaciones, la cual fue determinada a través de un análisis de varianza utilizando el InfoStat profesional (2008).

1.2.4.2. Temperatura

Muchos factores determinan la variación espacial de la temperatura, como la altitud, la latitud, la insolación (Campbell y Norman, 1998) por lo cual la variabilidad natural resulta muy alta y debe contarse con numerosos registros para lograr representarla. En este trabajo, se tomaron los datos de temperaturas registrados en la estación automática como únicos para toda la micro cuenca por resultar inviable la instalación de una red de termógrafos.

1.2.5. Cobertura vegetal

La cobertura vegetal es la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos considerados. Se expresa como porcentaje de la superficie total. Esta variable es factible de evaluación subjetiva (Matteucci y Colma, 1982).

- A fin de definir en la imagen satelital áreas de cobertura vegetal uniforme, se combinaron las bandas 3, 4 y 7 (rojo, verde, azul) de la imagen Landsat 7.

- A través del análisis visual de la imagen obtenida, se definieron sitios diferentes entre sí y relativamente homogéneos como potenciales transectas a ser observadas en el campo.

- Se observaron a campo 17 transectas de 100 m de largo aplicando el método objetivo de punto (point quadrat) con mediciones cada 1 m (Cook y Stubbendieck, 1986). Se registró en cada punto de la transecta, los toques aéreos y el toque de la punta de la varilla, si correspondió a vegetal vivo, muerto en pie, mantillo, roca, suelo desnudo, pavimento o planta efímera. De este modo se contó con 100 registros por transecta de donde se obtuvieron datos de cobertura aérea (de canopeo), cobertura de suelo y composición florística. También se registró la altura media de las especies dominantes.

Para el análisis de % de cobertura vegetal se sumaron los toques aéreos de vegetales vivos.

A su vez se realizaron 23 censos de cobertura vegetal que consistieron en estimaciones visuales con ayuda de un marco de 1,4 m², contando finalmente con 40 registros de cobertura vegetal.

- Con objeto de confeccionar un mapa rasterizado de cobertura vegetal, se utilizó el NDVI, índice que surge de combinar la banda roja y la infrarroja cercana del espectro del siguiente modo:

$$NDVI = (IRC - R)/(IRC + R)$$

Ec. 4

Con este índice se logra mejorar la discriminación entre cubiertas con comportamiento reflectivo muy distinto entre bandas y ha sido utilizado ampliamente para estimar diversos parámetros de la cubierta vegetal hallándose altas correlaciones entre NDVI y porcentaje de cobertura verde (Chuvienco, 1996).

Se clasificó la imagen Landsat 7 con el índice espectral NDVI y se obtuvo el valor de NDVI para cada uno de los 40 censos de vegetación realizados.

- Se relacionó el NDVI y el % de cobertura a través de un análisis de regresión utilizando el programa InfoStat (2008).

- Se aplicó el modelo de regresión obtenido a cada píxel de la micro cuenca analizada para obtener un mapa de cobertura con resolución 30 x 30 m.

1.2.6. Determinación de áreas de ganancia y pérdida de agua y sedimentos

A fin de determinar áreas de pérdida y áreas de recepción de agua y sedimentos, se utilizó la herramienta "flow accumulation" de la extensión Hydrologic modeling del programa Arc View GIS 9.2 que tradicionalmente se utiliza para determinar el área de aporte hídrico que posee cada píxel y lograr así identificar el drenaje. Esta herramienta se utilizó anteriormente como paso previo a la delimitación de la cuenca.

- Se partió de un modelo digital de elevaciones con las depresiones corregidas. Estas depresiones o “sinks”, son áreas que no drenan hacia ningún sitio, por lo cual deben ser “llenadas”, ya que el programa crea la red de drenaje siguiendo el flujo de cada celda. El programa le pone a cada “sink” el valor de altitud equivalente al del vecino con valor más bajo.

- En un segundo paso, se utilizó la herramienta “flow direction” con la cual se armó una nueva grilla, otorgando a cada píxel un valor de dirección del drenaje. Por cada 3 x 3 píxeles vecinos, el procesador evalúa el píxel central y determina cual de sus píxeles vecinos tiene el menor valor de altitud, estableciendo así, la dirección del flujo.

- Por último se utilizó la herramienta “flow accumulation” que a partir de la grilla de dirección de flujo, generó una nueva, dando a cada píxel la información de cuántos píxeles desaguan en él. (ESRM.250)

- A fin de validar la herramienta seleccionada, se propuso analizar con InfoStat (2008), la correlación existente con la profundidad de suelo utilizando 16 puntos de control en áreas de estepa, bajo el supuesto que las áreas de acumulación tendrán un perfil más profundo, y las áreas de emisión por el contrario, tendrán un perfil más somero. En cada punto de control se hicieron 3 observaciones con barreno y se utilizó el valor promedio.

En áreas de mallín no se realizaron mediciones ya que la profundidad del suelo es superior a la longitud de los barrenos (3 m).

1.2.7. Selección de los sitios de muestreo

A partir de la evaluación de las características de la micro cuenca y la utilización de los mapas temáticos obtenidos, se definieron los criterios para ubicar los sitios de muestreo donde más adelante se evaluó almacenamiento, infiltración, escurrimiento superficial a campo y pérdida de sedimentos.

1.3. Resultados

1.3.1 Delimitación de la micro cuenca, determinación de pendientes y otros parámetros físicos

1.3.1.1. Delimitación de la micro cuenca

Del modo mencionado se delimitó la micro cuenca y a posteriori se confeccionó el mapa de pendientes (imagen 2).

1.3.1.2. Pendientes

Dominaron en la cuenca pendientes superiores a 20%, siendo el valor más alto de 60%. Le siguió en dominancia con el 31% de la superficie de la cuenca, valores de pendientes entre 10 y 20 % (gráfico 1; imagen 2). La imagen 2 muestra las pendientes de la micro cuenca en porcentaje agrupadas en los 4 rangos descritos en el gráfico 1.

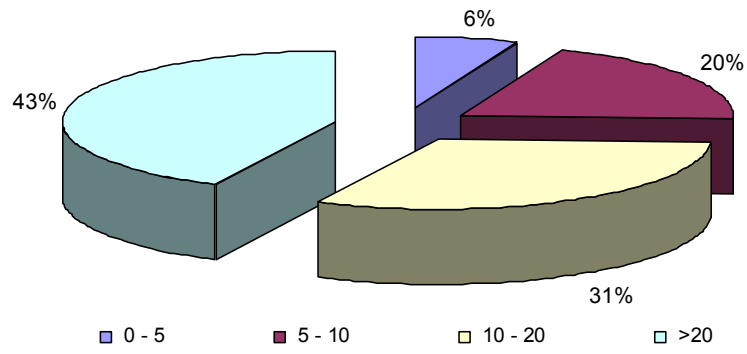


Gráfico 1: Rangos de pendientes dominantes(%).

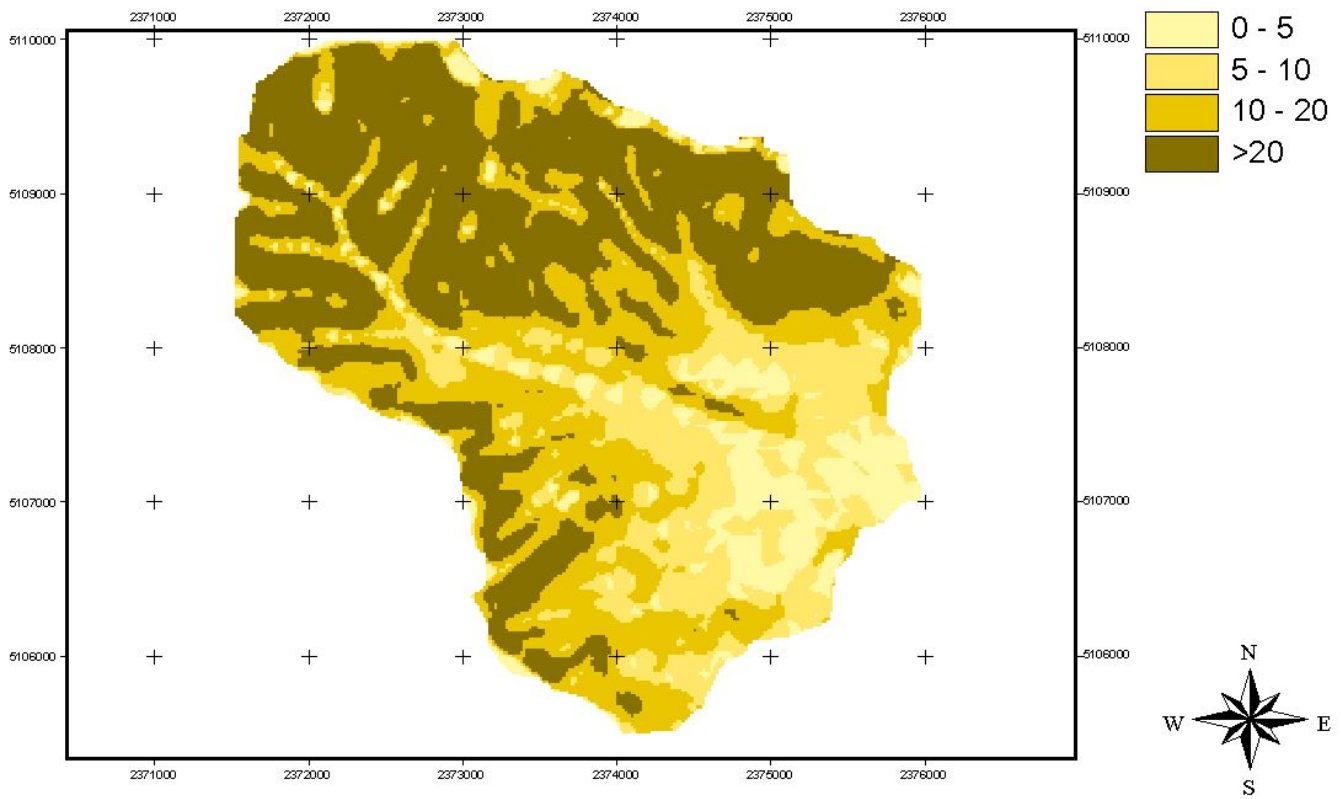


Imagen 2: Pendientes en porcentajes.

1.3.1.3. Curva hipsométrica.

La curva del gráfico 2 describe un relieve serrano con pendientes pronunciadas a mayores altitudes y pendientes más suaves en el resto del paisaje.

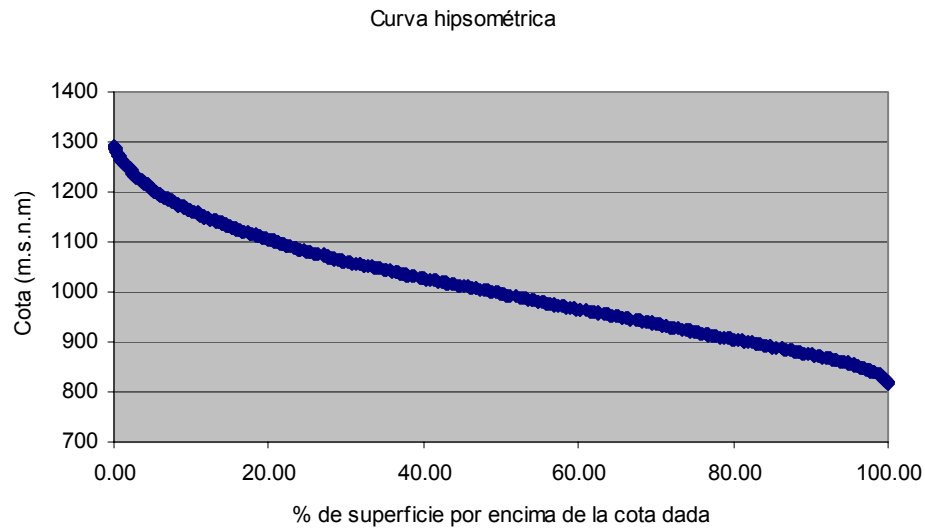


Gráfico 2: Curva hipsométrica

Respecto a los demás parámetros analizados, la altura media de la micro cuenca resultó de 997 m; la pendiente media, de 18,9% (10,7°) y la densidad de drenaje de 1,93 km⁻¹.

1.3.2. Suelos

Las observaciones a campo permitieron clasificar los suelos como Xeroles en el área de estepa, cubriendo este tipo de suelo, el 97,2% de la superficie de la micro cuenca (Imagen 3). Estos Molisoles están secos en verano por largos períodos y en el invierno almacenan agua en todo el perfil. Debido al escaso desarrollo de sus horizontes, posiblemente el Gran grupo detectado sea Haploxerol.

En las zonas más altas del paisaje, las lomas y media loma alta poseen una importante cobertura por rocas (de 60 a 90 %); en estas áreas usualmente el suelo es sumamente somero (5 – 10 cm). En los sectores de media loma y loma baja, la pedregosidad es menor y los suelos son más profundos, hallándose aproximadamente a los 45 cm, rocas con diferentes grados de meteorización. En las áreas bajas, pampas y cañadas, los suelos son más profundos, de entre 60 y 100 cm.

El 2,8 % restante de la superficie corresponde a áreas mallinosas. En los sectores centrales de mallín, los suelos se clasificarían como Acuoles (Imagen 3), habiéndose detectado características de transición en los sectores periféricos hacia los Molisoles de régimen xérico.

Los Acuoles son suelos desarrollados en depresiones anegables que reciben aguas de las partes altas y están afectados por un exceso hídrico durante períodos prolongados (más de 30 días acumulativos anuales). El agua que se infiltra, alimenta la capa freática, fluctuando su nivel según la época del año y los aportes hídricos recibidos. Esta circunstancia imprime al perfil características de acentuado hidromorfismo (moteados contrastantes y tonalidades grises). Estos suelos reflejan las características propias de la topografía donde están localizados. (INTA, 2007).

Respecto a la clasificación de suelos según su potencial de escurrimiento, de un total de 40 muestreos se determinó la presencia de suelos A y B en áreas de estepa en partes iguales, y sin un patrón de distribución espacial, por lo que se tomó para toda el área, la clasificación A-B, tomándose valores intermedios.

La imagen 3 muestra la distribución espacial de las dos clases taxonómicas de suelo hallados en la micro cuenca.

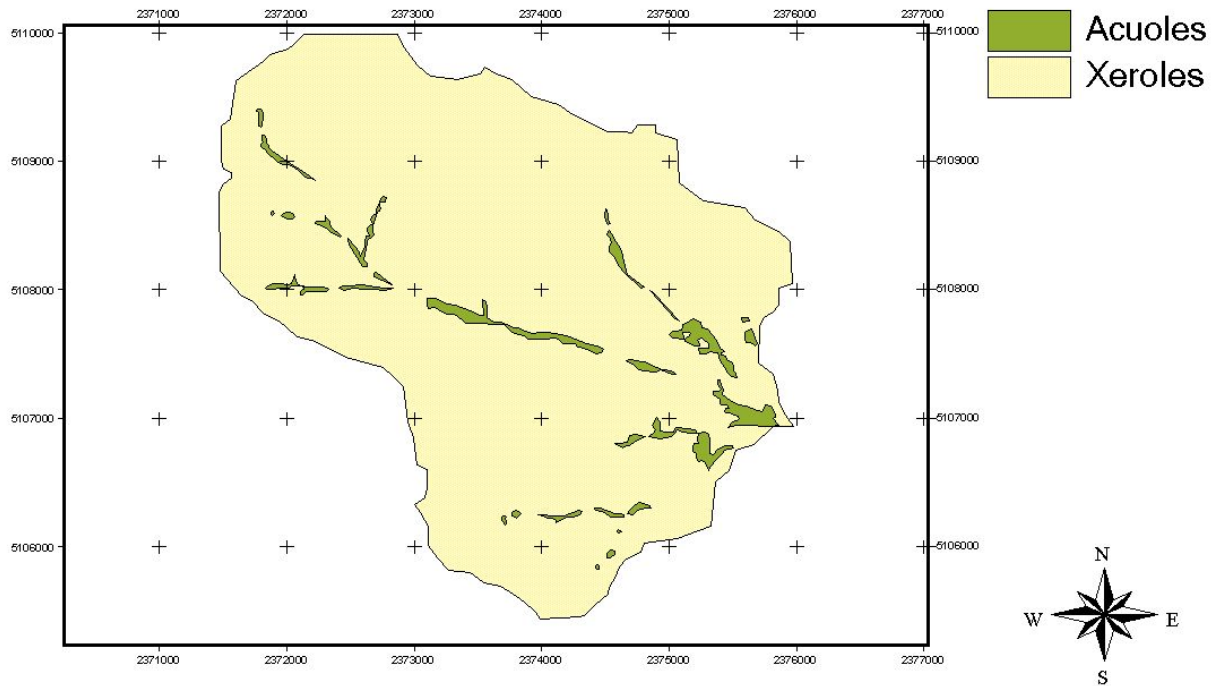


Imagen 3: Suelos.

1.3.3. *Clima*

La temperatura media anual histórica calculada con la serie de datos 2000 – 2008 es de 7,18 °C y la precipitación media anual, de 290 mm. El gráfico 3 muestra los promedios mensuales de la temperatura media junto a la precipitación para esta serie de datos. La amplitud térmica media es de 13,3° C.

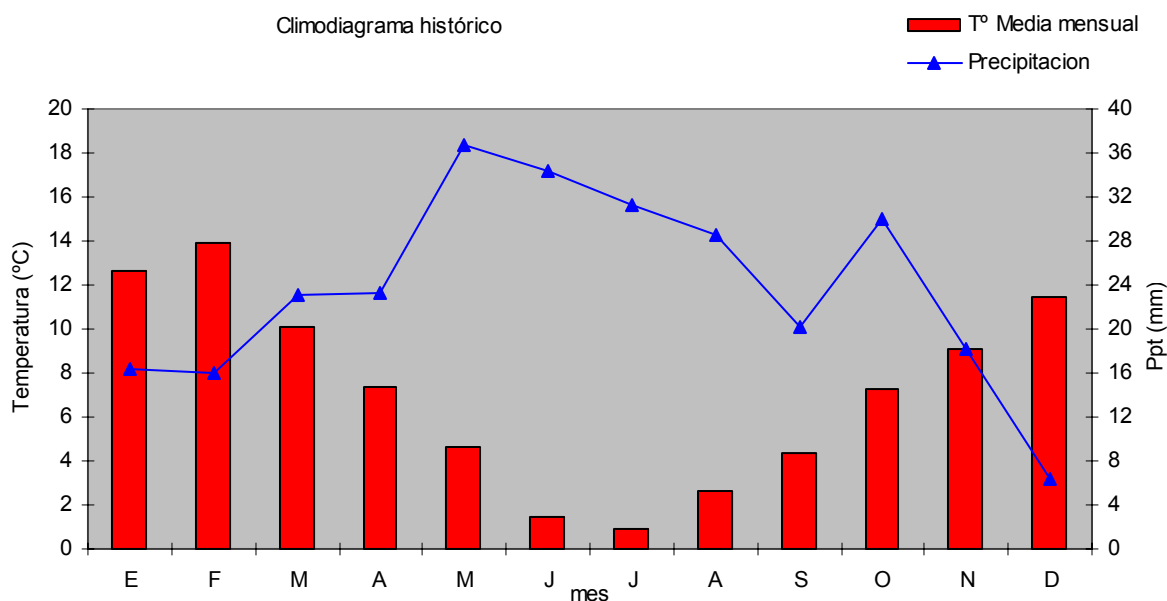


Gráfico 3: Climodiagrama histórico.

Referencias: Temperaturas medias mensuales (°C) y precipitaciones pluviales (mm) promedio del período comprendido entre el año 2000 y 2008.

Como muestra el gráfico 3, el régimen de precipitaciones es mediterráneo, con lluvias concentradas en el invierno y con veranos secos (Arbunies, 1997). El climodiagrama de Walter-Lieth (Viessman y Lewis, 2003) permite determinar el período de déficit hídrico que corresponde a los meses comprendidos en el intervalo del eje de abscisas en que la línea de precipitación se halla por debajo de la de temperaturas medias (López Cadenas del Llano, 1998). En este caso, el período de déficit hídrico para un año promedio, está comprendido entre los meses de noviembre y febrero, mientras que para el período analizado ocurrió entre los meses de octubre 08 y marzo 09 (Gráfico 4).

Los vientos del oeste son dominantes representando el 57% de las observaciones. Este porcentaje aumenta a 70% si se consideran los vientos del NO y SO. Durante los meses invernales, la frecuencia del viento norte alcanza un valor alto (20%) debido a la circulación anticiclónica en torno al centro de la provincia, elevado y continental, que está sobre enfriado (Coronato y Del Valle, 1988).

La velocidad media es de $17,5 \text{ km h}^{-1}$ con valores que superan ampliamente la media en los meses de primavera y verano.

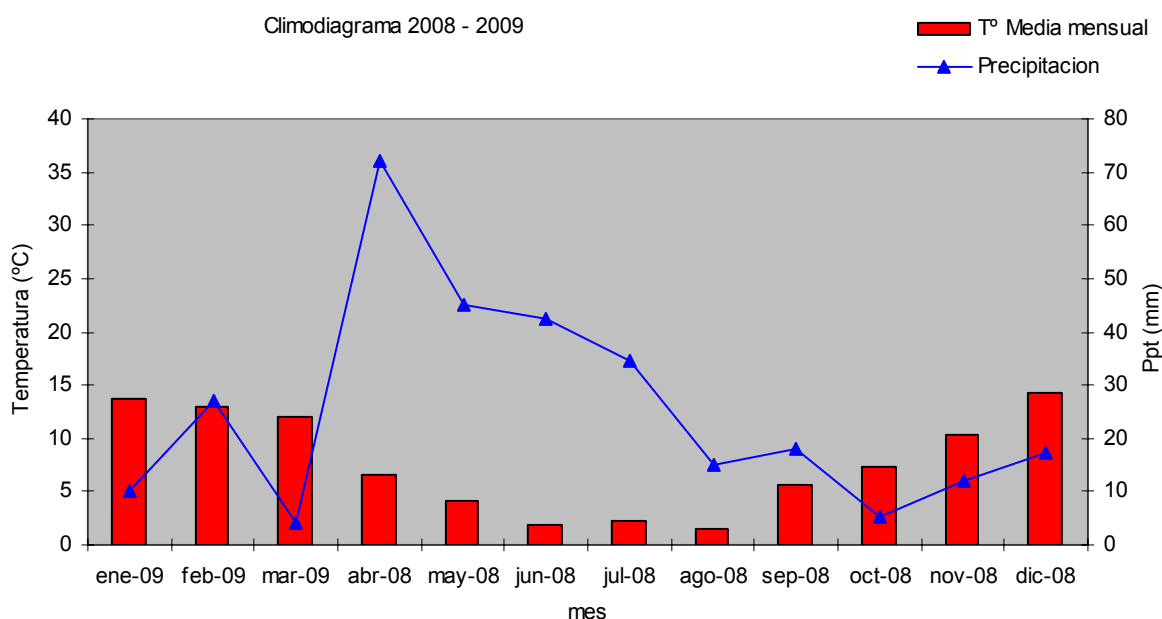


Gráfico 4: Climodiagrama 2008 – 2009.

Referencias: Temperaturas medias mensuales (°C) y precipitaciones pluviales (mm) del período comprendido en el año hidrológico 2008 - 2009.

La precipitación media del ciclo 2008/2009 registrada por la estación meteorológica, es de 303,6 mm, sin embargo, al comparar los datos con los registros manuales del pluviómetro / nivómetro, se ha notado que la estación subestima las precipitaciones ocurridas por debajo de los 0 °C ya que no registra los eventos de precipitación nival, siendo el volumen subestimado para el ciclo, de aproximadamente 50 mm. De este modo, se consideró una precipitación total del período analizado de 363,6 mm.

A su vez, los pluviómetros colocados en diferentes cotas, revelaron cierta homogeneidad espacial de las precipitaciones. Se compararon estadísticamente los registros de 6 pluviómetros colocados a diferentes cotas en 6 momentos diferentes. El análisis de comparación de medias no mostró diferencias significativas entre dichos pluviómetros, por lo que se consideraron las precipitaciones espacialmente homogéneas y no se elaboraron mapas de isoyetas.

En comparación con los registros históricos, las precipitaciones de este ciclo fueron más abundantes y más concentradas en los meses de abril a julio y las temperaturas fueron también superiores excepto para el mes de agosto que resultó apenas más baja.

1.3.4. Cobertura vegetal

La micro cuenca se halla cubierta, fundamentalmente, por vegetación herbácea arbustiva excepto en las áreas bajas de los valles y fondo de ciertas cárcavas donde la fisonomía es de pradera.

En las vertientes dominan coberturas entre 20 y 60 %. La fisonomía es muy homogénea, herbácea arbustiva con dominio de *Festuca pallescens* y diferentes especies del género *Stipa* en el estrato

herbáceo, acompañado de *Poa ligularis*, *P. lanuginosa*, *F. argentina* y en menor medida, *Bromus setifolius* y *F. pirogea*.

Entre los arbustos domina *Mulinum spinosum* y *Senecio filaginoides* en combinación con *Nassauvia aculeata*, *Azorella. sp*, *Berberis. sp*, *Ephedra frustillata* y *Tetraglochin caespitosum*.

Hay presentes algunas hierbas como *Arjona tuberosa*, *Cerastium arvense*, *Viola maculata* y *Acaena pinnatifida*.

Las áreas de valle están cubiertas por mallines dulces con fisonomía de pradera cuya área húmeda o central se observó con agua muy cercana a la superficie incluso en el período más seco; el suelo tiene en los primeros 20 cm gran abundancia de materia orgánica y raíces entrelazadas. La cobertura es del 100 % principalmente con especies gramínoideas como *Juncus. sp*, *Carex. sp* y *Eleocharis. sp*. También abundan gramíneas de los géneros *Poa. sp*, y *Phleum. sp* y algunas hierbas como *Trifolium. sp*.

El área intermedia o subhúmeda posee los suelos saturados durante el período invernal, y al igual que en el sector central, las napas se mantienen cercanas a la superficie durante el período seco, sin embargo el anegamiento que sufre este sector es menos prolongado. La cobertura vegetal es del 100% aunque a diferencia del sector central, las especies más hidrófilas como *Juncus. sp*, *Carex. sp* y *Eleocharis. sp*, aunque están presentes, son menos abundantes y dominan gramíneas de los géneros *Poa. sp*, y *Phleum. sp* e hierbas como *Trifolium sp* y *Acaena. sp*.

El área periférica o seca de los mallines por lo general no sufre anegamiento y la napa profundiza durante los meses estivales, los suelos son más arenosos y menos ricos en MO. La cobertura vegetal es de alrededor del 80% dominada fuertemente por *Festuca pallescens* con presencia de otras especies de mallín en menor abundancia.

A partir de los datos de cobertura y los de NDVI, se obtuvo el siguiente modelo con n: 40; R²: 0,8027, significativo a p<0,001.

$$y = -118,22x^2 + 174,98x + 35,41.$$

Ec. 5

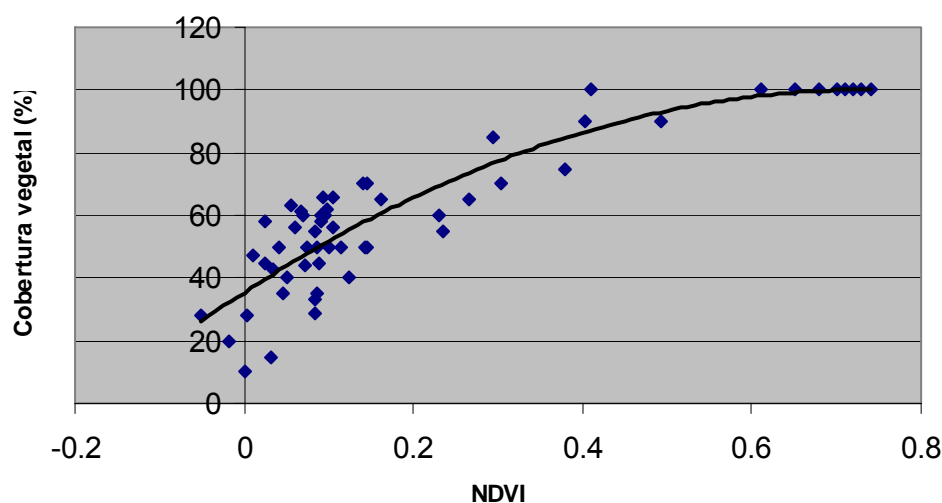


Gráfico 5: Regresión polinomial de 2º grado, entre valores de NDVI y cobertura vegetal (%).

Por el alto coeficiente de determinación, se considera al modelo, una buena herramienta para predecir el valor de cobertura de todos los píxeles de la imagen.

Se obtuvo la imagen de cobertura vegetal (Imagen 4) con resolución 30 x 30 m a partir de la aplicación del modelo logrado (Ecuación 5) y muestra los valores de cobertura vegetal para toda la micro cuenca en rangos de porcentajes.

Luego la imagen fue reclasificada de acuerdo a las necesidades de los modelos de número de curva y Ecuación universal de Pérdida de suelo (EUPS), que se aplicaron en el capítulo II.

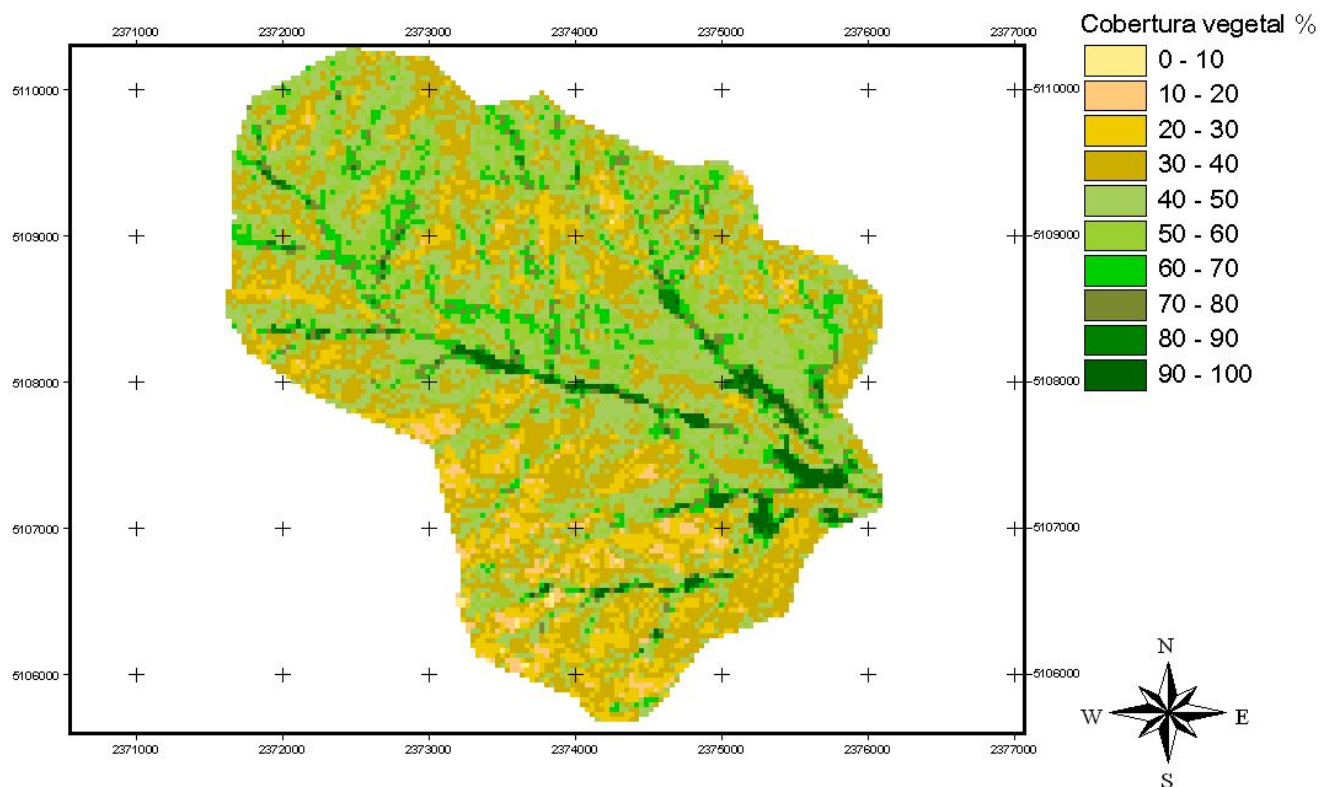


Imagen 4: Imagen rasterizada de cobertura vegetal.

1.3.5. Determinación de áreas de ganancia y pérdida de agua y sedimentos

La imagen 5, es una reclasificación de la imagen de acumulación de flujo. El valor de cada píxel indica la cantidad de píxeles que desaguan en él. Por ejemplo, a cada hectárea identificada con color castaño, le aportan agua y sedimentos, de 0 a 3 hectáreas y corresponden a pampas altas, crestas de sierras y media loma alta. Con amarillo se discriminaron áreas que poseen entre 3 y 10 píxeles de aporte, correspondientes generalmente a medias lomas. La clasificación de 10 – 50 píxeles de aporte corresponde a las pampas bajas y medias lomas bajas. En estas áreas los suelos son más profundos y

permanecen saturados durante el invierno y principios de primavera. Finalmente las áreas con más de 50 píxeles de aporte corresponden a la red de drenaje donde se desarrollan los mallines.

Acumulación de flujo

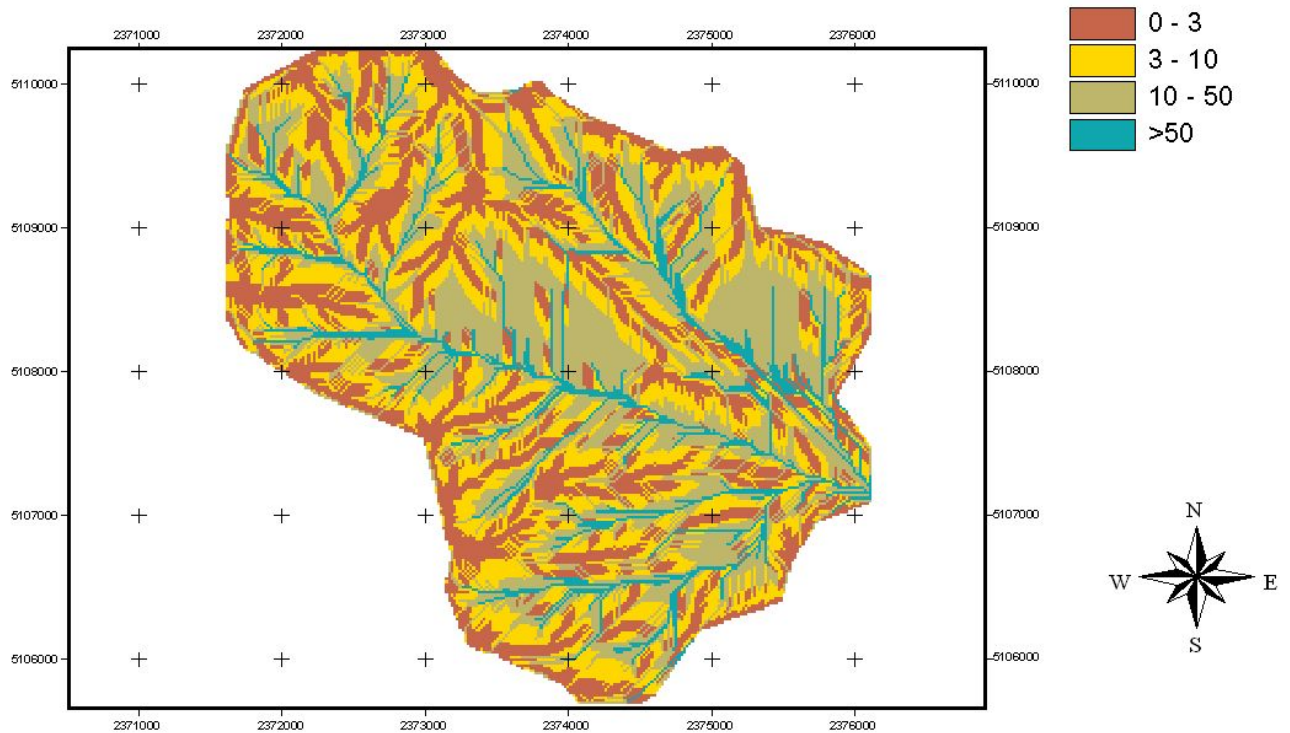


Imagen 5: Imagen raster de acumulación de flujo.

A fin de validar la imagen 5, se correlacionaron los valores de acumulación de flujo con la profundidad de suelo (tabla 1) determinada a campo de los 16 sitios de muestreo en estepa obteniendo un valor de r , no significativo para $p < 0,001$, de 0,64. Probablemente se precisen más repeticiones para lograr un mejor ajuste.

Tabla 1: Valores de acumulación de flujo (sin unidad) y profundidad de suelo (cm) sometidos a un análisis de correlación.

Nº MUESTRA	Acumulación de flujo	Profundidad de suelo (cm)
sitio1	4	30
sitio 2	9	60
sitio 3	6	45
sitio 4	8	45
sitio 5	41	45
sitio 6	41	100
sitio 7	21	30
sitio 8	17	45
sitio 9	7	45
sitio 10	10	45
sitio 11	12	30
sitio 12	39	100
sitio 13	2	45
sitio 14	29	60
sitio 15	28	60
sitio 16	25	100

Casamiquela (1987) describió los mallines como cuerpos sedimentarios que rellenan los cañadones patagónicos de génesis postglacial o actual, coronados por un suelo húmico, propicio para el crecimiento de una asociación vegetal típica. A su vez, Iriondo *et al* (1974), proponen la pendiente como variable principal para determinar tipos de mallines. Consideran que este factor rige directa e indirectamente las modificaciones de las otras variables como vegetación, suelo y dinámica del agua. Acorde a estas descripciones, el principal factor formador de los mallines en rosario que se desarrollan en la micro cuenca parece ser la geomorfología, ya que en áreas con gran superficie de aporte pero con pendiente pronunciada, no se desarrollan mallines. A su vez, las áreas de estepa que resultan captoras de recursos, podría esperarse que estén atravesando actualmente un proceso de formación de mallín y que si se prolonga en el tiempo el buen estado de conservación de la micro cuenca, estas áreas se transformen en mallines.

1.3.6. Selección de los sitios de muestreo

Como criterios para definir los sitios en áreas de estepa se tomaron las 2 principales exposiciones (sudeste y nordeste) y los 2 principales grupos de pendientes (10 y 32 %) utilizando las imágenes generadas. A su vez, se clasificó según grupo hidrológico (A y B), ya que a pesar de no haber hallado un patrón de distribución espacial, se determinó la presencia de ambos grupos y resultó ser un factor determinante, fundamentalmente, para el escurrimiento superficial. Se instalaron 16 sitios de muestreo en estepa, 2 en cada combinación de factores y 6 sitios en áreas de mallín, seleccionando 2 mallines

con 1 sitio por sector (3 sitios por mallín). De este modo también quedaron representados los 3 grandes grupos de cobertura vegetal (<50%; 50 – 75% y >75%).

Los mallines elegidos se ubican, uno en el nacimiento de la red donde confluyen los cursos de agua más elevados, a 910 m snm y otro a la salida de la micro cuenca, a 830 m snm.

1.4. Conclusiones

- Las herramientas aplicadas permitieron describir el área de estudio y generar los mapas requeridos.
- A través de la combinación de dichos mapas, se logró determinar los puntos de muestreo.

CAP II: TRANSFERENCIA Y EXPORTACIÓN DE AGUA Y SEDIMENTOS

2.1. Introducción

Los mallines son ambientes de relieve plano – cóncavo, en posiciones relativas bajas del paisaje que reciben aportes de agua superficiales y/o sub-superficiales (Bran *et al*, 1998) como también sedimentos desde la zona periférica vertiente o área de aporte que en el sistema fisiográfico que se analiza, se caracteriza por la presencia de pastizales esteparios sobre cordones serranos, cañadones y conos de deyección (Coronato y Del Valle, 1988). La cantidad de agua y el modo en que llega a las zonas bajas de acumulación, están directamente relacionados a las características de su cuenca de aporte, a su forma, tamaño, relieve, cobertura vegetal y tipo de suelo, entre otros, por lo que el estudio hidrológico de las diferentes áreas debe ser conjunto. Para conocer el comportamiento hidrológico de los mallines, es preciso analizarlo junto con el de su área de aporte.

Se ha abordado el estudio hidrológico de mallines desde diversos ángulos aunque no se observaron precedentes sobre su relación con el área de aporte. Un grupo de investigadores de 3 instituciones, UNPat - ITAMA – UNCOMA (2007), presentaron un informe preliminar donde llevaron a cabo modelizaciones hidrológicas para determinar balances y caudales potenciales de riego en el gran mallín del arroyo Genoa. Cremona *et al* (1996), demostraron no hallar relación entre los contenidos hídricos del suelo y la condición de un pastizal periférico de coirón blanco.

Muchos estudios sobre mallines y humedales proponen para su análisis la individualización de las áreas periférica, intermedia y central (Cassola, 1988; Burgos *et al*, 1996; Cremona *et al*, 1996; Johnston *et al*, 2001), presentando la primera, déficit hídrico durante los meses de verano y otoño mientras que las áreas intermedia y central, no lo presentan en ningún momento para los años analizados (Burgos *et al*, 1996; Lanciotti *et al*, 1992).

Lanciotti *et al* (1992), determinaron que existen diferencias en el movimiento y almacenaje del agua en los distintos sectores de los mallines de la cuenca, existiendo un gradiente altitudinal de humedad, preservándose a mayores cotas, por más tiempo el agua en el perfil. Concluyeron que el agua retenida en la red de mallines escurre lenta y subsuperficialmente durante la estación de crecimiento; comportamiento que observaron tanto en el área central como en la intermedia y periférica, revelando a su vez, la importancia para el estudio hidrológico de los mallines, su relación con la estepa como área de aporte.

En este capítulo se planteó como objetivo intermedio, determinar el balance hídrico de estepa como insumo para obtener, a posteriori, el balance hídrico de los mallines.

El balance hídrico refiere al principio de conservación de la masa donde las entradas al sistema equivalen a las salidas más la diferencia de almacenamiento. Dependerá de cada sistema y de la escala de trabajo, la ecuación que mejor explique el flujo hídrico. En las áreas de estepa, el agua ingresa a través de la precipitación, una parte escurre (superficial y subsuperficial), otra parte se pierde por evapotranspiración y otra parte infiltra, almacenándose en el suelo (agua útil) o sobrepasando el perfil que exploran las raíces (percolación) resultando la siguiente ecuación.

Almacenamiento = Precipitación – Evapotranspiración – Escurrimiento – Percolación

Ec. 6

En áreas de mallín, por su parte, el balance difiere, dado que se suman al balance anterior los aportes por escurrimiento superficial y subsuperficial y percolación desde la estepa, quedando planteado el siguiente balance:

Almacenamiento = Precipitación + Percolación desde la estepa + Escurrimiento superficial y subsuperficial desde la estepa – Evapotranspiración – Escurrimiento desde el mallín

Ec. 7

El estudio del comportamiento del agua en un sistema, es complejo y refleja mucha incertidumbre (Sherlock *et al*, 2000). Se ha desarrollado una amplia metodología para determinar a diferentes escalas, los factores involucrados en un balance hídrico, sin embargo, puede resultar dificultoso elegir la metodología apropiada.

En muchas ocasiones, para aplicar diferentes modelos hidrológicos, es necesario dividir el área a estudiar en unidades de menor superficie y comportamiento homogéneo, las cuales se denominan unidades hidrológicas. A su vez, dentro de estas unidades pueden utilizarse técnicas de medición a campo, o bien aplicarse modelos (López Cadenas del Llano, 2003).

Los factores que intervienen en cada compartimiento del balance hídrico son numerosos dificultando su medición, por lo cual usualmente las técnicas de medición a campo se utilizan en pequeñas escalas de trabajo, por su alta demanda de tiempo y dinero como balances en laderas o pequeñas áreas específicas (Sherlock *et al*, 2000; Weiler y McDonnell, 2002).

Respecto a los modelos para determinar evapotranspiración, el manual 56 de FAO (Allen *et al*, 1998) sugiere el empleo del método Penman modificado argumentando que probablemente proporcione los resultados más satisfactorios. El método FAO Penman Monteith utiliza datos climáticos estándar que pueden ser fácilmente medidos o derivados de datos comúnmente relevados. Hay muchos otros modelos que estiman la evapotranspiración con menor necesidad de datos de entrada, aunque también, mayor incertidumbre.

Escorrentía se considera al total del agua que circula por los cauces superficiales y resulta de la suma de la escorrentía superficial, subsuperficial y subterránea:

- Escorrentía superficial: fracción de la precipitación que no se infiltra y discurre libremente sobre la superficie del terreno hasta alcanzar los cursos de agua superficiales
- Escorrentía subsuperficial: parte del agua que infiltra, escurre a escasa profundidad y puede retornar, en algunos casos, a la superficie, alcanzando un curso de agua
- Escorrentía subterránea: parte del agua que infiltra y alcanza la zona saturada. Eventualmente, puede llegar a un curso de agua superficial.

Para determinar el escurrimiento superficial y subsuperficial, suelen utilizarse modelos empíricos tales como el del CN (USDA, SCS. 1972), modelos paramétricos, o el análisis de hidrogramas si se cuenta con aforos.

El método del CN, estima el escurrimiento directo considerando el escurrimiento superficial y subsuperficial. Para ello se utilizan las curvas numéricas que indican la proporción de escorrentía (USDA, SCS. 1972). Es un método muy simple y ampliamente utilizado. En los últimos años muchos investigadores han aplicado esta metodología apoyados en herramientas de teledetección para determinar el escurrimiento superficial, como Mishra *et al* (2007) y Patil *et al* (2008) para cuencas de

India y Kurczyn *et al* (2007) para el Valle de Guadalupe, México. Feyereisen *et al* (2008), utilizó el método para comparar el escurrimiento a escala de lote, para 2 sistemas de labranza, convencional y conservacionista. Zimmermann (2006), aplicó el método del número de curva junto a la metodología de balance hídrico de Thornthwaite para determinar la infiltración neta en el sur de Santa Fe, Argentina. Del mismo modo, Scozzafava y Tallini, (2001), obtuvieron valores de infiltración neta para el macizo Gran Sasso de Italia. Tyagi *et al* (2008), probaron la utilidad del concepto de proporcionalidad del método del NC para determinar la producción de sedimentos en cuencas de India. En nuestro país es muy utilizada para el desarrollo de trabajos de campo como diseño de canales y pequeños diques (Fiorio, com. pers), probablemente debido a su simplicidad y al buen ajuste de sus resultados. Patil *et al* (2008), para cuencas de India, validó los datos predichos con el método con aforos a campo, logrando regresiones con alto grado de ajuste, con R^2 de 0,75; 0,86 y 0,89 para los niveles de humedad precedente I, II y III respectivamente. Otra gran ventaja de este método es poder predecir el escurrimiento basado en datos de precipitación y características de los suelos y la vegetación, donde no existen aforos de corrientes o datos hidrométricos (Martinez Menez, 1990).

Otros modelos muy utilizados son el método racional por su simpleza y claridad, y el HEC-HMS, un software que permite simular transformación de lluvia histórica o hipotética en escurrimiento, a través de un sistema que integra diferentes métodos hidrológicos, ya sea concentrados o distribuidos para el tránsito de caudales (Rapacioli, 2007).

Hay otros modelos tales como el ARHYMO que determinan tanto el escurrimiento como la erosión hídrica aplicando el método del número de curva (Viessman y Lewis, 2003).

Otros modelos que calculan la erosión hídrica son EUPS (USLE), RUSLE, MUSLE, CREAMS, WEPP. Los tres primeros corresponden a la Ecuación universal de pérdida de suelo y sus modificaciones. CREAMS utiliza los factores parametrizados de la EUPS y WEPP es un modelo cada vez más utilizado, que trata el problema de la erosión desde un punto de vista físico y descriptivo matemáticamente (López Cadenas del Llano, 1998).

La EUPS o USLE por sus siglas en inglés, es una formulación que sirve para obtener una cuantificación del suelo superficial que puede ser removido de la cuenca por acción combinada de precipitación y escorrentía. Esta relación ha sido muy difundida por parte del Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos (Farías *et al*, 2003) y a pesar de su denominación de 'universal', la misma ha sido testeada inicialmente para pequeñas cuencas agrícolas y su aplicación a cuencas naturales de escala importante induce cierto nivel de incertidumbre. En la misma, la tasa de erosión potencial por unidad de superficie (A) se expresa como el producto de 6 factores que se explican más adelante.

No todo el suelo perdido que calcula la EUPS se deposita en el sistema de las corrientes y arriba automáticamente a un punto determinado, sino que se deposita en diversos sitios en la cuenca acuífera. Así pues, el material que se transporta hacia algún punto de interés, es la producción de sedimentos (Kirkby y Morgan, 1994) y se calcula a través de ecuaciones predictivas como la presentada por Williams y Berndt en 1972, incorporando un coeficiente de emisión. Este resultado determina la cantidad de suelo desprendido por erosión laminar de las vertientes que efectivamente se deposita en los mallines ubicados en las partes bajas de la micro cuenca. Para aumentar la precisión y

eliminar la necesidad del coeficiente de emisión, la USLE fue modificada por Williams en 1975 obteniendo la MUSLE y permitiendo a su vez, calcular los sedimentos producidos en cada evento de precipitación (López Cadenas del Llano, 1998).

A su vez, para determinar la pérdida de suelo a campo pueden utilizarse parcelas de erosión, aunque hay investigadores como Hudson que en su publicación de FAO N° 68 (Hudson, 1997), critica el uso y los resultados que arrojan las parcelas. Es aprobado su uso cuando se buscan resultados comparativos y cualitativos, es decir que serían útiles, por ejemplo, para comparar la pérdida de suelo en un mismo sitio bajo diferentes sistemas de labranza, o con diferente cobertura vegetal de modo cualitativo. Por el contrario, cuantificar el agua y los sedimentos que se pierden de una parcela, arrojarían un dato poco confiable, dado que los factores que determinan el escurrimiento son muchos y muy variables espacialmente. Dentro de los factores agroclimáticos, se pueden enumerar, cantidad, intensidad y duración de la lluvia; distribución en el tiempo y espacio de las precipitaciones, condiciones precedentes de humedad edáfica, valor de la evapotranspiración; intercepción por la cubierta vegetal, variable según la especie, densidad y época del año. Por otro lado, dentro de los factores fisiográficos, se encuentran la extensión, forma y pendiente media de la cuenca, condiciones de la superficie del terreno como tipo de suelo, permeabilidad y densidad de la red hidrográfica (López Cadenas del Llano, 1998). Siendo tanta la variabilidad espacial, resulta difícil representar todo el terreno con parcelas de erosión. Sin embargo, Terrón y López de Meneses (1997), mencionan que probablemente, el dato que surge de las parcelas sea el más seguro; hablando de parcelas tipo, de 22 m por 1,8 m. A su vez, mencionan que parcelas de 1m² permiten investigar la infiltración y la salpicadura pero son demasiado pequeñas para estudiar el flujo superficial. Porta *et al* (2003) mencionan que las micro parcelas pueden presentar dificultades al tener que establecer factores de escala para poder transferir los resultados a la escala real. En este trabajo se propuso el uso de parcelas de erosión a fin de comparar los datos obtenidos con los resultados de los modelos.

Respondiendo al objetivo particular 1 citado en la introducción de esta tesis, en este capítulo se espera interpretar la dinámica hídrica que caracteriza la micro cuenca, cuantificar los volúmenes de agua y sedimentos que se transfieren de la estepa hacia los mallines y de estos hacia fuera de la cuenca, para determinar su importancia como reservorio de ambos recursos y para establecer, a posteriori, los volúmenes de acumulación y exportación de N y P.

2.2. Materiales y métodos

Propuesta metodológica general:

A través de los balances hídricos y de sedimentos de las áreas de estepa y de mallín, se espera demostrar la capacidad que poseen estos últimos de retener y utilizar estos recursos.

Para determinar el volumen de agua que se transfiere del área vertiente hacia los mallines, se planteó el balance hídrico (Ec. 6) que fue aplicado para toda el área de estepa.

Una vez obtenido cada factor del balance, se planteó el balance hídrico para el área de mallines (Ec. 7) de modo de obtener así, la cuantificación de su capacidad de almacenamiento hídrico.

Respecto a los sedimentos, se desarrollaron diferentes modelos para determinar su producción en las vertientes y se calculó el poder de almacenamiento de los mallines a través de un balance.

2.2.1. Balance hídrico en áreas de estepa

2.2.1.1. Escurrimiento superficial y subsuperficial

Las curvas numéricas son una representación general de los coeficientes de escurrimiento. Fueron obtenidas por el Servicio de Conservación de Suelos de EEUU basados en la observación de hidrogramas procedentes de varias tormentas en diferentes áreas. Estas curvas dependen del tipo de suelo, condición hidrológica de la cuenca, uso del suelo, con su tratamiento y condición de humedad antecedente. Las tablas que se utilizan para determinar los Números de curva (NC) tienen en común la no inclusión de la pendiente como parámetro decisivo, ya que las tierras cultivadas en Estados Unidos, en general, tienen pendientes inferiores al 5% y este rango no influye en el Número de curva. En 1978, Sprenger, trabajando en suelos de África, incluyó el factor pendiente y construyó nuevas tablas que fueron utilizadas en este trabajo.

Una vez asignado un número de curva a una determinada área utilizando tablas preestablecidas, se obtuvo el valor de retención máxima potencial (S) en mm:

$$S = (25400 / CN) - 254$$

Ec. 8

Y finalmente, el volumen de escurrimiento medio:

$$Q = (P - 0,2S)^2 / P + (0,8xS)$$

Ec. 9

Donde,

Q = escurrimiento medio en mm

P = precipitación por evento en mm

(USDA, SCS. 1972).

Se reclasificaron los mapas de cobertura vegetal (ver 1.4.4) y pendientes (ver 1.4.1.2) en función de las tablas existentes de NC. A partir del álgebra de los mismos y considerando un potencial de escurrimiento promedio entre A y B, se obtuvieron 8 clases. Luego, al considerar para cada clase, la condición de humedad antecedente, se obtuvieron los 24 números de curva posibles para el área de estepa (tabla 2). Al aplicar los mm de precipitación de cada evento, se obtuvo el volumen de escurrimiento producido sobre cada una de las clases y ponderando por la superficie de cada una, se obtuvo el valor de escurrimiento para toda la cuenca.

Se consideraron “eventos de precipitación” diferentes, a los sucedidos con espacio temporal superior a 6 horas. Se supuso que dichos eventos son de distribución uniforme espacialmente y de intensidad constante.

Para determinar el número de curva se utilizaron los datos correspondientes a “pastizales” bajo las condiciones hidrológicas mala (<50% de cobertura) y regular (50-75% de cobertura) (López Cadenas de Llano, 1998). Con la cobertura vegetal clasificada en 2 rangos, la pendiente en 4 rangos y para las

3 condiciones de humedad antecedente, se presentan los 24 números de curva posibles para el área de estepa (tabla 2).

Tabla 2. Números de curva de la micro cuenca.

Cobertura Vegetal (%)	<50				50 – 75			
	<5	05-10	10-20	>20	<5	05-10	10-20	>20
Pendiente (%)								
Condición I	56,5	59,5	61,5	62,5	44,7	47,7	49,7	51,7
Condición II	73,5	76,5	78,5	79,5	61,7	64,7	66,7	68,7
Condición III	87,5	90,5	92,5	93,5	80,2	83,2	85,2	87,2

2.2.1.2. Precipitación

Debido a la homogeneidad espacial de las precipitaciones (ver 1.4.3), se utilizaron los datos registrados en la estación meteorológica para toda la micro cuenca por igual. Dichos registros fueron corregidos para los eventos de precipitación nival con los datos registrados por el tambor.

2.2.1.3. Evapotranspiración

Se aplicó el método de FAO Penman Monteith determinando los datos faltantes a través de la metodología propuesta en el manual de FAO N° 56 (Allen *et al*, 1998).

Se determinó la evapotranspiración mensual por adición de los valores de evapotranspiración diaria.

Para el área de estepa se tomó un valor de Kc de 0,4 y para el área de mallines, de 1 (Doorenbos y Pruitt, 1977).

2.2.1.4. Almacenamiento

Se determinó el almacenamiento real y el almacenamiento teórico.

Para determinar el almacenamiento real se muestreó, a fin de cada estación, con barreno las profundidades 0-15, 15-30, 30-45, 45-60 y 60-100 cm, o hasta hallar una limitación física. Las muestras se secaron en estufa obteniendo el % de humedad por gravimetría. Se determinó densidad aparente de cada horizonte en cada punto de muestreo, a fin de convertir los valores de humedad en mm almacenados. Para esto, ante la dificultad de extraer muestras intactas a profundidad, se determinó la textura de cada horizonte y se aplicó una tabla que relaciona las clases texturales del suelo con la densidad aparente en g cm⁻³ (NRCS). El valor de almacenamiento en mm se obtuvo de multiplicar el porcentaje de humedad, por la densidad aparente de cada porción de suelo, por su profundidad y sumando finalmente los milímetros almacenados de cada horizonte del perfil.

Finalmente, dada la relación entre la profundidad de suelo y la capacidad de almacenamiento del mismo, y su manifiesta relación con el área de aporte determinado con la herramienta “flow accumulation” del programa Arc View GIS 9.2; se utilizó la imagen 5 (ver 1.4.5), asignándole un valor de almacenamiento a cada una de las 3 clases definidas para área de estepa. Para ello se promediaron los valores de almacenamiento determinados a campo de todos los sitios que cayeron bajo cada una de las 3 clasificaciones.

Por otro lado se hizo la determinación del almacenamiento teórico a través del balance hídrico.

En primer lugar se determinó la capacidad de retención hídrica mínima y máxima de los suelos de estepa. Para determinar la capacidad mínima de almacenamiento, se promediaron los valores de humedad obtenidos a campo de los primeros 15 cm de los 16 puntos de muestreo de abril 2008. Para determinar la capacidad máxima de almacenamiento, no fue posible aplicar la misma metodología debido a que en el muestreo de junio, varios sitios se hallaron en condiciones de saturación. En este caso se tomó un valor de capacidad de campo estimado a partir de bibliografía (Buckman y Brady, 1966) y en función de la textura predominante de los suelos.

Se asume finalmente que la capacidad almacenamiento hídrico del suelo llega al mínimo en casos de extrema sequía y se representa en el balance con el valor de volumen capacidad de almacenamiento hídrico mínimo. Mientras que cuando la capacidad de almacenamiento hídrico del suelo se encuentra en el punto máximo, toda agua que supere este valor, no podrá almacenarse y por efecto de la gravedad, percolará.

Entonces, en el balance mensual,

Si, $(\text{Almacenamiento inicial} + \text{Precipitación} - \text{Evapotranspiración} - \text{Esguerrimiento}) \leq \text{capacidad mínima de almacenamiento} \Rightarrow (\text{Almacenamiento final} = \text{capacidad mínima de almacenamiento})$ Ec. 10

y

Si, $(\text{Almacenamiento inicial} + \text{Precipitación} - \text{Evapotranspiración} - \text{Esguerrimiento}) \geq \text{capacidad máxima de almacenamiento} \Rightarrow (\text{Almacenamiento final} = \text{capacidad máxima de almacenamiento})$ Ec. 11

2.2.1.5. Percolación

Como se mencionó en el punto anterior, se asume que toda agua que alcance el suelo en estado de capacidad de campo, no podrá almacenarse y por efecto de la gravedad, percolará. Por lo tanto, en el balance mensual se calculó del siguiente modo:

Si, $(\text{Almacenamiento inicial} + \text{Precipitación} - \text{Evapotranspiración} - \text{Esguerrimiento}) \geq \text{capacidad máxima de almacenamiento}$

se estima,

$\text{Percolación} = \text{Almacenamiento inicial} + \text{Precipitación} - \text{Evapotranspiración} - \text{Esguerrimiento} - \text{capacidad máxima de almacenamiento}$

Ec. 12

2.2.2. Balance hídrico en áreas de mallín.

A fin de registrar el comportamiento de la napa, se colocaron 3 freáticos a 2 m de profundidad en los 2 mallines analizados, uno en cada zona hidrológica (central, intermedia y periférica). Se observaron las fluctuaciones freáticas periódicamente en el mallín ubicado a mayor altitud (910 m snm) y el ubicado a menor altitud (830 m snm).

Se estimó la capacidad de almacenamiento hídrico de los mallines a partir de la ecuación de balance (Ec. 7). Precipitación, Percolación desde la estepa y Esguerrimiento superficial y subsuperficial desde la estepa, se calcularon del modo mencionado precedentemente; Evapotranspiración se determinó, al igual que para el área de estepa, con la metodología de FAO Penman Monteith (Allen *et al*, 1998) aunque aplicando el coeficiente de vegetación correspondiente a mallines, de 1 y el esguerrimiento superficial saliente se determinó a través del aforo mensual del caudal de salida. Para esto se aplicó el

método de la “sección de control” (Viessman y Lewis, 2003), estableciendo una sección uniforme en el arroyo de salida y utilizando un flotador y cronómetro para determinar velocidad y varillas marcadas al centímetro para determinar la sección media.

A fin de unificar las unidades y lograr incorporar en el balance a todos los factores, se multiplicó cada uno por la superficie que afectan, obteniéndose valores expresados en volumen de agua (m^3).

2.2.3. Determinación de la pérdida de suelo y escurrimiento superficial a campo

Se instalaron 16 micro parcelas de erosión en sitios donde se determinaron diferentes potenciales de pérdida de suelos y agua superficial. El objetivo fue contrastar con trabajo a campo, todos los resultados provenientes de la aplicación de fórmulas que no han sido muy utilizadas en la zona. Se tomaron los recaudos que menciona Hudson en su publicación de FAO (Hudson, 1997). Dichas parcelas, de $1,4 m^2$ cada una, se ubicaron en pendiente de modo que la boca de descarga vertiera el agua de escurrimiento en un receptor conectado a una manguera, y ésta a un bidón de 20 L cuyo contenido se recolectó mensualmente (Imagen 6).

En laboratorio se cuantificó el agua de escurrimiento, se evaporó en estufa y finalmente se pesaron los sedimentos.

Se realizó un análisis de componentes principales con Infostat (2008), relacionando la pérdida de suelos y escurrimiento observados en las micro parcelas, con variables ambientales.



Imagen 6. Fotografía de una micro parcela de erosión instalada.

2.2.4. Estimación de la transferencia de sedimentos de las vertientes hacia la red de mallines

A fin de determinar la producción de sedimentos de cada área, se aplicó en primer lugar la EUPS según indican los autores del modelo, luego ajustando el factor K con parcelas de erosión a campo y finalmente, un coeficiente de emisión. También se calculó la producción de sedimentos a través de la MUSLE.

2.2.4.1. Aplicación de la EUPS

La EUPS es un modelo paramétrico que permite evaluar las pérdidas de suelo por erosión laminar mediante la siguiente expresión:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Ec. 13

Donde:

A: pérdidas de suelo ($t\ ha^{-1}$)

R: índice de erosión pluvial ($J\ m^{-2}\ cm\ h^{-1}$)

K: factor de erosionabilidad del suelo ($t\ m^2\ h\ ha^{-1}\ J^{-1}\ cm^{-1}$)

L: factor longitud de pendiente (adimensional)

S: factor pendiente (adimensional)

C: factor cultivo (adimensional)

P: factor prácticas de cultivo (adimensional)

Conceptualmente, A se obtiene por el producto del resto de los factores. R, es el factor de erosionabilidad de la lluvia que mide su fuerza erosiva; K, factor erodabilidad del suelo, es el valor de la erosión por unidad de índice de erosión pluvial para un suelo determinado en barbecho continuo con una pendiente del 9% y una longitud de declive de 22,1m; L, factor longitud del declive, es la relación entre la pérdida de suelo para una longitud determinada y la pérdida para una longitud de 22,1 m del mismo tipo de suelo; S, factor pendiente, es la relación entre las pérdidas para una pendiente determinada y las pérdidas para una pendiente del 9% del mismo tipo de suelo; C, factor cultivo y ordenación, es la relación entre las pérdidas de suelo en un terreno cultivado en condiciones específicas y las pérdidas correspondientes para ese suelo en barbecho continuo; P, factor prácticas de conservación del suelo, es la relación entre las pérdidas de suelo con cultivo a nivel, en fajas y en terrazas y las pérdidas de suelo correspondientes a un cultivo en surcos según la pendiente (López Cadenas del Llano, 2003).

En el caso de pastizales naturales donde no se cultiva ni se hacen prácticas de conservación, P es 1. El factor R se calculó analizando información de registros históricos de lluvia; L y S se calcularon a partir del análisis de información cartográfica digital, C a partir de tablas y K del modo tradicional, utilizando las fórmulas propuestas por los creadores, aplicando un factor de estabilidad por rocosidad y también por despeje de la fórmula a partir del conocimiento del valor de pérdida de suelo en las parcelas de erosión, ya que como se mencionó anteriormente, las tablas y nomogramas formulados para la determinación de K, fueron desarrollados para suelos agrícolas ausentes de pedregosidad, con amplias diferencias respecto de la susceptibilidad a la erosión que los suelos de pastizales naturales (Serna y Echavarría, 2002).

-R. Índice de erosión pluvial

La erosividad pluvial es la capacidad potencial de la lluvia para provocar erosión en función de las características físicas de la misma (Rojas y Conde, 1985). Un valor en la escala de la erosividad pluvial depende, exclusivamente, de las propiedades de la lluvia y es independiente del suelo (Gaspari, 2007). El índice de erosión pluvial, según establecen Wischmeier y Smith, se define como el producto de la energía cinética de un aguacero por su máxima intensidad en 30 minutos (Kirkby y Morgan, 1994). Para desarrollar este cálculo se precisan datos de intensidad de la lluvia, sin embargo, en muchos sitios no es posible contar con estos registros pudiendo ser utilizado el índice de agresividad del clima de Fournier (1960) o su modificación. Arnoldus (1978) propuso una corrección del IF, en la que se

consideran no sólo la precipitación mensual del mes más húmedo, sino también la del resto de los meses. Este Índice Modificado de Fournier (IMF) se calcula de la siguiente forma:

$$IMF = \sum_{i=1}^{12} (pi)^2 / Pt$$

Ec. 14

donde,

IMF es el Índice Modificado de Fournier, *pi* es la precipitación media mensual y *Pt* es la precipitación media anual.

Arnoldus (1978) comprobó que el IMF se correlaciona mucho mejor que el IF con el índice de erosión pluvial de Wischmeier y Smith (1978) en zonas de África. Otros autores comprobaron este hecho en otras partes del mundo (Bergsma, 1980; Bolline *et al*, 1980).

Para obtener un valor representativo de R es necesario computar un ciclo al menos de 10 años (López Cadenas de Llano, 1998). En el presente estudio se analizaron los datos de los 9 años registrados por la estación meteorológica ubicada dentro de la cuenca a fin del período de trabajo (enero 2000 a enero 2009) y se obtuvieron valores de R aplicando el IMF.

-K. Factor de erodabilidad del suelo

El factor de erodabilidad del suelo se determina aplicando la siguiente ecuación

$$100K = (10^{-4} \times 2,71 \times M \times 1,14(12 - a)) + (4,2(b - 2)) + (3,23(c - 3))$$

Ec. 15

Siendo *a*, el % de materia orgánica (MO); *b*, el número correspondiente a la estructura del suelo; *c*, corresponde a clase de permeabilidad del perfil y *M* es el factor representativo de la textura.

Luego el factor debe ajustarse por pedregosidad. Romkens (1989) (en López Cadenas de Llano, 1998), se refiere a la pedregosidad que disminuye el valor del factor K. Las piedras y fragmentos de roca protegen el suelo del impacto de la gota de lluvia y actúan de "pavimento" protector.

Para determinar el valor de K, se trabajó dentro de los 16 sitios representativos. Se tomaron muestras compuestas de las cuales se analizó porcentaje de MO por el método de Walkley y Black (1934); se analizó la textura por el método de Bouyoucos (Dewis y Freitas, 1970) y la granulometría por tamizado en seco.

La permeabilidad del horizonte superficial, en todos los casos es muy alta, sin embargo, para ésta determinación es preciso tener en cuenta todo el perfil, y en todos los casos se evidencia gran porcentaje de rocosidad. A su vez, se observa a profundidad, horizontes con mayor contenido de arcilla dificultando la infiltración.

Por lo antedicho se evaluó en los 16 sitios de muestreo, la capacidad de infiltración base del suelo en el horizonte superficial. Se hicieron mediciones directas con un infiltrómetro de doble anillo de carga constante. En cada sitio se hicieron cuatro repeticiones registrando la velocidad de infiltración del agua en el perfil hasta que dicha velocidad fue constante (infiltración base) (USDA, 1999). Luego se convirtieron los datos de velocidad de infiltración, en clase de permeabilidad según la codificación establecida en el Soil Survey Manual (USDA - SCS, 1972).

Se obtuvo el valor de K para cada sitio y luego fueron promediados para obtener el K que caracteriza la micro cuenca.

Por otro lado, además de obtener el valor de K del modo predicho, a partir de la resolución de la fórmula con los datos físico químicos de los suelos, también se lo determinó del modo que sugieren Kirkby y Morgan (1994) y aplican Serna y Echavarría (2002). Se obtuvo el factor K por despeje de la EUPS tomando como valor de pérdida de suelo, el que surge de las micro parcelas de erosión.

Se calcularon los factores R, L, S y C individualmente para cada micro parcela y el valor de A se obtuvo a campo. Luego K se obtuvo por despeje de la ecuación 13 obteniéndose la ecuación 16.

$$K = A / (R \times L \times S \times C)$$

Ec. 16

Finalmente los valores de K de cada micro parcela fueron promediados para obtener el factor K de la micro cuenca.

-L.S. Factor topográfico

El factor L, longitud del declive, viene definido por λ , longitud del declive en metros y m, un exponente influenciado principalmente por la interacción entre la longitud del declive y la pendiente. La longitud se define como la distancia desde el origen de la escorrentía superficial hasta el inicio del depósito de sedimentos, o que la escorrentía se concentre en un cauce. Para su determinación se utilizaron las fórmulas desarrolladas por Wischmeier, en 1982 (López Cadenas de Llano, 1998).

Para obtener los valores de S, se recurrió al mapa de pendientes previamente desarrollado y se le aplicó la fórmula de S obteniéndose un mapa de dicho factor píxel a píxel. Al igual que para determinar el factor L, se utilizaron las fórmulas desarrolladas por Wischmeier en 1982 (López Cadenas de Llano, 1998).

-C. Factor cubierta vegetal

El factor cubierta vegetal del suelo representa la relación entre la pérdida de suelo con una cobertura dada y la que se produce en ese mismo suelo desnudo.

Para cada cobertura vegetal, Wischmeier y Smith (1978) y muchos otros investigadores, han desarrollado tablas que resumen los datos recopilados durante muchos años por el United States Soil Conservation Service en sus estaciones experimentales.

El suelo desnudo tiene un factor C de 1, mientras los suelos totalmente cubiertos tienen valores cercanos a 0.

Para obtener un mapa del factor C, se reclasificó el mapa de cobertura vegetal previamente desarrollado a fin de obtener rangos de cobertura acordes a los que pueden hallarse en las tablas.

-P. Factor prácticas de conservación.

Este punto refiere a prácticas de laboreo como cultivo a nivel, por fajas o en terrazas. En este caso, por tratarse de terrenos con ningún tipo de práctica de conservación, les corresponde un valor de P, de 1.

-Producción de sedimentos.

Como se mencionó anteriormente, la EUPS calcula la pérdida de sedimentos de una superficie dada siendo necesario el cálculo del coeficiente de emisión para determinar la producción de sedimentos.

La fórmula propuesta por Williams y Berndt (1972) es la siguiente:

$$CE = 1,366 \times 10^{-11} \times (\Omega - 0,998) \times \Delta \times 0,3629 \times NC \times 5,444$$

Ec. 17

CE= coeficiente de emisión

Ω = superficie de la cuenca en km²

Δ = relación desnivel / longitud del cauce (m km⁻¹)

NC: n° de curva

Es necesario calcular el coeficiente de emisión desde cada sector de estepa hacia las áreas bajas de recepción para lo cual, a partir de la observación de la imagen satelital Landsat y el modelo digital de elevaciones, se individualizaron cuatro sectores con características distintivas respecto de la diferencia altitudinal y la longitud del cauce.

Se digitalizaron los sectores y se rasterizaron los polígonos. Luego se combinó la imagen obtenida con la del número de curva, se realizaron los cálculos y se obtuvieron 4 áreas de la micro cuenca con sus respectivos coeficientes de emisión.

2.2.4.3. Aplicación de la MUSLE

La EUPS ha sido modificada por Williams (1975), reemplazando el factor R, índice de erosión pluvial, por los factores escorrentía y caudal punta correspondiente a un aguacero con vistas a predecir los sedimentos emitidos por la cuenca. Aquí se propone su aplicación dado que no es posible determinar el valor de R a través de la metodología propuesta por Wischmeier y Smith (USDA SCS, 1965).

El modelo MUSLE es el siguiente:

$$Y = 11,8 \times (Q \times qp)^{0,56} \times K \times L \times S \times C \times P$$

Ec. 18

Donde,

Y, son las toneladas de sedimentos aportados a una sección del cauce por un aguacero determinado sobre la cuenca vertiente.

Q, es la escorrentía correspondiente a ese aguacero en m³ la cual se calcula a partir del método del número de curva.

Los factores K, L, S y C son equivalentes a los de la EUPS calculados como promedios ponderados para el área de la cuenca (López Cadenas del Llano, 1998).

Finalmente qp, es el caudal punta o caudal máximo y se calcula a través del hidrograma triangular del SCS- USDA. El hidrograma grafica la respuesta al exceso de lluvia o escorrentía que es producto de la lluvia sobre la cuenca y permite determinar el caudal máximo de escorrentía por evento de precipitación (qp).

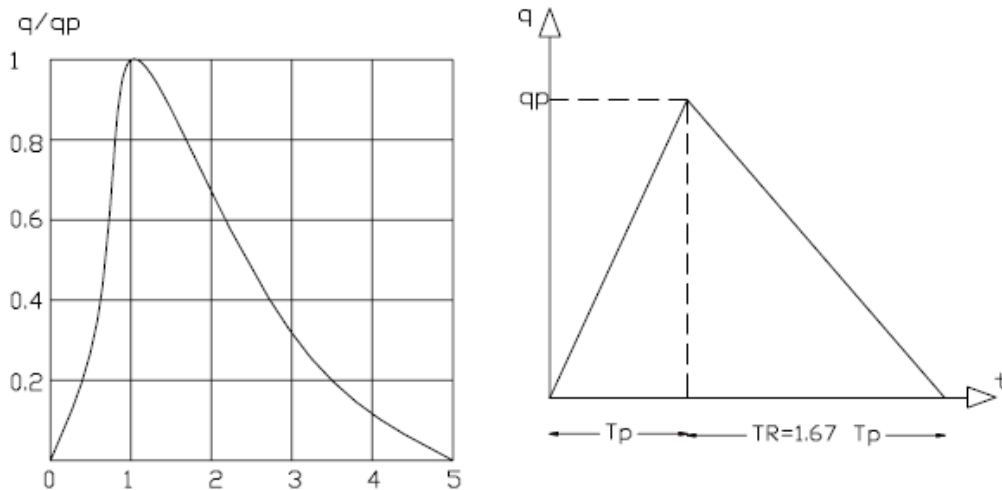
El gráfico 6a muestra un hidrograma real con las curvas de ascenso y descenso del caudal de escurrimiento a través del tiempo. Este gráfico podría considerarse como triangular (6b) sin tener gran variación. Si esto se hace, como se conoce el volumen total escurrido (Q) por la aplicación del método

del número de curva, se puede determinar el caudal punta o escurrimiento máximo (qp) considerando 2 triángulos parciales, como se observa en el gráfico 6b quedando definido Q del siguiente modo:

$$Q = \left[\left(\frac{qp \times Tp}{2} \right) + \left(\frac{qp \times TR}{2} \right) \right]$$

Ec. 19

Siendo Tp, el tiempo al pico y TR, el llamado tiempo de recesión.



6a

6b

Gráfico 6 (a y b). Hidrograma real (6a) y representación esquemática (6b) del hidrograma triangular para la misma tormenta en la misma cuenca ejemplo que la representada en 6a.

A través de una serie de fórmulas descriptas en la bibliografía y asumiendo valores empíricos establecidos por el SCS de USA, es posible determinar Tp y TR y luego, qp (Viessman y Lewis, 2003) para cada evento de precipitación. Finalmente, a través de la ecuación 18 se obtuvo la producción de sedimentos por evento.

Dichos eventos se supusieron de distribución uniforme espacialmente y de intensidad constante. Se consideraron, “eventos de precipitación”, a los sucedidos con menos de 6 h entre registros. A su vez, se tomaron solamente los eventos de lluvia que produjeron escorrentía, lo cual se determinó en el punto 2.3.1.1, a través de la aplicación del método del número de curva.

También se calculó el tiempo de retorno de cada evento contemplando los 8 años de registros previos al año analizado.

2.2.5. Estimación de la exportación de sedimentos y balance

A la salida de la micro cuenca se tomaron muestras de agua de escurrimiento mensualmente para determinar sólidos en suspensión y se colocaron 2 recipientes bajo pequeños saltos de agua a modo de trampas para observar si existe arrastre de sedimentos en el lecho y se controlaron mensualmente. Conociendo el total de sólidos suspendidos en el agua de exportación y los caudales se determinó el volumen de sedimentos exportados.

Por diferencia entre los sedimentos producidos dentro de la micro cuenca y los sedimentos exportados, se obtuvo el balance o bien, un dato de capacidad de retención de sedimentos por parte de la red de mallines.

Sedimentos retenidos = sedimentos ingresantes – sedimentos exportados

Ec. 20

2.3. Resultados

2.3.1. Balance hídrico en áreas de estepa

2.3.1.1. Escurrimiento superficial y subsuperficial

Se obtuvieron valores de escurrimiento para cada evento de precipitación individualmente. En la tabla 3 se muestran los valores de la suma de escurrimiento superficial y subsuperficial para cada mes en mm según el método del número de curva.

Tabla 3: Escurrimiento superficial y subsuperficial.

	A 08	M 08	J 08	J 08	A 08	S 08	O 08	N 08	D 08	E 09	F 09	M 09
P	72	95,2	42,6	34,6	15	18,2	5,2	12,2	17,4	10,2	27	4
E	4,33	18,3	4,77	1,9	0,0005	1,6	0	0	0	0	0	0

Referencias: precipitación mensual (mm) (P) y volumen escurrido mensualmente (mm) (E).

2.4.1.2. Evapotranspiración

El gráfico 7 muestra la evapotranspiración potencial calculada con el método FAO Penman Monteith histórico y del ciclo hidrológico 08-09' para las áreas de mallín utilizando un Kc=1 y para las áreas de estepa con un Kc = 0,4.

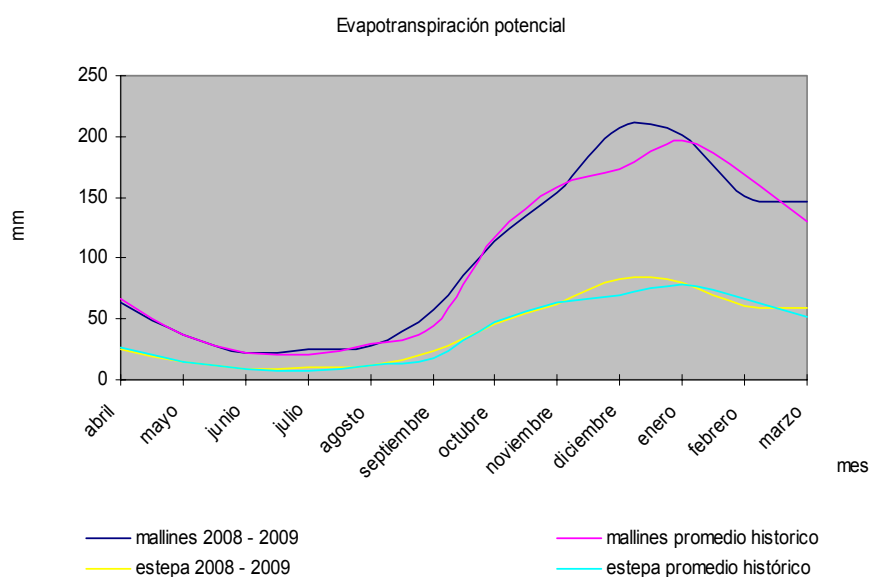


Gráfico 7: Curvas de Evapotranspiración potencial.

Referencias: Marcha mensual de la evapotranspiración potencial (mm) para el año hidrológico de estudio (2008-2009) y promedio histórico para las áreas de mallín y estepa.

Las curvas de evapotranspiración del período analizado 2008 – 09 son muy similares a las curvas del promedio histórico aunque se anticipó el pico de máxima que sucedió en diciembre 2008 en lugar de enero y con valores más altos que el promedio histórico.

2.3.1.3. Almacenamiento, percolación y balance hídrico

A partir de los datos de campo se obtuvieron los valores de almacenamiento real a fin de cada estación para cada clase definida en la imagen 5.

A su vez, al ponderar los valores de almacenamiento real por el área que caracterizan, se obtuvieron los valores de almacenamiento total real del área de estepa, para principio y fin de cada estación y anual. (Tabla 4) Los valores obtenidos se utilizaron comparativamente con el almacenamiento teórico.

Como resultado del balance, se obtuvieron valores de almacenamiento teórico hídrico edáfico similares a los valores reales de campo y una percolación total de 57 mm en el año, (Tabla 5) valor que supera el volumen de escurrimiento superficial y subsuperficial.

Tabla 4: Almacenamiento hídrico edáfico (mm) para cada una de las 3 clases de acumulación de flujo (Imagen 5) y el ponderado para toda la cuenca, para cada estación.

Área de aporte	Abr-08	Jun-08	Sep-08	Dic-08	Mar-09
0 a 3	21,3	81,4	62,9	23,8	21,9
3 a 10	29,9	116,5	94,7	40,9	34,4
10 a 50	48,1	149	152,7	66,5	51,1
TOTAL	34,6	119,2	108,3	46	37,3

A partir de las mediciones a campo de humedad edáfica, se obtuvo un valor de humedad mínimo en el horizonte superficial de 3 % mientras que el máximo adoptado fue de 17,5 %. Al afectar estos valores por la profundidad media del perfil (54 cm) y la densidad aparente media (1,3 g cm³), y llevar las unidades a lámina de agua, se obtuvo un volumen de almacenamiento máximo de 123 mm y mínimo de 21 mm.

Como resultado del balance mensual se obtuvieron los resultados observados en la tabla 5.

Tabla 5: Balance hídrico de estepa (mm).

	Pp (mm)	E CN (mm)	Evt (mm)	A (mm)	Pc (mm)	AC (mm)
Fin marzo				21		34,5
Abr-08	72	4,3	26	63		
May-08	95,2	18,3	15	123	2	
Jun-08	42,6	4,7	9	123	29	119,1
Jul-08	34,6	1,9	10	123	23	
Ago-08	15	0,0005	11	123	4	
Sep-08	18,2	1,6	23	116		108,2
Oct-08	5,2		46	76		
Nov-08	12,2		62	26		
Dic-08	17,4		83	21		46
Ene-09	10,2		81	21		
Feb-09	27		60	21		
Mar-09	4		58	21		37,3
Total	353,6	30	483		57	

Referencias: Pp, precipitación; E, escurrimiento; EVT, evapotranspiración; A, almacenamiento teórico; Pc, percolación y AC, almacenamiento real determinado a campo (mm)

Se supone en este balance, un valor de almacenamiento teórico hídrico edáfico mínimo al inicio del ciclo analizado ya que el balance hídrico histórico es fuertemente negativo en los meses anteriores a esa fecha.

Se observaron valores de almacenamiento teórico muy similares a los valores medidos de almacenamiento real hasta el mes de diciembre, apareciendo más tarde diferencias que se analizaron más adelante.

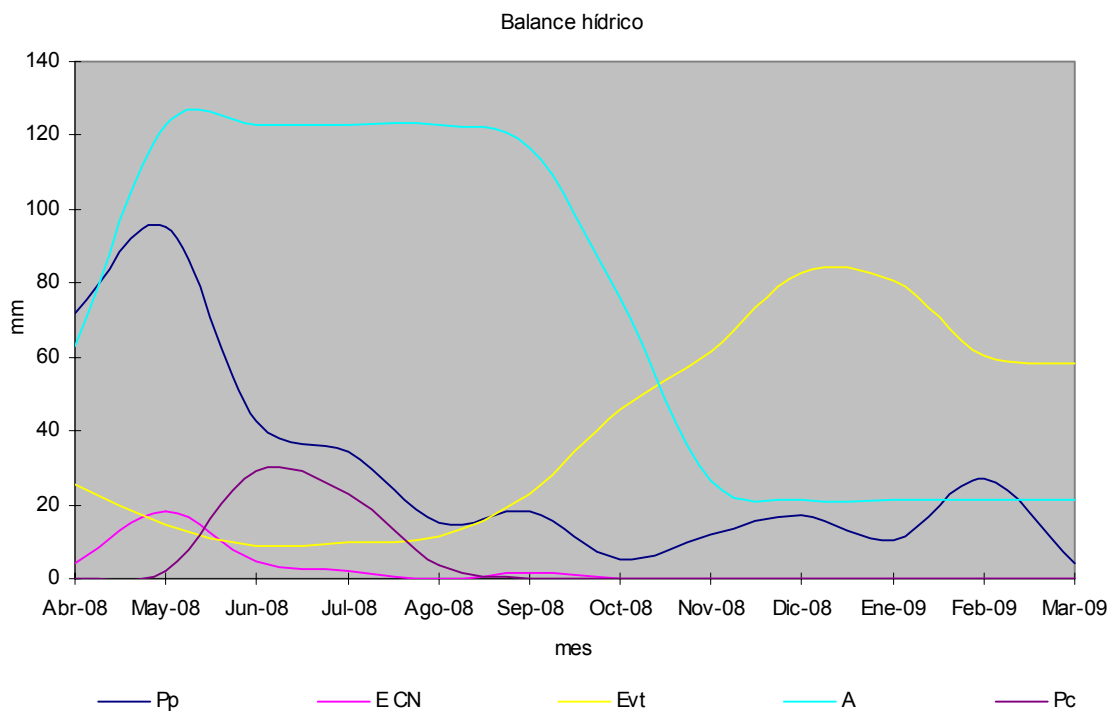


Gráfico 8: Balance hídrico de estepa.

Referencias: Variables del balance hídrico (mm): Precipitación pluvial y nival (Pp), escurrimiento estimado con el método del número de curva (E CN), evapotranspiración (Evt), almacenamiento (A) y percolación (Pc).

2.3.2. Balance hídrico en áreas de mallín.

En las áreas de mallín se inició el balance mensual considerando un almacenamiento inicial de 0. Esto indica que el balance que se calcula no es absoluto, sino que considera diferenciales de almacenamiento en el año de registro. Esto debe suponerse ya que no es posible estimar el almacenamiento real al inicio del año de muestreo, porque se trata de un valor muy probablemente superior a la capacidad de campo, con suelo saturado, de difícil estimación por muestreo.

En la tabla 6, a continuación se muestran los valores mensuales de cada factor del balance (ecuación 7) en m^3 . EE y Pc se toman de la tabla 5.

Tabla 6: Balance hídrico de la red de mallines (m³).

factores \ mes	2008									2009		
	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M
Pp (m ³)	25920	34272	15336	12456	5400	6552	1872	4392	6264	3672	9720	1440
Pc (m ³)	0	28193	359435	281313	45706	0	0	0	0	0	0	0
E E (m ³)	54038	228384	59530	23712	6	19968	0	0	0	0	0	0
Evt (m ³)	23090	13318	7993	9038	10181	20839	41267	55505	74320	72527	54222	52615
Es (m ³)	0	21384	74386	175248	326036	132765	40872	13008	6480	0	0	0
A (m ³)	56868	256147	351922	133195	-285105	-127083	-80268	-64121	-74536	-68855	-44502	-51175
A a (m ³)	56868	313015	664937	798132	513026	385943	305676	241555	167019	98165	53662	2487

Referencias: Pp, precipitación, Pc, percolación desde la estepa, E E, escurrimiento desde la estepa, Evt, evapotranspiración, Es, Escurrimiento superficial desde la red de mallines, A, almacenamiento mensual teórico y A a, almacenamiento mensual teórico acumulado.

Se observa en la tabla 6 un balance global del ciclo hidrológico con resultado positivo. Sin embargo, el balance mensual resultó positivo solo de abril a julio, a partir de ese momento, los mallines comienzan a perder progresivamente el agua que almacenaron.

Las pérdidas de agua del sistema más relevantes se dieron a través del escurrimiento superficial mientras que las principales ganancias ocurrieron por aportes subsuperficiales del agua que percola en la estepa.

A continuación se muestra en el gráfico 9a, el resultado de los aforos mensuales a la salida de la red de mallines (Es) junto al almacenamiento teórico determinado a través del balance (A). En segundo lugar (gráfico 9b) se muestra el comportamiento de la napa freática en los 3 sectores de ambos mallines analizados.

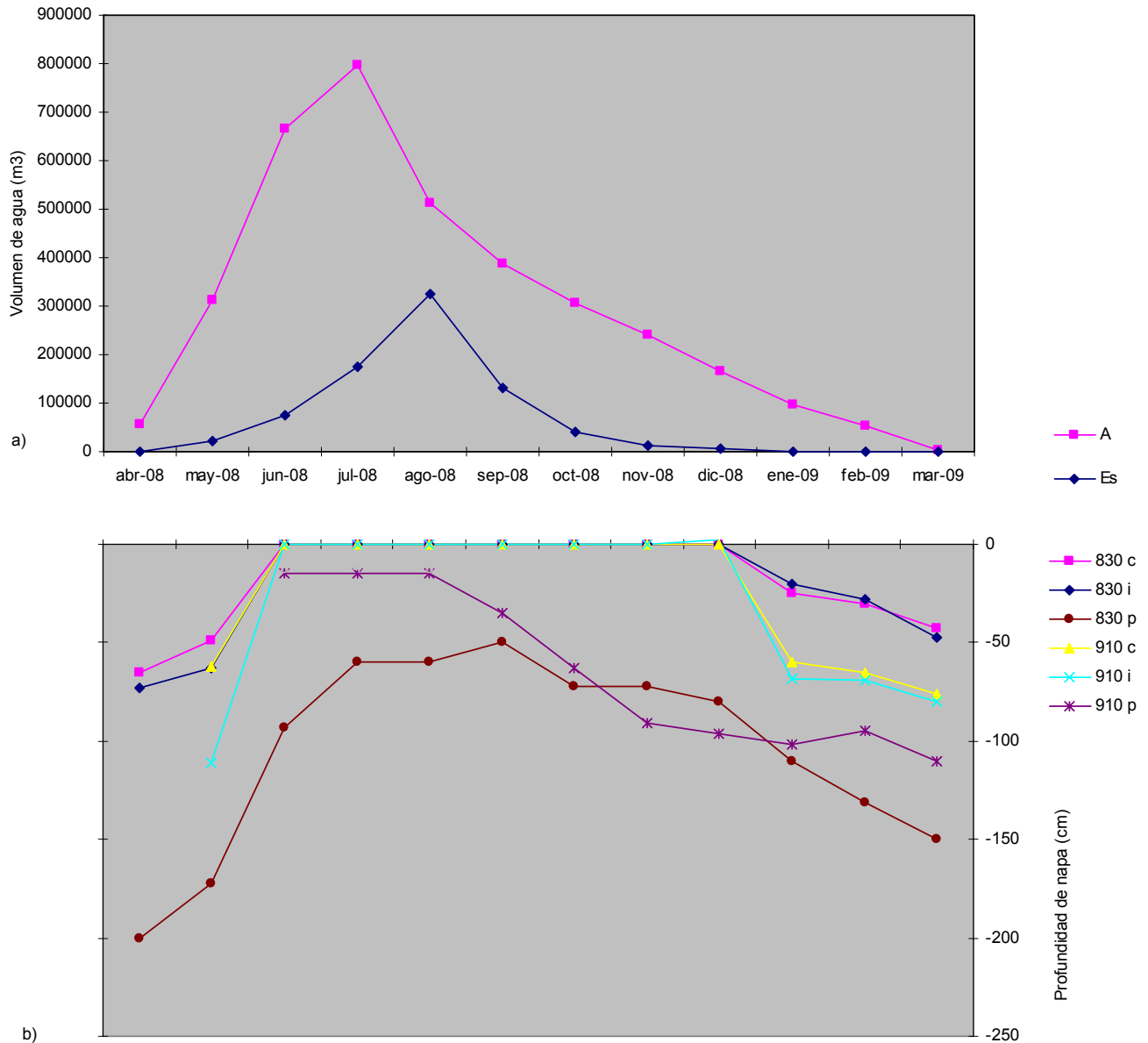


Gráfico 9, a) y b): Relación temporal entre el escurrimiento superficial de salida y el almacenamiento hídrico y la altura de napa en los mallines.

Referencias: Almacenamiento en los mallines (A); escurrimiento a la salida de la red de mallines (Es); fluctuaciones de napa de cada sector de los 2 mallines ubicados a diferentes altitudes, 830 y 910 m snm. Los subíndices c, i y p indican centro, intermedio y periferia respectivamente.

*No se grafica la profundidad de napa en el mallín ubicado a 910 m snm para el mes de abril ni en el sector periférico para el mes de mayo porque no fue posible tomar el dato.

Las áreas determinadas como central e intermedia de ambos mallines analizados, permanecieron anegados de junio a diciembre mientras que los sectores periféricos no se saturaron en superficie en ninguno de los momentos observados.

El pico de almacenamiento en los mallines se dio durante julio, al mes de producirse el ascenso freático máximo en las áreas central e intermedia de ambos mallines y coincidente con el nivel máximo de la napa en el área periférica.

El decaimiento de la napa en el sector periférico del mallín ubicado a mayor altitud, es coincidente con el momento de mayor escorrentía superficial de la red de mallines. Esto indica una respuesta más rápida al drenaje en los mallines más altos.

2.3.3. Determinación de la pérdida de suelo y escurrimiento superficial a campo

Tabla 7: Escurrimiento superficial (mm) y pérdida de suelo (kg ha^{-1}) de las micro parcelas de erosión.

Mes	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M
Escurrimiento Superficial (mm)	0,01 $\pm 0,02^{(1)}$	0,1 $\pm 0,18^{(1)}$	0,34 $\pm 1,29^{(1)}$	1,12 $\pm 2,2^{(1)}$	1,15 $\pm 3,55^{(1)}$	0,06 $\pm 0,2^{(1)}$	0,0009 $\pm 0,001^{(1)}$	0,01 $\pm 0,01^{(1)}$	0,001 $\pm 0,002^{(1)}$	0,01 $\pm 0,01^{(1)}$	0,01 $\pm 0,01^{(1)}$	0,0004 $\pm 0,0009^{(1)}$
Pérdida de Suelo (kg ha^{-1})	0	0,42 $\pm 0,73^{(1)}$	0,51 $\pm 1,12^{(1)}$	1,05 $\pm 3^{(1)}$	17,41 $\pm 14,1^{(1)}$	7,23 $\pm 7,32^{(1)}$	0	0	0	23,2 $\pm 17,39^{(1)}$	23,2 $\pm 17,39^{(1)}$	0

Referencias: ⁽¹⁾ error standart

Los valores obtenidos tanto de escurrimiento como de pérdida de suelo son bajos, tienen muy alta variabilidad entre sitios y no hay correlación significativa entre ellos ($p > 0,001$).

Los valores de pérdida de suelo de enero y febrero resultaron muy elevados debido a que los colectores recibieron tanto sedimentos hídricos como eólicos y no fue posible separarlos.

Se sometieron los resultados de escurrimiento y pérdida de suelo de las micro parcelas de erosión a un análisis de componentes principales para evaluar la medida en que se relacionan con los factores más relevantes como pendiente, exposición, cobertura vegetal y grupo hidrológico. Para ello se muestran en primer lugar los valores de cada variable analizada para cada parcela (tabla 8).

Tabla 8. Variables asociadas

Nº MUESTRA	E. s (mm año ⁻¹)	P. s (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Cv (%)	Exp (°)	Pend (%)	G. hid
sitio1	0,12	185,71	40	45	20	1
sitio 2	0,1	109,35	40	45	4	1
sitio 3	0,06	79,28	39	0	20	1
sitio 4	0,04	51,42	37	0	5	1
sitio 5	0,04	102,14	55	180	4	2
sitio 6	0,13	113,71	50	180	7	2
sitio 7	0,16	36,5	60	180	22	2
sitio 8	0,03	68,57	45	45	4	2
sitio 9	0,71	21,57	50	45	13	2
sitio 10	0,28	17,35	60	0	13	2
sitio 11	7,6	46,5	55	0	2	2
sitio 12	0,07	54,28	50	180	3	1
sitio 13	0,37	52,28	50	180	15	2
sitio 14	7,5	106,42	50	180	13	1
sitio 15	6,07	58,57	65	180	19	1
sitio 16	21,31	64,28	60	180	4	1

Referencias: Escorrentamiento superficial de las micro parcelas (E. s) (mm año⁻¹), Pérdida de suelo de las micro parcelas (P.s) (kg ha⁻¹ año⁻¹), cobertura vegetal (Cv) (%), exposición (Exp) (°), pendiente (Pend) (%) y grupo hidrológico (G. hid) (A:1; B:2).

Se realizó el análisis de componentes principales resultando que los primeros 3 componentes explicaron el 77% de la inercia total de la matriz de datos, el 1 con 33% de inercia total, el 2 con 25% y el 3 con 19%. (tabla 9)

Tabla 9. Tabla de autovalores que surge del análisis multivariado aplicado sobre los valores de la tabla 8.

Componentes	Valor	Proporción	Proporción acumulada
1	1,98	0,33	0,33
2	1,51	0,25	0,58
3	1,14	0,19	0,77
4	0,81	0,14	0,91
5	0,4	0,07	0,97
6	0,15	0,03	1

Las variables que más contribuyeron a la formación del primer componente fueron cobertura vegetal y exposición con correlación positiva y pérdida de suelo relacionada negativamente. En la segunda componente las variables con más peso fueron el grupo hidrológico relacionado positivamente, y el

escurrimiento superficial y la pérdida de suelo negativamente. Por último la pendiente es la única variable que contribuye a explicar la variación del tercer eje.

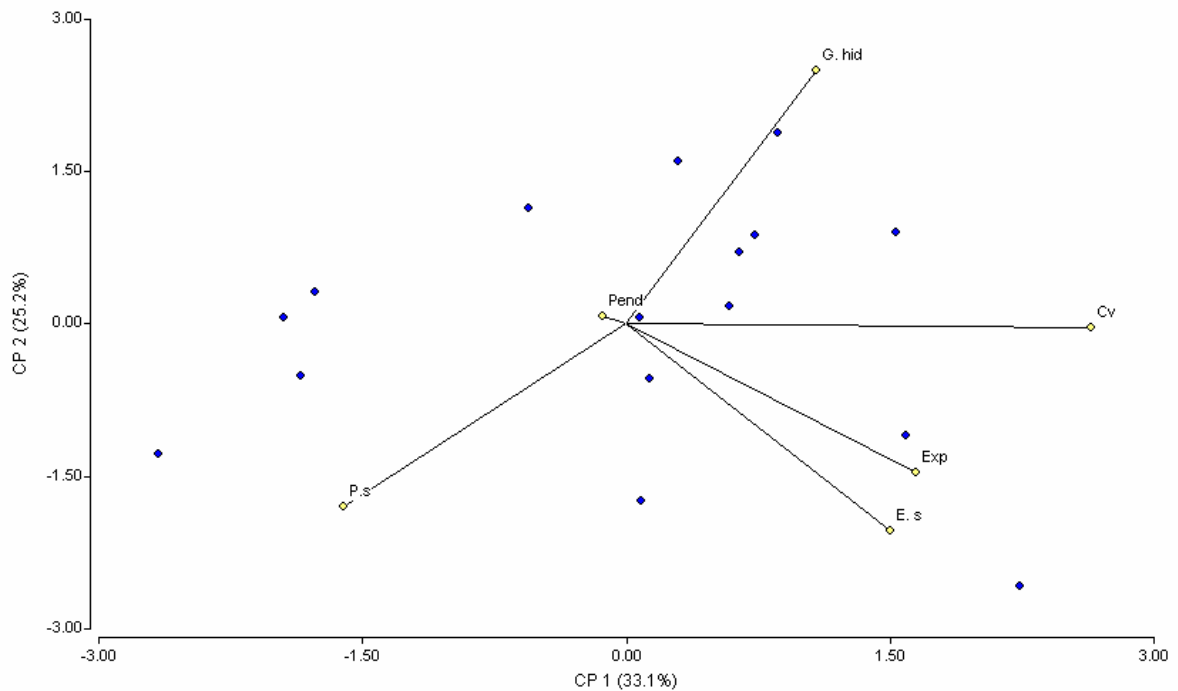


Gráfico 10: Gráfico de los componentes principales 1 y 2

Referencias: escurrimiento superficial (E. s); pérdida de suelo de las micro parcelas de erosión (P.s); exposición (Exp); grupo hidrológico de los suelos (G. hid), cobertura vegetal (Cv) y pendiente (Pend).

El gráfico 10 muestra el escurrimiento superficial muy relacionado a la exposición, y la pérdida de suelo al grupo hidrológico. La cobertura vegetal está asociada inversamente a la pérdida de suelo aunque la relación no resulta significativa. De modo contrario a las expectativas, la pendiente parece no estar relacionada con ninguno de los demás factores, a pesar de que la bibliografía revisada, asume una relación estrecha entre este factor y la pérdida de suelo y el escurrimiento superficial (Bergsma, 1980; Hudson, 1982; Kirkby y Morgan, 1994; Hudson, 1997; Terrón y López de Meneses, 1997; López Cadenas de Llano, 1998; Farías *et al*, 2003; Globevnik *et al*, 2003; Olmos *et al*, 2003; Farías y Olmos, 2005; Perotti *et al*, 2005; _{1 y 2} Gavrilovic *et al*, 2006; Ostric y Horvat, 2008). Es posible que para determinar esta relación sea necesaria una mayor cantidad de datos abarcando mayor rango de pendientes. Tanto la pérdida de suelo, como el escurrimiento superficial, están dominados por muchos factores explicando cada uno una pequeña porción de la variabilidad.

Del mismo modo, para detectar una relación bien definida entre pérdida de suelo y escurrimiento superficial con la cobertura vegetal, probablemente, sea necesario mayor volumen de datos y en rangos más amplios.

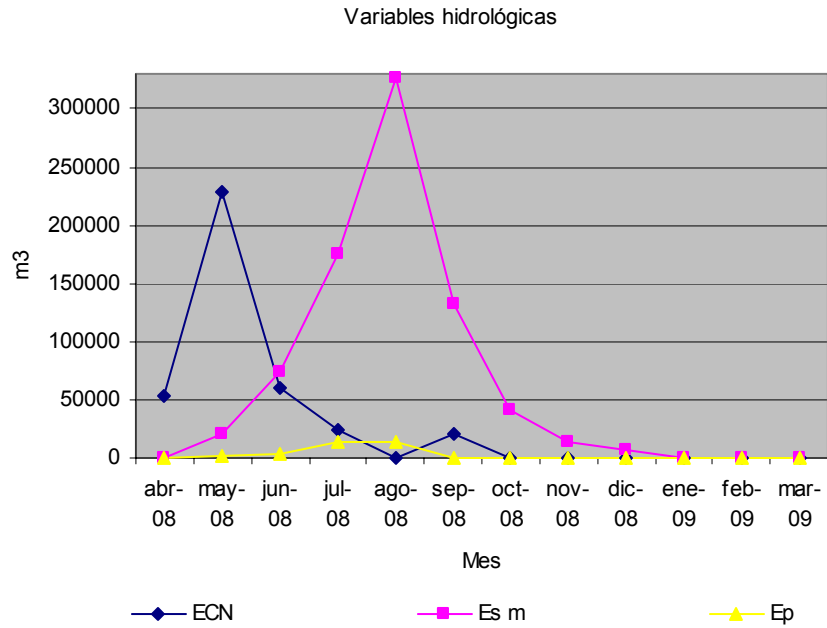


Gráfico 11: Variables hidrológicas.

Referencias: E scorrimiento superficial en la red de mallines (m³) (Es m); escurrimiento superficial en estepa (Ep) medido con las micro parcelas de erosión (m³) y escurrimiento superficial + subsuperficial determinado a través del método del número de curva (ECN) (m³).

Se realizó un análisis de correlación entre los valores mensuales de escurrimiento superficial de la red de mallines (Es m) aforado a la salida de la micro cuenca con el escurrimiento superficial de la estepa determinado con las micro parcelas (Ep) y medido como promedio del escurrimiento mensual cuantificado en las 16 parcelas (tabla 10). El análisis presentó un valor de correlación de 0,89, significativo ($p < 0,001$) (InfoStat, 2008). Los valores que arrojaron las micro parcelas de escurrimiento superficial fueron bajos y contrariamente a las expectativas, en términos de temporalidad, resultaron buenas predictoras del escurrimiento real total de la micro cuenca. Estos últimos valores de escurrimiento superficial (Ep) (tabla 10) fueron muy inferiores a los obtenidos con el método del número de curva (Tabla 6). Este último arrojó valores equivalentes a la suma del escurrimiento superficial y subsuperficial lo cual estaría indicando que domina ampliamente el escurrimiento sub superficial.

El gráfico 11 también refleja el retraso que produjeron los mallines en la respuesta a la descarga, siendo el pico de escurrimiento en estepa entre julio y agosto mientras que el pico de escurrimiento a la salida de los mallines fue en agosto. A su vez la descarga desde los mallines fue disminuyendo gradualmente hasta cortarse hacia fines de diciembre, mientras que las vías de escurrimiento de la estepa, según fue observado a campo, se secaron hacia fines de septiembre.

Tabla 10: Valores mensuales de escurrimiento a la salida de la red de mallines y en áreas de estepa.

Mes	Es m (m ³)	Ep (m ³)
Abr-08	0	128
May-08	21384	1284
Jun-08	74386	4365
Jul-08	175248	14380
Ago-08	326036	14766
Sep-08	132764	770
Oct-08	40872	11
Nov-08	13007	128
Dic-08	6480	12
Ene-09	0	0
Feb-09	0	0
Mar-09	0	0

Referencias: Escurrimiento a la salida de la red de mallines (Es m) (m³), escurrimiento en áreas de estepa (Ep) (m³).

Por otro lado, comparando la marcha anual del escurrimiento estimado (ECN) y real (Ep), se vio que el pico del escurrimiento estimado ocurre en mayo, mientras que el real ocurre entre julio y agosto. Esto revela las dificultades para la estimación que traen aparejadas las precipitaciones níveas y las bajas temperaturas, al producir un defasaje temporal entre el evento de precipitación y el de escorrentía. Esto ocurre debido a la acumulación nívea sobre la superficie del suelo y de agua congelada dentro del mismo, por encima de capacidad de campo.

El escurrimiento teórico (E CN) describe una curva muy similar al escurrimiento real total (Es m) con una anticipación, en este caso, de entre 2 y 3 meses.

Se compararon ECN y Es m diferidos en el tiempo debido a lo previamente explicado, a través de una correlación, obteniéndose un índice de 0,94 significativo ($p < 0,001$). El método del número de curva resultó, para este año en particular, un buen elemento para crear un modelo que estime los volúmenes de descarga, si logran incluirse variables predictoras para cubrir las deficiencias temporales y cuantitativas.

2.3.4. Estimación de la transferencia de sedimentos de las vertientes hacia la red de mallines

2.3.4.1. Aplicación de la EUPS.

- R. Índice de erosión pluvial

A partir de los registros horarios se ve que los eventos de precipitación se caracterizan en la zona por su baja intensidad y larga duración, siendo casi el 100%, inferiores a 10 mm, resultando en bajos valores de erosividad (tabla 11). En los años analizados, el registro de mayor intensidad de precipitación en 1 hora fue de 34,2 mm. A su vez, dado el régimen mediterráneo de precipitaciones,

muchas de ellas son níveas por lo que no causan erosión. Según la clasificación de Porta *et al* (2003), las precipitaciones registradas son suaves y moderadas, carentes de poder erosivo.

El índice de agresividad climática de Fournier modificado (Arnoldus, 1978) resulta en 27,2 como promedio de los años analizados coincidiendo con Coronato y Del Valle (1988), que desarrollaron isólineas del índice de agresividad climática y caracterizan la zona con un valor de 30.

Tabla 11: Resumen de número de registros anuales promedio (2000-2009) de eventos de precipitación ocurridos en 1 hora, según rangos de lámina precipitada (mm).

	Lámina precipitada en 1 hora (mm)												
	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6	6-7	7-8	8-9	9-10	10-20	20-30	30-40
Nº de eventos por año	301,4	29,9	15	7,1	3,2	1,1	0,7	0,2	0,5	0,2	0,4	0,2	0,1

-K. Factor de erosionabilidad del suelo

El área de estepa posee suelos pedregosos de textura del suelo superficial franca – arenosa y arena – franca sin diferencias significativas entre sitios, cuya composición se observa en el gráfico 12.

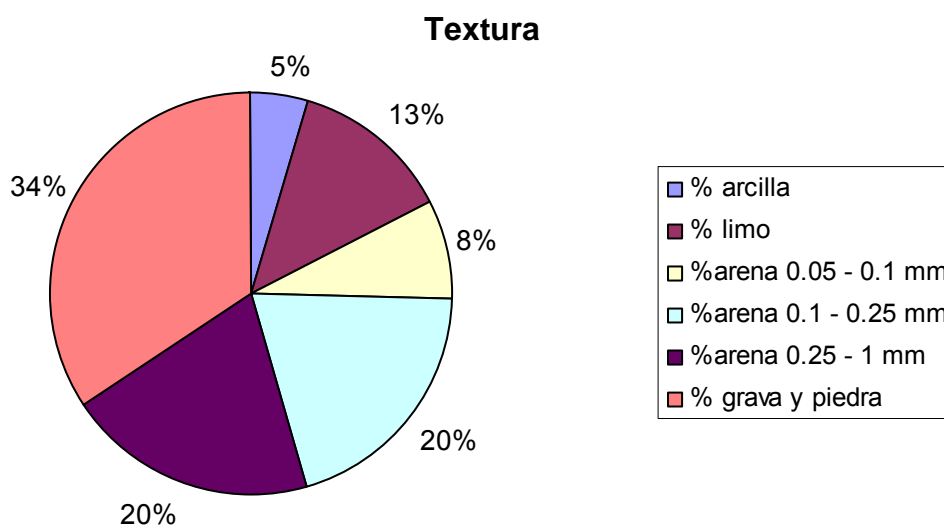


Gráfico 12: Textura de los suelos de la micro cuenca.

El contenido de MO promedio es de 4%. Respecto a la estructura, en general es de granulo fino y grumo fino (1-2mm) correspondiéndole la codificación 2 (Kirkby y Morgan, 1994).

La permeabilidad de estos suelos es rápida a muy rápida con valores de infiltración base de entre 170 y 500 mm h⁻¹.

Como resultado de la ecuación propuesta por Wishmeier y Smith (USDA SCS, 1965), K tiene un valor promedio en el área de estepa de la cuenca de 0,0128 t m² h ha⁻¹ J⁻¹ cm⁻¹ al cual se le aplicó un factor de ajuste debido a la presencia de fragmentos de roca o pedregosidad que disminuye el factor K de erodabilidad a 0,0088 t m² h ha⁻¹ J⁻¹ cm⁻¹. Los valores mínimo y máximo obtenidos fueron 0 y 0,079 t

$m^2 h ha^{-1} J^{-1} cm^{-1}$ respectivamente, aunque no fue posible determinar algún patrón de distribución de este factor utilizándose el valor promedio.

Al determinar el factor K a partir del despeje de la ecuación EUPS, utilizando los valores de pérdida de suelo de las micro parcelas de erosión se obtuvo el valor mínimo de 0,000084 y el máximo de 0,079, siendo el promedio de $0,0168 t m^2 h ha^{-1} J^{-1} cm^{-1}$.

Se observa que el promedio obtenido por despeje es el doble del obtenido por fórmula, aunque el rango (mínimo-máximo) entre ambos es muy similar.

- L.S. Factor topográfico

Se obtuvo un valor de factor topográfico para cada píxel de la cuenca.

El largo medio de las pendientes es de 259,08 m siendo el factor L promedio de 2,09.

El factor S, presentó alta variabilidad debido a la diversidad de pendientes. Los valores fueron de entre 0,16 y 11,77.

- C. Factor cubierta vegetal

Se determinaron 4 clases de vegetación dentro de la cuenca a las cuales se le atribuyeron valores de C promediando datos tomados de bibliografía (Tabla 12).

Por ejemplo, para la clase Mallín periférico, se entró en la tabla por Plantas herbáceas y matorros con 75% de cobertura vegetal promediando entre los valores obtenidos para 20% (C=0,12) y 40% (C=0,09) de mantillo obteniéndose un C de 0,105.

Tabla 12: Factor C de EUPS.

Clase	Cobertura Vegetal (%)	Cobertura de Mantillo (%)	C	Fuente
Plantas herbáceas y matorros	< 50	0 - 20	0,24	(López Cadenas de Llano, 1998)
Plantas herbáceas y matorros	50 – 75	0 - 20	0,12	(López Cadenas de Llano, 1998)
Plantas herbáceas y matorros (mallín periférico)	>75	20 - 40	0,105	(López Cadenas de Llano, 1998)
Pradera herbácea (mallín húmedo y subhúmedo)	100	-	0,01	(Terrón y López de Meneses, 1997)

-Coeficiente de emisión

Se delimitaron en la micro cuenca, 4 sectores con diferentes coeficientes de emisión, de acuerdo a sus características morfológicas diferenciales.

Tabla 13: Coeficientes de emisión.

Sector	Superficie (km ²)	Desnivel (m)	Longitud del Cauce (km)	CN	CE
1	3,6	320	2,6	75,6	0,37
2	2,97	380	2,3	74,7	0,46
3	4,6	250	2,7	75,9	0,27
4	1,65	240	1,14	73,8	0,85

Referencias: CN: Número de curva; CE: coeficientes de emisión.

El coeficiente de emisión de sedimentos, ante un similar potencial de escurrimiento, aumenta al disminuir la superficie de emisión y al disminuir la longitud del cauce siendo mayor la capacidad de entrega cuando los sedimentos recorren poca distancia.

-Cálculo de la pérdida de suelo por erosión hídrica y producción de sedimentos

Se combinó el mapa del factor C con el del factor S y el valor resultante de cada píxel se multiplicó por los factores restantes (R, K y L) calculados a través de la metodología tradicional, obteniéndose finalmente el valor promedio de pérdida de suelo de 0,31 t ha⁻¹ año⁻¹.

Al aplicar los coeficientes de emisión correspondientes a cada sector, se estima que la cantidad de sedimentos que arriban anualmente a las áreas de mallín es de 167 t.

Se aplicó la misma metodología utilizando como valor de K, el obtenido con datos de campo, arribando a una pérdida de suelo promedio anual de 0,42 t ha⁻¹ y una producción de sedimentos promedio de 0,18 t ha⁻¹ con lo que estarían llegando anualmente a áreas de mallín, 227 t de sedimentos, valor muy similar al obtenido anteriormente a través de la fórmula tradicional.

A continuación se muestran los mapas de pérdida de suelo y producción de sedimentos obtenidos con la aplicación de la EUPS del modo tradicional.

Pérdida de suelo ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) EUPS

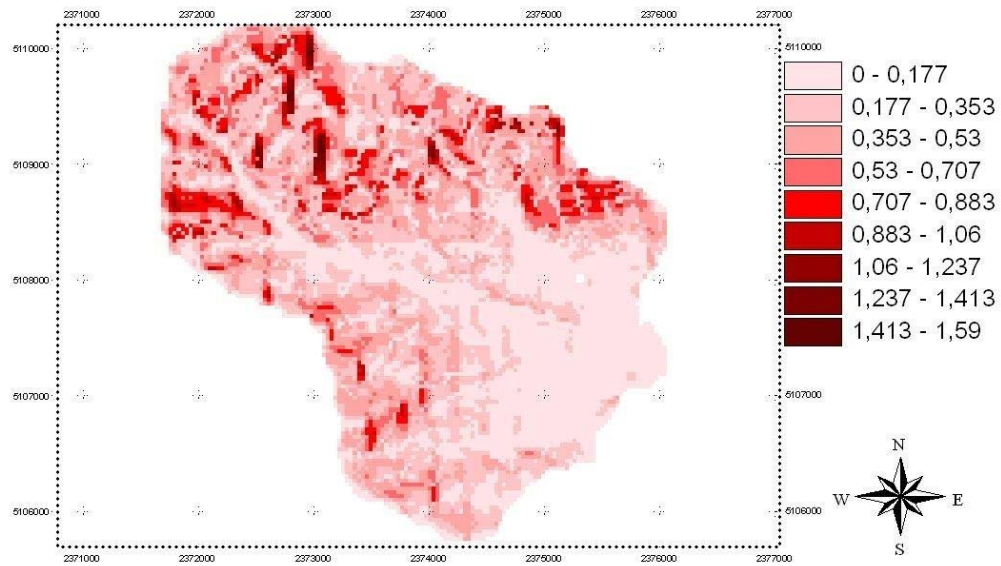


Imagen 7: Imagen raster de pérdida de suelo calculada con la EUPS ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$).

Producción de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) - EUPS

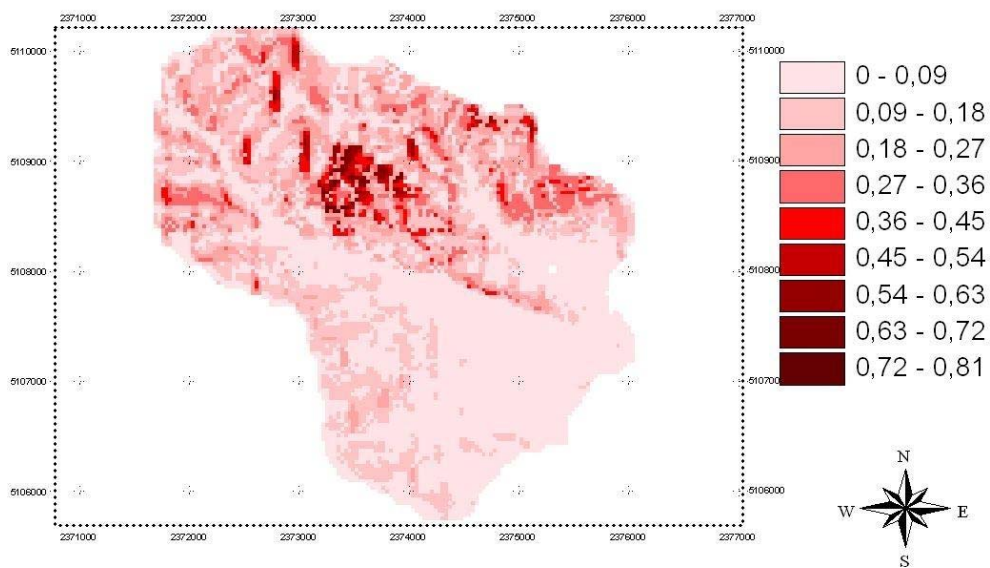


Imagen 8: Imagen raster de producción de sedimentos ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$) calculada con la EUPS y la aplicación de un coeficiente de emisión según Williams y Berndt (1972).

2.3.4.2. Aplicación de la MUSLE

El tiempo de concentración calculado es de 34,1 minutos. Se calcularon valores ponderados para toda la cuenca de C, S, K y L de 0,22; 2,78; 0,0088 y 2,09 respectivamente. En la tabla 14 se observa, entre otros resultados, la producción de sedimentos por evento de precipitación. Para los cálculos se consideraron eventos de precipitación separados por menos de 6 h como 1 solo, según sugiere Wischmeier (1959) y se muestran solo los eventos que provocaron escurrimiento.

Tabla 14: Producción de sedimentos calculada con la MUSLE para cada evento de precipitación capaz de producir escurrimiento.

Mes	Ppt (mm)	Tr (años)	C.H.A	Q mm	Q m ³	D (h)	Tp (h)	Qp (m ³ s ⁻¹)	Ps (t)
abril	34	0,37	2	3,1	38626	38	19	0,43	30,73
abril	17	0,75	3	1,2	14952	30	15	0,21	12,09
mayo	4,8	1	3	0,02	249	10	5	0,01	0,22
mayo	18,6	0,75	3	4,4	54824	44	22	0,53	41,96
mayo	50	0,12	3	9,4	117124	74	37	0,68	73,65
mayo	18,6	0,75	3	5	62300	32	16	0,83	57,69
junio	39	0,25	2	4,8	59808	76	38	0,34	34,19
julio	4,8	1	3	0,1	1246	2	1	0,2	2,93
julio	11,6	1	3	1,3	16198	20	10	0,34	16,49
julio	8,4	1	3	0,5	6230	12	6	0,21	7,44
agosto	3,8	1	3	0,0005	6	8	4	0	0
septiembre	12,4	0,87	2	1,6	19936	20	10	0,42	20,8
Total									298,19

Referencias: mes de ocurrencia (mes), volumen precipitado (Ppt) (mm), tiempo de retorno (Tr) (años), condición de humedad antecedente en la que se encontraba el sitio (C.H.A.), caudal de escurrimiento (Q mm) (mm), caudal de escurrimiento (Q m³) (m³), duración del evento (D) (h), tiempo al pico (Tp) (h); caudal punta (Qp) (m³ seg⁻¹) y sedimentos producidos (Ps) (t). Finalmente se obtuvo el valor de producción de sedimentos total anual (t).

En la tabla 14 se observa la respuesta de la micro cuenca a la producción de sedimentos en función de las variables que caracterizan al evento. Se destaca la influencia de la duración del evento sobre la producción de sedimentos, como también de la condición de humedad del suelo precedente al evento que condiciona el volumen de escurrimiento.

Una vez obtenidos los datos de producción de sedimentos por evento, se obtuvo la producción mensual a fin de analizar con InfoStat (2008), la correlación existente con los valores de pérdida de suelo que arrojaron las micro parcelas de erosión. Dicho análisis no mostró correlación

2.3.5. Estimación de la exportación de sedimentos y balance

Las trampas de sedimentos de arrastre colocadas a la salida de la red de mallines, resultaron vacías en todas las instancias de control, comprobando que solo son exportados los sedimentos suspendidos en el agua de escurrimiento.

A través de muestreos instantáneos, se analizó mensualmente la cantidad de sólidos suspendidos en el agua de escurrimiento que abandonaba el punto de descarga de la micro cuenca. Junto a los datos de aforo, se obtuvo el total de sedimentos exportados.

Tabla 15: Exportación de sedimentos hídricos.

Mes	VE (m ³)	SST (mg L ⁻¹)	SE (t)
mayo	21384	85,8	1,83
junio	74386	14,9	1,11
julio	175248	19,4	3,4
agosto	326036	28,2	9,19
septiembre	132764	32,9	4,37
octubre	40872	32,9	1,34
noviembre	13007	32,9	0,43
diciembre	6480	32,9	0,21
Total	790179		21,89

Referencias: aforo mensual a la salida de la red de mallines (VE) (m³); total de sólidos suspendidos (SST) (mg L⁻¹) y total de sedimentos hídricos exportados (SE) (t).

En la tabla 16, a continuación, se repiten los resultados ya mostrados de producción de sedimentos y se aplica la ecuación de balance planteada (Ec. 20) a fin de obtener el valor de sedimentos retenidos por la red de mallines. Para ello se le resta a la producción de sedimentos, el total de sedimentos exportados.

Tabla 16: Retención de sedimentos por la red de mallines.

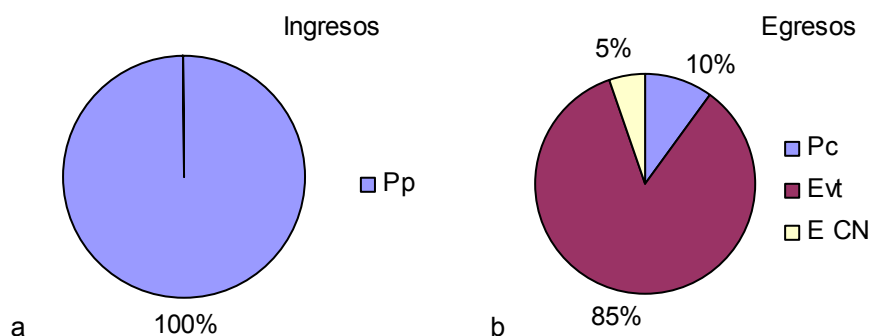
Proceso \ Metodología	EUPS	EUPS con K corregido con micro parcelas	MUSLE
Producción de sedimentos (t año ⁻¹)	167	227	298
Retención de sedimentos en la red de mallines (t año ⁻¹)	145	203	276

Se observa en la tabla 16 que las magnitudes de los resultados calculados con las 3 metodologías son muy semejantes.

2.4. Discusión

En el balance hídrico para áreas de estepa, domina la evapotranspiración cuyos valores resultan notablemente altos (Tabla 5, gráfico 13b). Por las diferencias halladas entre el almacenamiento real determinado a campo y el estimado, se deduce que probablemente durante los meses de invierno y verano, la evapotranspiración está siendo sobre estimada. Durante los meses invernales el suelo permanece en gran parte congelado y con temperaturas ambientes por debajo de la temperatura de desarrollo (5 °C) por lo que los valores de evapotranspiración deberían ser muy bajos. En el período estival, por su parte, en el área de estepa el déficit hídrico produce el cierre estomático inhibiendo la transpiración vegetal (Lambers *et al*, 2008). A su vez, los suelos de la zona son arenosos y franco arenosos dominando en ellos las fracciones gruesas. Esto dificulta el contacto entre partículas de suelo provocando una mala conducción del calor y por consiguiente, una rápida evaporación del agua en superficie, pero lenta en profundidad (Campbell y Norman, 1998). Ambos factores minimizan la evapotranspiración en los meses estivales por lo que resulta razonable utilizar en este tipo de ambientes extremos, factores de corrección.

ESTEPA



MALLINES

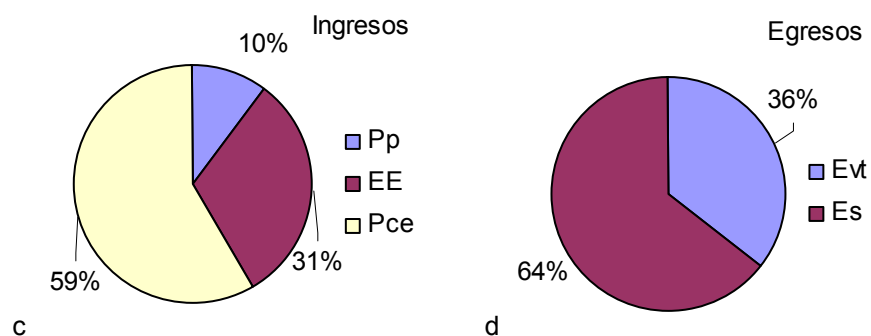


Gráfico 13 a, b, c y d. Resumen del balance hídrico anual para las zonas de estepa (a y b) y mallín (c y d).

Referencias: Ingresos (a y c) y egresos (b y d) totales de los balances. Precipitación (Pp); percolación (Pc); escurrimiento superficial y subsuperficial (E CN); escurrimiento desde la estepa (EE); percolación desde la estepa (Pce), evapotranspiración (Evt) y escurrimiento superficial de salida (Es).

La percolación profunda en el área de estepa resulta otro factor de relevancia dentro del balance (Gráfico 13b), posiblemente facilitada por el régimen de precipitaciones concentradas en invierno (Paruelo *et al*, 2000). Respecto al escurrimiento, el sub superficial resultó muy superior al superficial (tablas 5 y 7), sugiriendo alta capacidad del ambiente de captar el recurso y permitir su infiltración en el suelo, y sugiriendo a su vez, la presencia de impedimentos para el drenaje profundo, tales como horizontes enriquecidos en arcillas u otros materiales de baja conductividad (Sainato *et al*, 2006).

Contrariamente a la bibliografía revisada, las micro parcelas de erosión, resultaron correlacionar bien con la marcha mensual del escurrimiento real de la micro cuenca para el período analizado, no así con el volumen total. El método del número de curva, también resultó exitoso aunque con un defasaje temporal de 3 meses aproximadamente. Esta diferencia en tiempo puede atribuirse a que el método no contempla que ciertas precipitaciones pueden quedar almacenadas en la superficie del suelo en forma de nieve y producir escurrimiento a medida que se produce el deshielo. Otra posible explicación radica en que puede haber almacenamiento por encima de capacidad de campo, originado en la presencia de barreras naturales que impidan el escurrimiento y/o la percolación, produciéndose un retraso en la circulación del agua (Viessman y Lewis, 2003), lo cual se condice con los altos valores de escurrimiento subsuperficial.

Para definir con más precisión el balance hídrico, resulta necesario aplicar un modelo incorporando variables para estimar el almacenamiento de agua en forma de nieve e hielo sobre y dentro del suelo y las condiciones de deshielo, así como características topográficas subsuperficiales y entre otros, el análisis de los procesos de evaporación y transpiración separadamente. Dichos procesos, en estos ambientes ocurren más activamente en diferentes momentos, la evaporación en otoño e invierno, junto con las precipitaciones y la evapotranspiración en primavera cuando se conjuga el crecimiento vegetal con la presencia de humedad en el suelo (Paruelo *et al*, 2000).

El agua recarga los acuíferos sub superficiales desde principios de otoño hasta principios de primavera, se moviliza lentamente y alcanza las áreas bajas del relieve donde surge a modo de manantial durante todo el año, sumándose a las vías superficiales temporales. En estas áreas bajas se desarrollan los mallines, que provistos de un suelo muy profundo, son capaces de retener y utilizar gran parte de los recursos hídricos que concentran.

Como proponen varios autores (Cassola, 1988; Burgos *et al*, 1996; Cremona *et al*, 1996; Johnston *et al*, 2001), resulta necesario analizar el comportamiento hidrológico de cada sector del mallín por separado debido a que difieren ampliamente.

Lanciotti *et al* (1992), detectaron un gradiente altitudinal en el que a mayor altitud, la napa se mantenía a menor profundidad por mas tiempo respecto de los sitios ubicados a menor altitud. Aquí se presentó en cierta medida, el caso inverso. Las napas en el área central e intermedia tuvieron similar comportamiento a diferentes altitudes. Sin embargo, la napa en el área periférica, a 910 m snm., comenzó a descender abruptamente al mes de producido el pico de descarga por escurrimiento, mientras que, la napa en el área periférica a 830 m snm, comenzó a descender muy suavemente y a los 2 meses de ocurrido el pico de descarga. Si bien la hidrología superficial se relaciona con la subsuperficial, hay defasajes espaciales y temporales entre ambas.

El balance hídrico de los mallines, a diferencia del de estepa, y en concordancia con Lanciotti *et al* (1992) y Burgos *et al* (1996), resultó positivo para el ciclo analizado; recuperando en 3 meses (de abril a julio) los estándares máximos de agua en la red. En esta gran diferencia detectada en el balance de agua entre el mallín y la estepa, radica fundamentalmente el origen de las diferencias en el suelo, vegetación, productividad y biodiversidad entre ambos ambientes (Mazzoni y Vázquez, 1995; Burgos *et al*, 1996; Cremona *et al*, 1996; Szulkin-Dolhartz, 1997; Bonvissuto y Somlo, 1998; Bran *et al*, 1998; Collantes y Faggi, 1999; Hauenstein *et al*, 2002; Gandullo y Faggi, 2005; López *et al*, 2005; Perotti *et al*, 2005; Utrilla *et al*, 2006; Bonvissuto *et al*, 2008; Epele, 2009). Por otro lado, de acuerdo con Mitsch y Gosselink (2007), donde citan más de 10 balances hidrológicos de diferentes tipos de humedales, el almacenamiento en el ciclo es cercano a 0, indicando que el nivel del agua al final del período analizado, es cercano a donde se hallaba al iniciar el estudio. En la tabla 17 se muestran resultados de otros balances hídricos donde el almacenamiento es también cercano a 0. En el caso extraordinario de Kipkemboi *et al* (2007), durante los años que analizaron se mantuvo una prolongada sequía que llevó el balance hídrico a valores muy negativos, con el consecuente el abatimiento del nivel del agua en los humedales.

Tabla 17. Balances hídricos de diferentes humedales del mundo.

Referencia, ubicación y ambiente.	Ingresos			Egresos			Almacenamiento
	Ppt	Esi	Pci	Ess	Evt	Pcs	
(Raisin <i>et al</i> , 1999). Kiewa Valley, Australia. Pantano.	5,5	5,8	88,6	91	9	-	0
(Owen, 1995). Wisconsin, USA (1990). Turbera.	92,1	5,8	2,1	-	96,6	3,4	0
(Owen, 1995). Wisconsin, USA (1991). Turbera.	81,8	17,2	0,9	1,5	93,5	5	0
(Meuleman <i>et al</i> , 2003). Netherlands. Humedal de flujo vertical.	16	84	-	1,9	12,8	85,2	0
(Wilcox <i>et al</i> , 2006). Michigan, USA. Pantano.	3,5	93,7	2,6	86,7	1,5	11,7	-44,6
(Hayashi <i>et al</i> , 1998). Saskatchewan, Canada. Humedal frío.	47,8	52,2	-	61,4	38,3	0,3	0
(Kipkemboi <i>et al</i> , 2007). Nyangera, Kenya. (2003-04). Humedal.	92,6	7,3	-	-	84,3	15,7	-28
(Kipkemboi <i>et al</i> , 2007). Kusa, Kenya. (2003-04). Humedal.	92,2	7,8	-	-	92	8	-130
(Kipkemboi <i>et al</i> , 2007). Nyangera, Kenya. (2004-05). Humedal.	90,8	9,2	-	-	46,4	53,6	-312
(Kipkemboi <i>et al</i> , 2007). Kusa, Kenya. (2004-05). Humedal	93,7	6,3	-	-	70,5	29,5	-109,6

(Mitsch, 1979) en Mitsch y Gosselink (2007). Illinois, USA. Pantano con cipreses.	22,7	70,4	6,7	71,3	22,1	6,4	0
(Mitsch y Reeder, 1992) en Mitsch y Gosselink (2007). Ohio, USA. Ribera de lago	5,1	77,3	17,5	90,7	9,3	-	3,3
(Shjeflo, 1968) en Mitsch y Gosselink (2007). N Dakota, USA. Bajo inundable.	48	52	-	-	78	22	-6,4
(Richardson, 1983) en Mitsch y Gosselink (2007). N Carolina, USA. Pantano.	100	-	-	41,8	57,2	1	0
Datos de Wolski, P. en Mitsch y Gosselink (2007). Okavango, Botswana. Delta	47,1	52,8	-	0,9	98	0,9	0
(Braaten y Flaherty, 2000), en Kipkemboi <i>et al</i> (2007). Tailandia	34,9	2	63	20,2	45,8	33,9	-2,6
(Teichert-Coddington <i>et al</i> , 1988), en Kipkemboi <i>et al</i> (2007). Alabama, USA	25,7	37,1	37,1	-	11,42	88,5	0
(Boyd, 1982), en Kipkemboi <i>et al</i> (2007). Honduras	23,7	0,8	75,4	-	31,5	68,4	3,3
(Green y Boyd, 1995), en Kipkemboi <i>et al</i> (2007). Honduras	32,9	1,2	65,8	-	68,9	31	-5,7

Referencias: precipitación (Ppt) (%), escurrimiento superficial ingresante (Esi) (%), agua de percolación ingresante (Pci) (%); escurrimiento superficial saliente (Ess) (%), evapotranspiración (Evt) (%); percolación saliente o infiltración profunda (Pcs) (%) y almacenamiento (% de los ingresos totales).

En el gráfico 13c, se observa que más de la mitad del agua que recarga los mallines bajo estudio proviene del agua que infiltra en profundidad en áreas de estepa, introduciéndose en acuíferos subterráneos que afloran en las áreas bajas. Los demás ingresos se reparten entre escurrimiento superficial y subsuperficial y precipitaciones *in situ*. Dadas estas características de recarga, los mallines del presente trabajo entrarían dentro de la clasificación de “humedales de áreas deprimidas con recarga subterránea” donde confluyen el afloramiento de la napa subterránea y el escurrimiento superficial, siendo el aporte subterráneo, más constante en tiempo y volumen y más independiente de las condiciones hidrológicas del ciclo, que los aportes superficiales (Mitsch y Gosselink, 2007). En comparación con datos bibliográficos (tabla 17), la distribución de los ingresos hallada en los mallines analizados, es atípica, suele dominar el ingreso a través del escurrimiento superficial o las precipitaciones por sobre la vía subterránea. De los 19 casos analizados, solo en 4 dominó el ingreso de agua a los humedales por vía subterránea.

Respecto a los egresos, domina el escurrimiento superficial con volúmenes muy grandes (tabla 6). En el ciclo analizado se exportaron 790.179 m³ de agua lo cual sugiere que existe un gran potencial productivo que está siendo desaprovechado. Esta situación parece común a numerosos humedales (tabla 17). A través de obras de ingeniería y analizando las demandas integrales de la cuenca, sería posible utilizar el agua que libera la micro cuenca ampliando las áreas de mallín.

La predominancia del ingreso de agua a los mallines por vía subterránea, de tránsito lento, en sinergia con el defasaje en la entrega del agua precipitada que produce el congelamiento/descongelamiento y la enorme capacidad de almacenamiento hídrico de los mallines, permitió que el sistema en su conjunto produjera un retraso importante en la liberación del agua. Esto permitió que el agua precipitada mayormente durante el otoño, sea liberada de fines de invierno a principios del verano, haciendo coincidir su presencia con la necesidad por parte de la vegetación.

Para este punto la metodología aplicada tuvo algunas limitaciones. Sería propicia, entre otros, la aplicación de métodos que contemplen las precipitaciones y acumulación nívica con el defasaje en la circulación del agua que esto ocasiona.

Como se mencionó, y a diferencia de las áreas de estepa, los mallines también reciben agua subterránea proveniente de la percolación profunda en estepa. Esta vía es naturalmente de tránsito lento, logrando, en este caso, irrigar la red de mallines durante todo el ciclo, incluso, en función a las características hidrológicas de los mismos, es posible que lo hagan también durante años de sequía. La pérdida de suelos calculada con las metodologías propuestas es considerada como “nula” o “ligera” según las clasificaciones revisadas (Wischmeier, 1982 en López Cadenas de Llano, 1998; Hudson, 1997) lo cual se condice con la textura de los suelos en cuya composición contiene solo el 28 % susceptible de erosión hídrica (gráfico 12) (Terrón y López de Meneses, 1997) o bien, se encuentra dentro de los parámetros de tolerancia. Sin embargo, dichas clasificaciones contemplan suelos agrícolas mayormente. Las estimaciones más acertadas indican que bajo condiciones no alteradas, son necesarios 300 años para producir 25 mm de suelo (Hudson *et al*, 1982). La pérdida tolerable de suelo depende de las condiciones del mismo como su profundidad y textura y las condiciones ambientales que predispongan los procesos de meteorización. Si se trata de un suelo profundo con fertilidad similar a lo largo de todo el perfil, una pérdida de 25 mm en 30 años es mucho menos grave que si se trata de un suelo de pocos centímetros de espesor descansando sobre roca dura como es el caso de los suelos de la micro cuenca bajo estudio (Hudson *et al*, 1982). Si en 300 años se forman 25 mm de suelo, para $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ de densidad aparente, anualmente se produce $1,08 \text{ t ha}^{-1}$ de suelo, mientras el resultado de las ecuaciones determina que se pierden entre 0 y 1,59 toneladas de suelo por hectárea por año (imagen 7) desde el área de aporte hacia la red de mallines y se exportan hacia fuera de la cuenca $0,017 \text{ t ha}^{-1}$ de suelo por año. Esto indica que se moviliza dentro de la cuenca una cantidad similar de suelo a la que se produce y se exporta solo entre el 7 y 13 % de los sedimentos movilizados (tabla 16), es decir que posiblemente el paisaje se encuentre en proceso de modificación predominando la redistribución de sedimentos y formación de suelos en las áreas de recepción.

Según Figueroa *et al* (1991) en Serna y Echavarría (2002), en condiciones no estándar, es conveniente apoyarse en los resultados de las parcelas para determinar el valor de producción de sedimentos, motivo por el cual sería de esperar que el resultado más acertado de la EUPS sea el obtenido luego de corregir el factor K con las micro parcelas. A su vez, Coronato y Del Valle (1992) en un estudio realizado en el noroeste chubutense, concluyen que en los pastizales analizados, la erosión en canales y cárcavas es tan importante como para duplicar el valor de pérdida de suelo que arroja la EUPS, lo cual sugiere la necesidad de buscar y validar otros modelos que lo contemplen.

Con la MUSLE se obtuvo un valor similar aunque superior a los demás y con la ventaja de determinar la producción de sedimentos por evento, permitiendo diferenciar la producción mensual del momento analizado, en lugar de la producción anual promedio. Es lógico que la aplicación de esta ecuación comparativamente con las anteriores, arroje un resultado más alto, dado que en el ciclo analizado las precipitaciones fueron más abundantes y más concentradas que el promedio histórico (gráficos 3 y 4) lo cual promueve su vez, mayor escurrimiento y con él, mayor producción de sedimentos (Kirkby y Morgan, 1994). A fin de obtener datos precisos y ajustar las ecuaciones, resultaría interesante a futuro, el desarrollo de ensayos a campo en diferentes tipos de pastizal.

Los humedales pueden conformar ecosistemas abiertos donde hay abundante intercambio de materia, o ecosistemas cerrados donde el intercambio es mínimo (Mitsch y Gosselink, 2007). Existe en la bibliografía, algunas menciones sobre la dinámica de sedimentos en relación a los mallines aunque ninguna, donde constituya el objeto de análisis. Solo Casamiquela (1987) habla de los mallines como cuerpos sedimentarios sugiriendo la existencia de procesos de sedimentación geológica o incluso procesos activos actuales. La mayor parte de la bibliografía revisada, por su parte, asume la existencia de un proceso de remoción de sedimentos y pérdida de suelo en los mallines como consecuencia de la disminución de cobertura vegetal originada por el sobrepastoreo (Cassola, 1988; Del Valle, 1993; Luque, 1996; Raffaele, 1996; Bran, 2004), sin embargo, no se hallaron trabajos que asuman la ganancia y pérdida de suelo de los mallines como parte de un sistema donde no solo afectan los procesos que suceden *in situ*, sino también los que ocurren en su entorno. En el presente trabajo se analizó, sin precedentes, la cantidad de sedimentos que ingresa a la red de mallines. A su vez, por diferencia respecto a la cantidad de sedimentos que egresan de la red (Ec. 20), se determinó que esta última retiene casi la totalidad de los sedimentos producidos por las vertientes (entre el 87 y el 92%). Sin dudas, este tan alto porcentaje de retención, no será igual para todos los mallines en Patagonia, pero constituye un primer dato concreto que refleja la gran importancia que envisten los mallines analizados, por su función de retención de sedimentos y protección de la cuenca contra la erosión.

De las ecuaciones de pérdida de suelo y escurrimiento aplicadas a los ambientes de estepa bajo producción ovina extensiva, el factor sobre el cual el ser humano tiene algún dominio, es la cobertura vegetal, cuya principal variable de regulación es la carga animal (Paruelo *et al*, 1993). Es necesario el ajuste de la misma para no ocasionar la disminución de la cobertura vegetal y con ello, excesos de escurrimiento (Viessman y Lewis, 2003) y pérdida de suelo (Kirkby y Morgan, 1994) que alterarán la dinámica hídrica y de sedimentos y posiblemente de modo negativo, la condición tanto de las áreas de estepa como de los mallines.

Finalmente, las micro parcelas de erosión resultaron una buena herramienta para establecer la marcha anual del escurrimiento y cuantificar el escurrimiento superficial, sin embargo, no correlacionaron satisfactoriamente los datos que arrojaron de pérdida de suelo con la producción de sedimentos calculada por fórmula. Posiblemente el dato obtenido sea representativo de la erosión por salpicadura únicamente, sin considerar la erosión laminar (Terrón y López de Meneses, 1997).

Tanto la pérdida de suelo como el escurrimiento superficial, están dominados por muchos factores explicando cada uno, una pequeña porción de la variabilidad. Como se deduce del gráfico 10, es difícil

detectar relaciones claras entre factores. Para ello se requiere, probablemente, mayor densidad de parcelas que permitan evaluar rangos amplios de cada factor.

2.5. Conclusiones

Los mallines estudiados tuvieron, en el ciclo analizado, un rol productivo fundamental en el sistema de la micro cuenca dado que:

- Resultaron sitios de confluencia de los recursos hídricos y alta capacidad de retención de agua, permitiendo presentar, a diferencia de las áreas de estepa, un balance hídrico del ciclo, positivo, abasteciendo, en todo momento las demandas de evapotranspiración.
- Resultaron sitios de confluencia y destino final de la mayor parte de los sedimentos producidos en las áreas vertientes preservando el recurso dentro del sistema.

Las características fisonómico paisajísticas e hidrológicas de las áreas de vertiente influyeron fuertemente en el balance hídrico de los mallines, entendiéndose por lo tanto, que los cambios en el uso de la tierra en las áreas vertientes, modificarán la hidrología de los mallines.

CAP III: TRANSFERENCIA Y EXPORTACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO

3.1. Introducción

Los suelos de los humedales son usualmente descriptos como “suelos hídricos” por hallarse saturados o inundados durante cierto período del año produciendo condiciones de anaerobiosis en superficie (Mitsch y Gosselink, 2007). Pueden ser considerados minerales si contienen menos de 20 – 35% de MO y orgánicos si el contenido es superior. Los suelos orgánicos están compuestos principalmente por restos de plantas en diferentes grados de descomposición acumuladas como resultado de las condiciones de anaerobiosis (Craft y Chiang, 2002). Generalmente tienen más nutrientes retenidos en formas orgánicas, no disponibles para las plantas que los suelos minerales, lo cual no significa que haya más nutrientes totales. Según Mitsch y Gosselink (2007), generalmente en humedales ocurre lo contrario, suelen tener suelos más pobres en nutrientes totales y disponibles que los suelos aledaños. Los suelos de los humedales poseen características redoximórficas originadas por las fluctuaciones del contenido hídrico del suelo que producen la reducción, traslocación y/u oxidación del hierro y el manganeso donde interviene la actividad biológica. El potencial redox es una medida de la presión o disponibilidad de electrones en una solución, y es utilizado usualmente para cuantificar el grado de reducción electroquímica en los suelos de los humedales. En estos suelos ocurren transformaciones químicas constantemente, modificando el estado de los elementos y su solubilidad.

Los ingresos de materiales a los humedales se dan por 3 vías, geológica, biológica e hidrológica. El ingreso por vía geológica, a través de la meteorización de la roca madre, es poco conocida, aunque importante en algunos humedales; la vía biológica, incluye el transporte por animales, la fijación de carbono a través de la fotosíntesis y la fijación de N. Exceptuando estas 2 últimas vías de fijación, los ingresos de elementos a los humedales están generalmente dominados por la vía hidrológica (Mitsch y Gosselink, 2007).

El N ha recibido más atención en la investigación que cualquier otro nutriente por ser considerado el más limitante para el crecimiento vegetal en ecosistemas naturales (Aerts y Chapin III, 2000), incluso áridos y semiáridos (Mazzarino *et al*, 1998). En el área de estepa, en Patagonia árida y semiárida, la distribución de la vegetación se da en “parches”, que corresponden a áreas vegetadas rodeadas de suelo descubierto que constituyen, a pequeña escala, sumideros de recursos, mientras que las áreas más expuestas a la erosión son los espacios entre arbustos o “interparches” (Paruelo *et al*, 1992; Rostagno y Beeskow, 2000; Bertiller *et al*, 2004; Gaitán, 2009). De este modo, bajo los parches de vegetación, se hallan concentrados los nutrientes, mientras que los interparches se caracterizan por su baja fertilidad.

La mayor proporción del N en la tierra (98,7%) se encuentra en la materia orgánica del suelo (Echeverría y Sáinz Rosas, 2006), la cual constituye un coloide que contribuye a la estabilidad de los agregados (Dalal y Bridge, 1996). Sin embargo el poder erosivo de las precipitaciones y la capacidad de arrastre del agua de escorrentía, son capaces de movilizar esta fracción liviana del suelo (Wischmeier y Smith, 1978, Kirkby y Morgan, 1994; Terrón y López de Meneses, 1997), y con ella, el N. Por su parte, sólo alrededor del 0,17 % del N terrestre se encuentra en sus formas disponibles (NO_3 ,

NH₄) (Echeverría y Sáinz Rozas, 2006), las cuales son sumamente solubles, y por consiguiente, susceptibles de ser acarreadas por el agua de escurrimiento.

A nivel mundial, la contaminación de las aguas superficiales y subsuperficiales, en gran medida con nitratos provenientes de excesos de fertilización, es creciente, habiéndose por ello, desarrollado numerosos estudios que tratan sobre los fenómenos que llevan a la eliminación de N de las fuentes de agua. Los humedales resultan sitios neurálgicos para dicho fin por lo que en los últimos años se ha invertido en la conservación y creación de los mismos.

En los humedales, la presencia continua de agua en el perfil de suelo, provoca anoxia. Ante la falta de oxígeno como aceptor de electrones, los microorganismos utilizan los nitratos reduciéndolos a N gaseoso y agua. La tasa de desnitrificación en ambientes permanentemente anegados, se relaciona positivamente con la temperatura y la concentración de nitratos en el agua y negativamente con la oxigenación (Casey y Klaine, 2001; Johnston *et al*, 2001; ₁Venterink *et al*, 2002; Hernandez y Mitsch, 2007; Wang *et al*, 2008), siendo mayor la carga de nitratos en el agua en primavera e invierno; reduciéndose en verano y otoño (Hoffmann *et al*, 2006), lo cual se vería acentuado por coincidir con el momento de mayor demanda por parte de la vegetación. Kjellin *et al* (2007) concluyeron que el tiempo de residencia del agua en el suelo es otro factor clave, aumentando la tasa de desnitrificación al aumentar la tasa de residencia del agua.

Al P se lo considera, junto con el N; limitante para el crecimiento vegetal en ambientes naturales (Aerts y Chapin III, 2000), y es el nutriente más comúnmente limitante para la producción en ecosistemas de agua dulce (Schlinder, 1977 en Bridgham *et al*, 2001). El P del suelo proviene mayormente de la meteorización de la apatita y a medida que esta se descompone, se liberan los iones ortofosfato que son absorbidos por las plantas y los microorganismos. Estos iones están presentes en pequeñas cantidades en la solución del suelo. El P soluble en el suelo forma compuestos con el calcio, hierro, aluminio y manganeso dependiendo en gran medida del pH, o bien, se enlaza con la superficie reactiva de ciertas arcillas, óxidos y complejos de humus – aluminio en los suelos derivados de cenizas volcánicas. Su máxima solubilidad se da en suelos con pH comprendidos entre 6,5 y 7,5 (Porta *et al*, 2003). Estas reacciones reducen la presencia del P en la solución del suelo, de modo que no es muy susceptible a ser movilizado disuelto en el agua de escurrimiento. El escurrimiento transporta el P disuelto mientras que la erosión transporta el P particulado asociado al sedimento y material orgánico (García *et al*, 2006).

Sin embargo, en condiciones anóxicas producidas por el anegamiento, pueden suceder una serie de reacciones químicas que producen la liberación del P hacia la solución del suelo, como la hidrólisis de fosfatos de Fe y Al, y la liberación de P adsorbido en las arcillas e hidróxidos a través del complejo de cambio (Mitsch y Gosselink, 2007).

Litaor *et al* (2004), determinaron concentraciones de P total altas en la zona superficial aireada de una turbera, en relación a la zona saturada y anóxica, atribuyendo como causa, las reacciones de oxidación en superficie que promueven la formación de sesquióxidos captadores de P.

Richardson (1985), concluyó que la disponibilidad de P para las plantas de humedales está controlada por el equilibrio químico del suelo, mientras que otros estudios mostraron que la inmovilización de P por parte de los microorganismos, controla su disponibilidad (₂Venterink *et al*, 2002). Casey y Klaine

(2001), demostraron porcentajes de captación de P en humedales de entre 74 y 100 % del P ingresado, especulando, en base a sus resultados, que los fosfatos son adsorbidos por los minerales en los sedimentos y de ahí son tomados y utilizados por los vegetales y los microbios. Bridgham *et al* (2001), al igual que Venterink *et al* (2002), afirmaron que la disponibilidad del P en el suelo depende de la química del mismo como también de los microbios y los factores que modifican la comunidad.

Casey *et al* (2001), concluyeron que uno de los principales factores que determinan la capacidad de asimilar el P de los humedales, radica en la absorción por parte de la biomasa, tras hallar concentraciones de fosfatos muy inferiores en verano respecto del invierno.

Como resultado de los procesos de sustracción, retención y uso de nutrientes que ocurren dentro de los humedales, varios autores obtuvieron diferentes resultados de lo que denominan “capacidad de atenuación de nutrientes” o “capacidad de retención”. Algunos resultados se muestran en la tabla 18.

Tabla 18: Diferencia relativa de concentración de nutrientes en el agua que abandona el humedal analizado respecto a la concentración en el agua que ingresa al mismo en porcentaje o “porcentaje de atenuación” como resultado de varios trabajos de investigación llevados a cabo en diferentes sitios y condiciones.

Referencia	Sitio	NO ₃ %	PO ₄ %	N total %	P total %
(Blankenberg <i>et al</i> , 2007)	Noruega			7 - 38	
(Akratos y Tsihrintzis, 2007)	Laboratorio		50.7 - 79.2		41.8 - 70.1
(Kyambadde <i>et al</i> , 2005)	Uganda			61,1 - 73,9	46,7 - 69,7
(Meuleman <i>et al</i> , 2003)	Lauwersoog, Holanda			30	24
(Casey <i>et al</i> , 2001)	Carolina, USA	80	74 - 100		
(Nairn y Mitsch, 2000)	Ohio, USA				35
(Mitsch <i>et al</i> , 1995)	Illinois, USA				53 - 92
(Reinelt y Horner, 1995)	USA				7,5 - 82,4
(Mitsch, 1992), en Reinelt y Horner (1995)	USA				4,5 - 10

Referencias: Porcentajes de atenuación de nitratos (NO₃), fosfatos (PO₄), N total y P total.

Tanto Reinelt y Horner (1995), como Meuleman *et al* (2003), analizaron el balance completo de nutrientes, obteniendo el porcentaje de atenuación como resultado del balance entre todos los ingresos y egresos de nutrientes al humedal analizado. Los demás autores enumerados en la tabla 18 obtuvieron el % de atenuación analizando el balance sólo en el agua de escurrimiento, por ser éste el principal ingreso de nutrientes a los humedales analizados, y describiendo cada uno de los compartimentos a través de los cuales los nutrientes son secuestrados del agua.

En función de la exportación de nitrógeno, Alvarez y Angeler (2007) revisaron datos existentes de exportación por vía hidrológica de nutrientes en más de 30 grandes cuencas de Latinoamérica, mayormente en áreas donde las pérdidas de suelo son muy altas. Encontraron valores de N entre 0,5 y 46,67 kg ha⁻¹ año⁻¹; valores de P entre 0,04 a 4,5 kg ha⁻¹ año⁻¹ y respecto al carbono orgánico (CO), hallaron valores de exportación de entre 21 y 126 kg ha⁻¹ año⁻¹.

No se hallaron en la bibliografía, registros de exportación de nutrientes en cuencas patagónicas de estepa. Sólo Oyarzún y Huber (2003) detectaron una exportación de N total en cuencas forestadas de los lagos chilenos Rupanco y Huillinco de 7,9 y 3,5 kg ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente.

La única referencia hallada con datos concretos sobre nutrientes en agua en mallines de Patagonia es Epele (2009), analizando quince mallines del oeste del Chubut, con diferente grado de eutrofización, de sistemas lénticos y lóticos, halló, en el agua libre, en diciembre de 2006, valores de N total de entre 176 y 10514 µg L⁻¹ y valores de P total de entre 26 y 3922 µg L⁻¹ concluyendo que los valores más altos se deben a problemas de eutrofización relacionados a actividades antrópicas, mayormente aportes de fecas y orina del ganado.

En el presente capítulo se propone responder a los objetivos particulares 2 y 3 definidos en la introducción de este trabajo:

- Describir y cuantificar la transferencia de N y P de las vertientes hacia los mallines y la exportación hacia fuera de la micro cuenca bajo estudio
- Evaluar la capacidad sustractiva de nutrientes por parte de los mallines.

3.2. Materiales y métodos

Propuesta metodológica general:

Se describió y cuantificó la transferencia de N y P de las vertientes hacia los mallines y la exportación hacia fuera de la micro cuenca a través de la utilización de la información obtenida en el capítulo precedente junto con la concentración de macro nutrientes en los recursos transportados para luego, a través de un balance, evaluar la capacidad sustractiva de N y P por parte de los mallines

3.2.1. Sitio de trabajo

Como se mencionó en el capítulo 1, el lugar de estudio corresponde a una microcuenca de 1284 ha (imagen 9), ubicada en la porción mas elevada de una subcuenca de alrededor de 5000 ha de superficie, que vierte sus aguas al centro oeste del mallín Genoa. Para la evaluación de la transferencia y exportación de N y P, se realizaron muestreos en los dos mallines identificados en la imagen 9 con un círculo color negro, uno en la porción mas elevada, ubicado a 910 m snm y otro a la salida de la microcuenca, a 830 m snm individualizando en ellos 3 sectores; central, intermedio y periférico (ver 1.4.4). Se determinaron a su vez, 16 sitios de muestreo en áreas de estepa identificados en la imagen 9 con puntos color negro.

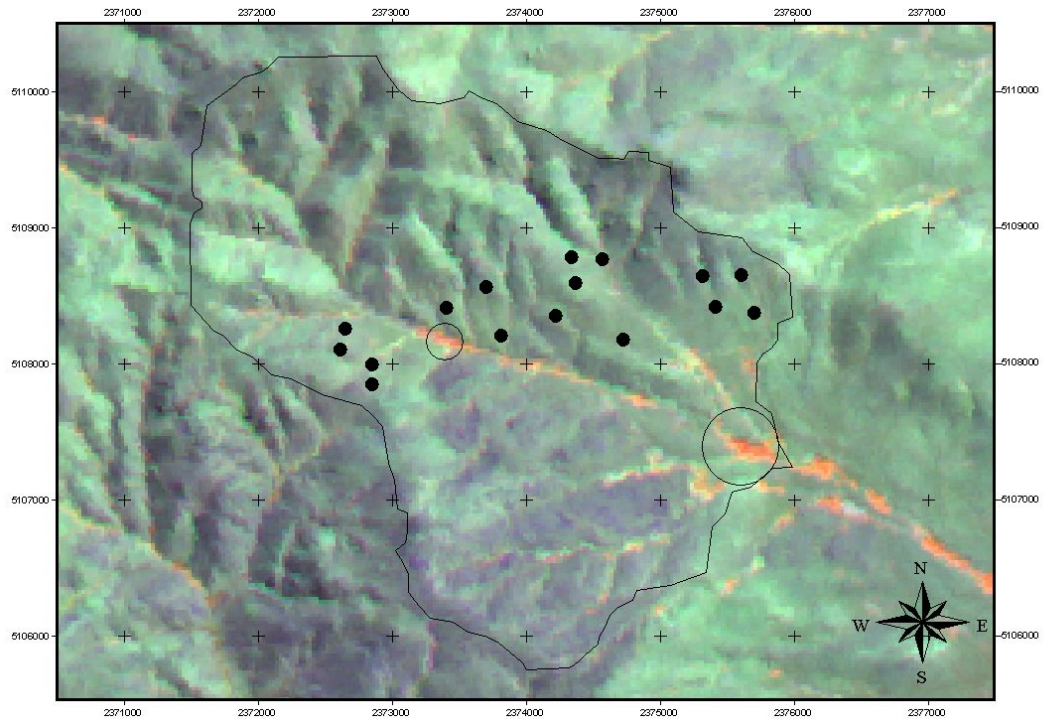


Imagen 9. Recorte del área de la micro cuenca bajo estudio, de una Imagen Landsat 7 de marzo 2003, con una combinación de bandas 1, 2, 3 (rojo, verde, azul) donde se delineó el perímetro de la micro cuenca con una línea negra delgada; se identificaron los 2 mallines de muestreo con círculos color negro y los 16 sitios de muestreo de estepa con puntos color negro.

3.2.2. Datos analíticos

En estepa, en cada uno de los 16 sitios de muestreo, en el área de interparches más susceptible a la erosión, se tomó una muestra compuesta de los primeros 5 cm de suelo. En cada uno de los 3 sectores de los 2 mallines analizados se tomó también 1 muestra compuesta de los primeros 5 cm de suelo. De las muestras recolectadas se analizó MO, N total, P total y P disponible a fin de caracterizar las áreas.

3.2.3. Balance de N y P en la red de mallines y evaluación de su capacidad sustractiva de nutrientes.

Se planteó el siguiente balance a fin de determinar el volumen de N y P retenidos en la red de mallines:

elemento retenido = elemento ingresante vía sedimentos + elemento ingresante vía precipitaciones + elemento ingresante vía escurrimiento + elemento ingresante vía percolación – elemento exportado vía escurrimiento superficial.

Ec. 21

3.2.3.1. Ingresos

Sedimentos

El volumen de sedimentos que arriban a las áreas de mallín, calculado en el capítulo anterior, se utilizó junto a la concentración de N y P en sedimentos para cuantificar el N y P que llega anualmente a los mallines a través de los sedimentos hídricos.

Para estimar la concentración de nutrientes en sedimentos se colocaron colectores de sedimentos hídricos en las 2 principales vías de escurrimiento y se recolectaron en julio, agosto y septiembre. Ya en octubre el agua dejó de escurrir superficialmente. Se hizo una muestra compuesta de esos 3 meses para cada sitio de muestreo y se analizó, en los sedimentos, la concentración de MO, N total, P total y P disponible.

Agua

a- Escurrimiento superficial

En el área de estepa, se produce escurrimiento laminar, digital y en cárcavas. Estas son vías de concentración y evacuación de las aguas que escurren superficial y subsuperficialmente. Se detectaron 2 cárcavas representativas de las 2 principales áreas de aporte y se tomaron muestras del agua que corrió por ellas mensualmente (de julio a septiembre) y se analizó la concentración de N y P en solución y suspensión. Se ponderaron los valores de concentración de P y N total por la superficie que representan cada una de las cárcavas con ayuda del Arc View GIS 9.2 y se promediaron los datos de los 3 meses para luego multiplicarlo por el volumen de escurrimiento total anual. De este modo se obtuvieron finalmente los valores de N y P total que arribaron a la red de mallines disueltos y suspendidos en el agua de escurrimiento en el período analizado.

b- Percolación

El agua que llega a los mallines de modo subsuperficial se analizó en enero y febrero tomando las muestras de una surgente dentro del área de mallines. A partir del producto entre el valor de concentración promedio entre enero y febrero de N y P, y el volumen de agua percolada en áreas de estepa, se cuantificó el N y P que llegó a los mallines anualmente por esta vía.

c- Precipitaciones

Para la zona de estudio, no hay datos publicados de concentración de N y P en agua de lluvia por lo que se planificó su determinación, por considerarse la deposición atmosférica, una fuente de nutrientes importante (Raisin *et al*, 1999; Anderson y Downing, 2006). A su vez, durante el período de trabajo entró en erupción el volcán Chaitén, aproximadamente a 250 km de distancia, quedando la micro cuenca, dentro del área de influencia de la lluvia de cenizas. Según un informe de Buduba *et al* (2008), las cenizas eyectadas tuvieron una concentración de P disponible de 13 mg k⁻¹ y 0,004% de N total. En general fue escasa la cantidad de ceniza que cubrió el área y sumado a las bajas concentraciones de nutrientes dentro de ellas, probablemente se vio poco alterada la calidad del agua de lluvia.

Se hizo un muestreo compuesto del agua precipitada en diferentes sectores de la cuenca para el mes de julio.

A fin de contrastar los datos con un sitio cercano al área de trabajo que también se halló bajo la influencia de la ceniza volcánica, se tomó una muestra de agua pluvial en la ciudad de Esquel en marzo de 2009.

3.2.3.2. Egresos

a- Esgurrimiento superficial

Como se mencionó anteriormente, se observó que solo los sedimentos en suspensión lograron salir del área de mallín, ya que la gran cubierta vegetal y la escasa pendiente, entre otros factores, minimizaron la salida de los sedimentos que arribaron por arrastre. De este modo, al determinar N total y P total suspendido y disuelto en el agua de escurrimento que abandonó la red de mallines, se evaluó todo el N y el P que se exportó de la micro cuenca por vía hidrológica.

Se determinó entonces, tal como se mostró en el capítulo II, mensualmente, el volumen de agua que abandonó la micro cuenca a través de afluentes en el cierre de la misma y en el mismo punto se tomaron muestras de agua para el análisis de concentración de N y P total. Con el producto entre ambos valores se estimó la exportación de N y P a través del agua de escurrimento superficial.

Dentro de los 8 meses en los que hubo escurrimento superficial, se tomaron 10 datos de aforo de caudal y 9 datos de concentración de nutrientes, 1 por mes, de mayo a diciembre y también se tomó en abril 2009, a pocos días de recomenzar a fluir el agua de escurrimento.

Respecto a los análisis realizados de suelo y sedimentos, el N total se determinó por el método de digestión húmeda de Kjeldhal (Bremner, 1960), la determinación de P total se hizo según Carter (1993), P disponible según Bray y Kurtz (1945) y MO, según Walkley y Black (1934).

Respecto a las determinaciones de nutrientes en agua, se hizo, de N total por digestión y valoración de NO_3^- y NO_2^- por reducción en columna de cadmio y diazotización (APHA, 1992). El P total se determinó por digestión ácida y posterior valoración del fósforo solubilizado como P reactivo soluble. Tanto la determinación de N total como de P total, cuantificaron el total de cada elemento presente en la muestra, disuelto más particulado.

3.3. Resultados

3.3.1. Datos analíticos

En cada uno de los 16 sitios de muestreo se tomó 1 muestra compuesta de suelo superficial en el área de interparque. En la tabla 19 se muestran los valores promedio, desvío estándar, coeficiente de variación y valores mínimo y máximo de los resultados de las variables edáficas analizadas en los mencionados sitios de muestreo en estepa.

Tabla 19: Valores estadísticos descriptivos de las variables edáficas analizadas para el área de estepa

Variable	n	Media	D.E.	CV	Mín	Máx
MO (%)	16	4,01	1,66	41,46	2,28	8,18
N total (%)	16	0,13	0,06	45,34	0,02	0,24
Pt (mg kg ⁻¹)	16	814,4	122,3	15,02	599,8	1013,8
P disp. (mg kg ⁻¹)	16	42,72	8,74	20,46	29,95	61,85

Referencias: Materia orgánica (MO)(%), N total (%), P total (mg kg⁻¹) y P disponible (mg kg⁻¹), el número de muestras, el valor medio, el desvío estándar (D. E.), el coeficiente de variación (CV) y los valores mínimo (Mín) y máximo (Máx).

El gráfico 14 muestra los resultados obtenidos de % de MO edáfica en los 3 sectores de los 2 mallines analizados y el valor promedio de estepa. Los suelos de mallín tuvieron un contenido mucho mayor de MO con marcadas diferencias entre sectores.

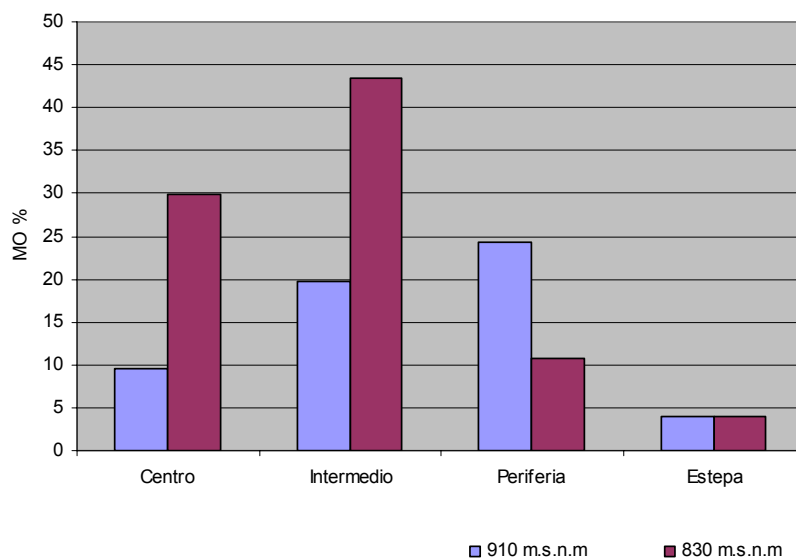


Gráfico 14: Contenido de MO edáfica por sector (%).

Referencias: Centro, intermedio y periferia de los 2 mallines analizados, uno a 910 m snm y el otro a 830 m snm y valor promedio de los 16 sitios de muestreo de estepa.

A su vez, las tendencias difirieron entre mallines; en el de 830 m snm, el valor mas alto de MO se registró en el sector intermedio disminuyendo hacia el centro y también hacia el área de estepa, mientras que en el mallín ubicado en la cabecera, el valor más alto se registró en la periferia, descendiendo la proporción de MO hacia el centro y también hacia el área de estepa.

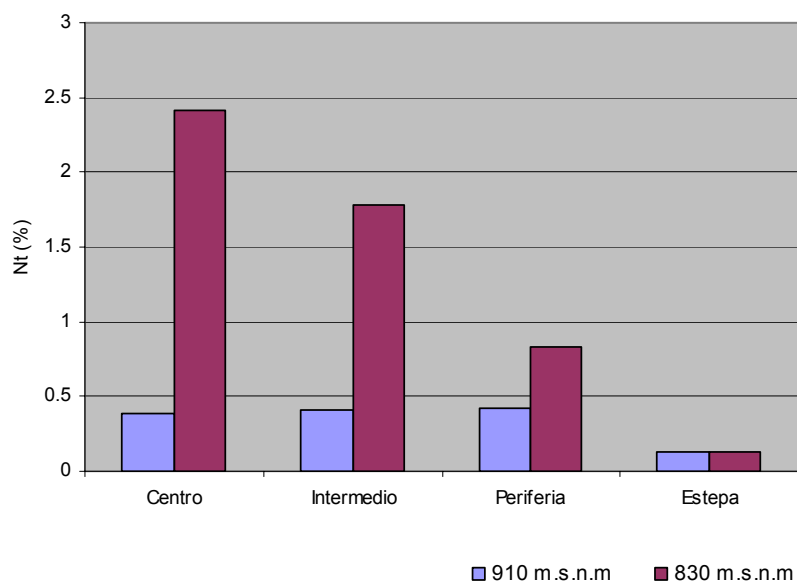


Gráfico 15: Contenido de N total edáfico por sector (%).

Referencias: Centro, intermedio y periferia de los 2 mallines analizados, uno a 910 m snm y el otro a 830 m snm y valor promedio de los 16 sitios de muestreo de estepa.

El valor medio en estepa fue de 0,13 % N total y en mallines, dependiendo el sector, entre 0,4 y 2,4 %, presentando, el mallín ubicado a 830 m snm, un gradiente marcado de disminución de N total hacia la periferia del mallín, gradiente que no se observa en el mallín ubicado a mayor altitud.

Alrededor del 98 % del N del suelo se halla formando parte de la MO (Echeverría y Sáinz Rozas, 2006) por lo cual se esperó que el contenido de N total varíe en relación al contenido de materia orgánica de los suelos. Se observó al relacionar los gráficos 14 y 15, que dicha relación no fue tan clara en los casos analizados. Para ambos mallines se hizo un análisis de correlación entre los valores observados de %MO y %Nt con InfoStat (2008), obteniéndose para ambos casos, correlaciones altas y positivas ($C > 0,8$) aunque con bajos valores de probabilidad ($p > 0,05$).

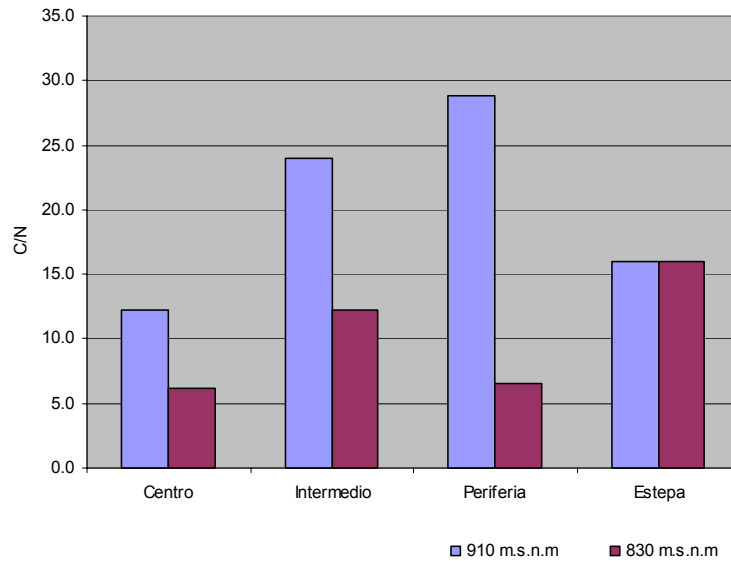


Gráfico 16: Relación C/N por sector.

Referencias: Centro, intermedio y periferia de los 2 mallines analizados, uno a 910 m snm y el otro a 830 m snm y valor promedio de los 16 sitios de muestreo de estepa.

Al igual que en el gráfico 14, en el mallín de 830 m snm, el valor mas alto C/N se registró en el sector intermedio disminuyendo hacia el centro y la periferia, mientras que en el mallín ubicado en la cabecera, el valor mas alto se registró en la periferia, descendiendo la proporción hacia el centro. En el mallín de 830 m snm, la relación C/N fue mayor en el área de estepa mientras que en el de 910 m snm, el valor más alto se dio en periferia superando el umbral de 20 para suelos normales (Tisdale y Nelson, 1970; Craft y Chiang, 2002).

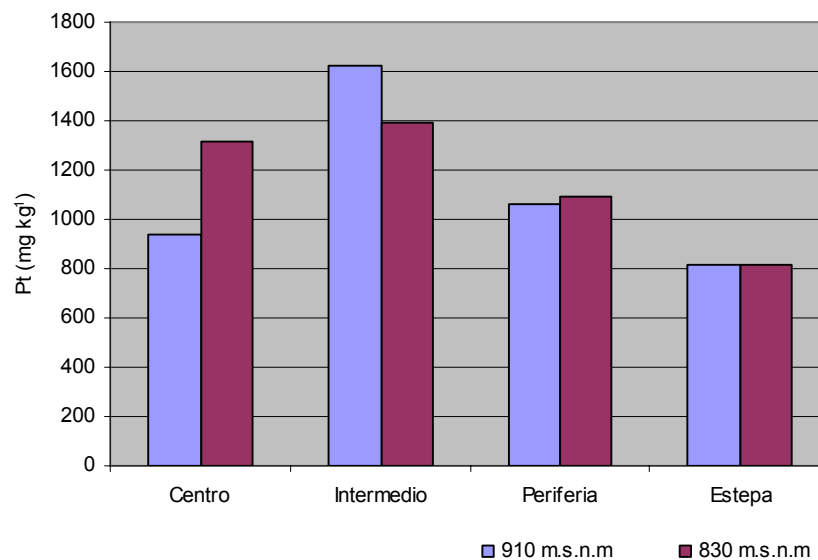


Gráfico 17: Contenido de P total edáfico por sector (mg kg^{-1}).

Referencias: Centro, intermedio y periferia de los 2 mallines analizados, uno a 910 m snm y el otro a 830 m snm y valor promedio de los 16 sitios de muestreo de estepa.

El P total y disponible se comportó de modo similar en ambos mallines analizados. El P total fue mayor en el sector intermedio disminuyendo hacia el área de estepa y también hacia el centro; mientras que el P disponible fue muy bajo en el área central, aumentando hacia la periferia.

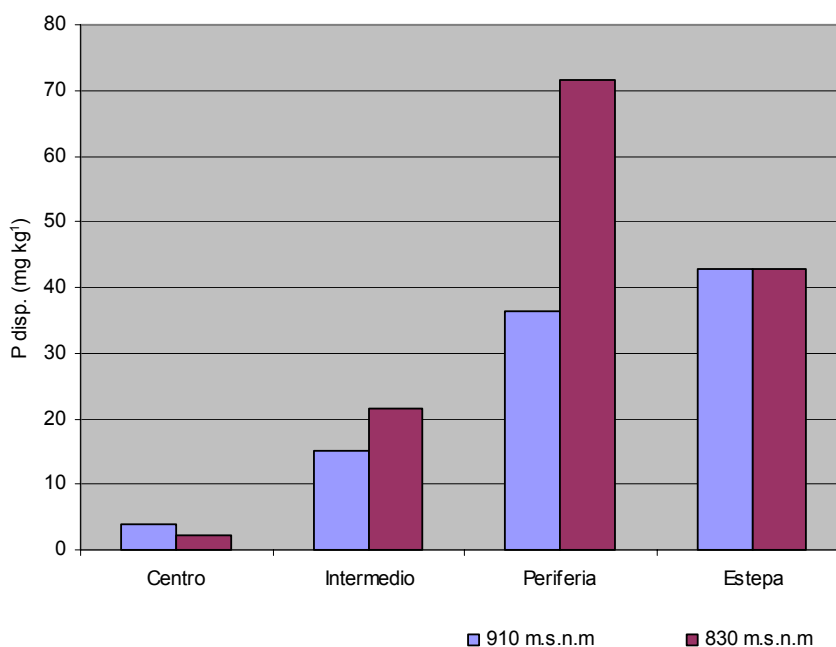


Gráfico 18: Contenido de P disponible por sector (mg kg⁻¹).

Referencias: Centro, intermedio y periferia de los 2 mallines analizados, uno a 910 m snm y el otro a 830 m snm y valor promedio de los 16 sitios de muestreo de estepa.

3.3.2. Balance de N y P en la red de mallines y evaluación de su capacidad sustractiva de nutrientes.

3.3.2.1. Ingresos

Sedimentos

Se hizo una muestra compuesta con los sedimentos recolectados en los meses de julio, agosto y septiembre, antes de arribar a áreas de mallín, en 2 cárcavas representativas de las 2 grandes áreas de aporte. Se hizo el análisis químico de dichos sedimentos y a los valores obtenidos se los ponderó por el área de aporte de cada cárcava. Al dividirlo por el área total, se obtuvo la media por unidad de superficie (Tabla 20). En la tabla 20 se muestran los valores de MO, N total, P total, P disponible, la relación C/N de los sedimentos recolectados en las cárcavas y el área que representó cada una. Finalmente se muestran los valores ponderados de cada variable en función de la superficie que representaron.

Tabla 20: Datos analíticos de los sedimentos colectados en las vías de escurrimiento.

Sitio	MO (%)	N t (%)	P t (mg kg ⁻¹)	P disp. (mg kg ⁻¹)	C/N	Área (ha)
Cárcava 1	8,99	0,14	720,51	1,27	32,1	956,6
Cárcava 2	1,53	0,06	466,72	2,24	12,8	291,4
Valores ponderados	7,25	0,12	662	1,49	30,2	1248

Los resultados mostraron que los sedimentos que llegaron a la red de mallines fueron más ricos en MO mientras que la concentración de N total se mantuvo respecto de los suelos de estepa de donde provinieron (tabla 19). El P total disminuyó casi en un 20% mientras que el P disponible lo hizo en un 97%.

En la tabla 21 se muestra el resultado del producto entre la producción de sedimentos y la concentración de N y P, obteniéndose la cantidad de nutrientes que llegó a la red de mallines en el año hidrológico, en toneladas totales y en kilogramos por hectárea de mallín. Se tomó el rango determinado por los valores de mínima y máxima producción de sedimentos obtenidos con las fórmulas analizadas y volcados en la tabla 16 (ver 2.4.5).

Tabla 21: Transferencia de N y P a través de los sedimentos.

	N total	P total	P disponible	MO
Cantidad total de nutrientes transferidos (t)	0,20 a 0,35	0,11 a 0,20	0,0002 a 0,0004	12,10 a 21,60
Cantidad de nutrientes por ha de mallín (kg ha ⁻¹ de mallín)	5,55 a 9,72	3,05 a 5,55	0,005 a 0,01	336,11 a 600

Agua

a- Escurrimiento superficial.

En una de las cárcavas analizadas (cárcava 1), durante los meses de julio, agosto y septiembre se pudieron coleccionar muestras de agua intactas, sin embargo, durante octubre, la muestra no pudo ser tomada sin disturbios ya que el caudal fue muy bajo. Durante noviembre y diciembre no se observó agua escurriendo superficialmente. Respecto a la otra vía de escurrimiento (cárcava 2), se coleccionaron muestras en agosto y septiembre solamente, ya que no pudo tomarse intacta la muestra de julio por problemas de logística, ni la de octubre porque el caudal fue muy escaso. Durante noviembre y diciembre, al igual que en la Cárcava 1, no se observó agua escurriendo superficialmente.

En la Tabla 22 a continuación, se muestra la concentración de N total y P total en solución y suspensión en el agua de escurrimiento de las 2 cárcavas más representativas para los meses analizados. Finalmente se muestra el promedio ponderado en función del área de aporte de cada cárcava mensual y total.

Tabla 22: Concentración de N total y P total en el agua de escurrimiento de estepa (disuelto y particulado).

	Cárcava 1		Cárcava 2		Promedio ponderado	
	PT ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g N L}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g N L}^{-1}$)	PT ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g N L}^{-1}$)
jul-08	140	318	–	–	140	318
ago-08	69	277	103	451	77	317
sep-08	33	246	35	277	33	253
Promedio Total					83	296

Ponderando por el área de aporte que posee cada cárcava y promediando los valores se obtuvo una concentración de P total en agua de escurrimiento (disuelto + particulado) de $83,4 \mu\text{g L}^{-1}$ y de N total (disuelto + particulado) de $296,1 \mu\text{g L}^{-1}$ que al multiplicarlo por la suma de escurrimiento anual (tabla 5, ver 2.4.1.3), se tradujo en 32,2 kg de P y 114,2 kg de N al año.

b- Percolación

Para enero de 2009, la concentración de N total en el agua de percolación fue de $224 \mu\text{g L}^{-1}$ y para febrero, de $338 \mu\text{g L}^{-1}$. Los valores de P total fueron de $62 \mu\text{g L}^{-1}$ y $35 \mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente. Dichos valores se promediaron y se multiplicaron por el volumen de percolación total surgido del balance hídrico de estepa (tabla 5, ver 2.4.1.3), obteniéndose el total de N y P transferidos de las vertientes a la red de mallines por vía subterránea (tabla 23).

Tabla 23: Transferencia de N y P a través del agua percolada.

Mes	Pc e (L)	N t (kg)	P t (kg)
Jun-08	237346200	67	12
Jul-08	359434800	101	17
Ago-08	281313000	79	14
Sep-08	45705600	13	2
Total	923799600	260	45

Referencias: Percolación mensual desde la estepa (Pc e) (L) y total de N y P transferido a la red a través de la percolación (Nt y Pt) (Kg).

En total se transfirieron en el año desde las vertientes hacia los mallines, 260 kg N a través de la percolación, superando ampliamente los ingresos por escurrimiento superficial (114,2 kg N). Respecto al P total, por su parte, los valores no fueron tan dispares, se transfirieron a través de percolación 45 kg en el año, mientras que, a través del escurrimiento superficial se transfirieron 32,2 kg P.

c- Precipitaciones

La concentración de N resultó de $986 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que la concentración de P fue de $44 \mu\text{g L}^{-1}$. La muestra de marzo de 2009 tomada en la ciudad de Esquel, tuvo concentraciones de N y P en $\mu\text{g L}^{-1}$, de 735 y 92 respectivamente.

Como producto entre el volumen total de precipitaciones ocurridas sobre los mallines (tabla 6, ver 2.4.2) y la concentración de nutrientes en ellas, se obtuvo un ingreso total anual a los mallines de 125,51 kg de N y 5,6 kg de P (tabla 24).

Tabla 24: Ingreso de N y P a través de las precipitaciones.

Mes	Ppt (L)	Nt (kg)	Pt (kg)
abr-08	25920000	25,56	1,14
may-08	34272000	33,79	1,51
jun-08	15336000	15,12	0,67
jul-08	12456000	12,28	0,55
ago-08	5400000	5,32	0,24
sep-08	6552000	6,46	0,29
oct-08	1872000	1,85	0,08
nov-08	4392000	4,33	0,19
dic-08	6264000	6,18	0,28
ene-09	3672000	3,62	0,16
feb-09	9720000	9,58	0,43
mar-09	1440000	1,42	0,06
Total		125,51	5,6

Referencias: precipitaciones (Ppt) (L), N y P total (kg)

3.3.2.2. Egresos.

a- Esgurrimiento superficial

En la tabla 25 se muestran los resultados del aforo de caudales mensual a la salida de la red de mallines con su concentración de Nt y Pt (disuelto + particulado) pudiendo así cuantificar los nutrientes exportados por esta vía.

Para obtener los valores de concentración se tomó una muestra de agua de escurrimiento mientras el agua fluyó superficialmente.

Tabla 25: Exportación de N y P a través del escurrimiento superficial.

	Es (L)	Nt ($\mu\text{g N L}^{-1}$)	Pt ($\mu\text{g P L}^{-1}$)	Nt (kg)	Pt (kg)
may-08	21384000	363	63	7,76	1,35
jun-08	74386080	356	30	26,48	2,23
jul-08	175248230	347	24	60,81	4,21
ago-08	326036275	281	24	91,62	7,82
sep-08	132764573	275	33	36,51	4,38
oct-08	40872384	277	41	11,32	1,68
nov-08	13007520	346	31	4,5	0,4
dic-08	6480000	353	36	2,29	0,23
TOTAL	790179062			241,29	22,3

Referencias: escurrimiento aforado a la salida de la red de mallines (Es) (L), concentración de N y P en dicha agua de escurrimiento ($\mu\text{g L}^{-1}$) y N y P totales exportados como producto de las anteriores determinaciones (kg).

Se observa un valor de exportación de P, 10 veces menor a la exportación de N.

En la tabla 26 se reescriben los resultados de la tabla 22 y algunos de la tabla 25 a fin de compararlos y determinar los porcentajes de atenuación de nutrientes, como diferencia relativa entre la concentración en el agua que ingresa y egresa por escurrimiento superficial a la red de mallines.

Tabla 26: Concentración de Nt y Pt en el agua de escurrimiento superficial que ingresa a la red de mallines y la que egresa, calculando el % de atenuación para los 3 meses en los que hubo ingresos cuantificables por escurrimiento superficial.

	N total			P total		
	Ingreso ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Egreso ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Atenuación (%)	Ingreso ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Egreso ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Atenuación (%)
jul-08	318	347	-9	140	24	83
ago-08	317	281	11	77	24	69
sep-08	253	275	-9	33	33	0

Ante la mencionada relación existente entre los procesos de retención/liberación de N y P y la temperatura, se confeccionaron los gráficos 19 y 20 con intención de detectar alguna correlación.

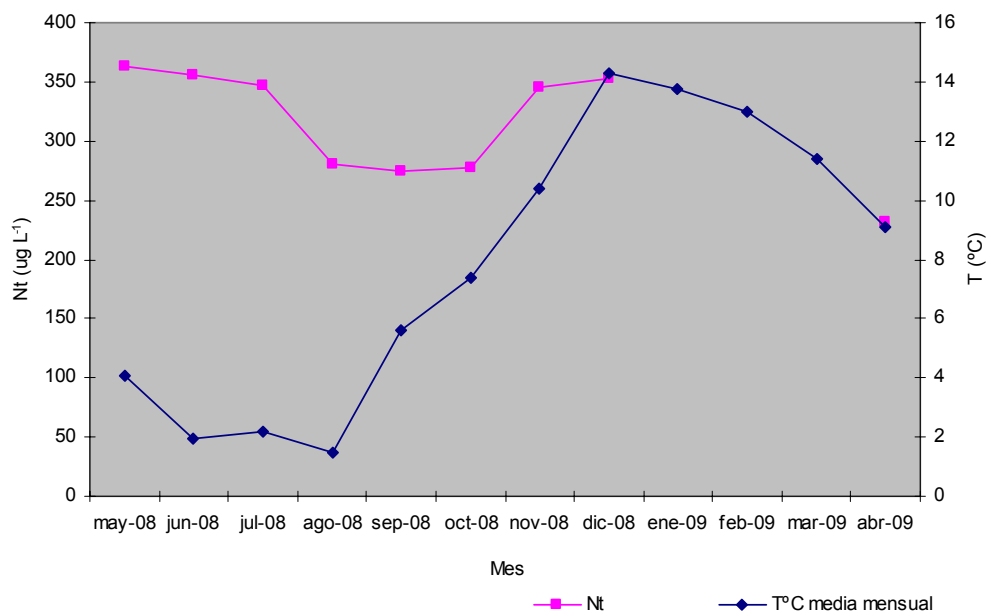


Gráfico 19: Evolución mensual de la concentración de N total en solución y suspensión en el agua a la salida de la red de mallines en relación a la temperatura del aire.

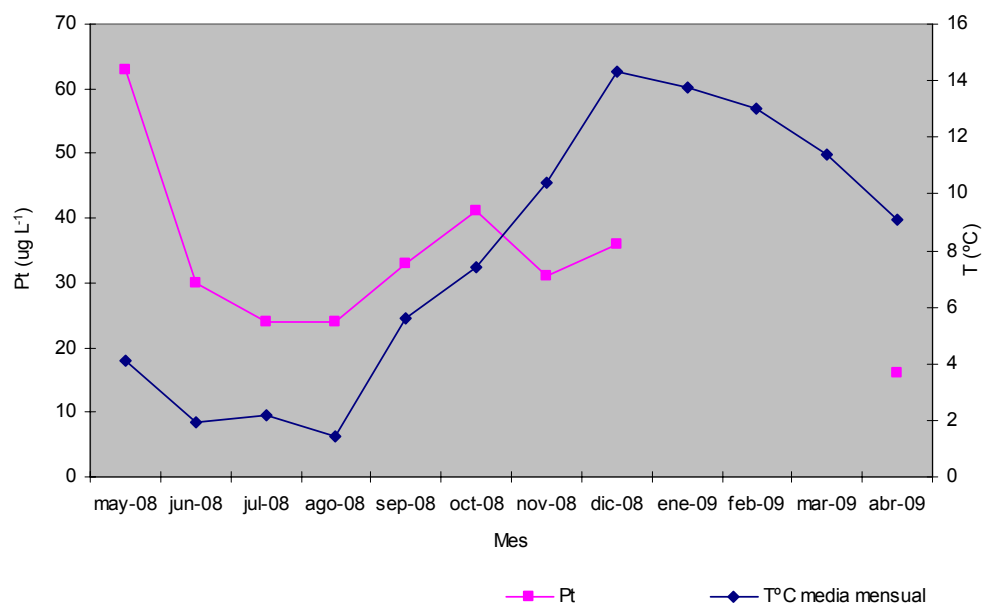


Gráfico 20: Evolución mensual de la concentración de P total en solución y suspensión en el agua a la salida de la red de mallines en relación a la temperatura del aire.

Tanto la concentración de N total como P total en el agua a la salida de la red de mallines no guardó relación con la temperatura del aire (Gráficos 19 y 20).

3.3.2.3. Balances

En la tabla 27 se muestra mensualmente, la cantidad de N en kg que ingresó y egresó de la red de mallines a través de las vías descriptas.

Tabla 27: Balance de N.

Mesfactor	S (kg)	Ppt (kg)	Es e (kg)	Pc (kg)	Es m (kg)
abr-08		25,6	16		
may-08		33,8	67,6		7,8
jun-08		15,1	17,6	66,7	26,5
jul-08		12,3	7	101	60,8
ago-08		5,3	0	79	91,6
sep-08		6,5	5,9	12,8	36,5
oct-08		1,8			11,3
nov-08		4,3			4,5
dic-08		6,2			2,3
ene-09		3,6			
feb-09		9,6			
mar-09		1,4			
TOTAL	200 a 350	125,5	114,2	259,6	241,3

Referencias: N ingresado a través de los sedimentos (S) (kg), a través de las precipitaciones (Ppt) (kg), del escurrimiento desde la estepa (Es e) (kg) y de la percolación (Pc) (kg) y el N que egresó de la red a través del escurrimiento superficial (Es m) (kg).

Si se considera el ingreso medio de N a través de los sedimentos, a la red de mallines, éste sería de 275 kg N año⁻¹, mientras que los ingresos a través del agua fueron de 499,3 kg N año⁻¹ dominando ampliamente. En el gráfico 21 se observa que el ingreso de N a través del agua de percolación superó en proporción a los demás ingresos por agua.

Como resultado del balance, la red de mallines retuvo en el ciclo 2008 – 2009, de 458 a 608 kg de N, equivalente a 12,7 – 16,8 kg N ha⁻¹ de mallín, correspondiendo a valores entre el 65 y el 72% del N total ingresado.

Aquí la exportación de N de la micro cuenca fue de 0,18 kg N ha⁻¹ año⁻¹.

En la Tabla 28 se muestra mensualmente, la cantidad de P en kg que ingresó y egresó de la red de mallines a través de las vías descriptas.

Tabla 28: Balance de P.

Mes/factor	S (kg)	Ppt (kg)	Es e (kg)	Pc (kg)	Es m (kg)
abr-08		1,1	4,5		
may-08		1,5	19,1		1,3
jun-08		0,7	5	11,5	2,2
jul-08		0,5	2	17,4	4,2
ago-08		0,2		13,6	7,8
sep-08		0,3	1,7	2,2	4,4
oct-08		0,1			1,7
nov-08		0,2			0,4
dic-08		0,3			0,2
ene-09		0,2			
feb-09		0,4			
mar-09		0,1			
TOTAL	110 – 200	5,6	32,2	44,8	22,3

Referencias: P ingresado a través de los sedimentos (S) (kg), las precipitaciones (Ppt) (kg), el escurrimiento desde la estepa (Es e) (kg) y la percolación (Pc) (kg) y P que egresó de la red a través del escurrimiento superficial (Es m) (kg).

Si se considera el ingreso medio de P a través de los sedimentos a la red de mallines, este sería de 155 kg P año⁻¹, mientras que los ingresos a través del agua de escorrentía y percolación fueron de 76,9 kg P año⁻¹ (Gráfico 22). A diferencia del N, los ingresos de P se dieron, principalmente, a través de los sedimentos. Durante el ciclo 2008 – 2009, quedaron retenidos de 170 a 260 kg de P en la red de mallines, es decir, entre 5 y 7 kg ha⁻¹ de mallín; entre el 88 y el 92% del P ingresado.

Respecto al P exportado por la micro cuenca, es de solo 0,017 kg P ha⁻¹ año⁻¹.

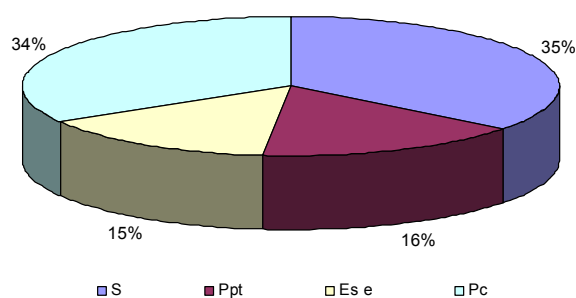


Gráfico 21: Ingresos de N a la red de mallines.

Referencias: S, sedimentos; Ppt, precipitaciones; Es e, escurrimiento desde la estepa y Pc, percolación desde la estepa.

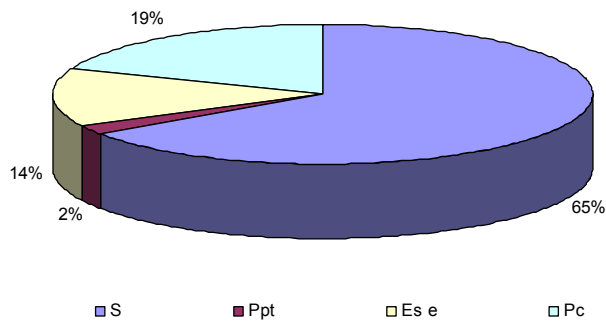


Gráfico 22: Ingresos de P a la red de mallines.

Referencias: S, sedimentos; Ppt, precipitaciones; Es e, escurrimiento desde la estepa y Pc, percolación desde la estepa.

3.4. Discusión

Considerando que las muestras de suelo en estepa fueron tomadas del área de interparche, los valores de MO resultaron altos, de entre 2,28 y 8,18%. A escala regional el contenido de MO del suelo generalmente presenta patrones asociados con las precipitaciones, la temperatura y la textura de los suelos (Burke *et al*, 1995; Hook y Burke, 2000). Gaitán (2009), para un tipo de pastizal similar al analizado en el presente trabajo, con un mismo volumen de precipitaciones, aunque temperaturas más altas y suelos de textura más gruesa, en el oeste de la provincia de Río Negro, halló valores de MO en áreas de interparche de 0,82 a 2,23% y de 1,68 a 2,67 % para los parches vegetados.

La tasa de enriquecimiento es la relación entre la concentración de nutrientes en el sedimento erosionado y la concentración respectiva en el suelo de origen (Do Prado Wildner y Da Veiga, 1993). Se detectó un valor mayor de MO en los sedimentos movilizados que en el suelo original, es decir que la tasa de enriquecimiento de MO fue mayor a 1. Según Terrón y López de Meneses (1997), las partículas más vulnerables al desprendimiento son entre 0,063 mm y 0,250 mm. Se consideran micro agregados de MO a los que poseen diámetro menor a 0,25 mm y macro agregados a los que tienen un diámetro superior a 0,25 mm (Haynes y Beare, 1996), con lo cual los primeros serían más susceptibles a moverse, junto con las partículas de arena fina. Por otro lado, tal como sucede con las partículas de arcilla, la MO posee enlaces químicos que ligan los materiales y ejercen fuerzas que resisten la energía de la gota de lluvia (Terrón y López de Meneses, 1997). La remoción preferencial de material fino produce una matriz de suelo más gruesa y pobre en nutrientes, lo que limita la productividad y resiliencia del suelo, debido a que es este material, el que transporta en mayor medida la MO y los nutrientes (Sutherland *et al*, 1996). Según Stocking (1985), el suelo removido es mas rico en elementos químicos en la casi totalidad de los casos, en la tabla 29 se muestran datos bibliográficos que lo demuestran.

Tabla 29. Tasa de enriquecimiento de sedimentos en MO, Nt, Pt y P disponible.

Referencia	MO	Nt	Pt	P disponible
Presente trabajo	1,8	0,92	0,81	0,03
(Weir, 2000)	1,1 - 1,4	1,1 - 4,6	-	2,1 - 3
(Rogers, 1941)*	-	-	-	3,3
(Knoblauch <i>et al</i> , 1942)*	3,9	4,2	-	-
(Massey y Jackson, 1952)*	2,1	2,7	-	3,4
(Massey <i>et al</i> , 1953)*	1,1	1,1	-	2,2
(Stoltenberg y White, 1953)*	-	-	-	-
(Hudson y Jackson, 1959)*	2	2,1	-	2,4
(Lal, 1976)*	2,4	1,6	-	5,8
(Ketchenson y Webber, 1978)*	1,5	-	-	1,9
(Quansah y Baffoe, 1981)*	10,4	1,5	-	2,2

*: Fuente: Do Prado Wildner y Da Veiga (1993).

Referencias: Tasas de enriquecimiento en materia orgánica (MO) (%), N total (Nt) (%), P total (Pt) (%) y disponible (P disponible) (%).

Las pérdidas de P disponible en el suelo superficial, según Gadhiri y Rose (1991), en Sanzano *et al* (2008), se debe a que la gota de lluvia puede producir un descascarado de la capa química enriquecida en los agregados finos, permitiendo su posterior transporte por el agua de escurrimiento.

En el presente trabajo, sólo la tasa de enriquecimiento en MO fue superior a 1; es posible que partículas de MO aún sin descomponer, depositadas sobre la superficie del suelo, sean muy susceptibles de ser arrastradas por el escurrimiento laminar conformando gran parte de los sedimentos acarreados, lo cual explicaría la alta proporción de MO, la baja proporción de N en los sedimentos movilizados y la consecuente alta relación C:N. Esto también se condice con las tasas determinadas de enriquecimiento de P total y disponible (tabla 29). La MO humificada, posee alta proporción de P total en comparación al suelo mineral, de entre 1 y 3%, mientras que en la materia seca en estado vegetativo, la concentración es de 0,3 a 0,5% (García *et al*, 2006), lo que sugiere que si la MO determinada en los sedimentos fuera humus, la cantidad de P total sería muy superior a la hallada. Por otro lado, la determinación de P disponible (Bray y Kurtz, 1945), cuantifica la fracción inorgánica lábil del P total (Boschetti y Quintero, 2005), ausente en la MO sin descomponer, lo cual se condice con los tan bajos valores hallados en los sedimentos.

En zonas de drenaje impedido, domina la respiración anaeróbica haciendo decaer las tasas de descomposición de la MO y por consiguiente, promoviendo su acumulación. La degradación de la MO por respiración aeróbica es más veloz y eficiente que los procesos anaeróbicos tales como la fermentación y la metanogénesis (Van der Peijl y Venterink, 2000; Craft y Chiang, 2002; Mitsch y Gosselink, 2007). Por lo antedicho, resulta razonable hallar un gradiente de aumento de MO en el suelo en función de la cercanía al centro del mallín. Otra razón que explica dicho gradiente, quizás más relevante, es la alta productividad vegetal originada por la cercanía al cauce hídrico (Mitsch y

Gosselink, 2007), tal como se detectó en el mallín ubicado en la zona de descarga entre las áreas intermedia, periferia y estepa; sin embargo, para ambos mallines, el sector central tuvo una proporción inferior de MO respecto del intermedio. Esto podría estar relacionado al grado de oxigenación del agua que escurre superficialmente en los mallines. Epele (2009), en su evaluación fisicoquímica de 15 mallines, detectó, en momento de estiaje, para todos los casos analizados, valores altos de oxígeno disuelto, descartando esta variable como indicador de degradación. Posiblemente, dentro de los primeros 5 centímetros de perfil de suelo, el flujo de oxígeno sea superior en el sector central de los mallines que en el sector intermedio, ya que, aunque el tiempo de residencia del agua en ambos sectores es similar (gráfico 9b, ver 2.4.2), posiblemente difieren los aportes de oxígeno del agua de escorrentía, siendo superior en el área central, incrementando esto, la tasa de descomposición de la MO.

Respecto a los valores hallados en la periferia, dentro del mallín de menor altitud, se obtuvo el valor de MO más bajo respecto a los demás sectores, posiblemente determinado por un mayor nivel de aireación y menor irrigación hídrica. En la periferia del mallín de la cabecera, por su parte, se obtuvo el valor más alto, con 4,6 % por encima del sector intermedio. El comportamiento de la napa en este sector fue muy disímil a la del mallín ubicado en la zona de descarga, permaneciendo la napa a menor profundidad casi en todo momento, sin embargo esto no parece explicar los resultados obtenidos. Estos valores altos, probablemente se relacionen a variables que no han sido mensuradas tales como aportes no medidos de MO.

A su vez, independientemente del gradiente interno de los mallines, en ambos casos, la proporción de MO fue muy superior dentro de los mallines respecto del área de estepa, en concordancia con la mayor disponibilidad hídrica y aportes de residuos orgánicos o productividad primaria del ambiente.

Respecto al N total, en suelos de zonas áridas es factible encontrar entre 0,02 y 0,05 % mientras que en mallines ácidos y turberas, alrededor de 2,5% (Buduba com. pers.). Aquí, los valores hallados son relativamente altos en todos los casos lo cual esté posiblemente asociado a los altos tenores de MO (Hook y Burke, 2000; Echeverría y Sáinz Rozas, 2006).

Tomando como valor crítico la relación C:N de 20:1, por encima del cual se da la inmovilización neta de N por parte de la comunidad microbiana, se puede considerar que los suelos del área de estepa no mostraron grandes limitaciones por N (Tisdale y Nelson, 1970). Craft y Chiang (2002) tomaron el mismo valor crítico para el área de humedal, sin embargo, las condiciones de anaerobiosis a las que estuvieron sometidos la mayor parte del año, probablemente, establezcan un valor crítico diferente al de los medios aerobios, ya que este es un factor que determina el tipo de comunidad microbiana activa (Ahn y Peralta, 2009).

Ahn y Peralta (2009) hallaron la relación C:N muy negativamente correlacionada con el % de humedad en el suelo y Craft y Chiang (2002) hallaron la misma correlación negativa entre la relación C:N y la proximidad a la fuente de agua. Los resultados del mallín de la cabecera coincidieron con la bibliografía, aunque en el área de estepa el valor cayó. Los resultados del mallín del área de descarga también coincidieron, a excepción del sector periférico donde el valor cayó.

La textura del suelo también influencia la distribución del C y el N en el paisaje y podría ser otra causa de las diferencias halladas entre sectores. Hook y Burke (2000) lo demostraron hallando una

correlación negativa entre el contenido de arena del suelo y las concentraciones de N y MO. Los patrones espaciales de la textura están controlados por la roca madre, la geología de superficie, los procesos recientes de movilización hídrica y eólica de sedimentos y los procesos de ladera.

Los mecanismos a través de los cuales los humedales remueven nutrientes de los cursos de agua incluyen sedimentación, acumulación de MO, adsorción química, desnitrificación y absorción biótica. A su vez, la geomorfología puede influenciar estos mecanismos alterando la frecuencia y la duración del anegamiento, la conectividad hidrológica con el curso de agua, la textura del suelo, contenido de MO del suelo, aireación del mismo y crecimiento vegetal (Johnston *et al*, 2001).

Las condiciones hídricas como profundidad de napa y tiempo de residencia del agua fueron similares en ambos mallines para las áreas central e intermedia, difiriendo en la periférica. La mayor diferencia entre ellos fue, probablemente, aunque no ha sido cuantificado, el volumen de agua que ingresó y egresó en el año hidrológico, ya que a medida que disminuye la altitud se van sumando los excesos hídricos (Viessman y Lewis, 2003), y junto con ellos, los sedimentos y nutrientes, resultando razonable hallar mayor concentración de N total en los mallines más próximos al desagüe de la micro cuenca, respecto a los ubicados en la cabecera.

Respecto al poder de atenuación de nutrientes que poseen los humedales, al aumentar la temperatura por encima del “cero biológico” (Rabenhorst, 2005), se activa la sustracción de N por parte de los vegetales (Casey *et al*, 2001), quienes tienen un rol significativo en la remoción de N (Akratos y Tsihrintzis, 2007), y si coincide con ausencia de oxígeno, también se activa el proceso de desnitrificación (Venterink *et al*, 2002; Hoffmann *et al*, 2006; Hernandez y Mitsch, 2007; Wang *et al*, 2008) por lo cual podría esperarse una disminución en la concentración de N en el agua que egresa del mallín entre septiembre y diciembre, período en que rigieron dichas condiciones ambientales (gráfico 19). Sin embargo, la concentración de N en el agua que egresó de la red no difirió mucho de la concentración en el agua ingresante en ninguno de los momentos analizados (tabla 26), ni tuvo relación con la temperatura del aire (gráfico 19) ni la del agua, aunque estos últimos resultados no se muestren en el presente trabajo. Varios autores reportaron importantes “porcentajes de reducción o atenuación” de N en el agua que ingresa a humedales luego de pasar a su través (Casey *et al*, 2001; Kyambadde *et al*, 2005; Blankenberg *et al*, 2007). Solo Blankenberg *et al* (2007), determinó porcentajes de atenuación muy bajos, en pequeños humedales artificiales captadores de residuos de la agricultura en el sur de Noruega, de solo el 7% (tabla 18) lo cual atribuyó a la escasa dimensión del humedal y la gran carga hídrica que recibió. Esta podría ser una explicación válida para los mallines bajo análisis. A su vez, la tasa de difusión de amonio en los humedales es relativamente baja, con lo que la subsecuente baja nitrificación podría limitar el proceso de pérdida de nitrógeno por desnitrificación, tal como expresan Reddy *et al* (1984) y Meuleman *et al* (2003) en Mitsch y Gosselink (2007); a diferencia de los casos analizados donde las concentraciones de nitratos en el agua fueron altos.

Otros autores, por su parte, sostienen que ante abundancia de MO y bajas concentraciones de nitratos, estos tienden a reducirse a amonio nuevamente a través del proceso DNRA o “reducción disimilatoria de nitratos a amonio” dominando sobre la desnitrificación y obteniendo como producto, el amonio, de menor movilidad que los nitratos en el suelo. Esto contribuye a explicar la ausencia de

"atenuación" de N total en el agua de escurrimiento (Megonigal *et al*, 2004, en Mitsch y Gosselink, 2007).

Los valores promedio de P total en suelo para el área de estepa resultaron bastante altos considerando que se tomaron muestras del área de interparche. En general, la concentración de P total varía de 100 mg P kg⁻¹ en suelos muy arenosos a 3000 mg P kg⁻¹ en suelos derivados de rocas básicas (García *et al*, 2006). Registros para la pampa húmeda indican niveles de P total de 120 a 1200 mg P kg⁻¹, registros para suelos Entisoles, Inceptisoles, Oxisoles y Ultisoles de la región mesopotámica, de 95 – 670 mg P kg⁻¹. Respecto al P disponible, en la región pampeana se habla de niveles bajos, inferiores a 10 mg kg⁻¹, medios, entre 10 y 20 y adecuados de más de 20 mg kg⁻¹. Por su parte, los valores medios en la zona bajo estudio, fueron de 42,72 mg kg⁻¹, muy superiores a los mencionados. Difierieron de la estepa las concentraciones en mallines donde los valores de P total fueron superiores a 900 mg P kg⁻¹ para los tres sectores de los dos mallines analizados (gráfico 17). El P disponible por su parte, fue alto en el área periférica, habiendo un gradiente negativo hacia el sector más húmedo hasta alcanzar valores muy bajos de disponibilidad (gráfico 18).

Según Havlin *et al* (1999), la mineralización – inmovilización de P en presencia de oxígeno está regulada por la relación C:P donde los suelos con relación C:P inferior a 200 presentan mineralización neta de P mientras que aquellos con relación C:P superior a 300, presentan inmovilización neta de P. En los suelos de estepa, la relación no superó el valor de 43, permitiendo considerar que dominó la mineralización y que el P, no constituyó un elemento limitante. Esto explica los valores altos de P disponible.

En los mallines se espera un comportamiento muy diferente del P respecto de las áreas de estepa (Mitsch y Gosselink, 2007). Contrariamente a Litaor *et al* (2004), las concentraciones de P disponible fueron inferiores en la zona saturada respecto de la zona aireada. En su trabajo obtuvo como resultado una relación inversa, atribuyéndolo a que la oxidación de la MO produce transformaciones del Fe y el Mn que adsorben e inmovilizan el P. Al igual que en este trabajo, Richardson (1985) y Casey *et al* (2001), detectaron el aumento de P total y la disminución espacial de la disponibilidad de P hacia el centro de los humedales, atribuyéndolo a la fijación del P a un complejo de cambio cada vez más activo, con porcentajes crecientes de MO hacia el centro de los mallines. Los mismos patrones inversos de concentración de P disponible y MO en suelo de mallines, detectaron Fennessy y Mitsch (2001) y Enriquez (2008), adjudicando dicha relación a la alta capacidad de retención de aniones de la MO.

Los porcentajes de atenuación por parte de los mallines fueron altos para los primeros dos meses en los que hubo ingresos. En estos meses la temperatura fue inferior al cero biológico (Rabenhorst, 2005), sugiriendo un efecto de "atenuación" mas relacionado a actividad de fijación química, aunque ciertamente se desconoce la temperatura base de las especies de mallín.

De todos modos, coincidiendo con Bridgham *et al* (2001), los factores que afectan el ciclo del P en los humedales son muchos y muy variables (Fe y Al amorfos, pH del suelo, textura, % de MO, densidad aparente, profundidad de la napa), siendo necesario otro tipo de muestreos para justificar los resultados obtenidos.

De acuerdo a Reinelt y Horner (1995), los trabajos que evalúan el % de atenuación en un evento determinado, por lo general sobreestiman dicho valor, por lo cual es preciso analizar el balance completo del nutriente en cuestión.

Entre los factores del balance de N, las precipitaciones son un ingreso importante, representando un 16 % de los mismos (gráfico 21). Sin embargo para el balance de P, esta vía de ingreso tiene escasa relevancia (gráfico 22). Las concentraciones de N resultaron altas y las de P, bajas para ambos muestreos, sin embargo, el escaso volumen de precipitaciones lleva a bajos ingresos totales de N y P a través de deposiciones húmedas. En la tabla 30 se comparan los datos obtenidos en este trabajo con datos de bibliografía revisada en $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Tabla 30: Deposición atmosférica de N total (Nt), nitratos (NO₃) y P total (Pt) (kg ha⁻¹ año⁻¹) en el sitio bajo estudio y varias cuencas americanas y europeas.

Referencia	Nt (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	NO ₃ (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Pt (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Micro cuenca analizada (presente trabajo)	2,85		0,12
Esquel (presente trabajo)	5,14		0,64
Puerto Pañuelo ^{*1}	4,55		0,75
Casa de Piedra ^{*1}	2,21		0,48
Universidad del Comahue ^{*1}	3,51		0,6
Río Limay ^{*1}	1,18		0,33
Cuenca del Magdalena ^{*2}		2	
Cuenca del Orinoco ^{*2}		1,5	
Cuenca del Paraná ^{*2}		2	
Cuenca del Uruguay ^{*2}		2	
Cuenca del Piracicaba ^{*2}		8,4 – 14,2	
Río Negro ^{*2}		5,6	
Cuenca del Monumento Natural Alerce Costero ^{*2}		1,7	
Valle Antillanca ^{*2}		0,6	
USA ^{*3}	7,5		0,6
USA ^{*3}	7,3		
UK ^{*3}	8,2		0,5 – 0,7
Irlanda ^{*3}	24		0,7
Holanda ^{*3}	42 – 44		0,5 – 0,7
Holanda ^{*3}	42 – 48		0,1 – 0,15
USA ^{*3}	08-Nov		
UK ^{*3}	8,1		
Costa de Marfil ^{*3}	19		
Pampa Argentina ^{*3}	7,5		0,4
Holanda ^{*3}	60		
Dinamarca ^{*3}	21		
USA ^{*3}	9 – 10		0
USA ^{*3}	10		
Europa ^{*3}	Oct-20		
Oeste de Europa ^{*3}	43		0,15
Reids Wetland, Australia ^{*4}	10		1,25

Fuentes : ^{*1}Baffico (2007); ^{*2}Álvarez y Angeler (2007); ^{*3}Venterink et al (2002); ^{*4}Raisin et al (1999).

Se transfirieron en el año, entre 5 y 9 kg C ha⁻¹, valores muy bajos en comparación con los datos recopilados por Álvarez y Angeler (2007) para 17 cuencas donde los valores de C total fueron de entre 21 y 126 kg C ha⁻¹ año⁻¹.

Como se esperaba, la transferencia de N se dio por ambas vías (agua y sedimentos) en una relación similar y respecto a los ingresos hídricos, el de mayor relevancia fue el ingreso por vía subterránea, de acuerdo con Raisin *et al* (1999).

A pesar de no haber detectado diferencias de concentración de Nt en el agua de escurrimiento a la entrada y salida de la red de mallines, como resultado del balance, la red retuvo en el ciclo 2008 – 2009, entre el 65 y el 72% del N total ingresado. En comparación con la bibliografía revisada, son valores altos de retención (Meuleman *et al*, 2003; Kyambadde *et al*, 2005; Blankenberg *et al*, 2007).

Aquí la exportación fue de 0,18 kg N ha⁻¹año⁻¹, por debajo de los valores mas bajos detectados por Álvarez y Angeler (2007). Sin la acción de retención de la red de mallines, la exportación hubiera sido de 0,6 kg N ha⁻¹año⁻¹.

Respecto al P, se registró un porcentaje importante de retención por parte de la red de mallines en el agua de escurrimiento y a su vez, como resultado del balance la red retuvo entre el 88 y el 92% del P ingresado, porcentajes superiores a los observados en la bibliografía (Mitsch *et al*, 1995; Reinelt y Horner, 1995; Meuleman *et al*, 2003; Kyambadde *et al*, 2005; Akrotos y Tsihrintzis, 2007).

Respecto al P exportado, fue de solo 0,017 kg P ha⁻¹año⁻¹, valor inferior al rango detectado por Álvarez y Angeler (2007), de 0,04 a 4,5 kg P ha⁻¹año⁻¹. Ante la ausencia de mallines, la exportación de P sería de 0,18 kg ha⁻¹año⁻¹.

En mallines, son muchos los factores que determinan los procesos químicos y biológicos, y son a su vez, muy variables espacial y temporalmente, resultando necesario desarrollar ensayos de mayor detalle y precisión sin precedentes en estos ambientes.

3.5. Conclusiones

Los mallines estudiados, en el ciclo analizado, resultaron áreas de fuerte retención de N y P, con porcentajes equivalentes a los más altos registros bibliográficos revisados. De este modo, los macronutrientes que se pierden de las áreas vertientes a través del escurrimiento y la erosión hídrica, en su mayoría, son redistribuidos pero quedan dentro del sistema.

Los mallines analizados presentaron una concentración de nutrientes totales superior al promedio de estepa.

Las características hidrológicas y el potencial de erosión de las áreas de vertiente definieron el balance de macro nutrientes de los mallines, entendiéndose por lo tanto, que los cambios en el uso de la tierra en las áreas vertientes, modificarán la fertilidad de los mismos.

CAP IV: CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados del presente trabajo demuestran que los mallines analizados actuaron como reguladores del flujo hídrico, reteniendo grandes cantidades de agua. Mientras el balance hídrico de estepa fue negativo durante casi todo el año analizado, en el área de mallines el balance resultó positivo.

En la micro cuenca dominó la infiltración y el flujo subterráneo del agua, esencial para la conservación del estado de la misma. Esto se halla ligado, fundamentalmente, a las características de sus suelos que le confieren alta permeabilidad y a la cobertura vegetal, relativamente alta para la zona. Así mismo, de la micro cuenca se perdieron durante el ciclo 2008 – 2009, $615 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ que podrían ser retenidos antes de arribar a la red de mallines. En la región, las precipitaciones se concentran en invierno, a destiempo con la estación de crecimiento. En el período invernal, los suelos se saturan en las áreas bajas y se liberan los excesos por escurrimiento. La percolación en estepa, en sinergia con los mallines, en estos ambientes resulta un excelente recurso natural para disminuir la velocidad de escape del agua permitiendo su utilización por los vegetales en su período de activo crecimiento. Probablemente las prácticas de endicamiento de cárcavas y enmallinamiento en las cabeceras, permitan en estos ambientes, aumentar la proporción infiltración/escurrimiento, haciendo más abundantes los ingresos por vía subterránea o prolongándolos aún más en el tiempo y reduciendo la erosión hídrica causada por el escurrimiento superficial.

Debido a las escasas y concentradas precipitaciones, podría esperarse en la zona, valores elevados de pérdida de suelo. Sin embargo, por ser mayormente suaves, de larga duración y baja intensidad, tienen bajo poder erosivo lo cual en relación a una cobertura vegetal media y un suelo permeable y protegido por rocas, provocan una baja producción de sedimentos hídricos. Los mallines los retienen casi en su totalidad, al igual que lo hacen con gran cantidad de agua. Los mallines portan un rol clave en la conservación de los suelos y la vegetación de la micro cuenca por dos razones principales, porque los recursos que se liberan aguas arriba son aprovechados para la producción de biodiversidad y forraje en la misma micro cuenca, y porque reducen la energía de los pulsos erosivos capaces de formar cárcavas o profundizar las vías de escurrimiento que actúan como drenes liberando rápidamente el agua del perfil.

Las fórmulas para estimar la producción de sedimentos fueron aplicadas sin ajustes a campo, sin embargo, en el presente trabajo fueron útiles para obtener valores aproximados y con ellos determinar que la producción de sedimentos en la micro cuenca fue baja o muy baja y demostrar que la red de mallines cumplió efectivamente la función de retención. Para la construcción de pequeñas represas para derivar canales, o simplemente para dimensionar obras de conservación de las vías de drenaje, estas fórmulas son una herramienta básica, siendo necesaria su validación.

Tal como se planteó en la hipótesis, la transferencia del N estuvo relacionada tanto al agua como a los sedimentos; mientras que la transferencia de P estuvo más influenciada por estos últimos.

La relación C:N en suelos aireados es un buen indicador de la disponibilidad de N para los vegetales, sin embargo, en mallines intervienen muchos factores que posiblemente afecten las comunidades microbianas, y con ello, es probable que la relación se modifique perdiendo utilidad práctica. Una

actividad recomendada en mallines para incrementar la productividad vegetal, es la fertilización; sin embargo, se carece de indicadores para determinar, por ejemplo, la cantidad de N a aplicar.

Como se mencionó anteriormente, el 35% de los ingresos de N a los mallines se dio a través de los sedimentos. Estos sedimentos, posiblemente contengan MO con bajo grado de descomposición, resultando demandantes de N por tener una relación C:N muy alta. Es decir que este ingreso de N, probablemente, incremente el N total, pero disminuya el N disponible de los suelos de la red.

Finalmente, los mallines resultaron de un alto poder de captación de nutrientes, reteniendo entre 65 y 72 % del N y 88 a 92 % del P que ingresa anualmente. Los trabajos revisados que tratan el poder de captación y uso de nutrientes por parte de los humedales, en general analizan solo el agua de escurrimiento por resultar la principal vía de ingreso de nutrientes, sin embargo esto depende de las características hidrogeomorfológicas de cada humedal. En los mallines analizados, los ingresos por vía subterránea superaron los ingresos por escurrimiento, por lo que no parece significativo el análisis de una sola de las vías.

BIBLIOGRAFÍA

Adema, E. O; Babinec, F. J. y Peinemann, N. 2001. Pérdida de nutrientes por erosión hídrica en dos suelos del caldenal pampeano. *Ciencia del Suelo* 19 (2): 144 – 154.

Aerts, R. y Chapin III, F. S. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in ecological research* 30: 1-66.

Ahn, C. y Peralta, R. 2009. Soil bacterial community structure and physicochemical properties in mitigation wetlands created in the Piedmont region of Virginia (US). *Ecological Engineering* 35: 1036–1042.

Akratos, C. S. y Tsihrintzis, V. A. 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29: 173 – 191.

Allen, R. G; Pereira, L. S; Raes, D. y Smith, M. 1998. Evapotranspiración del cultivo. Guía para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. FAO, Serie Riego y Drenaje N° 56, Roma, Italia, 298 pp.

Álvarez-Cobelas, M. y Angeler, D. G. 2007. Exportación de nutrientes en las cuencas hidrográficas de Latinoamérica: una recopilación. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 3: 31-43.

APHA (American Public Health Association). 1992. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association, Washington, DC. 94 pp.

Anderson, K. A. y Downing, J. A. 2006. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen, phosphorous and Silicon in an agricultural region. *Water, air and soil pollution* 176: 351-374.

Arbuniés de Mac Karthy, R. 1997. Informe termopluviométrico de distintas localidades de la provincia del Chubut. INTA EEA Chubut, 58 pp.

Arnoldus, H. M. 1978. An approximation of the rainfall factor in the Universal Soil Loss Equation. En: De Boodst, M. y Gabriels, D. 1980. Assessment of erosion. Ed. John Wiley y Sons, Inc. Chichester. Gran Bretaña, pp 127-132.

Baffico, G. D. 2007. Factores que controlan el crecimiento de la comunidad perifítica en distintos ambientes acuáticos en Patagonia. Tesis de Doctorado en Biología, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, 104 pp.

Basile, P, A; Riccardi, G. A. y Stenta, H. 2005. Modelación de la producción de sedimentos a escala de cuenca en el sistema del A Ludueña, Santa Fe, Argentina. XX Congreso nacional del agua, Mendoza, mayo 2005, 16 pp.

Beeskow, A. M; Del Valle, H. F. y Rostagno, C. M. 1987. Los sistemas fisiográficos de la región árida y semiárida de la provincia del Chubut. CENPAT, CNICyT, SCT. Puerto Madryn, Chubut, 139 pp.

Bergsma, E. 1980. Provisional rain erosivity map of the Netherlands. En: De Boodst, M., y Gabriels, D. 1980. Assessment of erosion. Ed. John Wiley y Sons, Inc. Chichester, Gran Bretaña, pp 121-126.

Bertiller, M; Bisigato, A. J; Carrera, A. y Del Valle, H. 2004. Estructura de la Vegetación y Funcionamiento de los Ecosistemas del Monte Chubutense. Revista electrónica Botánica Argentina 39: 3-4.

Blankenberg, A. B; Haarstad, K y Sovik, A, K. 2006. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution. Desalination 226: 114 – 120.

Bolline, A; Laurant, A; Rosseau, P; Rawels, J; Gabriels, D. y Aeltherman, J. 1980. Splash measurements in the fields. En: De Boodst, M. y Gabriels, D. 1980. Assessment of erosion. Ed. John Wiley y Sons, Inc. Chichester, Gran Bretaña, pp 441-453.

Bonvissuto, G. L; Somlo, R. C; Lanciotti, M. L; González Carteau, A. y Busso, C. A. 2008. Guías de condición para pastizales naturales de Precordillera, Sierras y mesetas y Monte austral de Patagonia. Bonvissuto, G. L. Ed. INTA EEA Bariloche-GEF Patagonia, 48 pp.

Bonvissuto, G.L. y Somlo, R.J. 1998. Guías de condición para los mallines de Precordillera y Sierras y Mesetas. Prodesar. INTA-GTZ.

Boschetti, G. y Quintero, C. 2005. Extracción de P disponible: Método de Bray y Kurtz N° 1. En Marbán, L. y Ratto, S. E. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. A.A.C.S. Buenos Aires, Argentina, pp 169-177.

Bran, D. 2004. Los mallines de Patagonia extrandina. Comunicación técnica N° 92. Area recursos naturales. Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche.

Bran, D; López, C; Marcolin, A; Ayesa, J. y Barrios, D. 1998. Valles y mallines de la Comarca de Ingeniero Jacobacci, Río Negro. Distribución y Tipificación Utilitaria. Proyecto de investigación estratégica: generación de tecnología para el aprovechamiento racional de mallines. Modulo 1: relevamiento, cartografía, clasificación y caracterización. INTA EEA Bariloche, 26 pp.

Bray, R. H. y Kurtz, L. T. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science Society of America Journal* 59: 39-45.

Bremner, J. M. 1960. Determination of Nitrogen in soil by the Kjeldahl method. *Journal of Agricultural Sciences*. 55: 1-23.

Bridgham, S. D; Johnston, C. A; Schubauer-Berigan, J. P. y Weishampel, P. 2001. Phosphorus Sorption Dynamics in Soils and Coupling with Surface and Pore Water in Riverine Wetlands. *Soil Science Society of America Journal* 65:577–588.

Buckman, H. O. y Brady, N. O. 1966. *Naturaleza y Propiedades de los Suelos*. México, D.F., UTEHA, Unión Tipográfica Editorial Hispano Americana, 590 pp.

Buduba, C. G; La Manna, L; Alonso, V. e Irisarri, J. 2008. *Inéd.* La ceniza del volcán Chaitén y los suelos.

Buono, G. G. 2007. Variación espacial y temporal de la productividad de mallines patagónicos. Tesis para Magíster en Recursos Naturales, EPG-FAUBA, Universidad Nacional de Buenos Aires, Argentina, 86 pp.

Burgos, A. L; Lanciotti, M. L. y Bonvissuto, G. L. 1996. Evaluación del balance hídrico en un mallin precordillerano. Actas, resúmenes de trabajo y comunicaciones del XV Congreso argentino de la ciencia del suelo. La Pampa, Argentina.

Burke, I. C; Elliott, E. T. y Cole, C. V. 1995. Influence of macroclimate, landscape position, and management on soil organic matter in agroecosystems. *Ecological applications* 5(1): 124 – 131.

Campbell, G. S. y Norman, J. M. 1998. *An introduction to environmental biophysics*. Ed. Springer, New York, USA, 286 pp.

Carter, M. R. 1993. *Soil sampling and methods of analysis*. Ed. Lewis Publishers, New York, USA, 823 pp.

Casamiquela, R. 1987. *Toponimia indígena del Chubut*. Publicación del Gobierno de la Provincia de Chubut. Trelew, Chubut. 170 pp.

Casey, R. E. y Klaine, S. J. 2001. Nutrient Attenuation by a Riparian Wetland during Natural and Artificial Runoff Events. *Journal of Environmental Quality* 30: 1720–1731.

Casey, R. E; Taylor, M. D. y Klaine, S. J. 2001. Mechanisms of Nutrient Attenuation in a Subsurface Flow Riparian Wetland. *Journal of Environmental Quality* 30: 1732–1737.

Cassola, A. C. 1988. Los Mallines. *Presencia* 3(16): 11 – 14.

Ceg-proinsa. 1995. Estudio para el incremento de los caudales hídricos en el valle del Río Genoa. *Estudios básicos tomo 1: informe preliminar*.

Chuvieco, E. 1996. *Fundamentos de teledetección espacial*. Ed Rialp, Madrid, España, 568 pp.

Ciari, G. y Ramirez Velásquez, L. M. 2008. *Inéd.* Guía de manejo y conservación del mallín Genoa. Trabajo práctico ejecutivo UNLP, Buenos Aires, Argentina, 40 pp.

Cook, W. y Stubbendieck, J. 1986. *Range Research: Basic problems and techniques*. Society for range management. Denver, USA, 317 pp.

Coronato, F. R. y Del Valle, H. F. 1988. Caracterización hídrica de las cuencas hidrográficas de la provincia del Chubut. CENPAT – CONICET, Puerto Madryn, Chubut, Argentina, 183 pp.

Coronato, F. R. y Del Valle, H. F. 1992. Methodological comparison in the estimate of fluvial erosion in an arid closed basin of Northeastern Patagonia. *Journal of Arid Environments* 24: 231-239.

Collantes, M. B. y Faggi. A. M. 1999. Los humedales del sur de Sudamérica. En: Malvárez, A. I. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. UNESCO, Montevideo, Uruguay, pp. 15 – 25.

Craft, C. B. y Chiang, C. 2002. Forms and amounts of soil nitrogen and phosphorus across a longleaf pine-depressional wetland landscape. *Soil Science Society of America Journal* 66: 1713-1721.

Cremona, M.V; Lanciotti, M.L. y Bonvissuto, G.L. 1996. Dinámica del agua en mallines con diferente condición de pastizal en Patagonia Norte. *Actas del XV Congreso Argentino de Suelos*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina.

Dalal, R. C. y Bridge, B. J. 1996. Aggregation and Organic matter storage in subhumid and semiarid soils. En Carter, M. R y Stewart, B. 1996. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. *Advances in Soil Science*. Ed Lewis Publishers, New York, USA, pp. 263 – 306.

Del Valle, H. 1993. Mallines de ambiente árido. Pradera salina y estepo gramínea en el NO del Chubut. En Paruelo, J. M; Bertiller, M. B; Schlichter, T. M. y Coronato, F. R. 1993. *Secuencias de*

deterioro en distintos ambientes Patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. INTA-GTZ, Argentina, pp. 31-39.

Dewis, J. y Freitas, F. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. Boletín sobre suelos N° 10. FAO, Roma, Italia. pp. 36-57

Doorenbos, J. y Pruitt, W. O. 1977. Las necesidades de agua de los cultivos. Estudio FAO riego y drenaje N° 24, Roma, Italia, 179 pp.

Do Prado Wildner, L. y Da Veiga, M. 1993. Erosión y pérdida de fertilidad del suelo. Basado en los trabajos presentados en el Taller sobre la Utilización de un Sistema de Información Geográfica (SIG) en la Evaluación de la Erosión Actual de Suelos y la Predicción del Riesgo de Erosión Potencial. Proyecto GCP/RLA/107/JPN. FAO. Santiago, Chile, 27 de julio al 1° de agosto de 1992.

Echeverría, H. E. y Sáinz Rozas, H. R. 2006. Nitrógeno. En Echeverría H. E. y García F. O. Fertilidad de suelo y Fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina, pp. 69-97.

Elissalde, N; Buono, G; Escobar, J. M; Nakamatsu, V; Behr, S. y Llanos, E. 2008. Disponibilidad de forraje para el ganado ovino de los pastizales naturales de las zonas áridas y semiáridas del Chubut. Ediciones INTA, Centro Regional Patagonia Sur, EEA Chubut- EEA Esquel, Argentina, 12 pp.

Enriquez, A. S. 2008. Caracterización del reservorio de carbono, nitrógeno y fósforo en mallines del Norte de Patagonia, a lo largo de un gradiente de precipitaciones Oeste – Este. Tesina para optar al grado de Licenciada en Ciencias Biológicas. Universidad del Comahue – CRU Bariloche – Laboratorio de aguas y suelos EEA INTA Bariloche.

Epele, L. B. 2009. Biodiversidad y ecología de invertebrados acuáticos en mallines con diferentes niveles de antropización en ambientes precordilleranos de Chubut. Tesis para el título de Licenciatura en Biología. UNPSan Juan Bosco, Esquel, Chubut, 67 pp.

ESRM 250. Introduction to Geographic Information Systems in Forest Resources. University of Washington. Consultado en febrero 2008. Disponible en <http://gis.washington.edu/esrm250/main/CD.html>

Farías, H. D. y Olmos, L. A. 2005. Fundamentos para la formulación de una metodología general para estimar la producción de sedimentos en cuencas. 2º simposio regional sobre hidráulica de ríos. Entre Ríos, Argentina.

Farías, H. D; Borsellino, M. J. y Pilán, M. T. 2003. Técnicas para la estimación de la producción de sedimentos en cuencas con escasos datos hidrológicos. Aplicaciones en la región NOA. Congreso Regional de Ciencia y Tecnología. UN Catamarca.

Fennessy, M.S. y Mitsch, W. J. 2001. Effects of hydrology on spatial patterns of soil development in created riparian wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 9: 103–120.

Feyereisen, G. W; Strickland, T. C; Bosch, D. D; Truman, C. C; Sheridan, J. M. y Potter, T. L. 2008. Curve number estimates for conventional and conservation tillages in the southeastern coastal plain. *Journal of soil and water conservation* 63: 120 – 128.

Fournier, F. 1960. Climat et érosión: la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques, Presses Universitaires de France, París, 201 pp.

Gaitán, J. J. 2009. Topografía, pastoreo y vegetación como factores de control de la concentración y patrón espacial del carbono edáfico en la estepa patagónica. Tesis de Magíster UBA en Recursos Naturales, Buenos Aires, Argentina, 120 pp.

Galán, C. O. y Martínez-Alegría López, R. 2003. Sistemas de información geográfica: Aplicaciones prácticas con Idrisi 32 al análisis de riesgos naturales y problemáticas medioambientales. Alfaomega, México. 227 pp.

Gandullo, R. y Faggi, A. M. 2005. Interpretación sintaxonómica de los humedales del noroeste de la provincia de Neuquen, Argentina. *Darwiniana* 43 (1-4): 10-29.

García, F. O; Picone, L. L. y Berardo, A. 2006. Fósforo. En Echeverría, H. E. y García, F. O. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina, pp 99-121.

Garde, R.J. y Raju, K.G.R. 1985. *Mechanics of Sediment Transportation and Alluvial Stream Problems*. Wiley Eastern Ltd, USA, 618 pp.

Gaspari, F. J. 2007. Plan de ordenamiento territorial en cuencas serranas degradadas utilizando sistemas de información geográfica (SIG). Tesis de maestría, Universidad internacional de Andalucía. Sede iberoamericana Santa María de la Rábida, Buenos Aires, Argentina, 115 pp.

1. Gavrilovic, Z; Stefanovic, M; Milovanovic, I; Cotric, J. y Milojevic, M. 2006. Torrent classification- base rational management of erosive regions. XXIV Conference of the Danubian Countries. Conference Series: Earth and Environmental Science 4 (2008). Consultado en enero 2009. Disponible en: www.iop.org/EJ/article/1755-1315/4/1/.../ees8_4_012039.pdf.

2. Gavrilovic, Z; Stefanovic, M; Milojevic, M. y Cotric, J. 2006. Inéd. "Erosion Potencial Method" An important support for integrated water resource management. Institute for the Development of Water Resources "Jaroslav Cerni", Serbia y Montenegro.

Globevnik, L; Holjevic, D; Petkovsek, G. y Rubinic, J. 2003. Applicability of the Gavrilovic method in erosion calculation using spatial data manipulation techniques. Erosion prediction in ungauged basins: Integrating methods and techniques. Proceedings of symposium. Sapporo, Japón, 279 pp.

Hauestein, E; González, M; Peña Cortez, F. y Muñoz Pedreros, A. 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX Región, Chile). *Gayana Botánica (Chile)* 59: 87 – 100.

Havlin, J; Beaton, J; Tisdale, S. y Nelson, W. 1999. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. Prentice-Hall Inc. Upper Saddle River. New Jersey, 499 pp.

Hayashi, M; van der Kamp, G. y Rudolph, D. L. 1998. Water and solute transfer between a prairie wetland and adjacent uplands. *Water balance. Journal of hydrology* 207: 42-55.

Haynes, R. J. y Beare, M. H. 1996. Aggregation and organic matter storage in meso-thermal, humid soils, pp. 213 – 262. En Carter, M. R. y Steward, B. A. 1996. *Advances in soil science*. CRC Lewis, Boca Ratón, USA.

Hernandez, M. E. y Mitsch, W. J. 2007. Denitrification in created riverine wetlands: Influence of hydrology and Season. *Ecological Engineering* 30: 78 – 88.

Hoffmann, C. C; Berg, P; Dahl, M; Larsen, S. E; Andersen, B. y Andersen, H. E. 2006. Groundwater flow and transport of nutrients through a riparian meadow – Field data and modeling. *Journal of Hydrology* 331: 315–335.

Hook, P. B. y Burke, I. C. 2000. Biogeochemistry in a short grass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. *Ecology* 81 (10): 2686-2703.

Hudson, N. W. 1982. *Conservación del suelo*. Ed. Reverté. Barcelona, España, 335 pp.

Hudson, N. W. 1997. *Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y de la Escorrentía*. Boletín FAO - Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación N° 68, Roma, Italia, 148 pp.

InfoStat. 2008. *Info Stat versión profesional 2008*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

INTA, 2007. Atlas de Suelos de la República Argentina, versión digital. Instituto de Suelos INTA.

Iriondo, M. H; Orellana, J. A. y Neiff, J. J. 1974. Sobre el concepto de mallín cordillerano. Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral 5: 45-52.

Irisarri, J. G. N. 2008. Variación espacial y temporal de la productividad primaria neta aérea de mallines del Noroeste de la Patagonia. Tesis de Magíster UBA en Recursos Naturales. Buenos Aires, Argentina, 77 pp.

Johnston, C. A; Bridgham, S. D. y Schubauer-Berigan, J. P. 2001. Nutrient Dynamics in Relation to Geomorphology of Riverine Wetlands. Soil Science Society of America Journal 65:557–577.

Kipkemboi, J; van Dam, A. A; Mathooko, J. M. y Denny, P. 2007. Aquacultural Engineering 37: 202-214.

Kirkby, M. J. y Morgan, R. P. C. 1994. Erosión de suelos. Ed Limusa. DF, México, 375 pp.

Kjellin, J; Hallin, S. y Wörman, A. 2007. Spatial variations in denitrification activity in wetland sediments explained by hydrology and denitrifying community structure. Water research 41: 4710 – 4720.

Kurczyn – Robledo, J. A; Kretschmar, T. e Hinojosa – Corona, A. 2007. Evaluación del escurrimiento superficial en el noreste del Valle de Guadalupe, B. C., México, usando el método de curvas numeradas y datos de satélite. Revista mexicana de ciencias geológicas 24(1): 1 – 14.

Kyambadde, J; Kansime, F. y Dalhammar, G. 2005. Nitrogen and Phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flowing Uganda. Water, Air and Soil Pollution 135:37 – 59.

Lambers, H; Chapin III, F. S. y Pons, T. L. 2008. Plant Water Relations. pp. 154 – 238. En: Lambers, H; Chapin III, F. S. y Pons, T. L. 2008. Plant Physiological Ecology. Springer. USA.

Lanciotti, M.L; Bonvissuto, G.L; Bellati, J. y Somlo, R. 1992. Mallines: suelos, vegetación, fauna y nutrición animal. Recopilación bibliográfica. IV Jornadas de Suelos de la Patagonia, Pto. Madryn, Chubut.

Lewis, L; Clark, L; Subrige, T; Krapf, R; Townsend, L; Manning, M; Ypsilantis, B. y Staats, J. 2003. Riparian area management: Riparian – Wetland Soils. Bureau of land management, Denver, CO, USA, 63 pp.

Linsley, JR. R. K; Kohler, M. A. y Paulhus, J. L. H. 1993. Hidrología para ingenieros. McGraw-Hill. New York, USA, 386 pp.

Litaor, M. I; Reichmann, O; Auerswald, K; Haim, A. y Shenker, M. 2004. The Geochemistry of Phosphorus in Peat Soils of a Semiarid Altered Wetland. Soil Science Society of America Journal 68: 2078–2085.

López, C; Gaitán, J. J; Ayesa, J; Siffredi, G. y Bran, D. 2005. Evaluación y clasificación de valles y mallines. Sudoeste de Río Negro. Comunicación técnica N° 97. Área de recursos naturales relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche, Argentina.

López Cadenas de Llano, F. 1998. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Ed Tragsa, Tragsatec, Ministerio de medio ambiente y Mundi – prensa. Madrid, España, 945 pp.

López Cadenas de Llano, F. 2003. La ingeniería en los procesos de desertificación. Tragsa, Tragsatec, Ministerio de medio ambiente y Mundi – prensa. Madrid, España, 1045 pp.

Luna Pabello, V. M. y Ramírez Carrillo, H. F. 2004. Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. Revista Internacional de contaminación Ambiental. Universidad Nacional Autónoma de Mexico. 20(1): 31 – 38.

Luque, J. L. 1996. *Inéd.* Características de los suelos e hidrología de los mallines. INTA, EEA Chubut. Argentina.

Marbán, L. y Ratto, S. E. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. A.A.C.S. Buenos Aires, Argentina, 215 pp.

Martínez Menez, M. R. 1990. *Inéd.* Estimación de escurrimientos en cuencas pequeñas. Universidad autónoma Chapingo. México, 33 pp.

Matteucci, S. D. y Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Serie Monográfica N° 22. Secretaría General de la OEA, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington D.C, 168 pp.

Mazzarino, M. J; Bertiller, M; Schlichter, T. y Gobbi, M. 1998. Nutrient cycling in Patagonian Ecosystems. Ecología austral 8: 167 – 181.

Mazzoni, E. y Vazquez, M. 1995. Identificación, caracterización ecogeomorfológica y caracterización de mallines en diferentes ambientes de Patagonia Sur. Informe anual convenio UFPA-INTA.

Meuleman, A. F. M; Van Logtestijn, R; Rijs, G. B. J. y Verhoeven, J. T. A. 2003. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 20: 31-44.

Mishra, S. K; Pandey, R. P; Jain, M. K. y Singh, V. P. 2007. A rain duration and modified AMC-dependent SCS-CN procedure for long duration rainfall-runoff events. *Water resource manage.* 22: 861 – 876.

Mitsch, W. J; Cronk, J. K; Wu, X. y Nairn, R. W. 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecological Applications.* 5(3): 830 - 845.

Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. 2007. *Wetlands*. Ed John Wiley & Sons, Inc. USA, 582 pp.

Nairn, R. W. y Mitsch, W. J. 2000. Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. *Ecological Engineering* 14: 107–126.

National atmospheric deposition program. Cooperative research support program of the state agricultural experiment stations federal and state agencies and non-governmental research organizations. Consultado en diciembre 2008. Disponible en <http://nadp.sws.uiuc.edu>

Navas, S.G.R; Zea, S. y Campos, N. H. 2003. Flujo de nitrógeno y fósforo en la interfase agua - sedimento en una laguna costera tropical (Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano). *CICIMAR Océánides* 18(2): 45-67.

NRCS - General guide for estimating moist bulk density. Consultado en febrero 2009. Disponible en: <http://www.mo10.nrcs.usda.gov/references/guides/properties/moistbulkdensity.html>

Olmos, L. A; Borsellino, M. J; Mattar, M. M; Pilán, M. T. y Farías, H. D. 2003. Estimación de la tasa de producción de sedimentos en la cuenca del río Horcones (prov. De Salta y Santiago del Estero). "Ríos, 2003". Primer Simposio Nacional sobre Hidráulica de Ríos. 2 (23).

Ostic, M. y Horvat, B. 2008. Land cover/land use change impact on surface runoff in small catchments. Consultado en: marzo 2009. Disponible en www.balwois.com/balwois/administration/full_paper/ffp-997.pdf.

Owen, C. R. 1995. Water budget and flow patterns in an urban wetland. *Journal of Hydrology* 169: 171-187.

Oyarzún C. y Huber, A. 2003. Nitrogen export from forested and agricultural watersheds of Southern Chile. *Guyana Botánica*. 60(1): 63-68.

Paruelo, J. M; Aguiar, M. R; Golluscio, R. A. y León, R. J. C. 1992. La Patagonia extrandina: análisis de la estructura y el funcionamiento de la vegetación a distintas escalas. *Ecología Austral* 2: 123-136.

Paruelo, J. M; Bertiller, M. B; Schlichter, T. M. y Coronato, F. R. 1993. Secuencias de deterioro en distintos ambientes Patagónicos. Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Convenio Argentino Alemán. Cooperación técnica INTA-GTZ, 110 pp.

Paruelo, J. M; Sala, O. E. y Beltrán, A. B. 2000. Long-term dynamics of water and carbon in semi-arid ecosystems: a gradient analysis in the Patagonian steppe. *Plant ecology* 150: 133-143.

Paruelo, J. M; Golluscio, R. A; Guerschman, J. P; Cesa, A; Jouve, V. V. y Garbulsky, M. F. 2004. Regional scale relationships between ecosystem structure and functioning: the case of the Patagonian steppes. *Global Ecology and Biogeography* 13: 385-395.

Patil, J. P; Sarangi, A; Singh, A. K. y Ahmad, T. 2008. Evaluation of modified CN methods for watershed runoff estimation using a GIS-based interface. *Biosystems Engineering* 100: 137 – 146.

Peralta, M. 1995. *Inéd.* Guía de Edafología, Universidad de Chile, Fac. de Cs. Forestales. Dpto de Silvicultura.

Peña, O. R; Ostertag, G; Bandullo, R y Campo, A. M. 2006. Los estados del tiempo y sus efectos sobre la capacidad forrajera de un mallín. *Párrafos geográficos* 5(2).

Perotti, M. G; Diéguez, M. C. y Jara, F. G. 2005. Estado del conocimiento de humedales del norte patagónico (Argentina): aspectos relevantes e importancia para la conservación de la biodiversidad regional. *Revista chilena de Historia Natural* 78: 723 – 737.

Porta Casanellas, J; López Acevedo Reguerín, M. y Roquero de Laburu, C. 2003. Edafología. Para la agricultura y el medio ambiente. Mundi Prensa. Barcelona, España, 929 pp.

Rabenhorst, M. C. 2005. Biologic zero: a soil temperature concept. *Wetlands* 25(3): 616–621.

Raffaele, E. 1996. Mallines: aspectos generales y problemas particulares, pp 27 – 35. En: Malvárez A. I. 1999. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Malvárez, A. I. Ed. UBA. Oficina regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay.

- Raisin, G; Bartley, J. y Croome, R. 1999. Groundwater influence on the water balance and nutrient budget of a small natural wetland in Northeastern Victoria, Australia. *Ecological Engineering* 12: 133–147.
- Rapacioli, R. A. 2007. La problemática aluvional en el desarrollo urbano de la región del alto valle del Río Negro. Tesis de maestría en gestión ambiental del desarrollo urbano – GADU. UNComahue, Bariloche, Rio Negro, Argentina, 122 pp.
- Reinelt, L. E. y Horner, R. R. 1995. Pollutant renewal from stormwater runoff by palustrine wetlands based on comprehensive budgets. *Ecological Engineering* 4: 77-97.
- Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling phosphorous retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228: 1424-1427.
- Rojas, A. y Conde, A. 1985. Estimación del factor R de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo para el centro-este de la República Argentina. *Ciencia del Suelo* 3: 1- 2.
- Romero Díaz, M. A. y López Bermúdez, F. 1987. Morfometría de redes fluviales: Revisión crítica de los parámetros más utilizados y aplicación al Alto Guadalquivir. *Papeles de geografía (física)* 12: 47 – 62.
- Rostagno, C. M. y Beeskow, A. M. 2000. Efectos de la erosión en la calidad de los suelos en una estepa arbustiva-herbácea del NE de Chubut. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.
- Sainato, C; Galindo, G. y Heredia, O. 2006. Agua subterránea. Exploración y utilización agropecuaria. Ed Facultad agronomía UBA. Buenos Aires, Argentina, 115 pp.
- San Martino, L. 2003. Fertilización de mallines en la Patagonia. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina, 44 p.
- San Martino, L; Magaldi, J. J; Manavella, F. A; Fabiani, L. y Benítez, S. 2000. Mejoramiento y utilización de mallines en Santa Cruz – zona norte – Informe final de plan de trabajo. INTA EEA Santa Cruz. Santa Cruz, Argentina.
- Sanzano, G. A; Morandini, M; Hernández, C. F; Rojas Quinteros, H. F; Sosa, F. A; Hasán Jalil, A. J; Fadda, G. S. y Devani, M. R. 2008. Efecto de la cobertura de rastrojos y las propiedades edáficas superficiales sobre la erosión hídrica en monocultivo de soja. *Revista Industrial y Agrícola de Tucumán* 85(1):23-30.

Scozzafava, M. y Tallini, M. 2001. Net infiltration in the Gran Sasso Massif of central Italy using the Thornthwaite water Budget and curve-number method. *Hydrogeology Journal* 9:461–475.

Serna Pérez, A. y Echavarría Cháirez, F. G. 2002. Caracterización hidrológica de un agostadero comunal excluido al pastoreo en Zacatecas, México. Pérdidas de suelo. *Revista Técnica Pecuaria en México* 40(1): 37 – 53.

Sherlock, M. D; Chappell, N. A. y McDonnell, J. J. 2000. Effects of experimental uncertainty on the calculation of hillslope flow paths. *Hydrological Process* 3: 1346-1360.

Spalletti, P. D. y Brea, J, D. 2000. Validación de una metodología para estimación de producción de sedimentos. Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del siglo XXI. *Memorias del XVIII Congreso Nacional del Agua*.

Sprenger, F.D. 1978. Determination of direct runoff with the 'Curve Number Method' in the coastal area of Tanzania/East Africa. *Wasser und Boden* 1: 13-16.

Stocking, M. 1985 Pérdida de la productividad del suelo a causa de la erosión, un diseño de investigación. Informe de trabajo N° 2. Programa de Conservación de Suelos.FAO, Roma.

Sutherland, R. A; Wan, Y; Lee, C. T. y Ziegler, A. D. 1996. Aggregate enrichment ratios for splash and wash transported sediment from an Oxisol. *Catena* 26 (3-4): 187-208.

Szulkin-Dolhatz, D. E. 1997. Dinámica fisico-química de los mallines salinos – sódicos del oeste del Chubut y su relación con la productividad. Tesis para el grado de Licenciatura en Biología. UNP San Juan Bosco. Esquel, Chubut, Argentina, 50 pp.

Tangestani, M. H. 2006. Comparison of EPM and PSIAC models in GIS for erosion and sediment yield assessment in a semi-arid environment: Afzar Catchment, Fars Province, Iran. *Journal of Asian Earth Sciences* 27(5): 585-597.

Terrón, U. P. y López de Meneses, J. de M. U. 1997. Erosión y conservación del suelo. Ed Mundiprensa, Barcelona, España, 343 pp.

Tisdale, S. L. y Nelson, W. L. 1970. Fertilidad de los suelos y fertilizantes. Montaner y Simon, S. A. Eds. Barcelona, España, 760 pp.

Tongway, D. y Hindley, N. 1995. Manual assessment of soil condition of tropical grasslands. Division of wildlife and ecology. Canberra, Australia, 59 pp.

Tyagi, J.V; Mishra, S.K; Singh, R. y Singh V.P. 2008. SCS-CN based time-distributed sediment yield model. *Journal of Hydrology* 352: 388-403.

UNPat - ITAMA – UNCOMA. 2007. Aprovechamiento integral Cuenca del Río Senguerr. Manejo sustentable del mallín del arroyo Genoa. Informe parcial. Ministerio de planificación federal, inversión pública y servicios. Secretaría de obras Públicas. Subsecretaría de Recursos Hídricos. Plan federal de control de inundaciones. Fondo de infraestructura hídrica – decreto N° 1381/2001, Chubut, 35 pp.

USDA, 1999. Soil quality test kit guide. Consultado en febrero 2008. Disponible en http://www.soils.usda.gov/sqi/assessment/files/test_kit_complete.pdf

USDA, NRCS, 1999, Soil taxonomy. A Basic system of soil classification for making and interpreting Soil Surveys. 2nd edition. Handbook n° 436, 331 pp.

USDA SCS, 1965. USDA Agriculture Handbook N° 282

USDA, SCS. 1972. National Engineering Handbook- Hydrology. Washington, D.C. USDA-SCS. (4-10)

Utrilla, V; Ferrante, D; Peri, P; Kofalt, J. y Humano, G. 2006. Efecto de la dinámica hídrica edáfica y ambiental sobre la productividad y calidad forrajera de mallines en la Patagonia austral. Plan de investigación. Resultados preliminares. INTA EEA Santa Cruz (convenio INTA-CAP-UNPA)

Van der Peijl, M. J. y Venterink, J. T. A. 2000. Carbon, Nitrogen and Phosphorus cycling in river marginal wetlands; a model examination of landscape geochemical flows. *Biogeochemistry* 50: 45 – 71.

1. Venterink, H. O; Davidsson, T. E; Kiehl, K. y Leonardson, L. 2002. Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* 243: 119-130.

2. Venterink, H. O; Pieterse, N. M; Belgers, J. D. M; Wassen, M. J. y De Ruiter P. C. 2002. N, P, and K Budgets along Nutrient Availability and Productivity Gradients in Wetlands. *Ecological Applications* 12(4): 1010 – 1026.

Viessman, W. Jr. y Lewis, G. L. 2003. Introduction to Hydrology. Prentice Hall, USA, 612 pp.

Walkley, A. y Black, A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37:545-553.

Wang, Y; Inamori, R; Kong, H; Xu, K; Inamori, Y; Kondo, T. y Zhang, J. 2008. Nitrous oxide emission from polyculture constructed wetlands: Effect of plant species. *Environmental Pollution* 152: 351 – 360.

Weber, J; Moya, G. y Malinow, G. 2007. Caracterización hidrometeorológica para un estudio de inventario de la cuenca del Rio Senguerr. Actas XXI Congreso Nacional del agua, Tucumán, Argentina. 10 pp.

Weiler, M. y McDonnell, J. 2002. Soft experiments: a new approach to study water flow and solute transport at the hillslope scale. ERB and Northern European Friend Conference, Demänovská dolina, Slovakia.

Weir, E. 2000. Pérdidas de suelo y agua en parcelas de escurrimiento. INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba. Consultado en Julio 2009. Disponible en: www.inta.gov.ar/PARANA/info/documentos/suelos/.../Weir.pdf

Wilcox, D. A; Sweat, M. J; Carlson, M. L. y Kowalski, K. P. 2006. A water budget approach to restoring a sedge fen affected by diking and ditching. Journal of Hidrology 320: 501-517.

Williams, J. R. y Berndt, H. D. 1972. Sediment yield computed with universal equation. Journal of Hydraulics Division. ASCE, 98 (12).

Williams, J. R. 1975. Sediment – yield prediction with universal equation using runoff energy factor. Proceedings of the sediment-Yield Workshop, USDA. Sedimentation Laboratory, Oxford, Mississippi.

Wischmeier, W.H. 1959. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. Soil Science Society of America, 32:246-249

Wischmeier, W. H. y Smith, H. D. D. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA Agricultural research service handbook N° 537.

Zimmermann, E. 2006. Bayesian approach to daily rainfall modeling to estimate monthly net infiltration using the Thorntwaite water budget and Curve Number methods. Hydrogeology Journal 14: 648–656.

ANEXO

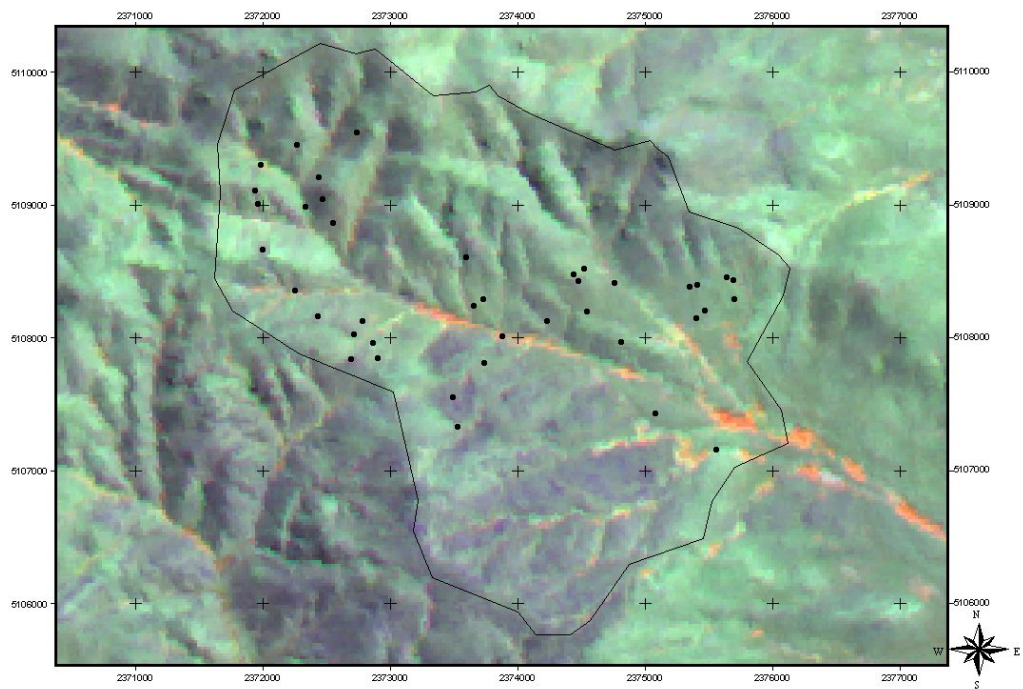
Datos de paisaje, suelo y vegetación de los 40 relevamientos de campo.

N	LATITUD	LONGITUD	PEN-DIENTE (%)	UBICACIÓN EN EL PAISAJE	ALT (m snm)	EXP (°)	GRUPO HIDR.	COB VEG	ROC. (%)	TEXTURA
1	-4.418.066.360	-7.055.621.616	4	1/2 loma	828	58	A	28	5	areno franca
2	-4.417.423.636	-7.057.880.782	4.5	1/2 loma	910	180	A	29	2.5	areno franca
3	-4.417.659.611	-7.058.193.753	10	1/2 loma	960	45	A	28	15	areno franca
4	-4.417.866.971	-7.058.152.850	6	1/2 loma	983	135	A	33	1	areno franca
5	-4.417.379.622	-7.059.183.489	7	1/2 loma	997	0	A	43	3	areno limoso
6	-4.417.076.373	-7.056.858.835	3	1/2 loma baja	923	135	A	58	0	areno limoso
7	-4.416.879.399	-7.056.585.333	4	loma	920	135	B	66	1	areno franca
8	-4.417.137.419	-7.055.790.653	5	1/2 loma baja	898	180	A	56	1	areno franca
9	-4.416.902.214	-7.055.774.946	13	1/2 loma	931	180	A	63	5	areno franca
10	-4.417.798.877	-7.056.208.223	6	1/2 loma	856	45	A	60	1	areno franca
11	-4.417.071.504	-7.059.504.189	30	1/2 loma alta	979	0	A	47	70	areno franca
12	-4.416.887.010	-7.059.724.918	40	1/2 loma alta	1014	180	A	61	12	areno franca
13	-4.416.594.246	-7.060.029.650	45	1/2 loma alta	1083	315	A	20	80	pedregoso
14	-4.416.272.247	-7.060.065.298	20	1/2 loma alta	1092	180	B	30	70	areno franca
15	-4.416.177.884	-7.060.097.292	40	1/2 loma alta	1099	0	A	58	90	pedregoso
16	-4.415.996.575	-7.060.035.015	55	1/2 loma	1085	180	B	66	65	areno limoso
17	-4.416.090.511	-7.059.465.439	45	1/2 loma	1074	270	A	44	70	areno franca
18	-4.416.299.354	-7.059.605.643	50	1/2 loma	1046	225	A	56	90	pedregoso
19	-4.416.412.862	-7.059.332.561	35	1/2 loma	1054	135	A	85	35	areno franca
20	-4.415.861.111	-7.059.673.889	50	1/2 loma alta	1053	315	A	30	95	pedregoso
21	-4.416.247.222	-7.059.434.444	2	loma	1085	-	A	5	99	pedregoso
22	-4.415.783.056	-7.059.081.389	48	loma	1065	248	A	5	85	pedregoso
23	-4.416.676.322	-7.058.035.595	0	loma	1027	-	A	5	18	areno franca
24	-4.416.976.302	-7.057.876.783	2	pampa	950	180	B	62	3	areno franca
25	-4.417.203.971	-7.059.152.643	20	1/2 loma alta	986	45	A	40	37	areno franca
26	-4.416.808.169	-7.056.987.832	13	1/2 loma	959	0	B	60	38	franco arenosa
27	-4.416.769.168	-7.056.882.430	2	pampa	931	0	B	55	30	franco arenosa
28	-4.417.086.231	-7.055.706.298	3	1/2 loma baja	895	180	A	50	35	franco arenosa
29	-4.416.851.386	-7.055.485.007	15	1/2 loma baja	958	180	B	50	43	franco arenosa
30	-4.416.912.977	-7.055.849.981	13	1/2 loma alta	916	180	A	50	29	franco arenosa
31	-4.416.873.917	-7.055.422.034	19	1/2 loma alta	928	180	A	65	21	franco arenosa
32	-4.417.004.197	-7.055.412.621	4	pampa	909	180	A	60	28	franco arenosa
33	-4.417.113.170	-7.059.065.329	4	1/2 loma baja	952	45	A	40	42	arenosa
34	-4.417.377.032	-7.058.922.552	20	1/2 loma alta	965	0	A	39	43	areno franca
35	-4.417.264.505	-7.058.966.976	5	1/2 loma baja	960	0	A	37	41	areno franca
36	-4.417.021.832	-7.057.972.899	4	pampa	928	180	B	55	34	areno franca
37	-4.417.235.546	-7.057.697.042	7	1/2 loma	896	180	B	50	32	franco arenosa
38	-4.417.138.986	-7.057.260.730	22	1/2 loma	905	180	B	60	43	franco

										arenosa
39	-4.417.292.845	-7.056.537.087	4	1/2 loma alta	883	45	B	45	29	areno franca
40	-4.416.856.893	-7.056.944.640	13	1/2 loma alta	937	45	B	50	31	areno franca

Referencias: número de identificación (N), latitud y longitud, pendiente (%), ubicación en el paisaje, altitud (ALT) (m snm), exposición (EXP) (°), grupo hidrológico (GRUPO HIDR), cobertura vegetal (COB VEG) (%), rocosidad (ROC.) (%) y textura.

Representación gráfica de la localización geográfica de los 40 relevamientos de campo.



Datos analíticos de suelo de los sitios de muestreo.

	Nº sitio	Latitud	Longitud	MO (%)	N t (%)	P disp. (mg k ⁻¹)	P t (mg k ⁻¹)	pH	Prof. de suelo (cm)	Clase textural
ESTEPA	1	- 4.417.203.971	-7.059.152.643	2.53	0.072	33.65	599.9	7.06	30	areno franca
	2	- 4.417.113.170	-7.059.065.329	4.05	0.088	29.95	805.6	6.92	60	Arenosa
	3	- 4.417.377.032	-7.058.922.552	3.45	0.067	38.59	921.8	7.05	45	areno franca
	4	- 4.417.264.505	-7.058.966.976	2.51	0.086	35.30	685.9	7	45	areno franca
	5	- 4.417.021.832	-7.057.972.899	3.25	0.140	41.89	713.2	6.64	45	areno franca
	6	- 4.417.235.546	-7.057.697.042	3.27	0.153	40.65	656.0	6.63	100	franco arenosa
	7	- 4.417.138.986	-7.057.260.730	3.97	0.123	39.93	744.2	6.25	30	franco arenosa
	8	- 4.417.292.845	-7.056.537.087	2.69	0.023	45.39	854.2	6.42	45	areno franca
	9	- 4.416.856.893	-7.056.944.640	2.28	0.159	51.66	822.9	6.21	45	areno franca
	10	- 4.416.808.169	-7.056.987.832	4.87	0.208	61.85	861.1	6.58	45	franco arenosa
	11	- 4.416.769.168	-7.056.882.430	3.61	0.133	33.55	671.4	7.02	30	franco arenosa
	12	- 4.417.086.231	-7.055.706.298	3.39	0.093	49.81	921.0	6.69	100	franco arenosa
	13	- 4.416.851.386	-7.055.485.007	4.08	0.140	50.02	920.9	7.17	45	franco arenosa
	14	- 4.416.912.977	-7.055.849.981	8.18	0.191	33.76	943.6	7.06	60	franco arenosa
	15	- 4.416.873.917	-7.055.422.034	7.45	0.241	45.39	1013.9	6.83	60	franco arenosa
	16	- 4.417.004.197	-7.055.412.621	4.57	0.093	52.08	896.0	6.9	100	franco arenosa
MALLIN	Centro 910	- 4.417.195.145	-7.058.223.585	12.52	0.392	3.91	939.4	7	-	Franca
	Intermedio 910	- 4.417.216.879	-7.058.227.122	54.38	0.412	15.07	1619.3	6.97	-	Franca
	Periférico 910	- 4.417.193.812	-7.058.090.748	21.21	0.424	36.23	1062.6	7.16	-	Franco arenosa
	Centro 830	- 4.417.916.667	-7.055.546.944	83.75	2.415	2.16	1316.9	6.96	-	Franca
	Intermedio 830	- 4.417.958.056	-7.055.550.278	94.51	1.780	21.41	1390.8	6.81	-	Franco arenosa
	Periférico 830	- 4.417.986.667	-7.055.550.278	11.80	0.827	71.73	1093.5	6.9	-	Franca

Referencias: Nº de sitio, Latitud y Longitud, MO (%), N total (Nt) (%), P disponible (P disp) (mg k⁻¹), P total (Pt) (mg k⁻¹), pH, profundidad de suelo (prof. de suelo) (cm) y clase textural.