

U N I V E R S I D A D D E C O N C E P C I O N

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

Departamento de Silvicultura



ANALISIS GENERAL DE LAS ZONAS RIBEREÑAS CON RESPECTO A SU
ROL AMORTIGUADOR DE LOS EFECTOS NOCIVOS PROVENIENTES
DE FUENTES DIFUSAS DE CONTAMINACION:

una revisión bibliográfica

Por

JOSE ALEJANDRO AVELLO BASCUR

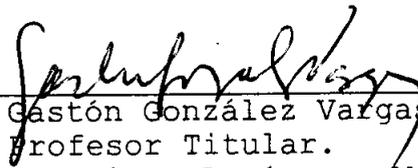
MEMORIA DE TITULO PRESENTADA A
LA FACULTAD DE CIENCIAS
FORESTALES DE LA UNIVERSIDAD DE
CONCEPCION PARA OPTAR AL TITULO
DE INGENIERO FORESTAL.

CONCEPCION - CHILE

1997

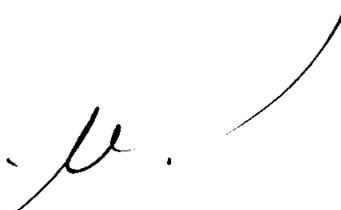
ANALISIS GENERAL DE LAS ZONAS RIBEREÑAS CON RESPECTO A SU
ROL AMORTIGUADOR DE LOS EFECTOS NOCIVOS PROVENIENTES
DE FUENTES DIFUSAS DE CONTAMINACION:
una revisión bibliográfica

Profesor Asesor



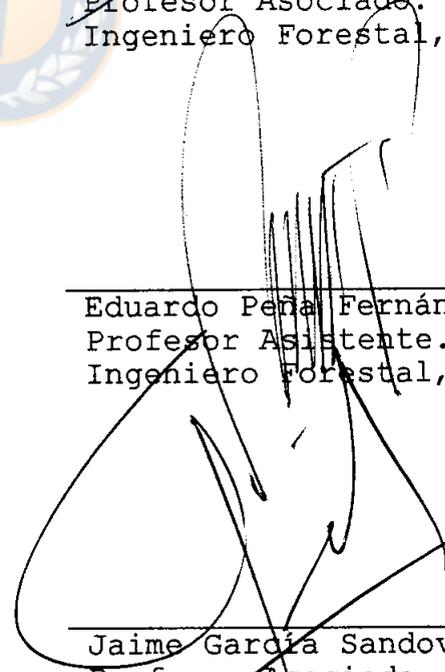
Gastón González Vargas
Profesor Titular.
Ingeniero Agrónomo, M. Sc.

Profesor Asesor



Miguel Espinosa Bancalari
Profesor Asociado.
Ingeniero Forestal, Ph. D.

Director Departamento
de Silvicultura



Eduardo Peña Fernández
Profesor Asistente.
Ingeniero Forestal, M. Sc.

Decano Facultad de
Ciencias Forestales

Jaime García Sandoval
Profesor Asociado.
Ingeniero Forestal

Dedicada con mucho cariño :

A mi padre, Don José Avello Ibáñez, por todo el apoyo que siempre me dio para alcanzar esta importante meta.

A mis hermanas Jeacqueline, Alicia y Rosa, por todo el amor que me han entregado y por su preocupación constante durante mi formación profesional.

A mi tía Rosita, por sus innumerables demostraciones de cariño, por su dulzura y por el gran afecto que nos une.

A Jeannette, por estar conmigo en esta etapa tan importante de mi vida, y por el ánimo y fortaleza que me ha entregado siempre.

Mis agradecimientos :

Muy especialmente a Don Gastón González Vargas, por su gran disposición, aporte en la revisión del escrito y apoyo en la culminación de esta memoria.

A Don Miguel Espinosa Bancalari, por sus aportes en la revisión del escrito.

A mi cuñado y amigo Patricio Vilches Seguel, por su preocupación, apoyo y ayuda incondicional durante las distintas etapas de edición del escrito.

A mi amigo Alejandro Tapia, por su invaluable apoyo en la edición final de esta memoria.

A mis amigos de toda una vida, David Jara, José Letelier e Israel Lagos, por su incondicional apoyo y ayuda para la culminación de esta memoria.

A todas las personas que de una u otra forma colaboraron para que este trabajo, mi memoria de título, llegara a buen término.

Finalmente, doy gracias a Jesús, mi guía espiritual, por permitirme compartir esta alegría con mi familia y seres queridos.



INDICE DE MATERIAS

CAPITULOS	PAGINA
I INTRODUCCION.....	1
II TERMINOLOGIA Y DEFINICIONES.....	5
2.1 Fajas de amortiguación.....	5
2.2 Zonas ribereñas.....	8
2.3 Tierras húmedas.....	15
2.4 Relaciones entre tierras húmedas y zonas ribereñas.....	17
III ECOSISTEMAS RIBEREÑOS Y SU ROL SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA.....	20
IV HIDROLOGIA DE UNA ZONA RIBEREÑA.....	27
4.1 Balance hidrológico de un sistema ribereño.....	28
4.2 Vías de flujo de la escorrentía.....	32
4.3 Macroporosidad y flujo preferencial subsuperficial.....	39
V ROL DE LA VEGETACION RIBEREÑA.....	44
5.1 Remoción de sedimentos.....	44
5.2 Remoción y asimilación de nutrientes..	54
5.3 Regulación de la temperatura del agua.	62
VI CICLOS BIOGEOQUIMICOS EN ZONAS RIBEREÑAS.....	68
6.1 Balance de nutrientes de un sistema ribereño.....	70

6.2	Dinámica del nitrógeno en zonas ribereñas y procesos de remoción involucrados.....	76
6.2.1	Ciclo del nitrógeno.....	76
6.2.2	Procesos de retención y remoción.....	83
6.3	El ciclo del fósforo y mecanismos de pérdida.....	91
6.3.1	Ciclo del fósforo.....	91
6.3.2	Mecanismos de pérdida del fósforo desde tierras de cultivo.....	93
VII	FAJAS DE AMORTIGUACION Y PESTICIDAS.....	97
7.1	Procesos de degradación, fijación y transporte de pesticidas.....	97
7.2	Deriva y depositación directa de pesticidas.....	101
7.3	Transporte superficial y subsuperficial de pesticidas en la escorrentía..	103
VIII	EFFECTIVIDAD DE LAS ZONAS RIBEREÑAS COMO ECOSISTEMAS PROTECTORES DE LA CALIDAD DEL AGUA..	112
8.1	Efectividad de las zonas ribereñas en la remoción del nitrógeno.....	112
8.1.1	Antecedentes de remoción del nitrógeno en zonas ribereñas.....	112
8.1.2	Algunas conclusiones de varios estudios de campo.....	120

8.2	Efectividad de las zonas ribereñas en la remoción del fósforo.....	127
8.2.1	Antecedentes de remoción del fósforo en zonas ribereñas.....	127
8.2.2	Algunas conclusiones de varios estudios de campo.....	130
8.3	Fajas de amortiguación y concentración de pesticidas en las corrientes.....	133
IX	DISEÑO Y EFICIENCIA DE FAJAS DE AMORTIGUACION Y ZONAS RIBEREÑAS.....	139
9.1	Recomendaciones de anchos de fajas de amortiguación.....	139
9.2	Factores que afectan la eficiencia de un amortiguador ribereño.....	146
X	CONCLUSIONES.....	151
XI	RESUMEN.....	154
	SUMMARY.....	155
XII	BIBLIOGRAFIA.....	156

INDICE DE TABLAS

TABLA N°		PAGINA
	<u>En el texto</u>	
1	Problemas medio ambientales relevantes ligados al sector forestal en Chile.....	3
2	Balance hidrológico de un sistema ribereño.....	30
3	Efecto de la cubierta forestal sobre el coeficiente de escorrentía.....	36
4	Cambio relativo (%) en la carga de sedimentos y nitrato bajo variadas prácticas silvícolas - 15 años de estudio.....	53
5	Balance de nutrientes de un sistema ribereño.....	73
6	Balance de nutrientes para la zona ribereña de una cuenca agrícola en Georgia, E.U.A.....	76
7	Remoción del nitrato desde el flujo subsu _{per} ficial en distintas zonas ribereñas...	114
8	Tasas de denitrificación observadas en distintos bosques y zonas ribereñas.....	118
9	Efecto de las fajas de amortiguación sobre la concentración de pesticidas de uso forestal en corrientes.....	136
10	Recomendaciones de tamaños de fajas de amortiguación y zonas ribereñas para la protección de la calidad del agua.....	140

INDICE DE FIGURAS

FIGURA N°		PAGINA
	<u>En el texto</u>	
1	Perfil transversal tipo para el espacio físico de la ripisilva.....	13
2	Vías de flujo del agua en un ecosistema ribereño.....	29
3	Vista esquemática de las vías tomadas por el agua moviéndose a través del suelo en Tawhai, SF.....	42
4	Ciclo de nutrientes para un bosque.....	71
5	Ciclo de nutrientes en un ecosistema ribereño.....	74
6	Representación esquemática del ciclo del nitrógeno en el suelo.....	78
7	Diagrama de las transformaciones relevantes del nitrógeno dentro del piso forestal.....	82
8	Procesos involucrados en la conversión secuencial del nitrógeno orgánico a nitrógeno elemental en suelos y sedimentos inundados.....	90
9	El ciclo del fósforo.....	92
10	Procesos involucrados en el transporte del fósforo en la escorrentía.....	95
11	Movimiento de pesticidas a través de una faja de amortiguación.....	98
12	Rango de amplitudes de amortiguadores para proporcionar funciones específicas de amortiguación.....	144

I. INTRODUCCION

El país actualmente exhibe una superficie forestada que bordea los dos millones de hectáreas. Las especies más utilizadas en la actividad forestal son Pinus radiata y otras del género Eucalyptus, con una participación del 75.9% y 16.6%, respectivamente (Instituto Forestal, 1996).

En general, este tipo de especies en Chile requieren de rotaciones cortas para alcanzar su madurez económica; son especies muy utilizadas en la obtención de pulpa y así, un manejo intensivo que maximice la producción volumétrica en un corto plazo, es un objetivo cada vez más requerido. Frente a este panorama, una gestión silvícola irresponsable podría generar alteraciones de importancia en el medio, incluyendo erosión, arrastre y lavado de agroquímicos, y eventualmente, embancamiento de ríos y contaminación de las aguas (Martin y Pierce, 1980).

De acuerdo al Plan de Acción Forestal para Chile (Ministerio de Agricultura, 1993), se identificaron cinco problemas ambientales de mayor relevancia ligados al sector forestal y que, escasamente, se están abordando : (1) erosión, dunas y desertificación; (2) disminución de la superficie, calidad y capacidad productiva del bosque

nativo; (3) disminución de la biodiversidad y alteración de hábitats de flora y fauna; (4) deterioro de la calidad de vida rural y (5) alteración de cuencas hidrográficas. De los cinco, se considera la erosión como el impacto ambiental de mayor importancia.

CIREN-INFOR (1994), entregan su visión acerca de la problemática medio ambiental ligada al sector forestal en Chile. La Tabla 1 entrega información completa, con tres prioridades por ámbito.

También es preocupante la situación de desamparo legal y degradación en que se encuentra el bosque nativo en Chile (en especial los bosques de protección no incluidos en el SNASPE), producto de intervenciones inadecuadas y con escasa consideración al rol que cumplen estas formaciones vegetales en la protección de suelos y aguas (Ministerio de Agricultura, 1993).

No todos los sistemas vegetacionales se encuentran adecuadamente protegidos en Chile. El SNASPE contiene alrededor del 66% de ellos; no obstante, su distribución no es representativa ya que el 88% de la superficie se localiza en las regiones XI y XII (Ministerio de Agricultura, 1993). ¿Y, qué pasa con los sistemas vegetacionales de protección en la ribera de lagos,

lagunas, ríos y corrientes presentes en zonas de intensa actividad silvícola?. De acuerdo a la Ley de Bosques (CONAF, 1992) en lo señalado en el artículo 5°, se aprecia sólo la intención de proteger la toma de aguas en sus orígenes, sin considerar qué ocurre con la protección de la zona ribereña aguas abajo.

TABLA 1 PROBLEMAS MEDIO AMBIENTALES RELEVANTES LIGADOS AL SECTOR FORESTAL EN CHILE.

F L O R A	F A U N A
1° Desertificación, destrucción de flora y deforestación por acción antrópica 2° Deterioro y disminución del bosque nativo. 3° Escasez y deterioro de áreas de protección.	1° Destrucción de hábitats para la vida silvestre. 2° Pérdida de diversidad genética. 3° Inadecuado control de plagas.
A G U A	S U E L O
1° Arrastre de sedimentos, embancamiento de ríos e inundaciones. 2° Contaminación de ríos, lagos, playas y aguas subterráneas por actividades forestales y residuos industriales. 3° Deterioro de cuencas hidrográficas, ríos y riberas.	1° Erosión y deterioro del suelo por mal uso, mal manejo forestal, quemas e incendios forestales. 2° Avance y aumento de dunas. 3° Deterioro del suelo por subdivisión de la propiedad rural.

Fuente : Adaptado de CIREN-INFOR (1994)

Desde una perspectiva medio ambiental, una evaluación del impacto ecológico que potencialmente tiene la gestión silvícola y agrícola sobre las áreas implicadas, pasa por una redefinición del rol que están cumpliendo las zonas ribereñas en la protección de la calidad del agua. Tales áreas productivas podrán incluso llegar a convertirse en grandes fuentes difusas de contaminación, si sus zonas ribereñas no son adecuadamente protegidas (Blackburn y Wood, 1990; Smith, 1992). La contaminación difusa puede ser tan perjudicial como la procedente de fuentes fijas de origen industrial. El agua contaminada con excesivos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente), es uno de los principales estimulantes para la eutroficación (excesivo crecimiento de plantas acuáticas) de lagos y lagunas (Thomann, 1987). La eutroficación restringe el uso de los cuerpos de agua para la industria, la pesca, recreación y agua potable, afectando la economía tanto local como regional (Sharpley et al., 1994).

De acuerdo a lo anteriormente señalado, el objetivo de este estudio es mostrar, a través de una investigación bibliográfica, cual es el rol que las zonas ribereñas cumplen en la retención y degradación de sedimentos y agroquímicos provenientes de fuentes difusas de contaminación.

II. TERMINOLOGIA Y DEFINICIONES

Como una forma de entender mejor los conceptos e ideas que se desarrollarán más adelante, es conveniente tener un claro conocimiento de la terminología usada en esta revisión. Parece básico discutir los términos : fajas de amortiguación, zonas ribereñas y tierras húmedas. Junto a esto, es útil también analizar la relación que existe entre ellos, y el sentido con que serán utilizados en el texto.

2.1 Fajas de amortiguación.

Varios autores han estudiado zonas de similares características amortiguadoras y, sin embargo, las han referido con términos tales como "zonas amortiguadoras vegetadas", "fajas filtro", "filtros vegetales" y "zonas ribereñas" (Karr y Schosser, 1978; Cooper et al., 1987; Phillips, 1989a,b; Schellinger y Clausen, 1992). NCASI (1992) señala que estos términos pueden ser considerados sinónimos, y definidos simplemente como "áreas de transición entre dos usos distintos, donde un uso de la tierra mitiga los efectos negativos procedentes del otro".

Sin diferir mucho de la definición anterior, Castelle et al. (1994) definen a las fajas de amortiguación como "zonas

vegetadas localizadas entre recursos naturales y áreas adyacentes sujetas a una alteración humana". NCASI (1992) señala que las fajas de amortiguación funcionan como barreras o áreas de tratamiento, protegiendo áreas adjuntas de los efectos de alguna alteración.

Clinnick (1985) especifica aun más el término, y lo relaciona directamente a las operaciones forestales : "las fajas de amortiguación forman una parte integral de las prácticas de manejo contemporáneas del bosque para la protección de las corrientes y mantención de la calidad del agua, al proporcionar una oportunidad para detener las aguas contaminadas con sedimentos originados de áreas de cosecha forestal y caminos". Clinnick (1985) diferencia tres términos : (1) fajas de amortiguación; (2) zonas de protección ribereña; y (3) fajas filtro. A los dos primeros los considera sinónimos y los describe señalando que "comprenden la tierra y la vegetación ribereña la cual permanece inalterada durante y después de una cosecha forestal"; las fajas filtro son para este autor "áreas de vegetación dentro o fuera de la línea de drenaje en las cuales se ha cosechado el bosque, dejando el sotobosque arbustivo sin alterar, excepto en los puntos de extracción de la madera".

Borg et al. (1988) definen una faja de amortiguación como "una faja de bosque no alterada compuesta por vegetación arbórea y arbustiva dejada a lo largo de un curso de agua para proteger su calidad o dejada a lo largo de un camino por razones estéticas". O'Laughlin y Belt (1995) coinciden con lo anteriormente descrito señalando que "las fajas de amortiguación son áreas protectoras adyacentes a ríos o lagos y que los protegen de los efectos de las actividades de manejo". De acuerdo a estos autores, el diseño de estas fajas invariablemente requiere de árboles y otra vegetación que permanezca en el lugar para varias funciones ecológicas.

Steinblums et al. (1984), definen a las fajas de amortiguación como "zonas no taladas bordeando corrientes dentro de unidades de cosecha, las que proporcionan protección al ecosistema de la corriente durante y después de la cosecha forestal". Los autores le atribuyen las funciones de : proporcionar sombra a la corriente, actuar como barrera para desechos de cosecha, y ayudar a estabilizar el banco de la corriente al mantener masas de raíces vivas.

Bren (1995), siguiendo la misma línea de las referencias anteriores y resaltando la función protectora de las fajas de amortiguación en operaciones forestales, dice que :

"una faja de amortiguación ribereña es un área dentro de una distancia definida desde una corriente, en la cual las actividades de uso de la tierra están restringidas por propósitos de protección de la corriente".

Phillips (1989a) define a las fajas de amortiguación en términos de su función protectora de la calidad del agua en cuencas agrícolas; señala que :

" Una faja de amortiguación permite atenuar los contaminantes arrastrados por la escorrentía antes que alcancen las superficies de agua vía infiltración, adsorción, asimilación, degradación, filtrado y depositación ... Estas áreas constituyen una de las herramientas más importantes para enfrentar las fuentes no fijas de contaminación ".

2.2 Zonas ribereñas

El término "zona ribereña" en lengua inglesa es referido como "riparian zone". En España, a su vez, las zonas ribereñas son referidas como "ripisilvas". Las palabras "riparian" y "ripisilva" vienen del latín "ripa" que quiere decir "banco" de una corriente (Toliver, 1993). El primer uso científico de la palabra se le atribuye a Linnaeus en 1758, quien denominó a la golondrina de bancos Riparia

riparia, ya que anidaba en los bancos de las corrientes (Lowrance et al., 1985).

En NCASI (1992), se encuentra la siguiente definición de zonas ribereñas :

" relativo a bancos y otros ambientes terrestres (como opuestos a los acuáticos) adyacentes a cuerpos de agua dulce, estuarios y acuíferos superficiales emergentes (manantiales, vertientes, oasis), cuya agua transportada proporciona al suelo humedad suficiente (sin considerar la precipitación local) para potencialmente soportar el crecimiento de vegetación mésica. "

Bren (1993) define a una zona ribereña como "un área en estrecha proximidad a una corriente o río, siendo el medio ambiente de ella distintamente influenciado por esa proximidad". Y agrega que la zona es importante para la recreación humana, calidad del agua, como hábitat para la vida silvestre, y para la productividad física de la vegetación.

Lowrance et al. (1985), como ecologistas forestales, definen a los ecosistemas ribereños como "un complejo ensamble de organismos y su medio ambiente, existiendo adyacentes y cercanos a un curso de agua". Los autores

señalan que cual sea el uso que se les dé a tales ecosistemas ribereños, éstos tienen a lo menos dos características esenciales que los diferencian de otros ecosistemas terrestres : la primera se refiere a que soportan un flujo de agua lateral subsuperficial que crece y cae al menos una vez dentro de la estación de crecimiento; en tanto la segunda establece su alto grado de conexión con otros ecosistemas. La primera característica se debe a la naturaleza del ecosistema ribereño (estar a orillas de una corriente). La segunda característica es probablemente un corolario de un atributo más básico, los ecosistemas ribereños son principalmente lineares en su forma y extensión de área.

Clinnick (1985), asignándole un marcado rol protector de la corriente frente a operaciones silvícolas, define a las zonas ribereñas como "ese componente de tierra adyacente a una corriente o dentro de una línea de drenaje".

En general, las zonas ribereñas se refieren a aquellas tierras transicionales entre ambientes acuáticos y terrestres. Así lo entienden Cooper et al. (1987), quienes clarifican el término como " aquellas áreas de drenaje superficial entre el borde de un cultivo y una corriente perenne ". Los autores señalan que " las áreas ribereñas cumplen un rol muy importante en la retención de sedimentos

antes que estos alcancen las corrientes permanentes ... La mantención de fajas de amortiguación o de zonas ribereñas entre el borde del cultivo y la corriente, es un mecanismo efectivo de filtro para la remoción de sedimentos gruesos. Estas áreas incrementan la distancia efectiva entre los terrenos cultivados y las corrientes. "

Logan (1994) describe a los bosques ribereños "como encontrándose a lo largo de los bordes de corrientes, lagos, reservorios, manantiales y vertientes, con suelos húmedos, cuya alta napa da lugar al establecimiento de plantas freatófitas...". "Sus plantas herbáceas y arbustivas pueden ser espesas y casi impenetrables. Son referidos como zona verde debido a que la vegetación permanece vigorosa incluso en los meses de verano. Pueden ser estrechos, próximos al borde del banco de un pequeño riachuelo, o un gran humedal a lo largo de corrientes, ríos, lagos y estanques. Abarcando menos del 5% del total de un bosque, su variedad de plantas y animales lo hacen una parte productiva y valiosa del ecosistema forestal. El exuberante crecimiento de plantas y su proximidad al agua los hacen atractivos para muchos usos. Aunque limitados en su tamaño, realizan un valioso servicio". El autor además, les atribuye distintas y variadas funciones : proporcionan hábitats para la vida silvestre, resguardan la calidad del agua al filtrar y atrapar sedimentos, actúan como esponja

que controla el flujo de agua, protegen la biodiversidad de plantas y animales, moderan la temperatura del agua posibilitando la vida acuática en la corriente (peces e invertebrados), producen madera con gran vigor (altos incrementos volumétricos), proporcionan forraje para animales domésticos, moderan las crecidas, y finalmente, brindan paisajes y lugares de recreación.

Mesón (1987), en su estudio acerca de la ecología y usos de las ripisilvas en sus aspectos generales (espacio físico, aspectos ecológicos, variaciones temporales, usos selvícolas), entrega una terminología precisa del espacio físico de la ripisilva, a fin de dotarla de sentido ecológico (Figura 1). Define :

Cauce : espacio ocupado por el agua en el período de estiaje. Evidentemente, esta definición elimina el concepto de cauce en los cursos de agua que se secan.

Ripisilva : conjunto formado por la ribera, el soto y la vega.

Ribera : comprende desde el cauce hasta el final de la zona ocupada por las crecidas habituales del curso de agua.

Soto : desde el final de la ribera hasta el final de la zona inundada en las riadas excepcionales (aproximadamente, las que se producen cada veinticinco años).

Vega : zona exterior al soto, sólo inundada cada cincuenta a cien años, a veces todavía afectada por la presencia de la capa freática permanente o estacional.

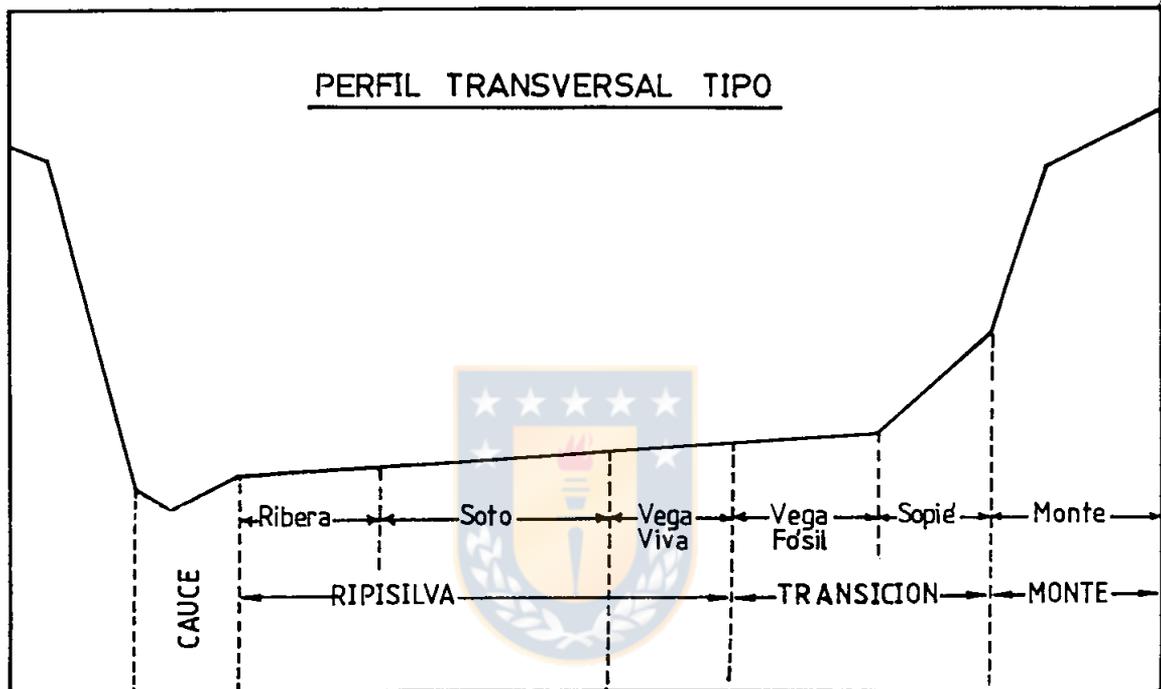


FIGURA 1. Perfil transversal tipo para el espacio físico de la ripisilva (Mesón, 1987).

Gregory et al. (1991), definen a las "zonas ribereñas como zonas tridimensionales de directa interrelación entre ecosistemas terrestres y acuáticos... ". "Como ecotonos, ellas sostienen afinados gradientes de factores medio ambientales, procesos ecológicos y comunidades de plantas". Los autores extienden el concepto en términos de patrones espaciales y temporales de los distintos procesos hidrológicos y geomórficos, sucesión de plantas terrestres

y ecosistemas acuáticos. Los procesos geomórficos, así como otros procesos alteradores, afectan las zonas ribereñas determinando el patrón espacial y el desarrollo sucesional de la vegetación. Las formas paisajísticas del valle y la vegetación ribereña asociada, conforman el sostén físico de los hábitats dentro de los canales activos y planos de inundación, mientras que las comunidades de plantas son las principales responsables de la abundancia y calidad de fuentes nutricionales para los ecosistemas ribereños.

En síntesis, y agregando algunos conceptos presentes en el trabajo de Karr y Schlosser (1978), las zonas ribereñas pueden ser definidas como :

"Fajas vegetacionales adyacentes a cuerpos de agua y corrientes (ríos, lagos, estuarios, u otros), conformadas por el suelo y las plantas que crecen sobre él, además de animales y microorganismos en general, cuyo ecosistema complejo y dinámico cumple una serie de funciones ecológicas, productivas y recreativas; y más específicamente, ellas cumplen un rol amortiguador protegiendo la calidad del agua, al reducir el transporte de sedimentos y contaminantes que drenan con la esorrentía desde áreas de cultivo (forestal o agrícola) hacia ambientes acuáticos. Ellas cumplen finalmente, la función

de sombrear la corriente regulando la temperatura del agua, aumentando la retención de oxígeno en la corriente y reduciendo la disponibilidad de nutrientes y su utilización".

2.3 Tierras húmedas

La Agencia de Protección Medio Ambiental (EPA) de E.U.A., y la Corps (Corporación de Ingenieros de la Armada de E.U.A.), citados por Toliver (1993) y NCASI (1992), entregan dos definiciones para este tipo de zonas. La primera con propósitos regulatorios de protección de los recursos hídricos, señala :

" Aquellas áreas que están inundadas o saturadas, en una frecuencia y duración suficiente como para soportar, y que bajo circunstancias normales soporta, una vegetación permanente típicamente adaptada a la vida en condiciones de suelo saturado. Las tierras húmedas generalmente incluyen pantanos, marismas, ciénagas, y áreas similares. "

La segunda definición, se enmarca dentro de un programa de Inventario Nacional de Tierras Húmedas (U.S. Fish and Wildlife Service), caracterizándolas como :

" Tierras transicionales entre sistemas terrestres y acuáticos, donde la napa freática está usualmente en o cerca de la superficie, o la tierra está cubierta por una delgada capa de agua. Para propósitos de este sistema de clasificación de tierras húmedas, ellas deben esencialmente reunir los siguientes tres atributos : (1) bajo circunstancias normales, la tierra soporta predominantemente vegetación hidrófita; (2) el sustrato es predominantemente un suelo hídrico no drenado; y (3) el sustrato está saturado superficialmente o inundado por algún tiempo (una semana o más) durante la estación de crecimiento de cada año".

Al igual que con las fajas de amortiguación y las zonas ribereñas, varios estudios dan a estas tierras húmedas un rol fundamental en la retención de sedimentos y nutrientes en suspensión que de otra forma serían arrastrados hasta las corrientes y llevados río abajo (Patrick et al., 1976; Childers y Gosselink, 1990). Reddy y Gale (1994), en su revisión acerca de tierras húmedas y calidad del agua, describen a las tierras húmedas como : "ecotonos que amortiguan las interacciones entre sistemas terrestres y acuáticos... Las tierras húmedas protegen los sistemas acuáticos de los efectos de otros sistemas aledaños, al promover la sedimentación y filtrado de la escorrentía, y al proporcionar un medio para la asimilación de nutrientes;

igualmente, las tierras húmedas pueden proteger las tierras altas de los efectos de los sistemas acuáticos, por diversificación y dispersión de la energía de las aguas de inundación.

2.4 Relaciones entre tierras húmedas y zonas ribereñas

Al revisar la literatura referente es fácil confundirse por la profusión de términos, en especial entre zonas ribereñas y tierras húmedas, los que a menudo son usados libre e intercambiamente. Es necesario entonces, marcar ciertos límites para poder diferenciarlos.

De acuerdo a Toliver (1993), las tierras húmedas, zonas ribereñas y planos de inundación están estrechamente relacionados en localización y función y, en algunos casos, son sinónimos en área. Las zonas ribereñas pueden ser tierras húmedas jurisdiccionales, pero no todas las zonas ribereñas o planos de inundación son tierras húmedas. Brinson *et al.* (1981), citados por Toliver (1993), se refieren a las tierras húmedas como a planos de inundación ribereños o a ecosistemas de bancos de la corriente. Reddy y Gale (1994), Gilliam (1994) y Karr y Schlosser (1978) se refieren a las tierras húmedas como a tierras húmedas ribereñas, y las describen básicamente como ecotonos amortiguadores de las interacciones entre sistemas

terrestres y acuáticos. Clinnick (1985), se refiere en los mismos términos con respecto a las zonas ribereñas. De acuerdo al Servicio Forestal, USDA (citado por Toliver, 1993), "las zonas ribereñas incluyen los árboles y otras plantas que viven y crecen cerca del agua sobre el banco de las corrientes, ríos y lagos... Las tierras húmedas son una transición entre áreas acuáticas y tierras altas. Las áreas acuáticas están siempre cubiertas por agua, mientras que las tierras altas son raramente inundadas".

NCASI (1992) proporciona una relación conceptual entre estas áreas :

Aguas Prof. < Amb. Acuático < T. Húmedas < Z. Ribereñas < T. Altas

En términos específicos, no se puede ser muy preciso a la hora de limitar estas áreas, pero se pueden hacer relaciones como que las tierras húmedas son intermedias entre un ambiente acuático y una zona ribereña, y a su vez, estas zonas ribereñas son intermedias entre las tierras húmedas y las tierras altas. Sin embargo, a menudo estas áreas se traslapan y porciones de zonas ribereñas pueden ser tierras húmedas. Las tierras húmedas que están asociadas a corrientes, lagos u otros cuerpos de agua, pueden así ser referidas como tierras húmedas ribereñas. Puede ocurrir, especialmente en tierras bajas, que estas

tierras húmedas se extiendan varios kilómetros más allá de la zona ribereña propiamente tal. Así también, en los casos en donde las corrientes estén bien canalizadas y definidas, el ancho de las tierras húmedas puede ser reducido y restringido a la vecindad inmediata de la corriente, mientras que la zona ribereña puede extenderse mucho más lejos.



III. ECOSISTEMAS RIBEREÑOS Y SU ROL SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA

La intensidad del manejo forestal varía ampliamente, desde aquella que se aplica sobre áreas forestales protegidas hasta la que es característica de especies comerciales de rápido crecimiento. Desde una perspectiva de prácticas silvícolas intensamente aplicadas, muchas especies crecen y regeneran bien, tienen un fácil manejo, y pueden ser cosechadas bajo regímenes de cortas rotaciones, abaratando costos. Este tipo de manejo generalmente resulta en un mayor grado de alteración del sitio, en relación a prácticas menos intensivas (NCASI, 1992). Tales áreas podrán inclusive llegar a convertirse en grandes fuentes difusas de exportación de sedimentos y nutrientes si las zonas ribereñas adyacentes a los ríos y corrientes que las drenan no son adecuadamente protegidas (Martin y Pierce, 1980; Karr y Schlosser, 1978; Blackburn y Wood, 1990; Smith, 1992).

Como ya se ha señalado con anterioridad, esta revisión tratará de las zonas ribereñas fundamentalmente respecto a su rol amortiguador, protegiendo la calidad del agua de los efectos nocivos provenientes desde tierras altas, cultivadas ya sea con fines agrícolas o forestales. Sin

embargo, se dará especial atención a las alteraciones de origen silvícola. Además, y de acuerdo a los conceptos entregados en el Capítulo II, este tipo de áreas bien podrían ser señaladas como zonas o fajas de amortiguación ribereñas. Las tierras húmedas ribereñas, adicionalmente, muchas veces cumplen también esta función, atrapando sedimentos, fertilizantes y pesticidas que de otra forma serían arrastrados por la escorrentía y llevados río abajo. Es por esta razón que, a lo largo de la presente revisión, se citará a las zonas ribereñas, fajas de amortiguación y tierras húmedas, en el entendido de que ellas constituyen ecosistemas ribereños que tienen, entre muchas funciones, un rol amortiguador separando tierras de cultivo de ambientes acuáticos.

Phillips (1989a,b) ha señalado que una de las herramientas más importantes para controlar los contaminantes provenientes desde fuentes difusas es el buen manejo y mantención de zonas ribereñas forestadas o fajas de amortiguación vegetadas, separando tierras de cultivo (agrícolas o forestales) de los cuerpos de agua. Sin embargo, existen muy pocos trabajos que evalúan la efectividad de estas áreas para mitigar los efectos negativos de las prácticas silvícolas (NCASI, 1992). Esta carencia de información puede ser subsanada por numerosos estudios que evalúan estas fajas bajo prácticas agrícolas.

Es razonable pensar que el comportamiento de estas zonas de amortiguación tiene un grupo de características comunes, empero, su eficiencia es una función de las características individuales de cada sitio (Phillips, 1989a).

Los ecosistemas ribereños son esencialmente lineares en forma y extensión de área (Lowrance et al., 1985; Gregory et al., 1991). Se puede hablar, entonces, de fajas ribereñas o fajas de amortiguación ribereñas. Lowrance et al. (1985) explican este atributo señalando que estos ecosistemas tienen una razón perímetro/área mayor que los ecosistemas de tierras altas. Esta alta proporción de orilla obliga al borde de la corriente a interactuar intensivamente con los ecosistemas adyacentes. En cuencas agrícolas, los ecosistemas adyacentes son la corriente que drena el área y las tierras de cultivo que contribuyen con agua, sedimentos y contaminantes a esa corriente. Debido a esta relación espacial, los ecosistemas ribereños conforman un amortiguador entre las tierras agrícolas y la corriente, pudiendo así ayudar a controlar las fuentes difusas de contaminación.

Gregory et al. (1991) destacan el estrecho vínculo entre la corriente, el bosque y las tierras altas. La importancia de las zonas ribereñas, de acuerdo a estos autores, sobrepasa en mucho su menor proporción de tierra debido a

su importante localización dentro del paisaje y debido a las intrincadas relaciones entre los ecosistemas terrestres y acuáticos; su naturaleza linear, además, aumenta la importancia ecológica de ellas. Destacan ,también, su rol amortiguador entre ecosistemas terrestres y acuáticos en cuanto a la generación de microclimas (modificación de luz, temperatura y humedad), alteración de los ingresos de nutrientes desde las laderas, y retención de sedimentos por filtrado y depositación.

Numerosos estudios han ratificado este rol amortiguador de las zonas ribereñas, como protectores de la calidad del agua. Su capacidad para retener y/o filtrar sedimentos suspendidos o arrastrados por la escorrentía superficial es un hecho ampliamente reconocido (Corbett et al., 1978; Lowrance et al., 1986; Cooper et al., 1987; Gilliam, 1994). La eficiencia que tengan estas zonas en la remoción de sedimentos estará ligada a la rugosidad que ofrezca la vegetación, tipo de sedimentos arrastrados, pendiente de la faja y altura de la columna de agua, entre otros (Karr y Schlosser, 1978; NCASI, 1992). La retención y/o degradación de contaminantes (nutrientes y pesticidas) es un hecho que cada vez adquiere mayor importancia dentro de la capacidad amortiguadora de estas zonas. Así se ha estado demostrando recientemente en varios estudios de campo (Leitch y Flinn, 1983; Peterjohn y Correll, 1984;

Lowrance et al., 1984a,b; Bouchard et al., 1985; Lavy et al., 1989; Groffman et al., 1992; Jordan et al., 1993). De acuerdo a estos estudios, sería de gran importancia la asimilación microbiana, absorción vegetal y adsorción sobre la matriz del suelo, como procesos operantes para lograr este efecto amortiguador. Es obvio además, que un flujo subsuperficial uniforme deberá ocurrir para que estos procesos puedan entrar en acción.

Por otra parte, la temperatura del agua en las corrientes es otro índice que explica su calidad relativa. Karr y Schlosser (1978) son enfáticos al señalar que la temperatura es importante tanto en la regulación de las características físicas, químicas como biológicas del agua, y que esta temperatura es altamente afectada por la vegetación ribereña (principalmente arbórea). El ancho de la zona ribereña no es importante en este efecto, sí lo es la capacidad de sombreado de la vegetación y la altura de ésta en el borde de la corriente; más aun, la capacidad de la zona como regulador de la temperatura del agua disminuye al aumentar el tamaño de la corriente (Corbett et al., 1978; Lynch et al., 1985; Gregory et al., 1991; Castelle et al., 1994; O'Laughlin y Belt, 1995).

Un número de procesos bióticos tales como la desnitrificación y asimilación, así como procesos abióticos

tales como la volatilización y la sorción, operan en las fajas de amortiguación mejorando la calidad del agua (Groffman et al., 1991; Johnson, 1992; Lowrance, 1992a; Simmons et al., 1992). En general, varios son los factores que gobiernan la efectividad de una zona de amortiguación, factores específicos del sitio tales como el clima, tipo de suelo, topografía, vegetación y prácticas de manejo son algunos de ellos (NCASI, 1992). Estos factores, a su vez, influyen o determinan la resistencia al flujo, capacidad de infiltración y capacidad del suelo para almacenar humedad (Phillips, 1989a).



La eficiencia con que estas áreas retienen sedimentos y contaminantes ha sido ampliamente reconocida; sin embargo, no se ha llevado a cabo una correcta evaluación cuantitativa de estas zonas ribereñas. Existe bastante literatura que evidencia el rol de las fajas de amortiguación y zonas ribereñas en la remoción de contaminantes, de su estructura geológica, hidrológica y ecológica, sin embargo, dice muy poco acerca del diseño de estas fajas de amortiguación. Una excepción se encuentra en el trabajo de Phillips (1989a), quien presenta un método teórico matemático para evaluar la importancia relativa de la topografía, propiedades hidráulicas del suelo y rugosidad sobre la eficiencia en el control de contaminantes de fajas de amortiguación cubiertas con

vegetación. No obstante, su trabajo no evalúa el rol de la vegetación y microbios en la asimilación, inmovilización y degradación de nutrientes y pesticidas.

Ningún trabajo ha evaluado tampoco, al menos directamente, el efecto de la macroporosidad sobre la eficiencia de estas zonas ribereñas. Sin embargo, a través de una serie de estudios, se puede deducir la importancia que tienen los macroporos (grietas, canalículos radiculares y de origen animal) sobre el flujo subsuperficial rápido del agua a través del suelo (Mosley, 1979; Mosley, 1982; Singh y Kanwar, 1991). Esto puede traer importantes implicaciones para el movimiento rápido de contaminantes a través de estas áreas (Moore, 1986; Kladivko, 1991). Las prácticas forestales o los cambios en el uso de la tierra que modifiquen el sistema natural de macroporos en bosques no alterados, están probablemente influyendo sobre las vías para el movimiento del agua a través del paisaje. Estos cambios afectarán, por lo tanto, el potencial de erosión y el transporte de solutos fuera del sitio (Moore, 1986).

En los siguientes capítulos se analizarán los procesos y conceptos vertidos previamente, y se tratará de valorar su rol relativo en la remoción, retención, asimilación, inmovilización y transporte de sedimentos y contaminantes a través de una zona ribereña o faja de amortiguación.

IV. HIDROLOGIA DE UNA ZONA RIBEREÑA

Es asumido que los distintos procesos que operan en una zona ribereña, cambian la cantidad (volumen) y calidad (carga de sedimentos, carga de nutrientes y carga de compuestos tóxicos) del agua que entra a estas zonas .

Los efectos benéficos de estas zonas ribereñas o fajas de amortiguación sobre la calidad del agua son estrechamente dependientes del tipo de flujo que adquiere el agua a través de ellas. Un flujo esencialmente uniforme de agua es determinante para que los procesos de degradación y retención entren en acción. La existencia de vías de flujo preferenciales (superficiales y/o subsuperficiales) reducirán la eficiencia de una zona ribereña. En algunos estudios, por ejemplo, se ha medido tasas de flujo tan altas como 2 cm/s en laderas forestadas empinadas, lo que indica una alta proporción del flujo subsuperficial moviéndose a través de canaliculos radiculares, grietas y vías similares (Mosley, 1979; Mosley, 1982). Flujos superficiales rápidos a través de vías de drenaje no permanentes y flujos subsuperficiales rápidos a través de macroporos, pueden generar un rápido transporte de sedimentos y nutrientes a través de estas zonas ribereñas (Karr y Schlosser, 1978; Moore et al., 1986; Van der Molen

y Van Ommen, 1988). Este tipo de flujo tiene el efecto de reducir el tiempo de permanencia del agua en la zona, afectando negativamente la capacidad de las fajas de amortiguación para controlar la contaminación difusa.

La capacidad de una faja de amortiguación para reducir los contaminantes está en función de : (a) las condiciones físico-químicas del suelo en el área de amortiguación; (b) las condiciones físico-químicas que existen en la columna de agua, si está presente; (c) el tipo de plantas, animales y comunidades microbiales presentes; y (d) el tiempo de residencia del agua en la faja de amortiguación (NCASI, 1992).

4.1 Balance hidrológico de un sistema ribereño

Un ecosistema ribereño, en términos generales, no difiere de cualquier otro sistema desde un punto de vista hidrológico. Existen ingresos, egresos y almacenamiento (Figura 2).

Un balance hidrológico para cualquier sistema, durante un período de tiempo dado, obedece al principio de conservación de masa o ecuación de continuidad (TRAGSA-TRAGSATEC, 1994). Ecuación General de Balance:

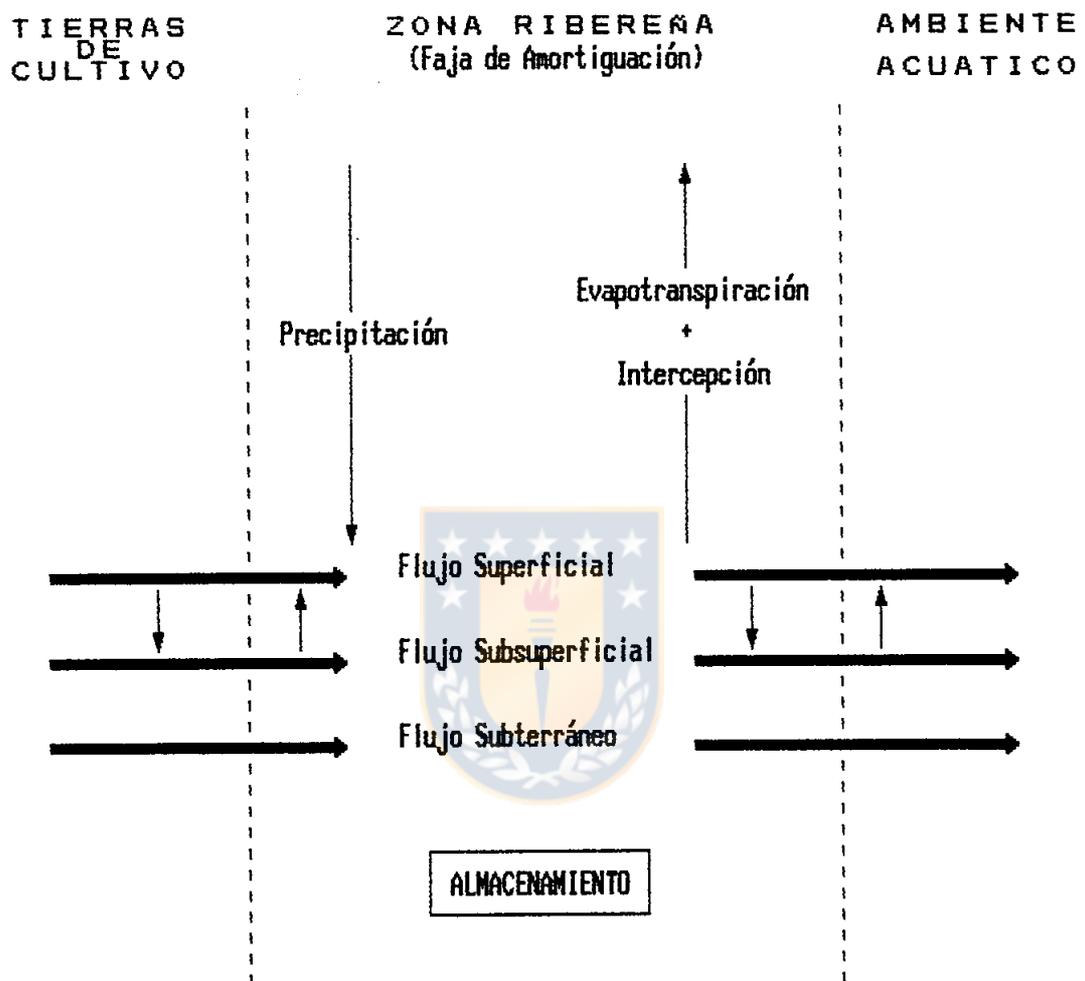


FIGURA 2. Vías de flujo del agua en un ecosistema ribereño (adaptado de NCASI, 1992)

$$\text{Ingreso} = \text{Egreso} + ds/dt$$

ds/dt : velocidad de almacenamiento

La Tabla 2 resume las distintas variables presentes en el balance hidrológico de un ecosistema ribereño. Los ingresos están dados por tres tipos de flujo terrestre (superficial, subsuperficial y subterráneo) además de las aportaciones atmosféricas (precipitación). Los egresos están representados por los mismos tres tipos de flujo terrestre, más las pérdidas por evapotranspiración e intercepción. Se considera como supuesto la existencia de una cubierta herbácea, arbustiva y arbórea. El agua almacenada se representa por la absorbida por plantas, microfauna del suelo, litera y matriz del suelo (NCASI, 1992; Brown, 1991; TRAGSA-TRAGSATEC, 1994; Gilvear *et al.*, 1993).

TABLA 2. BALANCE HIDROLOGICO DE UN SISTEMA RIBEREÑO

INGRESOS (X)		EGRESOS (Y)		ALMACENAMIENTO (ds/dt)
	1		1	
Flujo Superficial	1	Flujo Superficial	1	Suelo
Flujo Subsuperficial	1	Flujo Subsuperficial	1	Litera
Flujo Subterráneo	1	Flujo Subterráneo	1	Plantas
Precipitación	1	Evapotranspiración	1	Microfauna
		Intercepción	1	
	1		1	
	1		1	

Ecuación de Balance Hidrológico :

$$P + Q_{sq} + Q_{zq} + Q_{bq} = ET + I + Q_{se} + Q_{ze} + Q_{be} + ds/dt$$

Donde

- P : Precipitación
- Q_{sq} : Ingreso-flujo superficial
- Q_{zq} : Ingreso-flujo subsuperficial
- Q_{bq} : Ingreso-flujo subterráneo
- ET : Evapotranspiración
- I : Intercepción
- Q_{se} : Egreso-flujo superficial
- Q_{ze} : Egreso-flujo subsuperficial
- Q_{be} : Egreso-flujo subterráneo
- ds/dt : Almacenamiento (para un período dado)

En el largo plazo ds/dt tiende a cero, es decir, los egresos igualan a los ingresos (TRAGSA-TRAGSATEC, 1994). Esto obedece a que los distintos elementos que conforman al sistema ribereño (suelo, plantas, microfauna, etc.), tienen una capacidad limitada de almacenaje. Una vez que este límite es alcanzado, los excedentes son evapotranspirados o simplemente escurren a la corriente canalizada abandonando el área.

4.2 Vías de flujo de la escorrentía

Es importante analizar las vías de flujo que sigue el agua, a través de una zona ribereña, debido a que ésta (además del viento) es la que transporta los sedimentos y solutos contaminantes desde los cultivos hasta las superficies de agua.

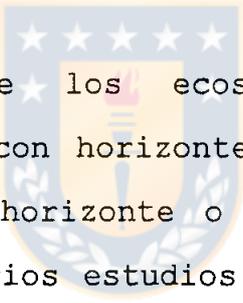
El movimiento del agua puede ocurrir ya sea a través de una ruta superficial o a través de una subsuperficial. La segregación de la escorrentía entre estas dos vías dependerá de las propiedades físicas del suelo, del clima y prácticas de manejo (Lowrance *et al.*, 1984a). Con respecto a las propiedades físicas del suelo, Hinton *et al.* (1993), entregan un estudio de campo que revela la importancia de la conductividad hidráulica, topografía, espesor de sedimentos, condiciones de humedad del suelo y nivel de la napa freática en la generación del flujo subsuperficial y escorrentía superficial saturada.

El flujo superficial es el principal medio de transporte para los sedimentos y contaminantes. Además, su rol en la erosión hídrica de terrenos escarpados es un hecho que ha sido ampliamente reconocido. La efectividad de las zonas ribereñas en la remoción o filtrado de estos sedimentos arrastrados está bastante documentada (Lowrance *et al.*,

1986; Peterjohn y Correll, 1986; Cooper et al. 1987). Sin embargo, esta efectividad en algunos tipos de paisajes se ve aminorada por flujos superficiales que tienden a canalizar y fluir así a través de estas áreas. Esta canalización del flujo genera rápidos movimientos de sedimentos, nutrientes y pesticidas; se generan vías preferenciales con pequeñas superficies de suelo involucradas. Esto trae como consecuencia menor tiempo disponible para que los procesos de filtrado y depositación entren en acción. Se deberá reconocer, entonces, que este flujo canalizado afectará negativamente la efectividad de las fajas de amortiguación para filtrar su carga transportada. Los efectos benéficos de estas fajas sobre la calidad del agua, dependen de la suposición de un flujo esencialmente uniforme a través de ellas. Karr y Schlosser (1978) entregan un análisis más extensivo al respecto.

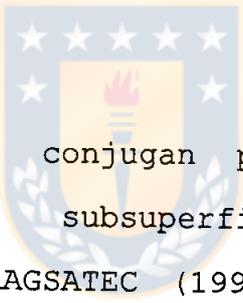
El flujo subsuperficial usualmente se presenta en suelos que tienen un horizonte (u horizontes) de alta permeabilidad sobre un horizonte menos permeable. Así, el agua percola desde la superficie y se mueve horizontalmente sobre una capa de baja conductividad hidráulica. El flujo freático entra a las zonas aluviales cercanas a corrientes y eventualmente se mueve hacia ellas para así salir del área en un flujo superficial canalizado (Lowrance et al., 1984a). Cuando la capa impermeable no está presente, los

suelos son más profundos y el agua percola hasta alcanzar el agua subterránea moviéndose más lentamente, con lo que el transporte de solutos es menos eficiente. Van der Molen y Van Ommen (1988) revisan los métodos que actualmente describen los procesos de transporte en suelos y acuíferos de esta naturaleza. Procesos como el desplazamiento, difusión y dispersión gobiernan el transporte de solutos a través de suelos homogéneos en su conductividad hidráulica a lo largo del perfil, generando consecuentemente flujos también homogéneos.



Es característica de los ecosistemas ribereños, la existencia de suelos con horizontes de gran permeabilidad depositados sobre un horizonte o estrata menos permeable (Lowrance, 1985). Varios estudios de campo han ratificado la existencia de esta estrata, la cual es responsable del flujo lateral subsuperficial poco profundo que atraviesa estos ecosistemas (Lowrance et al., 1984a,b; Peterjohn y Correll, 1984; Jordan et al., 1993). Durante los eventos lluviosos, la escorrentía ingresa a la zona ribereña e infiltra los horizontes permeables. Como flujo subsuperficial, el agua se mueve lateralmente sobre la estrata impermeable. Los procesos biológicos y químicos en el suelo afectan la carga de este flujo, antes de ingresar a la corriente y salir de la cuenca (Lowrance et al., 1985).

Otra característica de estos bosques ribereños, muy asociada a la anterior, es la alta proporción de la escorrentía (80-96%) moviéndose como un flujo subsuperficial (Jackson et al., 1973; Lowrance et al., 1984b). Este comportamiento hidrológico no es desconocido. Se sabe que la vegetación, y en especial la forestal, influye enormemente sobre la escorrentía al modificar la forma en que el agua accede a los cauces, disminuyendo drásticamente las aportaciones superficiales y aumentando correspondientemente las subsuperficiales (López Cadenas de Llano, 1990).



Distintos factores se conjugan para obtener una alta proporción de flujo subsuperficial en ecosistemas forestales. TRAGSA-TRAGSATEC (1994), al referirse a la influencia de la vegetación sobre la escorrentía, destacan cinco factores asociados a las masas forestales : (1) mayor capacidad de infiltración de los suelos; (2) intercepción de la precipitación, que disminuye la intensidad de los aguaceros, distribuyendo el agua a lo largo del tiempo; (3) mayor rugosidad de la superficie y mayores obstáculos del contorno, lo cual produce una fuerte disminución de la velocidad de desplazamiento de las aguas superficiales (la cuarta parte de la velocidad en suelo raso, retardándose el tiempo de concentración en los cauces. No sólo disminuye las máximas descargas sino también su volumen promedio, por

la mayor posibilidad de infiltración y evaporación que supone este retraso); (4) transpiración de plantas, lo cual regula la dosis de humedad del suelo manteniendo una capacidad de almacenaje disponible aún en épocas de gran humedad; (5) gran capacidad de absorción de agua en las cubiertas de restos vegetales y humus, propias de las masas forestales, que retrasa el punto de saturación y, por lo tanto, el comienzo del flujo superficial.

Según Molchanov (1966), citado por López Cadenas de Llano (1990), la influencia de la cubierta forestal en una cuenca, sobre el coeficiente de escorrentía, se relaciona de la forma que muestra la Tabla 3.

TABLA 3. EFECTO DE LA CUBIERTA FORESTAL SOBRE EL COEFICIENTE DE ESCORRENTIA

	Valores Porcentuales					
	0	10	20	30	50	60
Superficie boscosa	0	10	20	30	50	60
Escorrentía	65-75	25-45	18-25	14-20	10-15	8

Fuente: Molchanov (1966), citado por López Cadenas de Llano (1990)

Brown (1991), lista los factores que regulan la distribución del agua entre flujo superficial e infiltración :

I Naturaleza de la Superficie

A.- Cantidad de materia orgánica superficial.

B.- Pendiente

C.- Profundidad del perfil de suelo

D.- Características de infiltración del suelo

E.- Historial de precipitaciones anteriores

II Naturaleza de la precipitación

A.- Intensidad

B.- Duración

C.- Forma

De acuerdo a Brown (1991), los factores que favorezcan la infiltración regularán la escurrentía superficial, aumentando las dotaciones subsuperficiales.

A través de un razonamiento bastante simple y sencillo, Hinton et al. (1993) explican algunos patrones de flujo subsuperficial y descarga de corrientes, y cómo estos se ven afectados por la conductividad hidráulica, topografía superficial y profundidad de los sedimentos. Tratando de clarificar la estrecha relación que existe entre el flujo superficial y el subsuperficial en algunos tipos de paisaje, los autores analizan también las propiedades físicas que influyen en la localización y tamaño de áreas superficiales saturadas, grandes generadoras del flujo

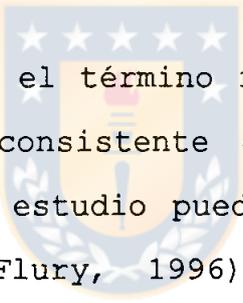
superficial saturado en regiones húmedas. Este flujo superficial saturado, incluye tanto el flujo de retorno, que es agua subsuperficial descargada hacia la superficie del suelo, como la precipitación directa sobre el área saturada. En general, estas superficies de saturación tienen mayor probabilidad de ocurrencia en sitios con topografía cóncava o convergente y/o en suelos sedimentarios delgados. La magnitud de la pendiente afectará la extensión de estas áreas saturadas, así como su expansión y contracción con los niveles de la napa. A medida que los niveles de la napa aumentan, un área mucho mayor será saturada a lo largo de pendientes suaves, y en bastante menor grado a lo largo de pendientes pronunciadas. En forma similar, el aumento del nivel de la napa permitirá invadir horizontes superficiales más permeables, expandiéndose rápidamente la superficie saturada. Nuevamente este efecto es más acentuado en pendientes suaves. A medida que los niveles de la napa aumentan, incrementa también el espesor saturado dentro de los suelos. Más aún, las vías de flujo preferenciales, tales como los macroporos en los horizontes superficiales del suelo, pueden también llegar a ser vías de flujo importantes cuando estos horizontes llegan a estar saturados por niveles altos de la napa.

4.3 Macroporosidad y flujo preferencial subsuperficial

De acuerdo a Moore et al. (1986), la macroporosidad es definida como "el espacio de poros que proporciona vías preferenciales de flujo, de modo que una mezcla y transferencia entre tales poros y los poros restantes es limitada. Los macroporos pueden consistir de un espacio integrado de poros, grietas, canalículos radiculares o de origen animal". Los mismos autores definen la porosidad matricial como "ese espacio de poros que transmite agua y solutos a una tasa suficientemente lenta como para resultar en una mezcla extensiva y una transferencia relativamente rápida de moléculas entre los diferentes poros". El efecto de la macroporosidad sobre la infiltración del agua lluvia es de gran importancia y necesita de mayor investigación de campo. En suelos no saturados y naturalmente estructurados, los ingresos de agua y solutos fluyen rápidamente a través de macroporos y vías preferenciales, ingresando en menor cantidad a la matriz del suelo (Singh y Kanwar, 1991).

Tindall y Vencill (1995), presentan otras definiciones que intentan diferenciar un flujo a través de macroporos de otro a través de vías de flujo preferenciales. Las vías de flujo preferenciales, definidas aquí como "áreas de menor densidad en el suelo que aquellas de la matriz

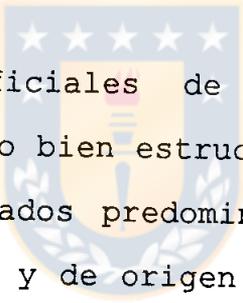
circundante", pueden o no contener macroporos, sin embargo, promueven un rápido y profundo movimiento de los químicos dentro de los suelos. Los autores diferencian este flujo preferencial de un flujo a través de macroporos al cual lo definen como "flujo a través de grietas y poros de más de 1 mm de diámetro efectivo". Este flujo sólo ocurrirá bajo condiciones saturadas o casi saturadas (0-2 kPa). A diferencia de éste, el flujo preferencial toma lugar cuando el potencial está entre 0 y -30 kPa. El flujo matricial del suelo toma lugar a presiones menores de -30 kPa.



En términos generales, el término flujo preferencial no es usado de una manera consistente en la literatura, y la definición dada en un estudio puede no necesariamente ser la misma en otro (Flury, 1996). El tamaño de los macroporos tampoco es una variable fija, ya que mientras en algunos estudios se habla de diámetros por sobre el milímetro (Tindall y Vencill, 1995), en otros el límite entre macroporosidad y porosidad matricial está en 0.1 mm (Harvey y Nuttle, 1995).

Varios estudios han encontrado un flujo heterogéneo subsuperficial moviéndose rápidamente, y además, contribuyendo con una porción significativa al volumen de las crecidas. Dicho fenómeno se ha atribuido a un flujo preferencial del agua, la cual ingresa a un sistema de

macroporos, verdaderos tubos de desagüe, por los cuales fluye rápidamente a través del suelo (Mosley, 1979; Mosley, 1982; Moore et al., 1986; Singh y Kanwar, 1991). Otros estudios, en tanto, informan de un rápido transporte de solutos a través del perfil del suelo (Kladivko et al., 1991; Pivetz y Steenhuis, 1995; Tindall y Vencill, 1995; Flury, 1996). Los investigadores generalmente explican este comportamiento por mecanismos de flujo preferencial, donde los solutos son transportados sólo a través de una pequeña porción del volumen del suelo.



Los horizontes superficiales de suelos forestales no alterados están a menudo bien estructurados y contienen una red de macroporos formados predominantemente por grietas, canalículos radiculares y de origen animal; es a través de estos sistemas de macroporos interconectados por los que se produce el flujo preferencial rápido y que genera la rápida respuesta subsuperficial de algunas crecidas (Mosley, 1982).

Mosley (1979, 1982), quien evaluó la velocidad del flujo subsuperficial a través de distintos tipos de suelos forestales, detectó una velocidad media de 0,3 cm/s y una máxima de 2 cm/s. El autor atribuyó estas altas velocidades a una gran proporción (40%) de los ingresos de agua moviéndose rápidamente a través de macroporos, o a lo largo de capas en la cual la permeabilidad del suelo cambia

abruptamente, en especial, a través de la capa orgánica sobre el suelo mineral y a través del horizonte B inmediatamente sobre el manto rocoso (Figura 3).

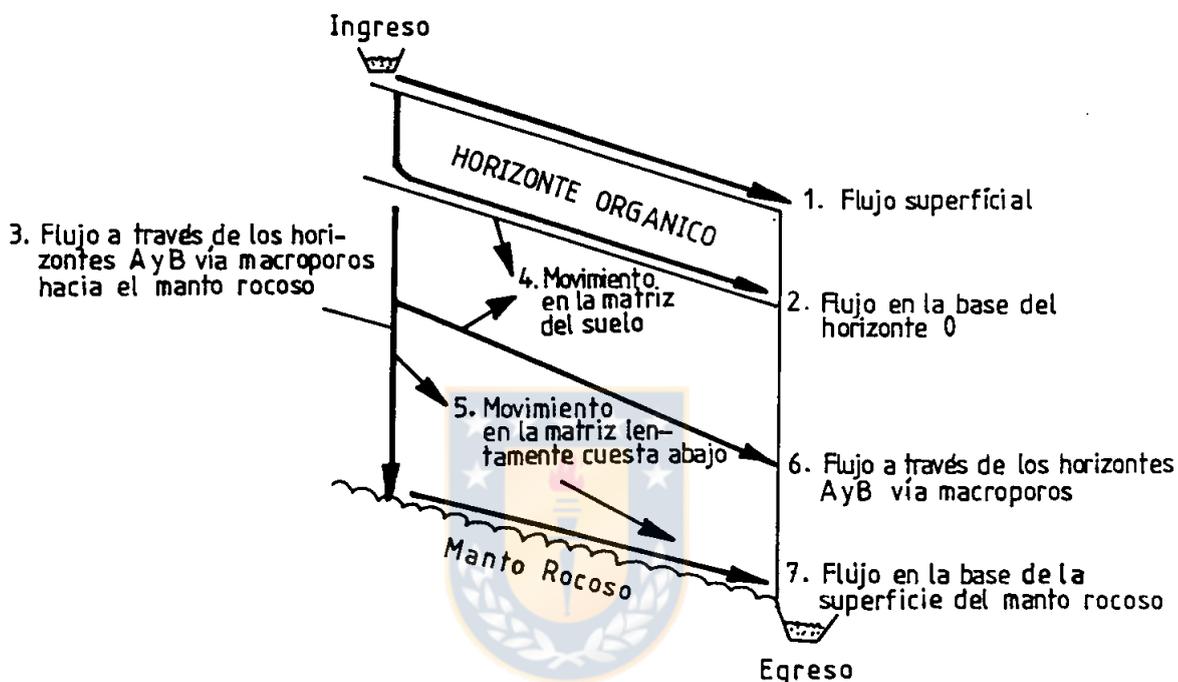


FIGURA 3. Vista esquemática de las vías tomadas por el agua moviéndose a través del suelo en Tawhai SF (Mosley, 1982).

Según Mosley (1982), un requerimiento importante para que la red de macroporos sea hidrológicamente significativa, es que ellos estén continuos sobre una distancia considerable. Mientras más denso sea el sistema radicular y menor el espesor de los sedimentos permeables, con mayor facilidad el agua alcanzará la base del perfil. Bajo ambientes altamente lluviosos, el continuo flujo subsuperficial probablemente abrirá vías preferenciales continuas en la

base del perfil para el movimiento del agua. Otro requerimiento clave para generar un flujo significativo a través de macroporos, es que el suelo debe estar saturado, al menos localmente; esto es necesario para que el agua pueda entrar a los macroporos, una vez que esto ha ocurrido, el agua se moverá rápidamente y por grandes distancias a través de suelos insaturados, sin ser totalmente adsorbida por la matriz. La ocurrencia de saturación dependerá de las condiciones de humedad anteriores, intensidad y cantidad total de agua precipitada, y localización en la pendiente. Esta última condición afectará la generación de zonas saturadas en tierras bajas al alcanzar la napa horizontes superficiales. Sin embargo, estados locales de saturación, provocados por el escurrimiento fustal o por el goteo desde el follaje, generarán también este requerimiento.

V. ROL DE LA VEGETACION RIBEREÑA

La acción que ejerce la vegetación sobre el mejoramiento en la calidad del agua puede ser vista ya sea como una remoción de sedimentos desde la escorrentía, como una remoción y asimilación de nutrientes o como una regulación de la temperatura del agua.

5.1 Remoción de sedimentos

A menudo, el mayor reconocimiento que se les da a las fajas de amortiguación o zonas ribereñas es su rol en la retención de sedimentos arrastrados por la escorrentía (Omernik et al., 1981; Lowrance et al., 1986; Cooper et al., 1987).

La vegetación puede ejercer una acción física sobre los sedimentos arrastrados por la escorrentía; a medida que la velocidad del flujo disminuye, los sedimentos pueden ser atrapados gracias a ciertas características físicas del sitio. Las características de la vegetación pueden promover una adecuada filtración de partículas. Por ejemplo, un piso forestal así como un matorral bajo y denso pueden filtrar los sedimentos, además de reducir la velocidad del flujo. Ambas cubiertas, incrementan la

rugosidad de la vía, reducen la tasa de escurrimiento y promueven la sedimentación (NCASI, 1992).

Todo ecosistema ribereño compuesto por árboles, constituye por cierto, un ecosistema forestal (Lowrance *et al.*, 1984b; Brown, 1991). Y así, muchas de las características y cualidades propias de una masa forestal serán también atributos de estos ecosistemas en particular. López Cadenas de Llano (1990) señala alguno de estos atributos relativos al control de la erosión y sedimentación. De acuerdo a este autor, los bosques desempeñan un papel fundamental sobre la escorrentía, al modificar la forma en que las aguas acceden a los cauces disminuyendo drásticamente las aportaciones superficiales y aumentando paralelamente las subsuperficiales o subterráneas. La eficiencia del bosque en el control de la escorrentía, tiene una importancia decisiva en los procesos de erosión hídrica del suelo, tanto laminar como en sus formas más avanzadas (canalizada, en cárcavas o barrancas).

López Cadenas de Llano (1990), señala que la influencia de la vegetación en la protección del suelo, se debe a :

- disminución de la energía cinética de la gota de lluvia al llegar al suelo, por intercepción.

- disminución de la velocidad de la lamina de agua que escurre por una ladera, por los obstáculos que interpone la vegetación. La velocidad se reduce a la cuarta parte de la velocidad en el raso.
- retención del suelo que realizan las raíces de la propia vegetación.
- aumento de la infiltración originada por la mayor porosidad del suelo, como respuesta del mayor contenido de materia orgánica.

López Cadenas de Llano (1995), concluye estableciendo que :

"La vegetación en general, y el bosque en particular como sistema más evolucionado, favorece la economía del agua, regula sus avenidas transformando las escorrentías superficiales en dotación hídrica del suelo, mejora la calidad de las aguas, además de conservar y mejorar el suelo, y suministra paisajes y ambientes óptimos en cuanto marco para la vida, esparcimiento, estudio y descanso del hombre".

Aplicando estos conceptos a las zonas ribereñas en particular; se tiene una faja boscosa recibiendo un flujo superficial cargado de sedimentos, los que provienen de tierras altas cultivadas. Una vez que ingresa, e inmediatamente en el borde de la faja, la vegetación

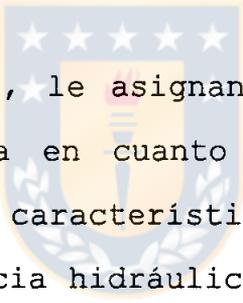
comienza a filtrar los sedimentos más gruesos como grava, arena, y desechos vegetales. El flujo sigue avanzando pero cada vez a menor velocidad, frenado por la rugosidad dominante. Comienzan a operar los procesos de absorción e infiltración del agua, transformando la escorrentía superficial en dotación hídrica del suelo y subsecuentemente en flujo subsuperficial. Paralelamente, y con la escorrentía superficial reducida tanto en velocidad como en volumen, el proceso de sedimentación ya ha comenzado, decantándose las partículas más finas (limos y arcillas) en los planos de inundación interiores (Cooper et al. 1987; Cooper y Gilliam, 1987; López Cadenas de Llano, 1990).

Sin embargo, Brown (1991) entrega algunas consideraciones que limitarían la acción filtro de las fajas de amortiguación ribereñas. Ellas serían de poco valor para prevenir la erosión de laderas por sobre el amortiguador. Además, el filtrado vegetacional de las partículas de suelo, llevadas por la escorrentía a través de las fajas de amortiguación, asume un flujo laminar como mecanismo erosivo predominante. En la mayoría de las cuencas forestales, la topografía altamente disectada y la rugosidad superficial excluye tal flujo. El agua rápidamente fluye por pequeños canalículos, los que convergen para formar grandes canales. Con el predominio

de un flujo canalizado, los materiales erosionados atraviesan la faja de amortiguación, siendo pobremente filtrados. Sin embargo, existen circunstancias especiales en las cuales la vegetación filtrará efectivamente los sedimentos. La vegetación y litera podrán reducir la velocidad de la escorrentía y atrapar los sedimentos. Tales condiciones usualmente se dan en cuencas agrícolas, con topografías menos abruptas.

Cooper et al. (1987), en un estudio de campo, encontraron que más del 80% de los sedimentos producidos por una cuenca agrícola fueron depositados en las zonas ribereñas. La arena dominó la depositación en la orilla del bosque mientras que la arcilla avanzó hasta depositarse en el plano de inundación pantanoso. Los autores concluyeron que las zonas ribereñas son un efectivo mecanismo de filtro para la remoción de sedimentos gruesos. El ancho del amortiguador ribereño debiera ser proporcional al área contribuyente, a la pendiente, y a las prácticas de cultivo en tierras altas. También consideran de importancia, al igual que Brown (1991), la naturaleza del drenaje del área. Delgadas fajas ribereñas son efectivas en retener arena pero no así en retener arcillas. Planos de inundación pantanosos proporcionarán la mejor opción para la depositación de arcillas.

Según Castelle et al. (1994), la vegetación del amortiguador forma una barrera física que disminuye la velocidad del flujo superficial y mecánicamente atrapa los sedimentos y desechos. Las raíces mantienen la estructura del suelo y físicamente retienen el suelo erosionable. Las tasas de flujo son generalmente menores para un flujo laminar que para uno canalizado. Por lo tanto, en la medida que la vegetación ayude a resistir la formación de canales, el agua fluirá más lentamente, permitiendo un mayor tiempo para la sedimentación e infiltración.



Lowrance et al. (1985), le asignan un papel fundamental a la vegetación ribereña en cuanto a su acción filtro, y repiten muchas de las características ya señaladas. Ella incrementa la resistencia hidráulica al flujo, al disminuir su velocidad y promover la sedimentación, y es esencial para la estabilidad del borde o banco de la corriente. La estabilidad es importante, ya que gran parte de la carga de sedimentos, especialmente durante flujos altos, puede ser el resultado de la erosión del banco. Corrientes con sus bordes bien cubiertos con vegetación arbórea, y por ende más estables, tendrán menores incrementos en sus niveles de sólidos suspendidos durante eventos lluviosos, en relación a corrientes con sus bordes descubiertos.

La evidencia encontrada por Karr y Schlosser (1978) da a entender que : (1) la eficiencia en la reducción de la carga de sedimentos varía con el tipo de vegetación; utilizando especies eficientes se remueve el 50% de la concentración inicial de sedimentos en los primeros 100 m y un 99% en 300 m; (2) existe una relación inversa entre el tamaño de las partículas y la longitud de la faja requerida para remover un porcentaje dado de ese tamaño de partículas; (3) la tasa de depositación de sedimentos en la vegetación es una constante sólo dentro de un rango de pendientes (reducidas); luego que una pendiente crítica es alcanzada, la eficiencia comienza a disminuir, y (4) cuando la vegetación es cortada o cuando la profundidad del flujo es suficiente como para sumergirla, la eficiencia en la reducción de sedimentos disminuye drásticamente, incluso hasta llegar a cero.

Varios son los factores que gobiernan la efectividad de la vegetación para filtrar sedimentos; seis de ellos son analizados por NCASI (1992), Karr y Schlosser (1978) y Phillips (1989a) :

(1) velocidad del flujo de agua: fácilmente se puede demostrar porqué es conveniente un flujo lento. El máximo tamaño de una partícula transportada por el agua, es una función de la velocidad del flujo. La siguiente ecuación

muestra la relación existente entre estas variables (NCASI, 1992) : Competencia = $C * V^6$. La "competencia" es el tamaño máximo de las partículas transportadas por el agua, "C" es una constante y "V", la velocidad del flujo de agua. Si la velocidad disminuye en un 50%, entonces, el tamaño de las partículas transportadas por el agua disminuye en 1/64. La reducción de la velocidad del flujo puede generar drásticos cambios en el tipo de partículas arrastradas. Esto también es extensivo al transporte de nutrientes y pesticidas ya que muchos de ellos son adsorbidos por las partículas de sedimentos y transportados junto a ellas (Karr y Schlosser, 1978; Phillips, 1989a).

(2) distribución del tamaño de los sedimentos : como se discutió anteriormente, si los sedimentos ingresados son esencialmente partículas grandes, entonces las fajas de amortiguación o zonas ribereñas deberían ser bastante eficientes en remover los sedimentos. Sin embargo, si los sedimentos son predominantemente formas coloidales, el efecto del flujo reducido es menos cierto.

(3) pendiente y longitud de la pendiente antes de alcanzar el amortiguador: la pendiente y la longitud de ella, controlan tanto la velocidad de la escorrentía como la extensión del área superficial que contribuye con sedimentos. En general, pendientes más pronunciadas y largas, generan escorrentías mayores.

(4) pendiente y ancho de la faja con vegetación: una reducción en la pendiente, disminuiría la velocidad del flujo, y viceversa. La longitud de la pendiente, simplemente define el tiempo disponible para que el amortiguador afecte los sedimentos en la escorrentía. De los dos, se presume que la pendiente es el factor más crítico (Phillips, 1989a; NCASI, 1992).

(5) características de la vegetación: determinadas características de la vegetación (composición, estructura, vigor, etc.) contribuyen a que ella sea más o menos eficiente en reducir la velocidad del flujo y filtrar los sedimentos transportados (Karr y Schlosser, 1978). En general, cualquier manto vegetal que aumente la rugosidad del piso reducirá la tasa de escorrentía, promoviendo la sedimentación y filtrado.

(6) profundidad de la columna de agua y altura de la vegetación: este factor sólo es importante cuando la faja de amortiguación está cubierta con agua gran parte del año. Por ejemplo, cuando la faja de amortiguación es una tierra húmeda, su hidropériodo junto con las fechas de las escorrentías, podrían influir en el transporte de sedimentos. Cuando la escorrentía coincide con el máximo del hidropériodo, los efectos benéficos de la vegetación se ven reducidos. En otras palabras, cada vez que la altura de la columna de agua sobrepasa a la altura de la

vegetación, el amortiguador se torna ineficiente en la retención de sedimentos.

No existe mucha información cuantitativa que evalúe el impacto de una corta o cosecha forestal sobre los niveles de sedimentos suspendidos en las corrientes, pero ésta es abundante para la agricultura. Sin embargo, Moring (1975), citado por Karr y Schlosser (1978), entrega información de largo plazo (15 años) la cual muestra que la mantención de vegetación natural a lo largo de las corrientes, durante y después de una cosecha forestal (fajas de amortiguación), ofrece significativa protección a los recursos acuáticos (Tabla 4).

TABLA 4. CAMBIO RELATIVO (%) EN LA CARGA DE SEDIMENTOS Y Y NITRATO BAJO VARIADAS PRACTICAS SILVICOLAS - 15 AÑOS DE ESTUDIO.

Práctica Silvícola	Sedimentos en suspensión [%]	Nitrato [%]
Tala rasa	205	400
Tala rasa con fajas de amortiguación a lo largo de las corrientes	54	0
Control (sin tala rasa)	0.1	0

FUENTE: Moring (1975), citado por Karr y Schlosser (1978).

Por el contrario, son numerosos los trabajos que evalúan la remoción de sedimentos en zonas ribereñas, provenientes desde cuencas agrícolas. Chescheir *et al.* (1991) y Coyne *et al.* (1994), citados por Gilliam *et al.* (1994), informan remociones del 90% de los sedimentos presentes en la escorrentía, los que fueron depositados en las zonas ribereñas. Peterjohn y Correll (1984) detectaron una remoción de partículas del 94% desde el flujo superficial a medida que atravesaba un bosque ribereño desde una pequeña cuenca agrícola en Maryland. Young *et al.* (1980), Horner y Mar (1982), Lynch *et al.* (1985), Ghaffarzadeh *et al.* (1992), citados por Castelle *et al.* (1994), encontraron remociones del 92%, 80%, 75%, y 85%, respectivamente. Lowrance *et al.* (1986), evaluando la depositación histórica (1880-1979) de sedimentos en la zona ribereña de una cuenca agrícola, concluyeron que la tasa de sedimentación estuvo en un rango de 35 a 52 ton/ha/año.

5.2 Remoción y asimilación de nutrientes

El proceso de remoción de nutrientes desde la escorrentía superficial se realiza junto a las partículas de sedimentos por acción mecánica de la vegetación, proceso antes descrito (5.1). Karr y Schlosser (1978) señalan que la mayoría de los nutrientes (especialmente el fósforo y algunas formas de nitrógeno) presentes en el escurrimiento

superficial, son transportados junto a las partículas de sedimentos.

Peterjohn y Correll (1984), encontraron reducciones en las concentraciones medias anuales de partículas (94%), amonio intercambiable (78%), partículas de nitrógeno orgánico (86%), total de partículas de P (84%), ortofosfato intercambiable (74%) y partículas de carbono orgánico (64%) desde la escorrentía superficial. Las formas de nitrógeno disueltas en el escurrimiento superficial también declinaron en sus concentraciones, con reducciones de 79% para el nitrato, 73% para el amonio, y 62% para el nitrógeno orgánico. Frente a tales resultados, los autores concluyeron que la reducción en la carga de sedimentos y nutrientes asociados desde el escurrimiento superficial, debería ser una función universalmente reconocida de las zonas ribereñas forestadas, debido a la naturaleza física de los procesos que envuelve.

Cooper y Gilliam (1987), al estudiar el rol de las zonas ribereñas como removedoras del fósforo desde la escorrentía superficial, concluyeron que alrededor de 50% del fósforo, que se escapó de las tierras de cultivo agrícola, fue removido y depositado en las zonas ribereñas junto a los sedimentos. El fósforo en los sedimentos incrementó con el porcentaje de arcilla y disminuyó con el de arena. Esto

último explica la mayor remoción del fósforo en los planos de inundación pantanosos, donde se produjo la máxima depositación de arcillas.

Para que la vegetación pueda remover los nutrientes disueltos por asimilación, incorporándolos en su metabolismo, éstos deben ser transportados por un flujo subsuperficial a través de la zona radicular, o lixiviados hasta ella. El proceso será eficiente en la medida que la vegetación se encuentre en pleno vigor de crecimiento. No obstante, siempre existirán variaciones estacionales (al menos en regiones con climas templados), al pasar la planta de su etapa vegetativa a la dormante, o viceversa.

En particular, el rol de la vegetación ribereña en cuanto a la remoción de nutrientes desde el flujo subsuperficial, es algo difícil de sostener, pero cada vez existe mayor evidencia al respecto (Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984; Groffman et al., 1992; Lowrance, 1992a).

NCASI (1992) señala que si bien la presencia de vegetación, específicamente vegetación forestal, sugiere una asimilación potencial neta de nutrientes que llegan desde una fuente externa, este efecto no puede ser asignado a todas las condiciones. La efectividad de los ecosistemas ribereños para retener nutrientes dependerá de : (a) la

longitud de tiempo considerada, ya que en el desarrollo normal de un rodal la mortalidad eventualmente ocurrirá; (b) el período de desarrollo del rodal, ya que rodales jóvenes con crecimiento vigoroso tienen mayores tasas netas de asimilación en relación a rodales maduros en condiciones de quasi-equilibrio; y (c) el estatus de nutrientes del amortiguador. Un aumento en los ingresos de nutrientes podría aumentar eventualmente las tasas de crecimiento de la vegetación, y consecuentemente, las tasas de asimilación de nutrientes. Sin embargo, esto último sólo ocurrirá con un amortiguador pobre o deficitario en sus reservas. Empero, aun en estas condiciones, ocurrirá un retorno de nutrientes por desfoliación y mineralización. Si se consideran estos retornos, debería haber una cantidad mucho menor de nutrientes retenidos por la vegetación. Es importante considerar que la sola presencia de vegetación no asegura una retención neta de nutrientes. Toda intervención o manejo que se realice sobre ésta, tendiente a mantener su vigor y crecimiento, influirá positivamente en la eficiencia absortiva de estas áreas (NCASI, 1992).

Lowrance *et al.* (1984b), evaluando algunos bosques ribereños como filtros de nutrientes, midieron los siguientes porcentajes de retención de nutrientes desde el flujo subsuperficial : N-68%, Ca-39%, P-30%, Mg-23%, Cl-7%, K-6%. Las tasas de retención anual de nutrientes por

asimilación vegetal fueron de : N-51.8, Ca-40.3, K-18.6, Mg-6.1 y P-3.8 [kg/ha/año]. Los autores no incluyeron en su estudio los ingresos de sedimentos y nutrientes vía flujo superficial. Sin embargo, para la cuenca en estudio, alrededor del 80-96% del movimiento de agua desde tierras de cultivo al ecosistema ribereño ocurrió como un flujo subsuperficial. En consecuencia, concluyen que :

"La mantención y un manejo apropiado de los ecosistemas ribereños es un factor esencial para evitar la degradación de la calidad del agua, debido al continuo aumento de la pérdida de nutrientes desde cuencas agrícolas. Un manejo apropiado de los bosques ribereños requiere de la corta selectiva de árboles maduros, a fin de mantener en el tiempo la asimilación neta de nutrientes por la vegetación; dichas cortas deberán ser realizadas con la mínima alteración del suelo y de las condiciones de drenaje".

Los nutrientes disueltos son transportados desde ecosistemas terrestres hasta las corrientes principalmente a través del agua subterránea. Y a medida que el flujo pasa a través de la zona ribereña, la demanda vegetal por nutrientes disueltos puede reducir grandemente la carga de ellos (Gregory et al., 1991). Uno de los nutrientes que mayor participación tiene en el proceso biológico de asimilación vegetal es el nitrógeno, y especialmente

importantes son sus formas inorgánicas como el NH_4^+ , NO_3^- y NO_2 (NCASI, 1992).

Un factor determinante en la asimilación del nitrógeno y sus tasa de incremento en los ecosistemas forestales, es la edad del rodal. La asimilación y sus tasas de incremento, declinan intensamente cuando se produce el cierre de copas, cuando la biomasa foliar rica en nutrientes alcanza una condición de equilibrio. Las tasas de incremento del N en los tejidos leñosos pueden permanecer estables, pero eventualmente declinan a medida que el rodal llega a la sobremadurez. Así, no es una sorpresa que las pérdidas por lixiviación del nitrato (NO_3^-) sean típicamente mayores en los bosques maduros y más leves en los rodales jóvenes. Los procesos que generan una exportación neta de N desde estos ecosistemas, o aquellos manejos silvícolas que rejuvenezcan la masa forestal, generarán una mayor demanda por nitrógeno, e inclusive una deficiencia de él (Johnson, 1992).

Groffman *et al.* (1992), señalan que la remoción del nitrato por asimilación vegetal e inmovilización microbial están sujetos a remineralización y liberación a la solución del suelo. Con el tiempo, el "pool" de plantas y microbios pueden llegar a estar enriquecidos o saturados con N, resultando en la declinación de su capacidad absortiva del

elemento. Ingresos de N por largo tiempo a estas zonas, puede llevar a un incremento en la mineralización y nitrificación, inducida por el enriquecimiento con N de la materia orgánica y poblaciones microbiales. Un incremento en la mineralización y nitrificación podría incrementar, dentro del sitio, la producción de nitrato y su exportación desde las zonas ribereñas. Esto indicaría que la vegetación ribereña, en el largo plazo, no sería eficiente en la remoción de nutrientes. Este argumento concuerda con los resultados obtenidos por Omernik *et al.* (1981) quienes fueron incapaces de detectar diferencias significativas sobre el nivel de nutrientes en las corrientes dados diferentes usos del área ribereña (forestal o agrícola). Ellos señalan, sin embargo, que ésto tal vez se debió a una metodología poco sensible para detectar los cambios que pudieron haberse producido.

Simmons *et al.* (1992), señalan que para que la remoción del nitrato ocurra por asimilación vegetal, la napa freática debe ser elevada, dentro de la zona radicular, durante la estación de crecimiento. La asimilación vegetal puede ser mínima entre fines de invierno e inicio de primavera, cuando el flujo subsuperficial está en su máximo anual. Esto sugiere una marcada variación tanto espacial como estacional en la asimilación vegetal, siendo de esperar que las mayores tasas de asimilación se observen durante la

estación de crecimiento y en aquellos lugares con características topográficas que aseguren una napa freática alta (tierras bajas), y dentro de la zona radicular. Groffman (1992), en un estudio microbial acerca de la dinámica del nitrato en bosques ribereños, responsabilizó a la asimilación vegetal de la alta atenuación del NO_3^- ocurrida en algunos sitios transicionales (tierras altas - tierras húmedas) durante la estación de crecimiento. El autor señaló que ésto responde al hecho que es poco probable atribuir alta atenuación a algún proceso microbial, ya que si bien la napa freática en estos sitios fue alta, la biomasa microbial y la actividad de enzimas denitrificantes fueron indetectables en el subsuelo. Groffman (1992) concluye, además, que " mientras nosotros observamos una pequeña variación estacional en la remoción del nitrato desde el agua subterránea, parece que procesos distintos fueron los responsables de la atenuación de él en distinta estaciones : las plantas (y la denitrificación en tierras húmedas) durante la estación de crecimiento, y los procesos microbiales durante la estación dormante ". Un estudio similar, llevado a cabo por Lowrance (1992a), evaluó el rol de la denitrificación sobre la remoción del nitrato en ecosistemas ribereños. Sus conclusiones indican que la denitrificación es un importante mecanismo de remoción del nitrógeno, pero que está aparentemente concentrada en las capas superficiales del suelo, la cual

sólo ocasionalmente forma parte del flujo subsuperficial. Finalmente, señala que la combinación del crecimiento radicular a través de los años y la asimilación del nitrógeno, su concentración en la litera y raíces finas en o cerca de la superficie del suelo, es la aparente respuesta a la capacidad de filtrado del N de estos ecosistemas forestales ribereños.

5.3 Regulación de la temperatura del agua

No menos importante es el efecto de la vegetación ribereña sobre el control de la temperatura en las corrientes. De acuerdo a Karr y Schlosser (1978), la temperatura es importante tanto en la regulación de las características físicas como biológicas del agua en las corrientes, y esta temperatura es grandemente afectada por la vegetación cercana a dichas corrientes. De su estudio se desprende que el único parámetro que correlaciona bien con la temperatura de las corrientes es la densidad angular del dosel (una medida de la capacidad de sombreamiento de la vegetación). El ancho de la zona ribereña forestada no es importante. Más aun, la eficiencia amortiguadora de ésta disminuye al aumentar el tamaño de la corriente.

Los efectos de la temperatura sobre la calidad del agua y comunidades bióticas son numerosos. A medida que la

temperatura del agua aumenta, su capacidad para retener oxígeno disminuye. Por lo tanto, a temperaturas elevadas, la capacidad de las corrientes para degradar desechos orgánicos se ve reducida por la falta de oxígeno. Esto exagera el impacto sobre el sistema de cada unidad adicional de desecho. El incremento de la temperatura aumenta también la tasa a la cual los nutrientes retenidos por partículas sólidas en suspensión son transformados a formas fácilmente disponibles (solubles). Por ejemplo, pequeños incrementos de temperatura sobre 15°C producen importantes incrementos en la cantidad de P liberado, ya que existe una relación exponencial entre la tasa de transformación y el incremento de temperatura (Karr y Schlosser, 1978).

Brown (1991) dedica un capítulo entero a describir la relación entre el bosque y la temperatura del agua. Una atención especial le da a las corrientes pequeñas. De acuerdo a este autor, el régimen de temperatura de una corriente pequeña puede, en muchas formas, determinar cuán valiosa es para la producción de peces o suministro de agua. La razón es que la temperatura es uno de los principales reguladores de las actividades biológicas en el ambiente acuático. La temperatura del agua determina cuánto oxígeno está disponible para los peces. La capacidad de un líquido para retener un gas es inversamente

proporcional a su temperatura. En una corriente, esto quiere decir que a mayor temperatura, menor oxígeno disuelto en el agua. Esto, a su vez, implica menor disponibilidad de oxígeno para los procesos vitales de los organismos acuáticos.

Gregory *et al.* (1991), por su parte, señalan que la radiación solar es selectivamente absorbida y reflejada a medida que pasa a través del dosel ribereño adyacente a las corrientes, y así, la cantidad de luz disponible para los productores acuáticos primarios se ve alterada. El grado de sombreamiento de una corriente está en función de la estructura y composición de la vegetación. Doseles densos, bajos y sobrecolgados reducirán en extremo la intensidad de luz en la superficie del agua; doseles altos y relativamente abiertos permitirán mayores cantidades de luz para enriquecer la corriente. Vegetación decidua sombreará sólo levemente la corriente después de la caída de las hojas, situación que no ocurre con especies siempreverdes. El grado de sombreamiento también está en función del tamaño del canal; a medida que el ancho del canal aumenta, la influencia de la vegetación sobre los ingresos de luz solar a la corriente disminuye. La densidad del dosel, la longitud de la corriente forestada aguas arriba, el ancho y densidad de la vegetación ribereña, la apertura del dosel,

y el flujo subterráneo influyen sobre la contribución de temperatura a la corriente.

Según varios autores, la remoción de la vegetación en una cuenca forestal, genera altas temperaturas del agua en pequeñas corrientes e incrementa las fluctuaciones diurnas y nocturnas. La magnitud de estos incrementos depende del porcentaje de vegetación removida a lo largo de la corriente, profundidad de la corriente y caudal de descarga, superficie expuesta a la luz solar, y cantidad de radiación recibida desde el sol (Lynch *et al.*, 1985; Brown, 1991; Lowrance *et al.*, 1985). Según Corbett *et al.* (1978), el efecto de la cosecha forestal sobre el aumento de la temperatura del agua se relaciona directamente con el área de la corriente expuesta a la luz solar directa. En estos casos, se produce un cambio brusco de baja intensidad luminosa a una alta radiación solar directa.

Brown (1991) considera a las fajas de amortiguación ribereñas uno de los medios más efectivos para prevenir cambios en la temperatura de las corrientes que drenan un área sometida a tala rasa. El diseño de estas fajas para cumplir este rol depende de muchos factores: el tamaño de la corriente, su orientación, topografía alrededor y el tipo y densidad de vegetación, son algunos de ellos. Dada esta gran diversidad de factores, es difícil estandarizar

en términos de cuán anchas deben ser las fajas de amortiguación o cuánto volumen de madera comercial debe ser dejada. La única forma práctica de poder estimar la eficiencia de una faja de amortiguación en controlar la temperatura es a través de la densidad del dosel. Gregory et al. (1991), concuerdan con este planteamiento, al señalar que la densidad del dosel ribereño es uno de los factores más críticos que determina el ingreso de calor para una extensión dada de corriente. O'Laughlin y Belt (1995) plantean que ni el ancho ni el volumen de madera de una faja de amortiguación son medidas suficientes para regular la temperatura del agua, ya que no correlacionan bien con el sombreado de la corriente. Otros factores tales como el ancho de la corriente, pendiente de la zona ribereña, temperatura del aire, y la temperatura del agua subterránea, también influyen en la temperatura del agua en la corriente.

La vegetación ribereña, por lo tanto, no sólo reduce el transporte de sedimentos y nutrientes desde áreas de cultivo hacia ambientes acuáticos. Tiene también un efecto potencial sobre el control de la temperatura, sobre el aumento de la retención de oxígeno en las corrientes, y en la reducción de la disponibilidad de nutrientes y su utilización.

Brown (1991) indica que las mismas medidas que filtran los sedimentos y residuos de cosecha forestal en las corrientes, también sirven para controlar las temperaturas y dotación de oxígeno de ellas. Cada uno de estos problemas pueden ser resueltos. La vegetación de los amortiguadores ribereños puede ser usada para sombrear la corriente, para reducir la carga de sedimentos arrastrados, filtrar residuos de cosecha, y consecuentemente, resguardar la calidad del agua .



VI. CICLOS BIOGEOQUIMICOS EN ZONAS RIBEREÑAS

Distintos procesos químicos y biológicos están ocurriendo dentro de las zonas ribereñas y tierras húmedas. Entender la dinámica de cada uno de ellos es fundamental para develar la funcionalidad de estos ecosistemas como filtros de nutrientes. Los elementos químicos que ingresan a estas zonas, procedentes de terrenos adyacentes cultivados, sufren una serie de transformaciones, o simplemente son absorbidos por plantas y microorganismos. Algunos de ellos son fijados en la matriz del suelo, mientras que otros son liberados, y en sus formas gaseosas volatilizan a la atmósfera. Sin embargo, cierta proporción de nutrientes escapa, transportados en el flujo de agua, alcanzando la corriente canalizada. La cuestión en sí es que este egreso puede potencialmente atentar contra la calidad del agua en las corrientes, y convertirse en una fuente de contaminación difusa.

Reddy y Gale (1994) enfocan este problema, y llegan a interesantes conclusiones. De acuerdo a ellos, los reguladores primarios de la calidad del agua en tierras húmedas ribereñas son : (1) el hidropériodo (fluctuaciones de la napa freática); (2) asimilación de nutrientes y contaminantes por la vegetación y microorganismos; y (3)

propiedades y procesos físico químicos dentro del suelo y de la columna de agua. La evaluación de estas áreas en su rol de retención o liberación de nutrientes, muchas veces requiere de un seguimiento de las concentraciones de nutrientes que ingresan y egresan, tratando al sistema como una caja negra. Reddy y Gale (1994) consideran esta metodología aceptable si y sólo si se conocen los procesos biogeoquímicos operantes en el continuum suelo-planta-agua y el rol de cada uno en la retención o liberación de nutrientes. No obstante, la información de campo necesaria para estudiar estos mecanismos, usualmente no está disponible. Los autores afirman que entender el funcionamiento de estos mecanismos llega a ser necesario e ineludible, cuando estas áreas o sistemas son evaluadas para : (1) máxima eficiencia en la remoción de nutrientes; y (2) capacidad de retención de nutrientes en el largo plazo.

Existe una serie de procesos químicos, algunos biológicamente mediados, que toman lugar en los suelos forestales, y específicamente en las zonas ribereñas forestadas. Procesos asimilatorios y disimilatorios, bióticos y abióticos, realizados bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas, todos cumpliendo su rol en el ciclo de los nutrientes, y aun más, cumpliendo roles específicos en la remoción de nutrientes desde el flujo de agua que atraviesa

una zona ribereña. En el análisis de estos procesos se destacará al nitrógeno y al fósforo, debido a su mayor importancia en los procesos biológicos.

6.1 Balance de nutrientes de un sistema ribereño

El ecosistema ribereño, por su especial ubicación en la cuenca, se ve enfrentado a una intensa interacción con los ecosistemas adyacentes. Sobre él, las tierras altas de cultivo que le aportan agua, sedimentos y contaminantes disueltos; bajo él, la corriente que drena el área y que recibe la escorrentía ya filtrada. Así, el ecosistema ribereño constituye un sistema abierto, y al igual que los sistemas energéticos o hidrológicos, su ciclo de nutrientes se constituye de ingresos, egresos, y movimiento dentro del sistema de nutrientes que están almacenados (Lowrance et al., 1984b; Brown, 1991; Harvey y Nuttle, 1995).

El ciclo de nutrientes en estas zonas, toma vías de flujo similares a las del ciclo hidrológico para un ecosistema forestal. El flujo de agua es un componente clave del medio ambiente y, junto a la atmósfera, el suelo, comunidades de plantas y la corriente, comparte este sistema. Los nutrientes disueltos o en suspensión, al igual que otros materiales, son llevados por el agua a través de la zona ribereña, hasta llegar a la corriente.

Combinando los ingresos, egresos y movimiento dentro del sistema, Brown (1991) proporciona un modelo diagramático generalizado para el flujo de nutrientes en un ecosistema forestal (Figura 4). Su semejanza con el ciclo hidrológico radica en que el agua es el principal portador de nutrientes en un ecosistema forestal. La precipitación es una fuente que continuamente está aportando nutrientes; los

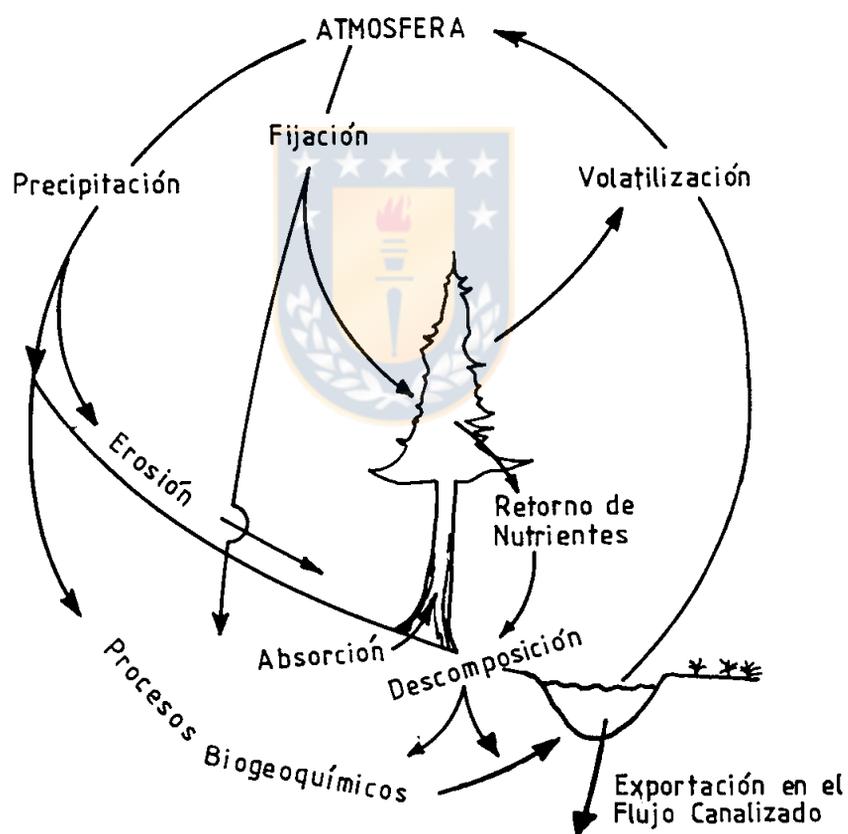


FIGURA 4. Ciclo de nutrientes para un bosque (Brown, 1991).

flujos subsuperficiales y subterráneos transportan los elementos al sitio donde son biogeoquímicamente transformados. Los productos de este proceso son transportados por el agua a través del sistema forestal. El flujo superficial de agua entrega los materiales erosionados, y los nutrientes contenidos en ellos, desde la superficie del suelo a la corriente.

Un modelo esquemático que ejemplifica mejor el ciclo de nutrientes en una zona ribereña, como sistema, se presenta en la Figura 5. Aplicando los conceptos de Peterjohn y Correll (1984), Lowrance *et al.* (1984b), Brown (1991) ,y Harvey y Nuttle (1995) es posible postular una "ecuación de balance de nutrientes para un ecosistema ribereño". La Figura 5 muestra los distintos procesos que ocurren en este sistema y la Tabla 5 resume el balance que debe alcanzarse. Hay ingresos superficiales y subterráneos desde las tierras altas de cultivo; aportes atmosféricos (precipitación, fijación y depositación de polvo); y meteorización. Los egresos corresponden a los flujos superficiales y subterráneos que logran alcanzar la corriente canalizada, más la volatilización de algunos elementos (nitrógeno y azufre, principalmente). Se considera también, en este modelo, un egreso por cosecha forestal selectiva.

TABLA 5. BALANCE DE NUTRIENTES DE UN SISTEMA RIBEREÑO

INGRESOS (X)		EGRESOS (Y)		ALMACENAMIENTO (ds/dt)
	1			1
Flujo superficial	1	Flujo superficial	1	Asim. vegetal
Flujo subterráneo	1	Flujo subterráneo	1	Inmovilización
Precipitación	1	Volatilización	1	Adsorción
Meteorización	1	Cosecha forestal	1	Sedimentación
Fijación	1	Selectiva	1	
Depositación	1		1	
	1		1	

Fuente: Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984

Ecuación General de Balance :

$$\text{Ingresos} = \text{Egresos} + \text{ds/dt}$$

ds/dt : velocidad de almacenamiento

De la Figura 5, de la Tabla 5 y de la Ecuación general de balance, se obtiene la Ecuación de balance de nutrientes para un sistema ribereño.

Ecuación de Balance de Nutrientes :

$$P + Nsq + Nzq + M + D + F = V + Nse + Nze + EC + ds/dt$$

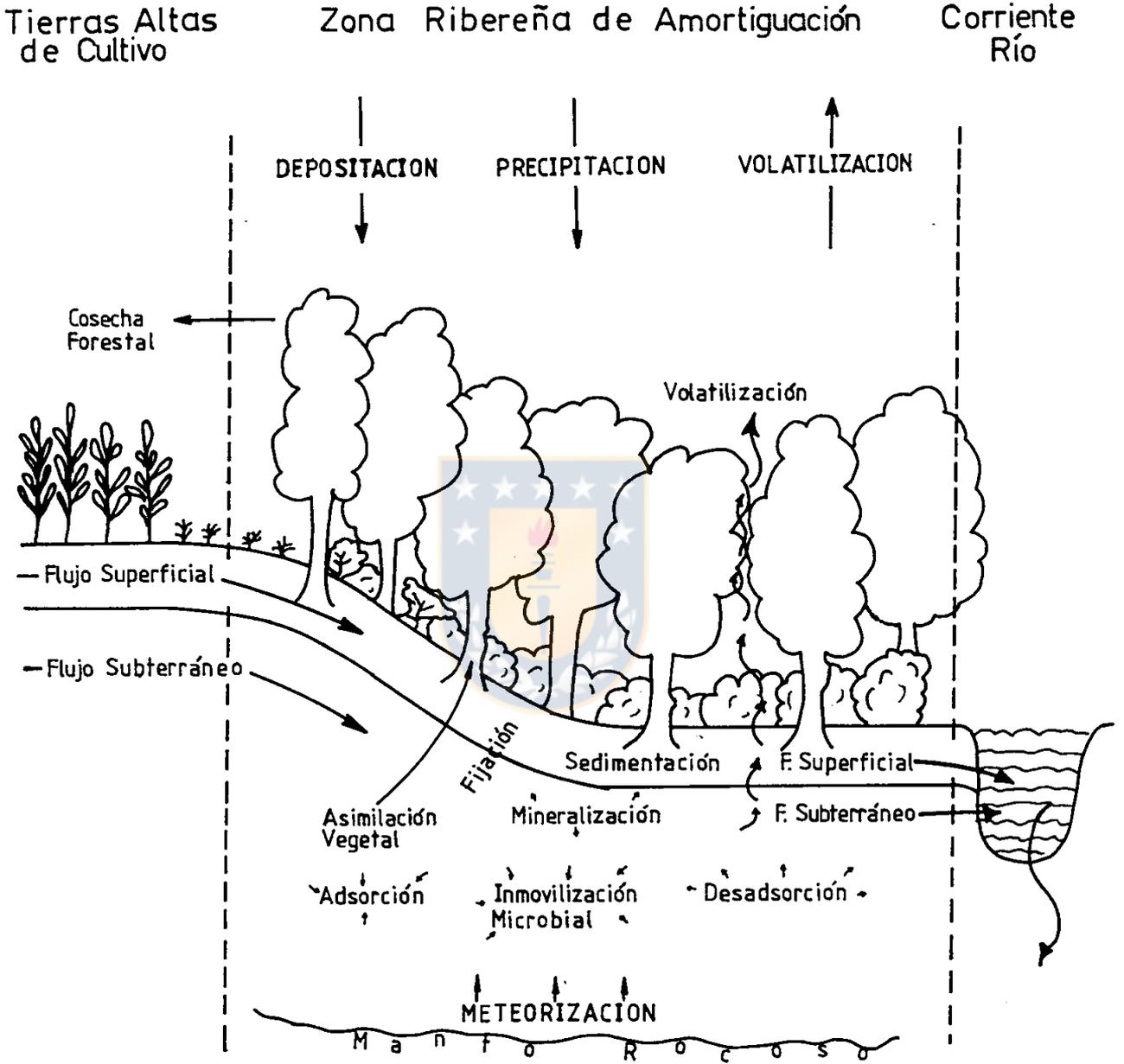


FIGURA 5. Ciclo de nutrientes en un ecosistema ribereño (adaptado de Lowrance et al., 1984b, y Peterjohn y Correll, 1984).

Donde

P : Precipitación
Nsq : Ingreso de nutrientes vía flujo superficial
Nzq : Ingreso de nutrientes vía flujo subterráneo
M : Meteorización
D : Depositación atmosférica
F : Fijación
V : Volatilización
Nse : Egreso de nutrientes vía flujo superficial
Nze : Egreso de nutrientes vía flujo subterráneo
EC : Exportación vía cosecha forestal selectiva
ds/dt: Almacenamiento

Lowrance et al. (1984b), entregan un ejemplo de balance de nutrientes para un bosque ribereño (Tabla 6). Los ingresos vía flujo superficial no fueron considerados por los autores. La Tabla 6 muestra un sistema no balanceado. Los autores, a fin de explicar este hecho, señalan dos posibles fuentes de nutrientes no considerados : (1) un movimiento anual de nutrientes en la escorrentía superficial desde tierras altas; y (2) una reserva de nutrientes en los sedimentos y vegetación enterrados durante 100 a 125 años, cuando las tierras altas fueron por primera vez rozadas y cultivadas.

TABLA 6. BALANCE DE NUTRIENTES PARA LA ZONA RIBEREÑA DE UNA CUENCA AGRICOLA EN GEORGIA, E.U.A. TODOS LOS VALORES ESTAN EXPRESADOS EN [kg/ha/año].

	I N G R E S O S			E G R E S O S		Almacén sobre el suelo	BA LAN CE
	Preci pitación	Subsu perf.	Fija- ción	Corriente	Denitri- ficación		
N	12.2	29.0	10.6	13.0	31.5	51.8	-44.5
P	3.5	2.1	--	3.9	--	3.8	-2.1
Ca	5.2	47.4	--	31.8	--	40.3	-18.5
Mg	1.4	18.1	--	15.0	--	6.1	-1.6
K	3.9	19.5	--	22.2	--	18.6	-17.4
Cl	21.4	83.5	--	97.0	--	--	+7.9

Fuente : Lowrance et al. (1984b)

6.2 Dinámica del nitrógeno en zonas ribereñas y procesos de remoción involucrados

6.2.1 Ciclo del nitrógeno. Por varios aspectos el nitrógeno es único entre los demás nutrientes. Otros nutrientes mayores (P, S, K, Ca, Mg) tienen su origen principalmente en los minerales del suelo y se acumulan en cantidades importantes sobre la red de intercambio de éste. El nitrógeno tiene su origen en la atmósfera, está íntimamente ligado a la materia orgánica, y raramente se acumula en cantidades importantes sobre el complejo de intercambio del suelo (Johnson, 1992).

El ciclo del nitrógeno en sistemas ribereños es bastante complejo debido a dos razones principales. Primero, las transformaciones del N están controladas por procesos biológicamente mediados (principalmente por bacterias); y segundo, el ciclo del N interactúa entre ambientes sedimentarios, acuáticos y atmosféricos. Usualmente, las formas disueltas del N no se unen activamente a sedimentos suspendidos (como el P, por ejemplo), aunque el intercambio catiónico del amonio (NH_4^+) puede ser importante a altas concentraciones (Childers y Gosselink, 1990). Las formas ecológicamente importantes del N en las tierras húmedas, incluyen al N inorgánico disuelto - como el amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), y nitrito (NO_2^-) - nitrógeno orgánico disuelto, y N en sedimentos y desechos orgánicos (Childers y Gosselink, 1990).

Para Johnson (1992), los ecosistemas forestales presentan usualmente una baja capacidad de intercambio de NH_4^+ , elevándose ocasionalmente por períodos relativamente breves (6-12 meses) luego de una fertilización; sin embargo, es rápidamente reducida a niveles bajos ya sea por asimilación de plantas y heterótrofos, volatilización, reacciones no biológicas con el humus y arcillas 2:1, y nitrificación (Figura 6).

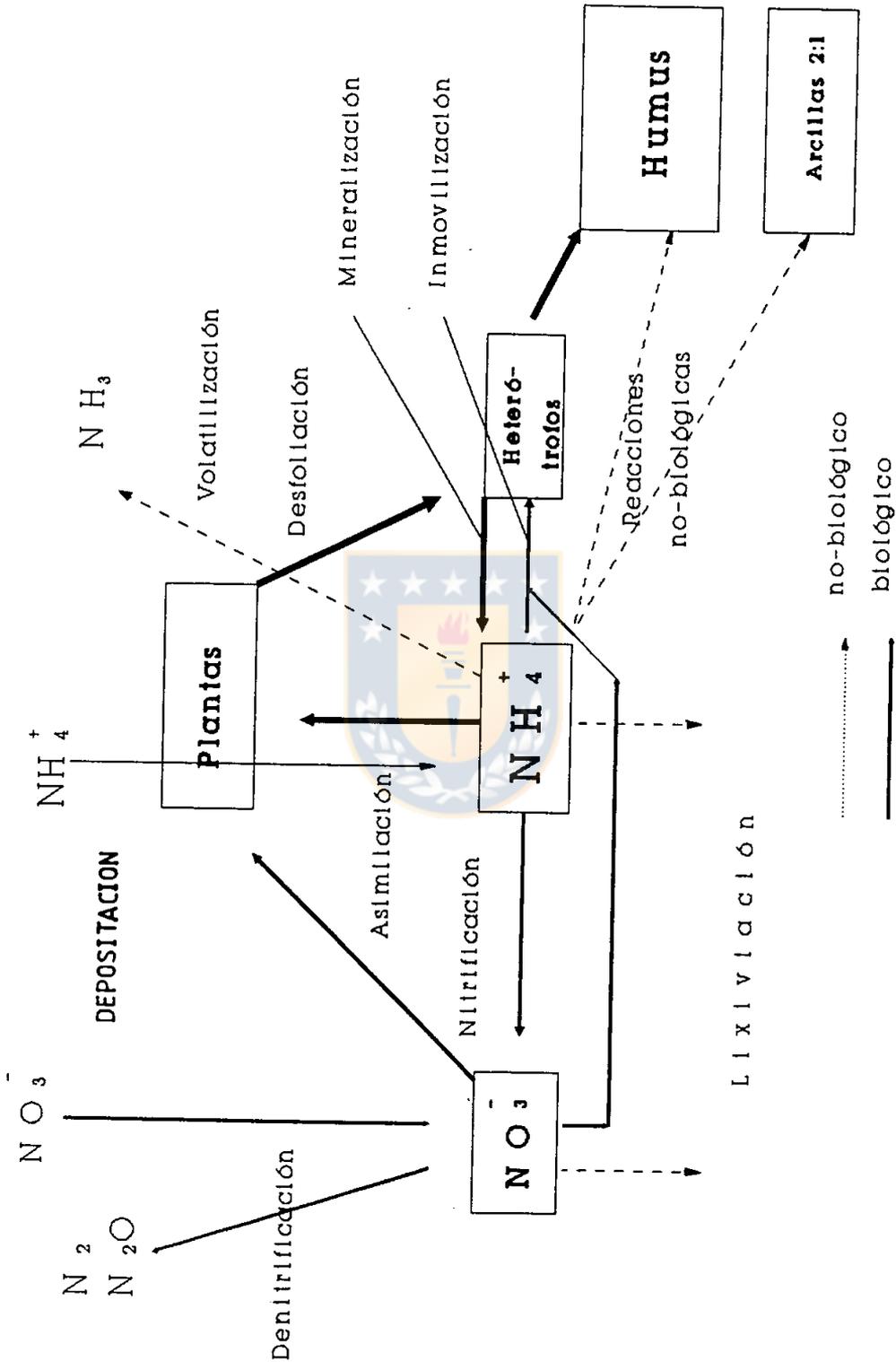


FIGURA 6. Representación esquemática del ciclo del N en el suelo (Johnson, 1992).

Para ecosistemas forestales naturales, donde no existe una fuente externa que proporcione nitrógeno (a excepción de la atmosférica), el suelo es lejos la mayor fuente de él, excediendo usualmente el 85% del capital total del ecosistema. Sin embargo, la mayor parte del nitrógeno en el suelo es inerte, existiendo sólo una pequeña cantidad, definida como mineralizable, que está biológicamente activa. Este "pool" mineralizable corresponde a aquella porción por la que los heterótrofos (descomponedores), plantas y bacterias nitrificantes compiten (Johnson, 1992). Para Power (1994), el nitrógeno orgánico del suelo contiene componentes altamente lábiles, lentamente lábiles y resistentes, con tasas de reciclaje medidas en semanas o meses, meses o años y décadas o centurias, respectivamente. La mayor parte del N presente en la materia orgánica está en formas resistentes, con una fracción mucho menor de N lentamente lábil. Sólo un pequeño porcentaje se encuentra en formas fácilmente lábiles, no obstante, constituye la mayor parte de N mineralizable durante el curso de la estación de crecimiento. El N inmovilizado en la biomasa microbial puede representar una gran porción del "pool" de N fácilmente lábil. El "pool" resistente, relativamente inerte, juega un rol importante en la creación y mantención de las condiciones físicas del suelo, afectando su estructura, coeficiente de infiltración y capacidad de almacenar humedad.

Power (1994), entrega antecedentes que permiten cuantificar el rol de la mineralización como fuente de N disponible para las plantas. De acuerdo al autor, el N orgánico comprende entre el 6% al 10% del total de materia orgánica del suelo. A menudo, alrededor del 3% del N orgánico del suelo mineraliza durante la estación de crecimiento. Así, un suelo con un 2% de materia orgánica y con un 8% de N orgánico en ella, y con una densidad de 1.33 ton/m^3 , puede mineralizar aproximadamente :

$$\begin{aligned} \text{N mineralizable} &= \frac{2}{100} \times \frac{8}{100} \times \frac{3}{100} \times \frac{1.33 \text{ ton}}{\text{m}^3} \times \frac{1000 \text{ kg}}{\text{ton}} \times \frac{1500 \text{ m}^3}{\text{ha}} \times \frac{1}{\text{año}} \\ &= 95.76 \text{ kg/ha/año} \end{aligned}$$

La mineralización puede ser un importante mecanismo de liberación de nutrientes en suelos naturales ricos en materia orgánica. La aparente contradicción con el hecho que exista sólo un pequeño porcentaje del N en formas fácilmente lábiles no es tal, ya que esta pequeña fracción es a su vez la mayor parte del N mineralizable durante la estación de crecimiento. En suelos forestales y zonas ribereñas forestadas, gran parte de los nutrientes serán absorbidos por plantas y microorganismos y vueltos a inmovilizar. En la medida que los procesos de remoción, absorción e inmovilización sean eficientes, se estará evitando una exportación a través de lixiviación y flujos subsuperficiales.

Por otra parte, la atmósfera es una fuente que constantemente está aportando N, y su aporte ocurre por depositación tanto de nitrato como de amonio (Johnson, 1992). Depositaciones promedio y normales están entre 10 a 20 kg-N/ha/año, dependiendo de la latitud considerada (Power, 1994). La mayoría de este N está en formas disponibles para las plantas. Lowrance et al. (1984b), Peterjohn y Correll (1984) y Johnson y Todd (1990), informan tasas de depositación vía precipitación de 12.2, 14 y 11 kg-N/ha/año, respectivamente.

Davidson et al. (1992), trabajando con dos bosques de coníferas, uno joven de 10 años y otro maduro, definen los destinos del NO_3^- y del NH_4^+ en estos dos ecosistemas forestales (Figura 7). Los destinos dominantes del amonio (consumo de NH_4^+) en muestras de suelo de estos bosques, son la inmovilización microbial y la nitrificación; un consumo abiótico no fue significativo. Para el nitrato, en tanto, las tasas de consumo se representaron por la inmovilización microbial. No se registró denitrificación ya que las muestras de suelo siempre se mantuvieron bajo capacidad de campo. Para los autores, no está claro si el nitrógeno inorgánico disponible para las plantas es simplemente el N dejado (sobrante) luego de la mineralización e inmovilización microbial, o si las plantas y sus micorrizas compiten activamente con los

microorganismos por el nitrógeno inorgánico, afectando así la tasa de inmovilización microbial. No obstante, la conclusión más importante del estudio, fue mostrar que a pesar de la mayor tasa de mineralización neta del bosque joven, las tasas de mineralización reales (brutas) fueron 2-3 veces mayores en el bosque maduro, y además, que el bosque maduro produce y consume nitrato a tasas similares que el bosque joven. Esto indicaría un más rápido

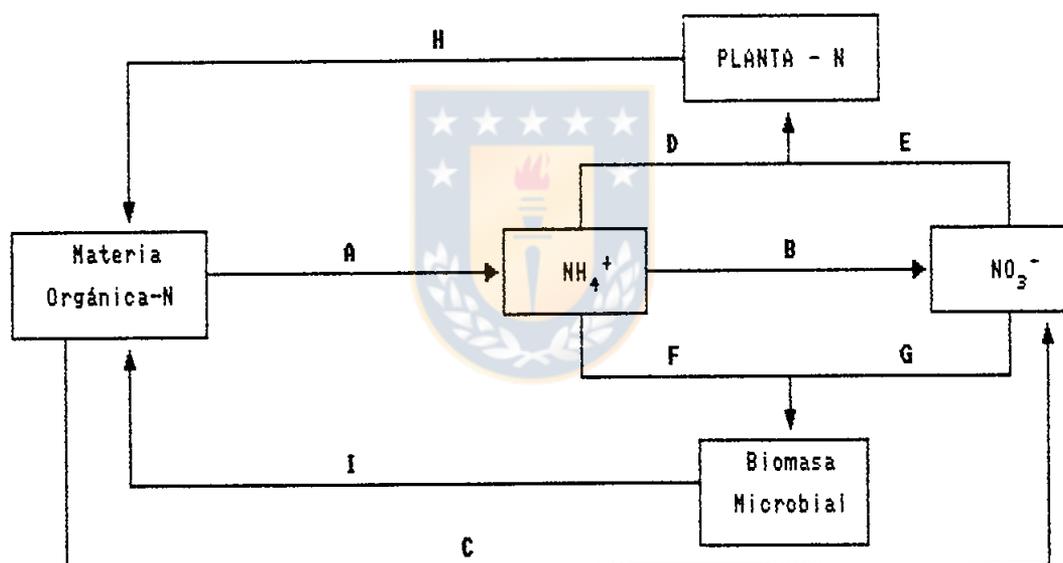


FIGURA 7. Diagrama de las transformaciones relevantes del N dentro del piso forestal. A = mineralización bruta; B = nitrificación bruta con NH_4^+ como sustrato (autótrofos y posiblemente heterótrofos); C = nitrificación bruta con el N de la materia orgánica como sustrato (sólo heterótrofos); D y E = asimilación vegetal del NH_4^+ y NO_3^- , respectivamente; F y G = inmovilización bruta del NH_4^+ y del NO_3^- , respectivamente; H e I = ingresos de materia orgánica desde plantas y microorganismos, respectivamente (Davidson et al., 1992).

reciclado del "pool" de N inorgánico en el bosque maduro. La asimilación microbiana puede ser una vía importante para la retención del NO_3^- en ecosistemas forestales.

En un ecosistema ribereño con altos ingresos antropogénicos de N, una serie de procesos tales como la fijación del N, denitrificación, nitrificación, reducción del NO_3^- , amonificación, asimilación (vegetal y microbiana) y liberación (todos biológicamente mediados), mantienen un ciclo continuo y dinámico, así también como entre este sistema y el atmosférico (Childers y Gosselink, 1990).

6.2.2 Procesos de retención y remoción. De acuerdo a varios autores, distintos procesos físicos, químicos y biológicos serían responsables de la función amortiguadora de los ecosistemas ribereños, respecto al nitrógeno. Procesos de remoción (volatilización, denitrificación) y retención (asimilación vegetal, inmovilización microbiana, adsorción en arcillas y materia orgánica) explican el consumo del nitrógeno dentro de ecosistemas forestales, y específicamente, dentro de zonas ribereñas (Patrick y Reddy, 1976; Peterjohn y Correll, 1984; Groffman et al., 1991; Groffman et al., 1992; Johnson, 1992; Lowrance, 1992a; NCASI, 1992; Schellinger y Clausen, 1992; Power, 1994).

El nitrógeno, a la forma de soluto, puede ser removido por al menos dos procesos abióticos o por varios procesos bióticos. En cuanto a los procesos abióticos se tiene: (a) volatilización como amoníaco (NH_3), y (b) adsorción sobre la fase sólida del suelo. Los procesos bióticos de mayor importancia corresponden a la absorción vegetal, inmovilización microbial y denitrificación (NCASI, 1992).

En el proceso de volatilización, el N debe estar a la forma de amonio (NH_4^+). Con un pH bastante alto, el amonio en primer lugar se presentará como amoníaco en su fase acuosa (NH_3 aq) y volatilizará como conducido por la presión parcial del NH_3 atmosférico.



La fase acuosa del NH_3 debería ser la forma dominante sólo a $\text{pH} > 7.5$ y probablemente no será un componente significativo de la volatilización del nitrógeno hasta pH por sobre 8 (NCASI, 1992). No obstante, estas condiciones se dan bajo algunas prácticas agrícolas y ganaderas. Power (1994) señala que el amoníaco es un compuesto altamente volátil y puede ser emitido directamente del suelo luego de una fertilización con urea. También la feca animal emite gases de NH_3 , así como lo hacen algunos procesos industriales. Power (1994) agrega además, que la

descomposición anaeróbica de materia orgánica (como en pantanos), genera importantes cantidades de amoníaco que luego volatiliza a la atmósfera. Si bien los ecosistemas ribereños en general, no presentan las condiciones descritas previamente, y por ende la remoción del N vía volatilización del NH_3 no será relevante, bajo ciertas condiciones específicas de uso de estas zonas, el proceso puede ser significativo. Dichas condiciones podrían darse al usar las zonas como amortiguadores de escorrentías provenientes de lecherías o sitios residenciales sin alcantarillado (Groffman et al., 1991; Schellinger y Clausen, 1992).

La adsorción del NO_3^- es un proceso poco frecuente, a menos que la capacidad de intercambio aniónico del suelo sea bastante alta. Esto es posible, pero no es usual que ocurra, al menos en los suelos de regiones templadas (NCASI, 1992).

La atenuación de aniones, tal como el NO_3^- , es casi totalmente dependiente de los procesos bióticos de plantas y microorganismos (nitrificación, denitrificación, asimilación vegetal e inmovilización microbiana), de modo que la eficiencia que tendrá un área de amortiguación, en cuanto a su remoción, es difícil de predecir (PeterJohn y

Correll, 1984; Groffman et al., 1991; Groffman et al., 1992; Lowrance, 1992a).

La adsorción del amonio (NH_4^+) ocurre por los procesos de intercambio catiónico y fijación. El amonio puede ser adsorbido electrostáticamente por la superficie del suelo debido a su red de carga negativa. La fijación del NH_4^+ es dependiente de la mineralogía del suelo. Algunas arcillas 2:1, tales como vermiculitas, pueden tener NH_4^+ moviéndose en cavidades hexagonales y ditrigonales sobre sus superficies. Este NH_4^+ es retenido mucho más fuertemente por las arcillas y no es fácilmente removido (NCASI, 1992).

La incorporación no biológica del N en el humus es un proceso menos eficiente pero potencialmente importante en la retención del N en el ecosistema. Una proporción importante del N del suelo está en el humus. El efecto inhibitor de la lignina sobre la descomposición y mineralización del N se debe en parte a la formación de compuestos nitrogenados estables con lignina en sus moléculas, reduciendo la capacidad del N para descomponer organismos muertos. Reacciones de condensación física de fenoles (originados de lignina parcialmente degradada y algunos pigmentos fungales) ya sea como aminoácidos o amoníaco, resultan en la formación de "humatos nitrogenados café". La incorporación no biológica del NH_3 en el humus

se ve aumentada por : (i) alto pH; y (ii) altas concentraciones de NH_3 y/o NH_4^+ . Ambas condiciones se generan luego de una fertilización con urea, lo cual causa la conocida fijación no biológica del NH_4^+ . La reacción puede ocurrir también lentamente a pH más bajos que la neutralidad. Sin embargo, la importancia de las reacciones no biológicas sobre la retención del N en el suelo forestal o litera, bajo condiciones de pH ambiental, no está clara (Johnson, 1992).

Los procesos bióticos pueden ser separados en asimilatorios y disimilatorios. La remoción del N por asimilación se refiere a su incorporación en la biomasa, ya sea por absorción vegetal o por asimilación microbial. La tasa a la cual trabajará cada una de estas vías, es bastante variable y dependerá de las comunidades de plantas y microorganismos, del nivel poblacional y estructura de la comunidad y del vigor de ellas, además de condiciones medio ambientales, tales como temperatura y humedad (NCASI, 1992).

La competencia por nitrógeno entre heterótrofos, plantas y bacterias nitrificantes, juega un rol importante en la retención de este elemento dentro del ecosistema forestal. La demanda heterotrófica por N (tanto NH_4^+ como NO_3^-) depende del suministro de sustratos lábiles de carbono

orgánico (además de condiciones específicas de temperatura y humedad). Así, mejorando la disponibilidad de carbono orgánico del suelo, se debería producir un aumento en la competencia heterotrófica por NH_4^+ , y un aumento en la asimilación microbiana de NO_3^- (Johnson, 1992). Este aumento en la disponibilidad de carbono orgánico lábil, genera también un aumento en la actividad de organismos denitrificantes, lo cual también requiere sustratos orgánicos, concluyendo en una reducción de la lixiviación del NO_3^- (Groffman et al., 1991; Johnson, 1992; Lowrance, 1992a).

La denitrificación biológica es un proceso disimilatorio, y constituye la mayor vía por la cual el N elemental es devuelto a la atmósfera. La denitrificación toma lugar cuando una deficiencia de oxígeno hace que ciertas bacterias usen NO_3^- en lugar de oxígeno en sus procesos de respiración (NCASI, 1992). Esto se caracteriza con la siguiente ecuación :



Esta ecuación representa la suma de varias reacciones mediadas microbially, en donde el N va desde NO_3^- a NO_2 a N_2O a N_2 . Obviamente se requiere de NO_3^- para que esto suceda. El resultado final podría ser N_2O o N_2 .

La denitrificación es un mecanismo de atenuación del NO_3^- especialmente deseable, ya que produce una verdadera remoción del N desde las fajas filtro vegetadas. El nitrógeno que es inmovilizado en los tejidos de microorganismos y asimilado por las plantas, puede ser mineralizado y vuelto a liberar en la solución del suelo. El nitrógeno removido por denitrificación, en cambio, es devuelto a la atmósfera desde donde provino (Groffman et al., 1991).

Dentro de sistemas de tierras húmedas, donde la napa freática se encuentra en o sobre la superficie del suelo, al menos por algunos meses del año, el NH_4^+ es la forma inorgánica predominante del N. Dentro de estos sistemas inundados deficientes en oxígeno, la denitrificación no puede tomar lugar a menos que se den las condiciones para que la nitrificación del amonio pueda ocurrir. Si el tiempo es suficiente, un miniciclo de difusión y denitrificación puede desarrollarse, donde el NO_3^- es producido a partir del NH_4^+ en una pequeña zona oxigenada, interfase entre una atmósfera oxigenada y un ambiente anaeróbico. El oxígeno que difunde en el suelo desde la columna de agua, crea la zona aeróbica requerida para que la nitrificación ocurra (conversión de NH_4^+ a NO_3^-). El NH_4^+ presente en esta capa aeróbica, es rápidamente oxidado a NO_3^- . Esto fuerza al NH_4^+ de la capa anaeróbica

subyacente a difundir hacia la capa aeróbica superficial, donde es nitrificado. El NO_3^- producido en esta reacción, difunde hacia la capa anaeróbica donde es denitrificado (Patrick y Reddy, 1976). La Figura 8 ilustra el proceso descrito.

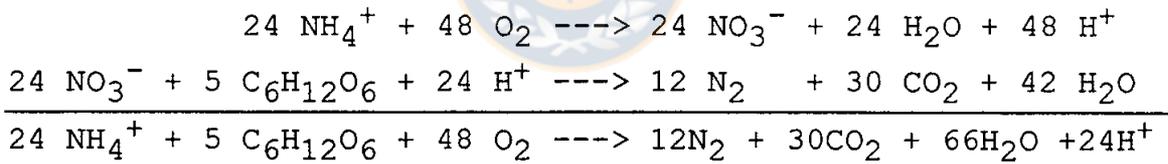
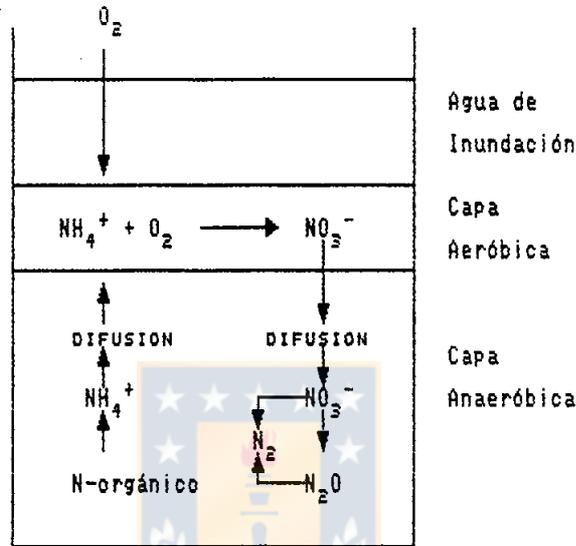


FIGURA 8. Procesos involucrados en la conversión secuencial del N orgánico a N elemental en suelos y sedimentos inundados. El amonio es liberado desde la materia orgánica y difunde hacia la capa de suelo aeróbica donde es nitrificado. El nitrato producido en esta reacción difunde hacia la capa anaeróbica donde es denitrificado. El oxígeno que difunde en el suelo desde la columna de agua, crea una zona aeróbica que es requerida para que la nitrificación ocurra (Patrick y Reddy, 1976).

Es obvio pensar que en zonas ribereñas o tierras húmedas con altos ingresos de NO_3^- provenientes de actividades

agrícolas o silviculturales, este miniciclo de difusión y denitrificación se verá bastante facilitado, ya que no se requerirá del proceso de nitrificación (o habrá denitrificación con independencia de él). Sólo será necesario un ambiente anaeróbico para fomentar la denitrificación del NO_3^- a formas volátiles reducidas (N_2O , N_2). Más aún, se piensa que la denitrificación sólo es importante en suelos forestales con elevados ingresos de NO_3^- y que presentan condiciones anaeróbicas (Groffman et al., 1991; Johnson, 1992).

6.3 El ciclo del fósforo y mecanismos de pérdida

6.3.1 Ciclo del fósforo. El ciclo del fósforo (P) es más simple que el del N, y también más incompleto. El gran reservorio del fósforo no es la atmósfera como en el caso del N, sino que son las rocas y depósitos que se han formado a través de las épocas geológicas. Se trata, por tanto, de un ciclo sedimentario (Donoso, 1993).

Distintos procesos erosivos sobre el material parental y sobre los depósitos que contienen P, hacen que este elemento llegue a estar disponible para las plantas. Parte de los fosfatos liberados de las rocas se incorporan a la solución del suelo donde son absorbidos por las plantas. La fracción no utilizada se pierde en las escorrentías

llegando a corrientes canalizadas y finalmente al océano, donde pasa nuevamente a formar parte de las rocas por procesos de sedimentación a escala geológica. Los organismos vivos tanto terrestres como marinos, absorben, asimilan y reciclan el P disponible, jugando un rol importante en el ciclo de este elemento (Figura 9).

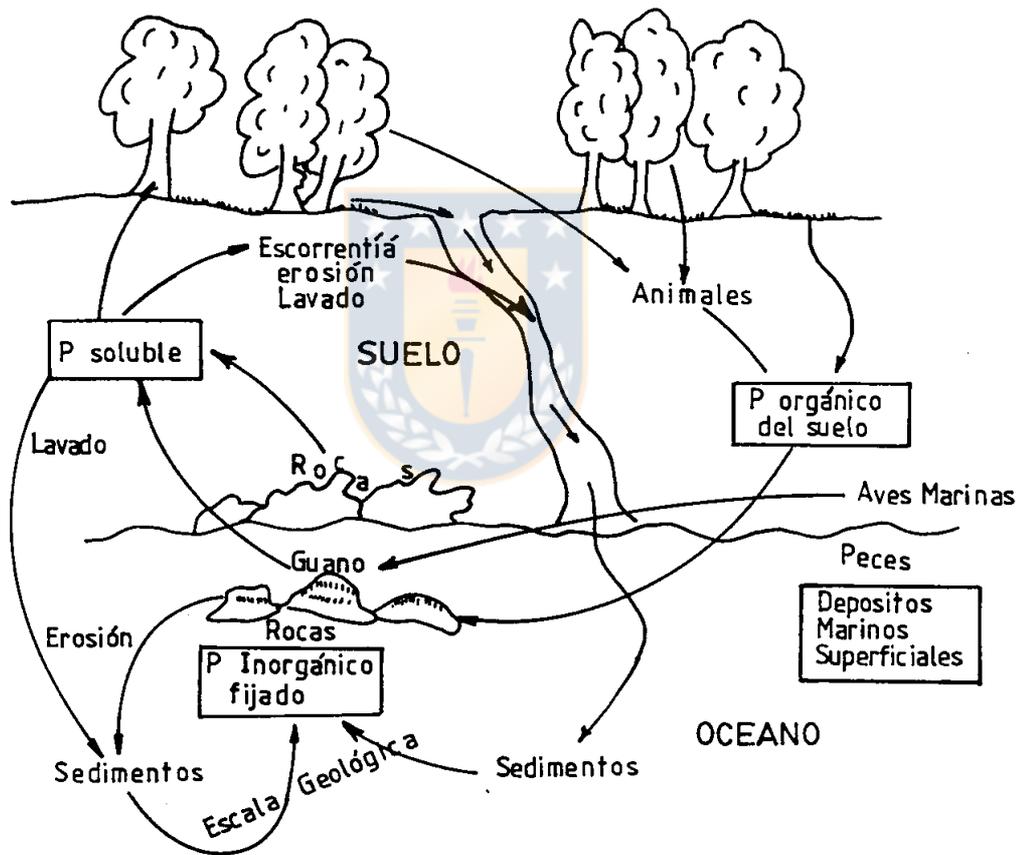


FIGURA 9. El ciclo del fósforo (Donoso, 1993).

El P se encuentra naturalmente en el suelo a niveles entre 300 y 1200 mg/kg. De esta cantidad, un 50% a 90% del P es

inorgánico, consistiendo de fosfatos de Fe y Al en suelos ácidos, y fosfatos de Ca en suelos alcalinos. La mayoría de estas formas inorgánicas son tan insolubles que sólo una pequeña fracción (<10%) está disponible para la absorción vegetal (Daniel et al., 1994).

6.3.2 Mecanismos de pérdida del fósforo desde tierras de cultivo.

En cuencas agrícolas, las tierras son periódicamente fertilizadas para mantener en el tiempo su productividad. Sin embargo, cuando las dosis son excesivas, o cuando se aplican fertilizantes y abonos sin considerar las aportaciones de P involucradas, la capa superficial del suelo llega a estar cada vez más enriquecida. Tasas de fertilización (P) que excedan la cantidad removida anualmente por los cultivos, tendrá como resultado la pérdida o exportación de cantidades importantes de P desde el sistema agrícola. Este fenómeno de origen antrópico tiene implicancias tanto económicas como medio ambientales. Por una parte, se pierden recursos al aplicar productos que en definitiva no serán totalmente utilizados por el cultivo. Y, por otro lado, las pérdidas de P producidas son arrastradas con la escorrentía alcanzando ríos y otros cuerpos de agua (lagos, estuarios, etc.). El fósforo más que el nitrógeno, es el elemento más importante desde un punto de vista de manejo y control de la eutroficación en cuerpos de agua dulce (Sharpley et al.,

1994). La contaminación de ríos y corrientes, tributarios de lagos y lagunas, generará alteraciones en las cadenas tróficas, y un menoscabo en el valor estético y recreativo de estos ecosistemas lacustres (Karr y Schlosser, 1978).

Las pérdidas de P en la escorrentía ocurren en formas disueltas o atrapadas en las partículas de sedimentos (P disuelto y P en partículas). El P disuelto está constituido mayoritariamente de ortofosfatos. El P en partículas incluye al P adsorbido en las partículas de suelo y en la materia orgánica erosionada por la escorrentía, constituyendo la mayor parte del P transportado desde tierras cultivadas tradicionalmente (75-95%). La escorrentía procedente de empastadas o bosques arrastra una pequeña cantidad de sedimentos y está dominada por el P disuelto (Sharpley et al., 1994).

Childers y Gosselink (1990) señalan que el P inorgánico, y principalmente el ortofosfato, es rápidamente adsorbido sobre las partículas de arcilla e inmovilizado en los sistemas acuáticos, y al igual que Sharpley et al. (1994), indican que el total de P arrastrado en la columna de agua se representa tanto por las partículas sólidas como por las formas solubles, con la fracción inorgánica soluble raramente superando el 10% del total. Así, las concentraciones del total de P y de sedimentos suspendidos

tienden a relacionarse. Más aún, el flujo de sedimentos en suspensión hacia sistemas ribereños está estrechamente ligado a los eventos lluviosos que generan erosión y escorrentía desde las tierras de cultivo.

Los principales mecanismos por los cuales el P se pierde desde tierras agrícolas son la escorrentía y la erosión. El primer paso en el movimiento del P disuelto en la escorrentía es la desadsorción, disolución y extracción del fósforo desde el suelo, desde los residuos del cultivo, y desde las superficies fertilizadas (Figura 10).

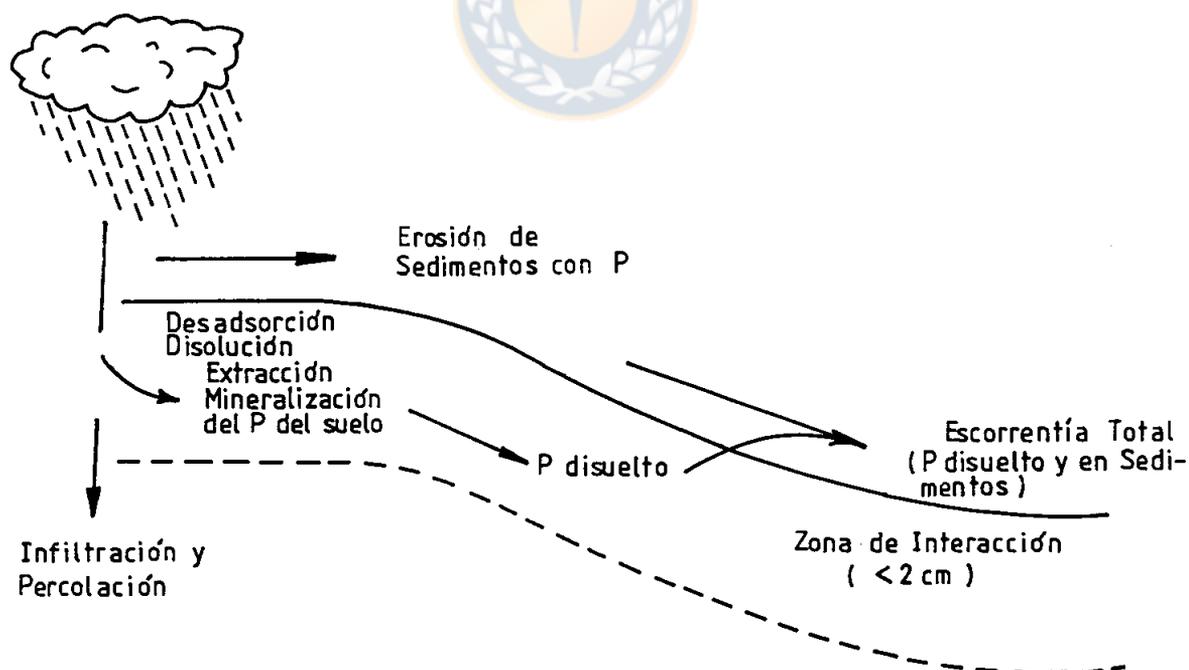


FIGURA 10. Procesos involucrados en el transporte del fósforo en la escorrentía (Daniel et al., 1994)

Estos procesos ocurren a medida que el agua lluvia interactúa con una delgada capa de la superficie del suelo (<2cm) antes de abandonar el cultivo como escorrentía. Una vez en ella, el P disuelto puede ser readsorbido por los sedimentos suspendidos o arrastrados. La lluvia que no escurre se infiltra a través del perfil del suelo arrastrando consigo al P disuelto. El subsuelo, deficitario de P, lo adsorbe rápidamente, resultando en bajas concentraciones de P disuelto en el flujo subsuperficial (Daniel et al., 1994).

La pérdida de partículas de P desde el suelo, es un proceso complejo, determinado tanto por la naturaleza de los eventos torrenciales como por factores de suelo y de manejo que afectan la escorrentía y la erosión. Durante la separación y movimiento de partículas de suelo en el flujo superficial, las fracciones más finas son preferentemente erosionadas (arcillas y limos). Esto ocasiona que los sedimentos erosionados tengan un mayor contenido de P que el recurso suelo. Estos materiales son usualmente referidos como "enriquecidos" (Sharpley et al., 1994). Con lo dicho anteriormente, se puede pensar que una zona ribereña o faja de amortiguación eficiente en la remoción de sedimentos arrastrados por la escorrentía, será también eficiente en la remoción del P y demás elementos adsorbidos por las partículas de sedimentos.

VII. FAJAS DE AMORTIGUACION Y PESTICIDAS

La capacidad de las fajas de amortiguación para mediar los efectos de los pesticidas es afectada por las características de los pesticidas, condiciones de la operación, adsorción en el suelo, degradación y procesos de transporte involucrados (Figura 11).

Algunos de los procesos que degradan la estructura química de los pesticidas incluyen a la fotodescomposición, metabolismo vegetal y microbial, degradación térmica e hidrólisis. Estos procesos, junto a aquellos de transporte, determinan el grado con que ellos persisten en el medio (NCASI, 1992).

7.1 Procesos de degradación, fijación y transporte de pesticidas

Una vez que un pesticida es aplicado, comienzan a operar una serie de procesos físicos, químicos y biológicos que a menudo transforman el compuesto o lo mueven desde un segmento a otro en el ecosistema. De acuerdo a Brown (1991), estos procesos incluyen a la degradación química o biológica, recombinación, volatilización, absorción vegetal, adsorción química y transporte.

AMBIENTE
ACUATICO

FAJA
DE
AMORTIGUACION

TIERRAS ALTAS

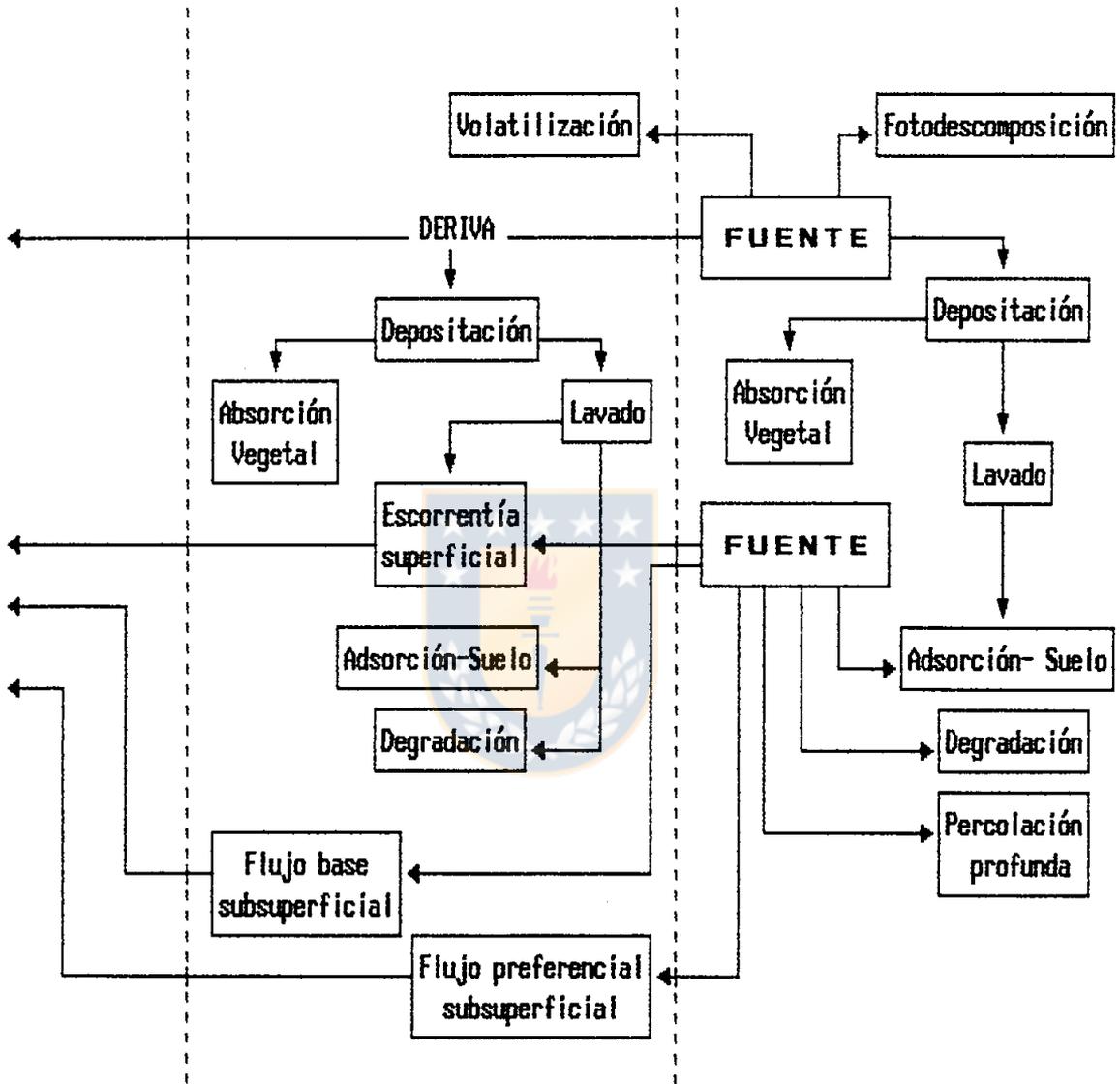


FIGURA 11. Movimiento de un pesticida a través de una faja de amortiguación (NCASI, 1992).

Brevemente se describen estos procesos (Brown, 1991) :

Degradación : es un proceso a través del cual los productos químicos más complejos son descompuestos en sustancias más simples. El calor, la luz y el metabolismo animal y vegetal son todos efectivos mecanismos para la degradación.

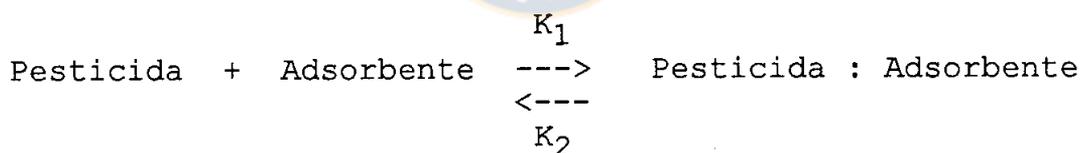
Recombinación : los pesticidas, dadas ciertas condiciones, se pueden transformar en otros compuestos totalmente diferentes del original. En un ecosistema forestal, donde un amplio rango de condiciones medio ambientales existen, la recombinación es un proceso altamente especulativo, pero no totalmente improbable.

Volatilización : es un proceso a través del cual las moléculas de un compuesto cambian de estado líquido o sólido a gaseoso, pudiendo así entrar a la atmósfera. De acuerdo a Brown (1991), la volatilización de la mayoría de los pesticidas forestales, es un mecanismo de pérdida menor; sin embargo, su ocurrencia dependerá del tamaño de la gota de aplicación, temperatura y humedad relativa.

Absorción : los químicos pueden ser absorbidos por organismos vegetales y animales. Una vez que la absorción ocurre, pueden continuar moviéndose dentro del organismo o ser degradados por él.

Adsorción : la adsorción de los pesticidas sobre y en el suelo corresponde a una parte importante de su comportamiento en el piso forestal. Los sitios de

adsorción principales son las partículas de arcilla y la materia orgánica. La materia orgánica juega un rol especialmente importante en suelos forestales por su mayor presencia en relación a suelos agrícolas. La movilidad de muchos pesticidas está limitada por la adsorción, y no son fácilmente lixiviables. Además, las moléculas del pesticida adsorbido no están disponibles para la volatilización, degradación o lixiviación. Sin embargo, la adsorción no es permanente y puede ser expresada como una reacción en equilibrio. A medida que la adsorción, lixiviación, degradación o volatilización reducen la concentración del pesticida en la solución del suelo, las moléculas son liberadas desde los sitios de adsorción, y el equilibrio es reestablecido.



Transporte : Los pesticidas pueden ser físicamente transportados por el viento o el agua. El viento genera deriva de los productos asperjados, pudiendo afectar áreas vecinas a la tratada. De igual manera, estos productos pueden caer directamente en corrientes o lixivios a ellas. La probabilidad de que los pesticidas lixivien o sean superficialmente lavados y sacados fuera del área tratada, dependerá de la naturaleza del suelo y de la

ocurrencia de un gran evento lluvioso inmediatamente después de la aplicación, entre otros. Dadas las condiciones, los pesticidas podrán ingresar a las corrientes canalizadas y alejarse rápidamente del área.

La presencia y tamaño de las fajas de amortiguación afectan en gran medida el impacto medio ambiental de los pesticidas. Estas fajas pueden ser vistas de dos maneras; (1) previniendo o mitigando la deriva o depositación directa de los pesticidas sobre cuerpos de agua u otras áreas, como resultado del aumento en la distancia efectiva entre la zona tratada y el área a proteger; y (2) previniendo el transporte de pesticidas, siendo éstos atrapados y degradados a medida que atraviesan la faja de amortiguación. Estos pesticidas son transportados con el movimiento del agua una vez depositados en el suelo, siendo sus principales vías de flujo, la evaporación, precipitación, escorrentía superficial, lixiviación, flujo subsuperficial y absorción radicular (NCASI, 1992).

7.2 Deriva y depositación directa de pesticidas

Este proceso ocurre durante la aplicación del pesticida, y está fuertemente influenciado por varios factores, incluyendo el tiempo atmosférico, sistema de aplicación,

ubicación del pesticida en la planta, formulación, tasa de aplicación, oportunidad de la aplicación y patrones de uso (USDA Forest Service 1989a, citado por NCASI, 1992).

NCASI (1992) describe cada uno de estos factores, explicando su importancia relativa sobre la deriva de pesticidas y también, sobre el tamaño de una posible faja de amortiguación: (1) el "tiempo atmosférico" afecta la deriva de los pesticidas, y los factores principales de éste son la velocidad y dirección del viento, humedad relativa, temperatura e inversiones térmicas; (2) en cuanto a los "sistemas de aplicación", no es lo mismo, por ejemplo, una aspersión terrestre que una aérea; usualmente se piensa que la primera no generaría problemas de depositación. En cuanto a la aplicación aérea, el método más seguro es el que utiliza helicópteros, ya que da un mayor grado de control y precisión en la aplicación. El tipo de boquilla seleccionada para asperjar el producto, afecta directamente el tamaño de la gota, y asociado a esto, el patrón de distribución y el potencial de depositación sobre áreas ajenas al control realizado; (3) la "formulación del pesticida" afecta también su depositación. Muchos de ellos están disponibles tanto en sus formulaciones sólidas como líquidas. Así, en la aplicación aérea, la formulación sólida es mucho más segura que la líquida, y los requerimientos de una posible faja de

amortiguación serán menores; (4) otra variable importante de considerar, es la "ubicación del pesticida en la planta". Cada zona tiene riesgos inherentes para los movimientos futuros del pesticida, afectando los requerimientos del amortiguador. La aplicación foliar es usualmente la más riesgosa, ya que los productos son asperjados a través del aire. Los residuos químicos son arrastrados por el viento, lavados por el agua o físicamente desalojados. La aplicación terrestre tiene menores riesgos de transporte aéreo y, por lo tanto, de depositación sobre áreas aledañas. Sin embargo, la aplicación terrestre induce problemas adicionales de lixiviación y transporte superficial; y (5) la "oportunidad de la aplicación" de un pesticida, en relación a las condiciones climáticas estacionales, también afecta el destino medio ambiental del producto. La aplicación de un pesticida altamente soluble y móvil, durante una estación lluviosa, presenta un riesgo bastante mayor que la aplicación del mismo producto durante una estación más seca y con precipitaciones de menor intensidad.

7.3 Transporte superficial y subsuperficial de pesticidas en la escorrentía

Existen dos mecanismos de transporte a través de los cuales los pesticidas son movidos desde las tierras de cultivo por

el agua : lixiviación y escorrentía superficial. El agua precipitada entra al suelo o fluye sobre su superficie. Para ambas situaciones, los pesticidas son llevados disueltos en el agua o adsorbidos en las partículas de materia (orgánica y/o inorgánica). Al considerar el tiempo de transporte de estos químicos, desde el cultivo a la corriente, se tiene que un flujo subsuperficial transportará los pesticidas con menor rapidez que la escorrentía superficial. Mientras más lento sea el transporte, mayor será el tiempo disponible para que operen los procesos de remoción y degradación en las zonas ribereñas y fajas de amortiguación, cuando existan (NCASI, 1992). En este sentido, es importante observar las vías de flujo que toma el agua al abandonar las tierras de cultivo en dirección a las corrientes canalizadas.

De acuerdo a Brown (1991), los factores que favorezcan la infiltración disminuirán la escorrentía superficial, y con esto, el transporte superficial de pesticidas. El autor cita cuatro factores que regulan la cantidad de químicos que ingresan a una corriente vía flujo superficial : (1) distancia desde la corriente al punto más próximo de aplicación del pesticida; (2) propiedades de infiltración del suelo o materia orgánica superficial; (3) tasa de flujo superficial; y (4) características adsorptivas de los materiales superficiales.

Las condiciones que retarden la escorrentía superficial, minimizarán el nivel inmediato de contaminación en las corrientes, y reducirán también en el largo plazo la carga de pesticidas, debido a que un mayor tiempo de residencia en el suelo proporciona mayores oportunidades para la adsorción y degradación (Brown, 1991).

Sin embargo, la lixiviación de pesticidas también constituye un riesgo potencial para la calidad del agua, por la posibilidad de contaminación de aguas subterráneas. Al respecto, Flury (1996), cita siete factores que afectan la lixiviación de pesticidas en los cultivos; (1) preparación del sitio: las técnicas conservativas de cultivo de la tierra conservan la estructura del suelo, incluyendo vías de flujo preferenciales y macroporos. Esto usualmente favorece la infiltración y reduce la escorrentía superficial; (2) estructura del suelo: estrechamente relacionado a lo anterior, un suelo bien estructurado favorecerá la infiltración; (3) contenido inicial de agua: la lixiviación de los pesticidas es retardada cuando se aplican sobre un suelo seco en relación a un suelo recién irrigado; (4) tipo de irrigación: toda técnica de riego que propenda la saturación y encharcamiento causará no sólo lixiviación sino que también escorrentía superficial; lo ideal es un riego de aspersion no saturado; (5) formulación del pesticida: los pesticidas son formulados de muchas

formas (asperjables, granulados y de liberación controlada, entre otras), considerándose en su elección factores de sitio y de manejo. La lixiviación del producto guarda relación con la tasa de liberación del ingrediente activo y con la tasa de aplicación del producto. Las formulaciones de liberación controlada permiten usar menores tasas de aplicación, disminuyéndose el riesgo de lixiviación; (6) momento de la aplicación y precipitaciones: la lixiviación es mayor cuando ocurren fuertes precipitaciones inmediatamente después de la aplicación de los químicos y cuando no existen precipitaciones inmediatamente anteriores; y (7) co-transporte: algunos químicos son adsorbidos por la materia orgánica coloidal y así son movidos verticalmente a través del suelo.

Brown (1991) ha señalado que la proporción de escorrentías variará con las características de cada sitio, y que esta proporción afecta grandemente el destino final de los pesticidas. Bouchard et al. (1985), por su parte, sostienen que el movimiento de los pesticidas en un bosque es diferente de aquel de una pradera o de una tierra agrícola. Los suelos forestales están a menudo cubiertos por una capa de hojarasca (litera), y usualmente tienen un mayor contenido de materia orgánica que los suelos agrícolas. Además, los suelos forestales son usualmente más permeables que los suelos agrícolas, y

consecuentemente, los volúmenes de escorrentía superficial desde suelos forestales son usualmente menores.

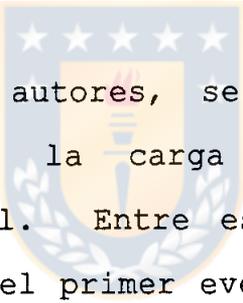
Baker y Johnson (1983), citado por Felsot et al. (1990), formularon tres estrategias para controlar el movimiento de pesticidas hacia cuerpos de agua : (1) reducir el volumen de escorrentía de agua y sedimentos; (2) reducir las concentraciones de pesticidas en la escorrentía; y (3) retardar la entrega desde el cultivo a la corriente. Las técnicas de cultivo conservativas como la cero labranza, cultivo en terrazas, en curvas de nivel, y otras, son propuestas para reducir el volumen de suelo erosionado y escorrentía de agua superficial. La concentración de los pesticidas en la escorrentía, puede ser controlada por métodos de aplicación adecuados, tasas y momentos de aplicación apropiados, y por uso de formulaciones químicas menos riesgosas. Las "fajas filtro" y vías de flujo empastadas son sugeridas para retardar la entrega de pesticidas en las corrientes.

Es razonable aceptar que un flujo subsuperficial es preferible como medio de transporte de pesticidas que uno superficial. Esta conveniencia se fundamenta por los mayores tiempos de transporte involucrados en el flujo subsuperficial, lo cual permite una mejor adsorción y degradación de los químicos. Sin embargo, varios estudios

han informado un movimiento inusualmente rápido de pesticidas a través de vías de flujo preferenciales y macroporos (Kladivko et al., 1991; Tindall y Vencill, 1995). Este rápido transporte no necesariamente implica un eficiente transporte, lo cual indicaría una degradación significativa de los químicos en la red de macroporos, al menos para algunas situaciones (Flury, 1996). Algunos herbicidas como atrazina y 2,4-D, han sido estudiados por varios autores en su movimiento a través de macroporos. Se ha mostrado que los macroporos de origen animal (larvas de gusanos y lombrices) conforman una efectiva vía de flujo para el agua y solutos, y que además, estos macroporos pueden presentar un medio ambiente favorable para la adsorción y biodegradación, debido a un mejor suministro de oxígeno, nutrientes y sustratos y con mejores poblaciones microbiales, comparados con la matriz del suelo (Edwards et al., 1992, citados por Flury, 1996; Stehouwer et al., 1993; Pivetz y Steenhuis, 1995).

Sin embargo, un factor que no siempre es considerado en los procesos de degradación y transporte de pesticidas es la ocurrencia de metabolitos, cuyo peligro potencial puede ser tan importante como el del producto original. Jayachandran et al. (1994) midieron la ocurrencia de atrazina y sus derivados a través de un flujo subsuperficial. Los dos metabolitos generados de la biodegradación bacteriana y

fungal (DEA) y microbial (DIA) resultaron altamente móviles y lixiviables. Un tercer metabolito, derivado de la hidrólisis de la atrazina (hidroxyatrazina), como mecanismo abiótico de degradación, es más fuertemente adsorbido al suelo que la atrazina, y así, su posibilidad de lixivarse al agua subterránea parece ser mínima (Jayachandran *et al.*, 1994; Flury, 1996). La presencia de estos productos derivados, en los recursos de agua de uso doméstico, constituye un riesgo potencial para la salud humana (Jayachandran *et al.*, 1994).



De acuerdo a varios autores, se pueden listar algunos factores que afectan la carga de pesticidas en la escorrentía superficial. Entre estos están la cantidad, intensidad y momento del primer evento lluvioso después de la aplicación (Isensee y Sadeghi, 1993); oportunidad de la aplicación, de pre o post emergencia (Pantone *et al.*, 1992); solubilidad del producto al agua, formulación del pesticida, tasas de aplicación, características físicas del sitio (pendiente, estatus de humedad, porosidad, etc.), y prácticas de cultivo (Neary *et al.*, 1985; Felsot *et al.*, 1990; Isensee y Sadeghi, 1993; Palma y López, 1993). Isensee y Sadeghi (1993), señalan que las concentraciones y cantidades de pesticidas serán las más altas para el primer evento lluvioso, particularmente si ocurre dentro de las dos primeras semanas luego de la aplicación. Pantone *et*

al. (1992), sostienen que la menor tasa de escorrentía superficial observada en el tratamiento post-emergente de aplicación se explica por la mayor cobertura del suelo; y esta menor tasa de escorrentía explica a su vez un menor arrastre de sedimentos, y por lo tanto, una menor carga de atrazina (disuelta y asociada a sedimentos). Palma y López (1993), señalan las ventajas de las formulaciones de liberación controlada, indicando que ellas reducen la tasa de aplicación por hectárea, mejoran la entrega del ingrediente activo y previenen las pérdidas por arrastre, lixiviación o degradación, y por lo tanto, reducen posibles impactos medio ambientales. Y finalmente, del estudio de Felsot et al. (1990), se desprende que para reducir la escorrentía, sedimentos y pesticidas arrastrados, es necesario aplicar técnicas conservativas en el cultivo de la tierra (cero labranza, cultivo en terrazas, en curvas de nivel, etc.).

Con respecto al transporte subsuperficial de pesticidas, Brown (1991) señala que éste es un medio de transporte relativamente lento, capaz de mover sólo pequeñas cantidades de químicos a cortas distancias. Agrega que los herbicidas en general son más móviles en el suelo que los insecticidas. Sin embargo, esta movilidad es relativa, ya que aún así, los herbicidas se mueven sólo a cortas distancias en el suelo bajo condiciones normales. Kladvko

et al. (1991), destacan tres factores que influyen en las cantidades de pesticidas transportados subsuperficialmente en drenes de desagüe : (1) coeficiente de sorción del pesticida; (2) vida bioquímica media del pesticida; y (3) distanciamiento de los drenes de desagüe. Los autores encontraron además, una rápida aparición de los productos en los drenes, lo que indicaría un transporte conducido a través de vías de flujo preferenciales, al menos al inicio de cada evento lluvioso. A pesar de esta rápida aparición, se encontraron sólo pequeñas cantidades de pesticidas transportadas en los drenes : < 1% de carbofuran aplicado y < 0.1% de la atrazina, simazina y alachlor aplicados. Para este estudio, las concentraciones de cada pesticida en el flujo de drenaje subsuperficial, y la masa total de producto perdido, respondieron muy bien de las diferencias en los coeficientes de sorción de cada producto.

VIII. EFECTIVIDAD DE LAS ZONAS RIBEREÑAS COMO ECOSISTEMAS PROTECTORES DE LA CALIDAD DEL AGUA

8.1 Efectividad de las zonas ribereñas en la remoción del nitrógeno

8.1.1 Antecedentes de remoción del nitrógeno en zonas ribereñas. Los procesos de remoción (volatilización, denitrificación) y retención (asimilación vegetal, inmovilización microbiana, adsorción en el suelo y materia orgánica) del nitrógeno dentro de zonas ribereñas, son fundamentales en cuanto al rol que cumplen estos ecosistemas sobre el resguardo de la calidad del agua. Numerosos son los estudios que han evaluado esta capacidad amortiguadora (Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984; Jacobs y Gilliam, 1985; Jordan et al., 1993; Hanson et al., 1994; Lowrance et al., 1995). Inclusive, dada la creciente información disponible, algunos autores ya han ideado modelos de regresión tendientes a predecir las concentraciones de ciertos nutrientes en las corrientes (Sloan et al., 1994).

Dentro de todas las formas de N que atraviesan una zona ribereña, el más estudiado es el nitrato (Gilliam, 1994). La vía dominante de transporte de este anión es el flujo

subsuperficial, dada su gran movilidad y alta lixiviabilidad (Simmons et al., 1992). En este sentido, es sorprendente el hecho que en algunos estudios se informen movilidades extremas, llegando incluso este ión a moverse 2% a 25% más rápido que el agua en algunos suelos (Smith y Davis, 1974, Tullock et al., 1975, citados por Lowrance et al., 1984a).

Casi todos los estudios que han investigado la remoción del NO_3^- desde zonas ribereñas, han encontrado una alta proporción de él moviéndose casi exclusivamente en el flujo subsuperficial, proporción que usualmente está por sobre el 90% en relación a un transporte superficial (Jackson et al., 1973; Burwell et al., 1977; Lowrance, 1992b; Jordan et al., 1993; Gilliam, 1994). Muchos de estos autores se han encontrado con una significativa remoción de este contaminante desde el flujo subsuperficial. Los estudios muestran que las escorrentías procedentes de tierras de cultivo agrícola, han experimentado una atenuación del 80-90% en las concentraciones de nitrato dentro de zonas ribereñas, con remociones por sobre los 50 kg-N/ha/año. Mucha de esta remoción ha ocurrido en los primeros metros y/o en unos pocos metros desde el borde del cultivo hacia el bosque (Tabla 7).

Según se expone en la Tabla 7, se puede atribuir una enorme importancia a estas zonas, que en tan sólo 20 metros muestran ser capaces de atenuar en más de un 80% la concentración de NO_3^- , removiéndose por sobre 50 kg NO_3^- -N/ha/año. De no haber existido estas fajas arbóreas, toda la carga de NO_3^- habría abandonado la cuenca en un flujo canalizado.

TABLA 7. REMOCION DEL NITRATO DESDE EL FLUJO SUBSUPERFICIAL EN DISTINTAS ZONAS RIBEREÑAS.

Lugar	Cubierta	Distancia [m]	Atenuación [%]	Remoción [kg/ha/año]	Ref.
Maryland	BL	<19	86	45.5	(1)
Tifton, GA	BL	--	99	70.0	(2)
Centreville	BL	30	95	60.0	(3)
Gloustershire	BL	5	99	--	(4)
Goldsboro, NC	VD	<16	99	55.0	(5)
Gloustershire	E	17	84	--	(4)
New England	BL	20	--	120.0	(6)
Tifton, GA	CyL	10	87	--	(7)
Kingston, RI	BL	<10	>80	--	(8)

BL : Bosque Latifoliada; CyL : Coníferas y Latifoliadas
VD : Vegetación densa ; E : Empastada

Fuente :

- (1) Peterjohn y Correll, 1984
- (2) Lowrance et al., 1984b
- (3) Jordan et al., 1993
- (4) Haycock y Pinal, 1993
- (5) Jacobs y Gilliam, 1985
- (6) Nelson et al., 1995
- (7) Lowrance, 1992b
- (8) Simmons et al., 1992

No obstante, otros autores se han preocupado de evaluar cómo está afectando el uso de la tierra sobre el nivel de nutrientes en las corriente. Omernik et al. (1981) fueron incapaces de detectar efectos significativos del uso de las zonas ribereñas (forestal o agrícola) sobre la concentración de nutrientes en las corrientes. Los autores entregan dos posibles respuestas para estos resultados : (1) que la vegetación ribereña en el largo plazo, no parece ser eficiente en la remoción de nutrientes, ya que eventualmente llega a la madurez y/o a estar saturada y no es capaz de realizar una asimilación neta positiva; o (2) que los métodos de muestreo y posterior análisis de la información de terreno, no fueron lo suficientemente sensibles como para detectar los cambios en las concentraciones. Similarmente, Thomas et al. (1992), al estudiar 7 corrientes de Kentucky, mostraron que pese al gran aumento en el uso de fertilizantes en la cuenca, las concentraciones de nitrato y de fosfato no fueron significativamente distintas de las registradas 18 años atrás. Los autores concluyen que el material parental de los suelos continúa teniendo un mayor efecto sobre el contenido de NO_3^- y PO_4^{--} en las corrientes, con respecto al uso agrícola de los suelos.

Lowrance y Leonard (1988) no encontraron efectos significativos sobre el nivel de nutrientes en las

corrientes, al evaluar el tamaño y uso de 11 cuencas. Una excepción fueron las fertilizaciones realizadas a fines de otoño e inicio de invierno, lo cual incrementó las concentraciones de nitrato en el flujo. Los autores destacan el rol de los bosques ribereños como ecosistemas amortiguadores, y delatan el peligro invernal por registrarse los máximos flujos durante el receso vegetativo. Cuatro años antes, Lowrance et al. (1984c) habían llegado a similares conclusiones; al muestrear el flujo corriente de una cuenca agrícola, los autores detectaron las máximas concentraciones de nitrato y sulfato en invierno, y las mínimas en verano. Su estudio entrega tres factores que explicarían este comportamiento invernal del NO_3^- y del SO_4^{--} : (1) alta precipitación y baja evapotranspiración genera una alta movilidad de estos iones fácilmente lixiviables en el flujo subsuperficial; (2) disminuida actividad microbial, lo cual implica una menor reducción del NO_3^- y del SO_4^{--} a formas gaseosas; y (3) disminuida absorción de plantas tanto en las tierras altas como en la zona ribereña.

Aparentemente, distintos procesos estarían removiendo cantidades significativas de NO_3^- y otros nutrientes disueltos en el flujo subsuperficial, a pesar del activo uso agrícola o forestal de las tierras altas. Algunos autores defienden la tesis de una continua atenuación de

nutrientes en el flujo subsuperficial, con la acción de microbios y bacterias en invierno, y con la absorción vegetal durante el período de crecimiento (Groffman et al., 1992; Simmons et al., 1992; Jordan et al., 1993). Sin embargo, otros le dan una menor importancia a la asimilación vegetal, destacando en cambio el rol de los procesos microbiales como la inmovilización y denitrificación (Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984; Nelson et al., 1995). Lowrance (1992a), en tanto, señala que la incorporación del N en el sistema radicular y su concentración en la litera es la aparente respuesta a la capacidad de filtro del N de estos ecosistemas forestales ribereños.

Exista o no acuerdo acerca de qué proceso es más importante en la remoción del nitrato desde zonas ribereñas, lo cierto es que se han encontrado tasas de asimilación vegetal de 15 kg-N/ha/año y 52 kg-N/ha/año, explicando un 33% y un 62% de la remoción total de N desde el flujo subsuperficial (Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984). En cuanto a la denitrificación bacterial, como proceso removedor del NO_3^- , la mayoría de los estudios encontraron tasas de 15 kg-N/ha/año a 70 kg-N/ha/año, explicando tasas de remoción que van desde 50% a más de un 100% desde el flujo subsuperficial (Tabla 8).

TABLA 8. TASAS DE DENITRIFICACION OBSERVADAS EN DISTINTOS BOSQUES (B) Y ZONAS RIBEREÑAS (ZR)

Lugar	Tipo Suelo	Cubierta	Remoción [%]	Remoción [kg-N/ha/año]	Ref.
Europa	BD	BC(B)	--	4.0	(1)
Oregon	BD	Aliso(B)	--	<10.0	(2)
Kingston	PD	Empastada(ZR)	51	--	(3)
Kingston	PD	BL(ZR)	4	--	(3)
Maryland	PD	BL(ZR)	67	30.5	(4)
Tifton	PD	BL(ZR)	>100	31.5	(5)
E.U.A.	PD	EYB(ZR)	>100	68.0	(6)
Kingston	MPD	BL(ZR)	59	38.5	(7)
Kingston	MPD	BL(ZR)	--	16.3	(7)
Alaska	PD	Alamo-Aliso(ZR)	--	80.0	(8)
Francia	PD	BL(ZR)	--	475.0	(9)
Denver	BD	AG	17	625.0	(10)

Suelo : BD=Bien Drenado; PD=Pobrementemente Drenado; MPD=Muy Pobrementemente Drenado.

Cubierta : BL=Bosque Latifoliada; BC=Bosque Conífera; EYB=Empastada más Bosque; AG=Agrícola.

Fuente :

- (1) Nielsen et al., 1994
- (2) Vermes y Myrold, 1992
- (3) Groffman et al., 1991
- (4) Peterjohn y Correll, 1984
- (5) Lowrance et al., 1984b
- (6) Lowrance et al., 1995
- (7) Hanson et al., 1994
- (8) Klingensmith y Van Cleve, 1993a
- (9) Fustec et al., 1991
- (10) Tindall et al., 1995

Las últimas tres referencias de la Tabla 8 corresponden a las máximas tasas de denitrificación. Sin embargo, deben ser tomadas con precaución ya que corresponden a extrapolaciones de tasas diarias, medidas en laboratorio

sobre muestras de suelo. Es interesante analizar el trabajo de Tindall et al. (1995) quienes tomaron muestras de suelo agrícola y midieron sus tasas de denitrificación, observando el efecto de la textura, flujo preferencial y existencia de plantas. Lo más sorprendente de la experiencia, fue la alta tasa (17%) de remoción del NO_3^- aplicado sobre muestras de suelo arenoso plantados, bajo condiciones no saturadas. Considerando la dosis aplicada de 1490 mg-N como NO_3^- , más una superficie experimental de 15 cm de radio, más un período de 21 días, se obtiene una remoción anual vía denitrificación de 625 kg-N/ha/año. No es sorprendente encontrar altas tasas de denitrificación en suelos agrícolas, dada la alta disponibilidad de NO_3^- , pH alcalino y baja relación C/N. Sin embargo, no es usual encontrar resultados como éstos para un suelo arenoso bajo condiciones no saturadas. De acuerdo a Tindall et al. (1995), el carbono necesario para el proceso fue derivado de exsudaciones y fragmentos radiculares de las plantas; y concluyen señalando que la dinámica en las transformaciones del NO_3^- , en suelos no saturados, son afectadas por pequeñas y localizadas variaciones en el contenido de humedad del perfil del suelo.

Igualmente inusual es la alta denitrificación encontrada por Klingensmith y Van Cleve (1993a), en el frío clima del interior de Alaska. La temperatura más que la humedad del

suelo influye en el ciclo de nutrientes y ambos factores son afectados por la pendiente y altitud (Klingensmith y Van Cleve, 1993b; Van Cleve et al., 1993). La denitrificación sólo fue significativa en rodales maduros y húmedos del tipo álamo-aliso, en los cuales llegó a registrarse en septiembre, tasas de 220 g-N/ha/día ==> 80 kg-N/ha/año (Klingensmith y Van Cleve, 1993a).

Por lo tanto, la denitrificación se presenta como un proceso excepcionalmente importante en cuanto a la remoción del NO_3^- desde zonas ribereñas (Tabla 8). La vegetación en el largo plazo, eventualmente retornará los nutrientes absorbidos, por descomposición y subsecuente mineralización de la hojarasca, ramas, y arboles muertos. La denitrificación en cambio, genera una real liberación del N desde el suelo hacia la atmósfera. La corta selectiva de árboles maduros mantendrá en el tiempo la asimilación neta de nutrientes por la vegetación (Lowrance et al., 1984b).

8.1.2 Algunas conclusiones de varios estudios de campo.

Las siguientes son las conclusiones de varios estudios, que evaluaron el rol amortiguador de las zonas ribereñas en cuanto a la remoción del N disuelto desde el flujo subsuperficial. Paralelamente, se incorporan referencias que afirman o contradicen tales conclusiones.

Haycock y Pinay (1993), evaluando el comportamiento de dos fajas de amortiguación ribereñas (empastada y bosque alamo), concluyen:

(1) la retención invernal del nitrato, dentro de fajas ribereñas, se concentra en los primeros metros de la zona, donde el flujo subsuperficial rico en NO_3^- encuentra un medio ambiente adecuado para soportar denitrificación.

(2) las fajas de amortiguación ribereñas son zonas durables en la retención subsuperficial del NO_3^- , con la asimilación vegetal durante la estación de crecimiento jugando un rol junto a los demás mecanismos de retención; y con la denitrificación bacteriana e inmovilización microbiana durante el invierno.

(3) un flujo subsuperficial es clave para una eficiente remoción del nitrato durante el invierno. Un aumento en la descarga superficial a través de tierras húmedas ribereñas, se asocia con una baja remoción del NO_3^- . Una forma de aumentar la eficiencia de estas zonas es incrementando la proporción del flujo moviéndose a través de los sedimentos (flujo subsuperficial) como opuesto a un flujo sobre ellos (flujo superficial).

(4) el amortiguador forestado con álamo (Populus italica) resultó ser más eficiente en la retención del NO_3^- , en relación al amortiguador empastado (Lolium perenne L.), logrando el primero casi un 100% de retención en los

primeros 5 metros comparado al 84% del segundo. La diferencia se atribuyó a la limitación de carbono para los procesos bacteriales de denitrificación en el sitio empastado. El sitio forestado con álamo en tanto, fue más eficiente debido a la mayor masa de carbono disponible en los meses de invierno, producto de la degradación de la litera.

(5) se postula que aunque la vegetación arbórea no tenga un rol activo en la retención del NO_3^- durante el invierno, la biomasa vegetal sobre el suelo contribuye con carbono a la biomasa microbial en el suelo, la cual se encarga de la retención del NO_3^- . Esto respondería de la gran eficiencia del sitio forestado con álamo.

En un clásico estudio de campo que evaluó la remoción de nutrientes desde un bosque ribereño, Jordan et al. (1993) concluyen:

(1) la existencia de una estrata dura impermeable, forzó un flujo lateral (como opuesto a uno vertical) del agua subsuperficial enriquecida con nitrato proveniente de tierras altas de cultivo, y más aún, bloqueó la emergencia de aguas más profundas (subterráneas) que podrían diluir y/o lixiviar el NO_3^- .

Otros estudios han establecido también, el rol que estaría jugando la existencia de esta estrata impermeable en la

generación de un flujo subsuperficial poco profundo, moviéndose lateralmente y a través de zonas ribereñas (Lowrance et al., 1984b; Peterjohn y Correll, 1984; Lowrance, 1992a; Jordan et al., 1993; Gilliam, 1994). Mucho antes, Jackson et al. (1973) ya habían demostrado este rol de la estrata subyacente. Sus resultados mostraron que más del 80% de la escorrentía total se produjo a través de un flujo subsuperficial, transportando el 99.1% de las pérdidas de NO_3^- desde tierras de cultivo.

La existencia de una estrata de baja permeabilidad bajo una capa de suelo altamente permeable (limo y arena), daría cuenta de esta composición del flujo. Años más tarde, Lowrance et al. (1984b) obtendrían similares resultados, con el 80-96% de la escorrentía moviéndose en un flujo subsuperficial, y transportando casi el 100% del NO_3^- .

(2) la cantidad de NO_3^- removido desde el flujo subsuperficial, alcanzó una tasa de 0.4 - 0.9 mg/m²/hr (= 60 kg/ha/año) en la sección del bosque donde la remoción fue mayor.

(3) la zona ribereña evaluada en este estudio, estuvo conformada por una cuesta seguida de un plano de inundación. La mayor remoción de nitrato ocurrió abruptamente 25 a 35 metros desde el límite bosque/cultivo, donde la cuesta termina y el plano de inundación comienza. En esta zona, el flujo subsuperficial es forzado por la estrata subyacente a moverse muy cerca de la superficie del

suelo. Así, el flujo se pone en contacto con las raíces de los árboles y con las capas superficiales del suelo ricas en materia orgánica. Dadas las condiciones de temperatura, saturación y disponibilidad de carbono orgánico, la denitrificación podrá jugar un importante rol removiendo grandes cantidades de NO_3^- desde el flujo subsuperficial proveniente de tierras altas de cultivo. Varios estudios de campo confirman esta conclusión (Groffman *et al.*, 1991; Groffman *et al.*, 1992; Simmons *et al.*, 1992; Nielsen *et al.*, 1994; Lowrance *et al.*, 1995). Si bien el estudio de Jordan *et al.* (1993) no permite determinar qué proceso específico removió al NO_3^- , se especula que la denitrificación podría explicar bastante bien las cantidades de NO_3^- removidas. Se debe consignar, sin embargo, que la denitrificación tiene una marcada estratificación, disminuyendo rápidamente desde la superficie del suelo orgánico hacia el suelo mineral. En el estudio de Lowrance (1992a), por ejemplo, no se detectó una denitrificación potencial a profundidades de 60 cm, pese a las condiciones de saturación observadas.

(4) el ciclo del carbono parece estar íntimamente ligado a los procesos de remoción del N inorgánico, específicamente del NO_3^- . Los microbios utilizan el C como energía en el proceso de inmovilización microbial del N. Peterjohn y Correll (1986), citados por Jordan *et al.* (1993), indican que la denitrificación de 1 mol de NO_3^- requiere de 1 a 2.5 moles de C orgánico. Sin embargo, los bosques templados

producen más que suficiente materia orgánica como para soportar tasas de denitrificación similares a las encontradas en este estudio.

Gilliam (1994), en su revisión acerca de tierras húmedas ribereñas y calidad del agua, obtuvo casi idénticas conclusiones que las ya señaladas previamente. A continuación se resumen algunas de ellas:

(1) del total de nitrato que atraviesa una zona ribereña, la gran mayoría lo hace a través del flujo subsuperficial, y es removido en los primeros metros desde el borde del cultivo agrícola hacia la zona ribereña (10-20 primeros metros).

(2) las zonas ribereñas tienen un rol fundamental en la remoción del NO_3^- desde el flujo subsuperficial. La eficiencia del proceso de remoción estará regulada por la ubicación de las tierras húmedas en el gradiente hidrológico, grado de humedad de los suelos, generación de un flujo esencialmente subsuperficial, nivel de materia orgánica de los suelos, disponibilidad de carbono orgánico y temperatura.

(3) los mecanismos primarios de remoción del NO_3^- en estas zonas, son la asimilación vegetal y la denitrificación, sin que exista acuerdo acerca de qué proceso es más importante que el otro.

(4) los siguientes factores entorpecen la asimilación vegetal como proceso de remoción : (a) muchas plantas están en receso durante el período invernal, con lo que su eficiencia en la absorción de nutrientes es muy escasa; (b) para que exista real remoción del NO_3^- , la napa freática debe ubicarse dentro de la zona radicular, lo cual raramente ocurre durante el período de crecimiento (primavera-verano); y (c) eventualmente, siempre existirá un retorno de los nutrientes absorbidos por las plantas, por descomposición y mineralización de la litera.

(5) los siguientes factores entorpecen la denitrificación como proceso removedor del NO_3^- : (a) alta variabilidad en las tasas de remoción, tanto espacial como temporal. Esta variabilidad se explica por el gran número de factores climáticos, edáficos y topográficos que gobiernan el proceso (temperatura, humedad, disponibilidad de C, disponibilidad de NO_3^- , pendiente, pH, etc); (b) concentración del proceso sólo en los primeros centímetros del horizonte orgánico, disminuyendo rápidamente el potencial denitrificador con la profundidad, incluso en condiciones de saturación; y (c) dependencia de un ambiente anaeróbico (saturación) para que el proceso sea eficiente. Muchas zonas ribereñas, especialmente las de altitudes elevadas, no siempre tienen una napa que suba hasta la superficie del suelo orgánico.

8.2 Efectividad de las zonas ribereñas en la remoción del fósforo

8.2.1 Antecedentes de remoción del fósforo en zonas ribereñas. Para Cooper y Gilliam (1987), las zonas ribereñas pueden remover el fósforo desde la escorrentía de dos formas : (1) adsorción del P desde la columna de agua por el suelo o sedimentos; y (2) actuando como un sitio para la depositación de sedimentos enriquecidos.

En un mismo sentido, el P al igual que el N, puede verse retenido en la zona ribereña por procesos bióticos, como son los procesos asimilatorios asociados con la absorción vegetal e inmovilización microbial (NCASI, 1992). Esta absorción e inmovilización, al igual que con el N, estará en función de las comunidades presentes y su vigor.

Es importante resaltar que el ciclo del fósforo no cuenta con un proceso que remueva este elemento a la atmósfera, como ocurre en el ciclo del nitrógeno con la denitrificación. El movimiento del P fuera de la zona ribereña puede sólo ocurrir por remoción de sedimentos enriquecidos y materia orgánica, o por desadsorción al flujo superficial. Por lo tanto, la capacidad de una zona ribereña para retener el P es finita (Cooper y Gilliam, 1987). Al respecto, Omernik et al. (1981) concluyeron que

los suelos enriquecidos y saturados con P, fueron la aparente respuesta al nulo efecto de los amortiguadores forestados sobre la concentración de P en las corrientes.

Otros estudios en cambio, son más alentadores. Peterjohn y Correll (1984) encontraron una remoción total del 80% del P que ingresó en el flujo superficial dentro de la zona ribereña. Cooper y Gilliam (1987), señalaron que alrededor de un 50% del P que se movió de las tierras de cultivo parece ser removido desde la escorrentía superficial en estos ecosistemas. Lowrance et al. (1984b), encontraron una retención neta del P disuelto en el flujo subsuperficial de 1.7 kg/ha/año, lo que representó un 30% de retención. Este último estudio estimó además, una retención anual de P por asimilación vegetal de 3.8 kg/ha/año; esto indicaría la existencia de un almacén en el suelo o sus sedimentos, con P disponible para la asimilación vegetal.

De acuerdo a la opinión de varios autores, las riberas forestadas y fajas de amortiguación filtran efectivamente el total de P y sedimentos desde la escorrentía superficial, mientras que los cultivos agrícolas y áreas urbanas localizadas directamente sobre la ribera son grandes fuentes de sedimentos suspendidos y nutrientes contaminantes (Peterjohn y Correll, 1984; Childers y

Gosselink, 1990; Gilliam, 1994; Miller et al., 1994). Sin embargo, estas zonas serían relativamente inefectivas en la remoción del P disuelto. Tampoco se considera a estos ecosistemas jugando un rol significativo en la remoción del P disuelto desde el flujo subsuperficial (Lowrance et al., 1984a; Peterjohn y Correll, 1984). No obstante, esta última cuestión es un hecho que no está aún adecuadamente estudiado.

Burwell et al. (1977) presentan un interesante estudio de campo, acerca de la dinámica del P en un cultivo agrícola. Sin embargo, sus resultados no deben ser considerados como la norma, ya que se aplicaron técnicas de manejo conservativas (cultivo en terrazas y en curvas de nivel). Los autores observaron sólo pequeñas cantidades de P (disuelto y en partículas) presentes en el flujo superficial, representando un bajo porcentaje (<2%) del P anualmente aplicado. Resultados aun más drásticos se observaron en el flujo subsuperficial (0.1-0.3% del P aplicado). Los cultivos utilizaron menos de 2/3 del P anualmente aplicado. Por lo tanto, el remanente se supone adsorbido por el suelo mineral y por la materia orgánica, y sólo será removido desde las tierras de cultivo como resultado de la erosión. El 94% del N y el 82% del P perdidos en la escorrentía superficial, fueron transportados con los sedimentos. Según la opinión de los

autores, es obvio que el primer paso para evitar la contaminación de cuerpos de agua, debe ser prevenir o minimizar la erosión de los suelos de cultivo, lo cual también conserva el N y el P para una futura producción.

8.2.2 Algunas conclusiones de varios estudios de campo.

Las siguientes son las conclusiones y algunos resultados a que llegaron varios autores, estudiando el rol de las zonas ribereñas en la remoción del fósforo :

Miller et al. (1994), evaluaron la eficiencia de tres tipos de pradera para reducir el impacto de un sistema de cosecha sobre la calidad del agua y observaron que, aparentemente, la presencia de empastadas incrementó las concentraciones de P disuelto en la escorrentía. La empastada, sin embargo, debería reducir la erosión directamente, al prevenir el impacto de las gotas sobre el suelo desnudo y al reducir la tasa de escorrentía, e indirectamente, a través del mejoramiento de la estructura del suelo. Probablemente, el total de P en la escorrentía disminuirá por la presencia de vegetación, pero no así el P disuelto. El P inorgánico disuelto en la escorrentía es muy importante en relación al total de P, ya que está mucho más disponible para los productores acuáticos primarios que el fósforo asociado a sedimentos.

Peterjohn y Correll (1984) estudiaron la dinámica del P en una zona ribereña. Algunos resultados y conclusiones que se obtienen de este estudio son las que siguen :

(1) del total de fósforo exportado desde el cultivo de maíz (11.95 kg/ha/año), el 84% fue removido en la cosecha, el 16% en la escorrentía superficial y menos del 1% en el flujo subsuperficial. Por lo tanto, la escorrentía superficial parece ser la vía de flujo dominante entre la tierra de cultivo y el bosque ribereño.

(2) del total de P aplicado como fertilizante (20 kg/ha/año), un 10% se pierde en la escorrentía superficial y sólo un 0.3% escapa en el flujo subsuperficial. Y además, del total de P transportado en la escorrentía superficial (10%), más del 99% corresponde a partículas de fósforo.

(3) por lo tanto, el P fue básicamente transportado en la escorrentía superficial, con una gran proporción de él asociado a sedimentos, y una fracción mucho menor como P soluble.

(4) del total de P que ingresó a la zona ribereña, un 3.8% lo hizo vía precipitación, un 94% en la escorrentía superficial y sólo un 2.5% en el flujo subsuperficial. No obstante, los egresos de P desde la zona ribereña hacia la corriente, se dividieron casi igualmente entre la escorrentía superficial (59%) y el flujo subsuperficial

(41%). La retención total de P en la zona ribereña fue calculada en un 80%. Al parecer, esta retención es básicamente un proceso sobre el suelo. Los resultados indican que casi no hubo variación en la concentración de P soluble del flujo subsuperficial, entrando y saliendo de la zona ribereña.

Cooper y Gilliam (1987) estudiaron la redistribución del P desde tierras cultivadas hacia zonas ribereñas, concluyendo que :

- (1) del total de fósforo que se escapó de las tierras de cultivo, alrededor de un 50% fue removido desde la escorrentía superficial en las zonas ribereñas.
- (2) existió una alta variación en la textura de los sedimentos depositados y en el correspondiente porcentaje de P contenido en ellos, desde el borde del bosque ribereño hacia los planos de inundación interiores. El P en los sedimentos incrementó con el porcentaje de arcilla y disminuyó con el porcentaje de arena. Estos factores explican la alta depositación de arena y grava con bajos contenidos de P, en el borde del bosque ribereño (0-20 metros). Los planos de inundación interiores, retuvieron los mayores porcentajes de arcilla enriquecida con P.
- (3) la continua adsorción y depositación del P sobre estos suelos sedimentarios, en el largo plazo, podría saturarlos

de tal forma que eventualmente anularía la acción filtro de estos ecosistemas. Es más, se esperarían procesos de desadsorción o movimiento de sedimentos ricos en P con la escorrentía. La incorporación profunda de este material por subsecuente depositación de sedimentos frescos, junto con la natural estacionalidad de las máximas actividades biológicas y fluctuaciones del nivel freático, probablemente juegan importantes roles en la eficiencia de las zonas ribereñas como removedoras del fósforo.

8.3 Fajas de amortiguación y concentración de pesticidas en las corrientes

Dentro de las tierras de cultivo agrícola, distintos pesticidas son más o menos adsorbidos por las partículas de sedimentos y por el suelo mineral, y de acuerdo a esto, ellos serán lixiviados con mayor o menor rapidez. Una mayor o menor solubilidad en el agua, junto con una mayor o menor movilidad en el perfil del suelo, definirán el destino del pesticida en el medio ambiente, con mayores o menores pérdidas a través de un flujo subsuperficial. Productos menos solubles al agua y con un mayor coeficiente de sorción serán transportados básicamente con los sedimentos y abandonarán las tierras agrícolas con la escorrentía superficial (Flury, 1996). Por lo tanto, una parte de los pesticidas ingresará a las zonas ribereñas

transportados con la escorrentía superficial, y probablemente serán depositados allí con los sedimentos. Otra parte de ellos, los más solubles y móviles, lixiviarán en el perfil del suelo e ingresarán al amortiguador en el flujo subsuperficial, y serán detenidos en el sistema de estrata poco profunda asociada a la mayoría de los ecosistemas ribereños (Lowrance et al., 1985). La persistencia determinará el destino final de los pesticidas. Los químicos que se degradan rápidamente tendrán menos posibilidades de ser movidos desde las zonas ribereñas, en relación a aquellos compuestos más persistentes.

Fajas de amortiguación tan angostas como 20 metros o menos (Neary, 1983, citado por NCASI, 1992; Lavy et al., 1989) han sido capaces de generar mínimos efectos sobre la concentración de pesticidas en las corrientes. Los amortiguadores ribereños aumentan la distancia efectiva entre los cultivos (agrícolas o forestales) y las corrientes. En el mismo sentido de lo encontrado por Kladvko et al. (1991), una mayor distancia de viaje para el agua y los químicos antes que éstos alcancen la corriente, no sólo retarda la aparición de los pesticidas sino que también, da mayor tiempo para que la degradación biológica y química de los pesticidas tenga lugar. Mientras menor sea la vida media de los pesticidas y mayor

su coeficiente de sorción (adsorción en la matriz del suelo) más eficientes serán los amortiguadores en retener y/o degradar estos químicos, resguardando la calidad del agua en las corrientes.

La Tabla 9 muestra el efecto de las fajas de amortiguación sobre el movimiento de pesticidas de uso forestal hacia corrientes canalizadas. Sin embargo, ningún trabajo investigó directamente el efecto del tamaño de las fajas sobre la concentración de pesticidas en las corrientes. Los criterios que definieron el tamaño de ellos en cada estudio, fueron otros.

De los trabajos presentados en la Tabla 9 se pueden extraer varias consideraciones :

(1) la sola presencia de fajas de amortiguación, por angostas que ellas sean, logra efectivamente minimizar las concentraciones de pesticidas en las corrientes (Bouchard *et al.*, 1985; Lavy *et al.*, 1989; Neary, 1983, citado por NCASI, 1992).

(2) la carencia de un amortiguador, más que las altas tasas de aplicación, responde de las mayores concentraciones de pesticidas registradas (Bush *et al.*, 1986, citados por NCASI, 1992).

TABLA 9. EFECTO DE LAS FAJAS DE AMORTIGUACION SOBRE LA CONCENTRACION DE PESTICIDAS DE USO FORESTAL EN CORRIENTES.

Pesticida	APLICACION		Tipo* Corriente	Faja [m]	Máximo [mg/m ³]	Ref.
	Dosis# [kg/ha]	Sistema				
Hexazinona	2.0	Suelo Spotgun	CP	1	9	(1)
Hexazinona	1.4	Suelo Spotgun	CP	15	16	(2)
Hexazinona	2.0	Aéreo Spray	CP	30	4	(3)
Hexazinona	1.7	Suelo Pellet	CE	0	442	(4)
Hexazinona	1.7	Aéreo Pellet	CP	20	0	(5)
Carbofuran	19.0	Suelo Pellet	CE	0	7820	(6)
Picloram	5.0	Suelo Pellet	CP	140	10	(7)
Picloram	5.6	Aéreo Pellet	CE	0	442	(8)
Picloram	10.4	Suelo Pellet	CE	0	370	(9)
Picloram	2.2	Suelo Pellet	CE	0	2826	(10)
2,4-D	2.2	Aéreo Spray	CP	30	2	(11)
2,4-D	4.6	Aéreo Spray	CE	0	22	(12)

Tasa de ingrediente activo

* Corriente : CP=Perenne; CE=Efímera

Fuente :

- (1) Bouchard *et al.*, 1985
- (2) Lavy *et al.*, 1989
- (3) Leitch y Flinn, 1983
- (4) Neary *et al.*, 1983, citados por Lavy *et al.*, 1989
- (5) Neary, 1983, citado por NCASI, 1992
- (6) Bush *et al.*, 1986, citados por NCASI, 1992
- (7) Neary *et al.*, 1985
- (8) Michael *et al.*, 1989
- (9) Davis e Ingebo, 1973, citados por NCASI, 1992
- (10) Bovey *et al.*, 1978
- (11) Schroeder y Sturges, 1980, citados por NCASI, 1992
- (12) Norris *et al.*, 1982, citados por NCASI, 1992

(3) ninguno de los estudios presentados, ofrece protección con fajas de amortiguación a corrientes efímeras (CE). Debido a su bajo caudal ellas son tremendamente sensibles, lo que se refleja con las mayores concentraciones de pesticidas. Esta situación es de alto riesgo, ya que muchas veces estas corrientes son utilizadas como vertientes de agua para uso doméstico (Brown, 1991). Esta desprotección no es casual, ya que por lo general se protegen sólo las corrientes permanentes, aumentando el ancho de las fajas con el orden de las corrientes (NCASI, 1992).

(4) de acuerdo específicamente a las referencias de la Tabla 9, parece que ni el sistema de aplicación, ni las dosis, ni la formulación de los pesticidas, responden bien de las altas concentraciones en las corrientes. Brown (1991), ha señalado que el principal mecanismo de entrada de los pesticidas a los sistemas acuáticos, es la aplicación directa sobre ellos (deriva). Esta situación

obedecería a una mala técnica de aplicación, equipos inadecuados, productos inadecuados, y a condiciones medio ambientales desfavorables para la aplicación. Las fajas de amortiguación ribereñas, al aumentar la distancia efectiva entre el área tratada y la corriente, disminuyen el riesgo de aplicar directamente los pesticidas sobre las superficies de agua.



IX. DISEÑO Y EFICIENCIA DE FAJAS DE AMORTIGUACION Y ZONAS RIBEREÑAS

9.1 Recomendaciones de anchos de fajas de amortiguación

De acuerdo a los trabajos y recomendaciones de varios autores, parece que un amortiguador ribereño de 30 metros de ancho a cada lado del canal de una corriente, ofrecería una adecuada protección tanto para la calidad del agua como para el ecosistema de la corriente, en la mayoría de las situaciones. Este ancho podrá extenderse cuando las condiciones de pendiente (usualmente $>30\%$), características del suelo (pobre infiltración, alta erodabilidad), y características de la vegetación (baja rugosidad, densidad y vigor) no sean las óptimas para lograr una eficiente amortiguación (Corbett et al., 1978; Clinnick, 1985; Lynch et al., 1985; NCASI, 1992; Castelle et al., 1994).

La Tabla 10, resume las recomendaciones de anchos de amortiguadores ribereños sugeridos por varios autores. Algunos autores sugieren un ancho variable relacionándolo con condiciones de pendiente (Trimble y Sartz, 1957); otros relacionan el ancho con el grado de erodabilidad del terreno (Parker, 1967, citado por Clinnick, 1985).

TABLA 10. RECOMENDACIONES DE TAMAÑOS DE FAJAS DE AMORTIGUACION Y ZONAS RIBEREÑAS PARA LA PROTECCION DE DE LA CALIDAD DEL AGUA.

ANCHO [m]	PROPOSITO	FUENTE
15 - 30	Calidad del Agua (Protección de Tierras Húmedas y Corrientes)	Castelle et al., 1994
15 - 80	Calidad del Agua (Filtrado de Solutos Contaminantes)	Phillips, 1989b
30	Filtrado de Sedimentos (Protección de Corrien tes en Operaciones Fo- restales)	Clinnick, 1985
30	Calidad del Agua (Protección de Corrien tes en Operaciones Fo- restales - T ^a , Sedimen tos y Nutrientes Conta minantes)	Lynch et al., 1985
10 - 20	Calidad del Agua (Protección de Corrien tes en Operaciones Fo- restales - T ^a , Sedimen tos y Nutrientes Conta minantes)	Corbett et al., 1978
20 - 30	Protección del Ecosis- tema de la Corriente	Corbett et al., 1978
12	Sombreamiento de la Co rriente (Control de la T ^a del Agua)	Corbett et al., 1978
8 - 9 + 0.6 * % Pendiente	Filtrado de Sedimentos (Protección de Corrien tes en General)	Trimble y Sartz, 1957

TABLA 10. RECOMENDACIONES DE TAMAÑOS DE FAJAS DE AMORTIGUACION Y ZONAS RIBEREÑAS PARA LA PROTECCION DE LA CALIDAD DEL AGUA.- ... continuación.

ANCHO [m]	PROPOSITO	FUENTE
16 - 17 + 1.2 * % Pendiente	Filtrado de Sedimentos (Protección de Corrientes en Cuencas Municipales)	Trimble y Sartz, 1957
7 - 50	Filtrado de Sedimentos (Protección de Corrientes en Operaciones Forestales)	Trimble y Sartz, 1957
14 - 100	Filtrado de Sedimentos (Protección de Corrientes en Cuencas Municipales)	Trimble y Sartz, 1957
10 - 60	Filtrado de Sedimentos	Castelle et al., 1994
20 - 30	Calidad del Agua (Protección de Corrientes en Cuencas Agrícolas)	U.S. Conservation Reserve Program, citado por Phillips, 1898b
30	Protección del Ecosistema de la Corriente en Operaciones Forestales	Erman et al, 1977, Graynoth, 1979, Wylie, 1975, citados por Clinnick, 1985
11 - 46	Filtrado de Sedimentos (De acuerdo al nivel de erodabilidad del suelo)	Packer, 1967, citado por Clinnick, 1985
15 - 65	Filtrado de Sedimentos (De acuerdo a la inclinación del terreno)	van Groenewoud, 1977, citado por Clinnick, 1985
7 - 12	Calidad del Agua	NCASI, 1992

Phillips (1989b) sugiere una necesaria flexibilización en la determinación de un ancho óptimo, relacionándolo con condiciones de suelo, topografía y vegetación (infiltración, pendiente, rugosidad).

Castelle et al. (1994), consideran que amortiguadores de 5 a 10 metros proporcionan poca protección a los recursos acuáticos. Amortiguadores entre 15 y 30 metros, serían necesarios para proteger el ecosistema de la corriente en la mayoría de las circunstancias. Para Clinnick (1985), un amortiguador de 20 metros puede ser satisfactorio sólo para algunas situaciones, tales como alta permeabilidad del suelo y pendientes suaves. De acuerdo a su revisión, un amortiguador de 30 metros a cada lado de la corriente, proporcionaría una adecuada protección al medio ambiente de ella, bajo distintas operaciones forestales.

Corbett et al. (1978) señalan que los anchos más comunes para fajas que amortiguan los efectos de operaciones silvícolas (construcción de caminos, tala, madereo, etc.) están en el rango de 12 a 30 m . Una faja de 12 metros sería adecuada para el control de la temperatura en corrientes pequeñas, mientras que una de 20 a 30 metros es usualmente necesaria para proteger el ecosistema de la corriente.

Borg et al. (1988), entregan los resultados obtenidos al talar y reducir en un 50% los anchos de amortiguadores de ríos (permanentes) y corrientes (no permanentes) en el oeste de Australia, desde los normales 200 y 100 metros de ancho a 100 y 50 metros, respectivamente. Dichas reducciones no tuvieron efectos sobre las corrientes y la calidad del agua. Este óptimo resultado se explicaría por tres razones : (1) ancho de amortiguadores por sobre estándares promedio (20-30 m); (2) vegetación arbustiva densa; y (3) litera espesa.

El tamaño de un amortiguador dado, no sólo queda definido por las características topográficas, edáficas y vegetacionales, su tamaño depende también de las funciones específicas que se le exigen. Castelle et al. (1994), proporcionan en forma gráfica la amplitud necesaria de un amortiguador, de acuerdo a varias funciones de amortiguación (Figura 12). La gráfica ilustra que los amortiguadores pueden variar ampliamente en tamaño, dependiendo de las funciones específicas requeridas para un amortiguador en particular. Aparentemente, amortiguadores menores de 5 a 10 metros proporcionan poca protección a los recursos acuáticos. Estos debieran tener un mínimo de 15 a 30 metros para proteger las tierras húmedas y corrientes, en la mayoría de las circunstancias (Castelle et al., 1994).

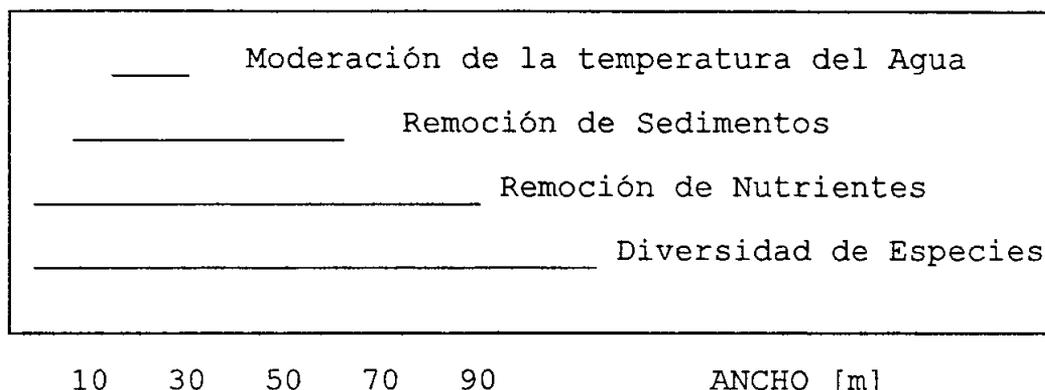


FIGURA 12. Rango de amplitudes de amortiguadores para proporcionar funciones específicas de amortiguación (Castelle et al., 1994).

Para Castelle et al. (1994), cuatro serían los criterios básicos que determinan el tamaño adecuado de un amortiguador para la protección de recursos acuáticos : (1) valor funcional del recurso; (2) intensidad de uso de tierras adyacentes; (3) características del amortiguador; y (4) funciones específicas requeridas del amortiguador. En este mismo sentido, los autores indican que fajas pequeñas son adecuadas cuando el amortiguador está en buenas condiciones (vegetación nativa densa, suelos inalterados), cuando la tierra húmeda o la corriente es de relativamente bajo valor funcional (alto nivel de alteración, dominada por plantas exóticas) y cuando el uso adyacente de las tierras tiene un impacto potencialmente bajo (parques, áreas residenciales de baja densidad). Grandes fajas de amortiguación son necesarias para tierras húmedas y

corrientes de alto valor, que son protegidas del intenso uso de tierras adyacentes por amortiguadores en pobres condiciones.

En términos generales, es mucho más fácil y menos complejo, hacer recomendaciones de anchos para amortiguadores del flujo de sedimentos en relación a amortiguadores de solutos contaminantes (fertilizantes y pesticidas). El movimiento superficial de sedimentos es a menudo más fácil de identificar y de medir. No se discute aquí el importante rol que cumplen los amortiguadores ribereños, como protectores de la calidad del agua frente a escorrentías cargadas con nutrientes y pesticidas (tema ya tratado en capítulos anteriores). La cuestión en sí, es que dados los complejos procesos físicos, químicos y biológicos que gobiernan el transporte y transformaciones de estos solutos, a través de amortiguadores ribereños, resulta más difícil recomendar y/o justificar un ancho que cumpla esta función. No existe información documentada que relacione estas variables con patrones de paisaje (pendiente, rugosidad, vegetación, etc.), tan fielmente como con la remoción de sedimentos (NCASI, 1992). En tales circunstancias, el sentido común indica que se deben tomar decisiones caso a caso y sitio a sitio, evaluando los distintos factores involucrados. La necesidad de nueva información que permita modelar comportamientos de acuerdo

a distintas condiciones, debe ser satisfecha con más investigación y nuevos trabajos de campo.

9.2 Factores que afectan la eficiencia de un amortiguador ribereño

De acuerdo a Phillips (1989a), varios son los factores que gobiernan la eficiencia de un amortiguador y su diseño. Esta eficiencia obedece a un complejo de factores topográfico-edáfico-vegetacionales. La pendiente y el tamaño del amortiguador, la resistencia al flujo (rugosidad), coeficiente de infiltración y la capacidad del suelo para retener humedad (capacidad de almacenaje) son algunos de ellos. Para Borg et al. (1988), la eficiencia de un amortiguador ribereño que filtra sedimentos durante operaciones forestales, está determinada por el ancho del amortiguador, por una vegetación arbustiva densa y por una litera espesa. Williams y Nicks (1988), por su parte, señalan que la eficiencia de "fajas filtro empastadas" depende del ancho de la faja, rugosidad de la vía (coeficiente de Manning's), pendiente y configuración de la pendiente, e intensidad de los eventos lluviosos.

Para Phillips (1989b), las zonas ribereñas en su rol amortiguador de la calidad del agua, trabajan por asimilación, filtrado y degradación de los contaminantes en

la escorrentía. Su eficiencia variará de acuerdo a : (1) cantidad de escurrimiento; (2) tipo de contaminantes asociados; y (3) objetivos de manejo perseguidos. Sin embargo, cuando la escorrentía transporta contaminantes no conservativos (i.e., sustancias que son descompuestas o transformadas durante el transporte hidrológico), la eficiencia de la zona ribereña estará directamente relacionada al tiempo que le toma al agua pasar a través de ella. De acuerdo a este autor, cinco serían los factores que aceleran o retardan el tiempo de transporte : (1) pendiente; (2) ancho del amortiguador ribereño; (3) coeficiente de infiltración del suelo; (4) rugosidad del terreno (dada fundamentalmente por la mayor o menor densidad de la vegetación herbácea y arbustiva, y por la existencia de una gruesa litera), medida como un coeficiente de rugosidad -n de Manning's-; y (5) capacidad de almacenar humedad del suelo.

Clinnick (1985) señala varios factores que determinan la eficiencia de los amortiguadores ribereños como filtro de sedimentos : rugosidad superficial, tipo de suelo, pendiente y configuración de la pendiente, densidad y vigor de crecimiento de la vegetación, y distribución temporal y erosividad de la lluvia. Al respecto, el autor considera que: (1) dada una continua sedimentación, la eficiencia de un amortiguador se verá reducida en el tiempo, a menos que

el crecimiento de la vegetación sea suficientemente vigoroso. En el mismo sentido, la capacidad para almacenar sedimentos estará limitada si existe una gran fuente que los está aportando, tal como un camino escarpado con grava superficial; (2) aquellos suelos con una respuesta hidrológica superficial comunmente marcada, generan amortiguadores menos efectivos que aquellos que exhiben altas tasas de infiltración. Sin embargo, algunos suelos altamente permeables tienden a hundirse cuando se saturan. La inestabilidad geológica también debe ser considerada cuando se toman medidas de protección ribereña; y (3) la fisiografía del terreno puede afectar la permeabilidad del suelo. Dado un flujo canalizado o superficial, la probabilidad de encontrar zonas de infiltración o detención en pendientes con una configuración cóncava, es mayor que en pendientes con una configuración convexa. Un amortiguador será más eficiente en la medida que brinde mayores posibilidades para la infiltración y detención de la escorrentía.

Phillips (1989a) evaluó varios factores de eficiencia en zonas ribereñas. Los resultados de su estudio mostraron que cuando la fase sólida de los contaminantes transportados en el flujo superficial (suspendidos o arrastrados) es la de mayor importancia, el gradiente de la pendiente es el factor más crítico, seguido por la

conductividad hidráulica del suelo. En cambio, si la fase de mayor importancia es aquella que transporta contaminantes disueltos, el ancho del amortiguador es lejos el factor más importante, con la capacidad de almacenar humedad del suelo también jugando un rol.

A la luz de los resultados entregados por Phillips (1989a), se podría concluir que :

(1) si los requerimientos o funciones específicas exigidas a un amortiguador, son el filtrado de sedimentos y remoción de contaminantes adsorbidos en partículas, la eficiencia alcanzada estará determinada básicamente por la pendiente del terreno y por la conductividad hidráulica del suelo.

(2) si las funciones específicas exigidas al amortiguador son la retención de contaminantes disueltos, el factor crítico limitante de la eficiencia será el ancho del amortiguador. La capacidad de almacenar humedad del suelo también será importante.

Mejorar la eficiencia de un amortiguador dado es problemático. La pendiente del terreno es el factor que mejor explica la variación de la eficiencia, sin embargo, es prácticamente inviable su manipulación, por la extensión involucrada y por los efectos adversos que ocasionaría tal acción (sobre el drenaje natural y sobre la ecología

ribereña). La rugosidad del amortiguador (coeficiente n de Manning's) es posible aumentarla manipulando la densidad y vigor del sotobosque, o a través de la acumulación de litera, siempre y cuando este objetivo no sea antagónico con otros objetivos de manejo. Empero, esta manipulación no será posible cuando la resistencia al flujo se aproxime a su máximo valor ($n > 0.4$). Las propiedades hidrológicas del suelo (conductividad hidráulica, capacidad de almacenaje, otras) están lejos de poder ser manipuladas, al menos a un costo razonable. El ancho del amortiguador, en definitiva, es la mejor opción para mejorar su eficiencia. Un rango de amplitudes, más que una única dimensión sugerida, constituye una apropiada herramienta de manejo para diseñar fajas de amortiguación efectivas (Phillips, 1989b).

X. CONCLUSIONES

A partir del análisis de la información contenida en el presente estudio bibliográfico, se obtienen las siguientes conclusiones:

- Las zonas ribereñas constituyen ecosistemas lineares en forma y extensión de área. La alta proporción de orilla las hace interactuar intensivamente tanto con la corriente que bordean, como con las tierras altas de cultivo. Debido a esta especial localización dentro del paisaje, pueden controlar las fuentes difusas de contaminación.

- La vegetación ribereña ha mostrado ser capaz de: (1) filtrar eficientemente los sedimentos y nutrientes particulados (especialmente el fósforo), suspendidos y/o arrastrados en la esorrentía; (2) absorber y asimilar cantidades significativas de nutrientes disueltos (especialmente el $N-NO_3^-$) transportados en el flujo subsuperficial; (3) funcionar como una barrera o faja de amortiguación para los pesticidas, aumentando la distancia efectiva entre el área tratada y la corriente y ofreciendo un lugar para la adsorción y degradación de ellos; y (4) regular la temperatura del agua en la corriente directamente al sombrear el borde de ella, e

indirectamente, al bajar la temperatura del agua subterránea que ingresa.

- La función amortiguadora de estas zonas y su rol protector sobre la calidad del agua, dependen de la suposición de un flujo de agua esencialmente uniforme a través de ellas. La generación de vías de flujo preferenciales (superficiales y/o subsuperficiales), reduce la eficiencia de una zona ribereña. Dos razones son sugeridas: (1) pequeñas superficies de suelo involucradas en el transporte de agua y solutos, lo cual minimiza las interacciones; y (2) reducidos tiempos de permanencia del agua en la zona, lo cual impide que los procesos de retención, remoción y degradación entren en acción.

- La eficiencia de la vegetación ribereña en el filtrado de sedimentos se explica por la naturaleza física de los procesos que involucra. El rol de ella en la retención de nutrientes en el largo plazo, es un hecho más difícil de sostener. Toda intervención o manejo que se realice sobre la vegetación ribereña, tendiente a mantener su vigor de crecimiento, influirá positivamente en la eficiencia de estas zonas.

- En relación a las distintas funciones de amortiguación de los ecosistemas ribereños, se considera que: (1) la

densidad del sotobosque y el espesor de la litera, junto a la pendiente y el ancho del amortiguador, explican gran parte de los sedimentos filtrados; (2) los procesos de absorción vegetal, inmovilización microbial y denitrificación son los principales responsables de la atenuación del nitrógeno y otros nutrientes disueltos en el flujo subsuperficial; (3) la sola presencia de una faja de amortiguación, junto con la generación de un flujo subsuperficial, disminuye significativamente la entrada de pesticidas a los cuerpos de agua; y (4) la capacidad de sombreamiento de la vegetación (explicada por la estructura y composición de ella), es el único factor vegetacional que correlaciona bien con la temperatura del agua en la corriente.

- Un amortiguador ribereño de 30 metros de ancho ofrecería adecuada protección al ecosistema de la corriente, en la mayoría de las situaciones. Sin embargo, de acuerdo a otros autores, un rango de amplitudes más que una única dimensión sugerida, constituye una apropiada herramienta de manejo para diseñar fajas de amortiguación efectivas.

XI. RESUMEN

Con el objeto de clarificar cuál es el rol que las zonas ribereñas cumplen en la retención de sedimentos y agroquímicos provenientes de fuentes difusas de contaminación, se realizó una investigación bibliográfica de carácter general respecto al tema propuesto.

Se concluyó que es la especial localización de las zonas ribereñas dentro del paisaje, lo que las hace controlar las fuentes difusas de contaminación. Se encontró evidencia que muestra la capacidad de las zonas para: (1) filtrar sedimentos; (2) regular la temperatura de las corrientes; (3) absorber cantidades significativas de nutrientes; y (4) disminuir el riesgo de entrada de pesticidas en las corrientes. Sin embargo, la canalización de la escorrentía y el transporte de solutos a través de vías de flujo preferentes, podrá afectar negativamente la capacidad amortiguadora de las zonas ribereñas. Un amortiguador de 30 metros de ancho fue propuesto para la protección de la corriente en la mayoría de las situaciones. Finalmente, como señalaron Lowrance et al. (1984b), un manejo silvícola que promueva un sotobosque denso, una litera espesa y un vigoroso crecimiento de la vegetación ribereña mantendrá en el tiempo la eficiencia amortiguadora de estos ecosistemas.

SUMMARY

A bibliographic research was carried out in order to clarify the role of the riparian zones respect to the filtering and degradation of sediments and pollutants coming from nonpoint sources pollution.

It was concluded that it is its special location within the landscape, what permits riparian zones to control nonpoint pollution. It was found enough evidence that proves the capacity of the riparian zones for: (1) filtering suspended or dragged sediments; (2) regulating temperature in the streams; (3) absorbing significant amounts of nutrients; and (4) reducing the risk of inputs of pesticides in the streams. However, it is presupposed that channel flow and pollutant transport through preferential flowpaths, will affect negatively its buffer capacity. From the work of most authors, it appears than a 30 m buffer wide on either side of a stream provides adequate protection to the stream environment, in the most situations. Finally, as Lowrance *et al.* (1984b) stated, any practices or silvicultural management applied to these zones for promoting a dense understory, thick litter and vigorous growth of the forest vegetation will maintain through the time the buffer effectiveness of the riparian ecosystems.

XII. BIBLIOGRAFIA

- Blackburn, W.H., and J.C. Wood. 1990. Nutrient export in stormflow following forest harvesting and site-preparation in east Texas. *J. Environ. Qual.* 19: 402-408.
- Borg, H., A. Hordacre, and F. Batini. 1988. Effects of logging in stream and river buffers on watercourses and water quality in the southern forest of Western Australia. *Aust. For.* 51: 98-105.
- Bouchard, D.C., T.L. Lavy, and E.R. Lawson. 1985. Mobility and persistence of hexazinone in a forest watershed. *J. Environ. Qual.* 14: 229-233.
- Bovey, R.W., C. Richardson, E. Burnett, M.G. Merkle, and R.E. Meyer. 1978. Loss of spray and pelleted picloram in surface runoff water. *J. Environ. Qual.* 7: 178-180.
- Bren, L.J. 1993. Riparian zone, stream, and floodplain issues: a review. *J. Hydrol.* 150: 277-299.

- Bren, L.J. 1995. Aspects of the geometry of riparian buffer strips and its significance to forestry operations. *For. Ecol. Manage.* 75: 1-10.
- Brown, G.W. 1991. *Forestry and Water Quality*. 2nd Ed. Oregon State University. Book Stores, Inc. Corvallis, Oregon. 142p.
- Burwell, R.E., G.E. Schuman, H.G. Heinemann, and R.G. Spomer. 1977. Nitrogen and phosphorus movement from agricultural watersheds. *J. Soil and Water Cons.* 32: 226-230.
- Castelle, A.J., A.W. Johnson, and C. Conolly. 1994. Wetland and stream buffer size requirements- a review. *J. Environ. Qual.* 23: 878-882.
- CIREN-INFOR. 1994. *Atlas forestal de Chile*. Publicación N°103. CIREN-INFOR. Ed. Antártica S.A. Santiago, Chile. 144p.
- Clinnick, P.F. 1985. Buffer strip management in forest operations: a review. *Aust. For.* 48: 34-45.

- CONAF. 1992. Decreto ley N° 701, sobre fomento forestal y reglamentos complementarios. CONAF, VIII Región. Concepción, Chile. 60p.
- Cooper, J.R., and J.W. Gilliam. 1987. Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1600-1604.
- Cooper, J.R., J.W. Gilliam, R.B. Daniels, and W.P. Robarge. 1987. Riparian areas as filters for agricultural sediments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 416-420.
- Corbett, E.S., J.A. Lynch, and W.E. Sopper. 1978. Timber harvesting practices and water quality in the eastern United States. *J. For.* 76: 484-488.
- Childers, D.L., and J.G. Gosselink. 1990. Assessment of cumulative impacts to water quality in a forested wetland landscape. *J. Environ. Qual.* 19: 455-464.

- Daniel, T.C., A.N. Sharpley, D.R. Edwards, R. Wedepohl, and J.L. Lemunyon. 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. *Supl. Nutrient Management. J. Soil and Water Cons.* 49: 30-38.
- Davidson, E.A., S.C. Hart, and M.K. Firestone. 1992. Internal cycling of nitrate in soils of a mature coniferous forest. *Ecology* 73: 1148-1156.
- Donoso, C. 1992. *Ecología forestal: el bosque y su medio ambiente.* 3ª ed. Editorial Universitaria, Universidad Austral de Chile. Santiago, Chile. 368p.
- Felsot, A.S., J.K. Mitchell, and A.L. Kenimer. 1990. Assessment of management practices for reducing pesticide runoff from sloping cropland in Illinois. *J. Environ. Qual.* 19: 539-545.
- Flury, M. 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils- a review. *J. Environ. Qual.* 25: 25-45.

- Fustec, E., A. Mariotti, X. Grillo, and J. Sajus. 1991. Nitrate removal by denitrification in alluvial ground water: role of a former channel. *J. Hydrol.* 123: 337-354.
- Gilliam, J.W. 1994. Riparian wetlands and water quality. *J. Environ. Qual.* 23: 896-900.
- Gilvear, D.J., R. Andrews, J.H. Tellam, J.W. Lloyd, and D.N. Lerner. 1993. Quantification of the water balance and hydrogeological process in the vicinity of a small groundwater-fed wetland, East Anglia, UK. *J. Hydrol.* 144: 311-334.
- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W.A. Mckee, and K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41: 540-551.
- Groffman, P.M., E.A. Axelrod, J.L. Lemunyon, and M. Sullivan. 1991. Denitrification in grass and forest vegetated filter strips. *J. Environ. Qual.* 20: 671-674.
- Groffman, P.M., A.J. Gold, and R.C. Simmons. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. *J. Environ. Qual.* 21: 666-671.

- Hanson, G.C., P.M. Groffman, and A.J. Gold. 1994. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *J. Environ. Qual.* 23: 917-922.
- Harvey, J.W., and W.K. Nuttle. 1995. Fluxes of water and solutes in a coastal wetland sediment. 2. Effect of macropores on solute exchange with surface water. *J. Hydrol.* 164: 109-125.
- Haycock, N.E., and G. Pinay. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during the winter. *J. Environ. Qual.* 22: 273-278.
- Hinton, M.J., S.L. Schiff, and M.C. English. 1993. Physical properties governing groundwater flow in a glacial till catchment. *J. Hydrol.* 142: 229-249.
- Instituto Forestal. 1996. Estadísticas forestales 1995. Boletín Estadístico N° 45. INFOR. Santiago, Chile. 117p.

- Isensee, A.R., and A.M. Sadeghi. 1993. Impact of tillage practice on runoff and pesticide transport. *J. Soil and Water Cons.* 48: 523-527.
- Jackson, W.A., L.E. Asmussen, E.W. Hauser, and A.W. White. 1973. Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 2: 480-482.
- Jacobs, T.C., and J.W. Gilliam. 1985. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. *J. Environ. Qual.* 14: 472-478.
- Jayachandran, K., T.R. Steinheimer, L. Somasundaram, T.B. Moorman, R.S. Kanwar, and J.R. Coats. 1994. Occurrence of atrazine and degradates as contaminants of subsurface drainage and shallow groundwater. *J. Environ. Qual.* 23: 311-319.
- Johnson, D.W., and D.E. Todd. 1990. Nutrient cycling in forests of Walker Branch Watershed, Tennessee: roles of uptake and leaching in causing soil changes. *J. Environ. Qual.* 19: 97-104.
- Johnson, D.W. 1992. Nitrogen retention in forest soils. *J. Environ. Qual.* 21: 1-12.

- Jordan, T.E., D.L. Correll, and D.E. Weller. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *J. Environ. Qual.* 22: 467-473.
- Karr, J.R., and I.J. Schlosser. 1978. Water resources and the land-water interface. *Science.* 201: 229-234.
- Kladivko, E.J., G.E. Van Scoyoc, E.J. Monke, K.M. Oates, and W. Pask. 1991. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a siltloam soil in Indiana. *J. Environ. Qual.* 20: 264-270.
- Klingensmith, K.M., and K. Van Cleve. 1993a. Denitrification and nitrogen fixation in floodplain successional soils along the Tanana River, interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 23: 956-963.
- Klingensmith, K.M., and K. Van Cleve. 1993b. Patterns of nitrogen mineralization and nitrification in floodplain successional soils along the Tanana River, interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 23: 964-969.

- Lavy, T.L., J.D. Mattice, and J.N. Kochenderfer. 1989. Hexazinone persistence and mobility of a steep forested watershed. *J. Environ. Qual.* 18: 507-514.
- Leitch, C.I., and D.W. Flinn. 1983. Residues of hexazinone in streamwater after aerial application to an experimental catchment planted with radiata pine. *Aust. For.* 46: 126-131.
- Logan, R.S. 1994. Riparian forest stewardship. Publication N° EB0096. Extension Service. Montana State University. USA.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd, and L.E. Asmussen. 1984a. Nutrient cycling in an agricultural watershed: I. Phreatic movement. *J. Environ. Qual.* 13: 22-27.
- Lowrance, R.R., R.L. Todd, and L.E. Asmussen. 1984b. Nutrient cycling in an agricultural watershed: II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.* 13: 27-32.

- Lowrance, R.R., R.L. Todd, J. Fail, Jr., O. Hendrickson, R. Leonard, and L. Asmussen. 1984c. Riparian forest as nutrient filters in agricultural watersheds. *Bioscience* 34: 374-377.
- Lowrance, R., R. Leonard, and J. Sheridan. 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *J. Soil and Water Cons.* 40: 87-91.
- Lowrance, R., J.K. Sharpe, and J.M. Sheridan. 1986. Long-term sediment deposition in the riparian zone of a coastal plain watershed. *J. Soil and Water Cons.* 41: 266-271.
- Lowrance, R., and R.A. Leonard. 1988. Streamflow nutrient dynamics on coastal plain watersheds. *J. Environ. Qual.* 17: 734-740.
- Lowrance, R. 1992a. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. *J. Environ. Qual.* 21: 401-405.
- Lowrance, R. 1992b. Nitrogen outputs from a field-size agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 21: 602-607.

- Lowrance, R., G. Vellidis, and R.K. Hubbard. 1995. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *J. Environ. Qual.* 24: 808-815.
- López Cadenas de Llano, F., J.L. García, and R. Pizarro. 1995. El papel del bosque en la gestión de cuencas hidrográficas. Chile Forestal, Documento Técnico N°93. CONAF. Santiago, Chile.
- López Cadenas de Llano, F. 1990. El papel del bosque en la conservación del agua y del suelo. *Ecología. Fuera de Serie.* 1: 141-155.
- Lynch, J.A., E.S. Corbett, and K. Musallem. 1985. Best management practices for controlling nonpoint-source pollution on forested watershed. *J. Soil and Water Cons.* 40: 164-167.
- Martin, C.W., and R.S. Pierce. 1980. Clearcutting patterns affect nitrate and calcium streams of New Hampshire. *J. For.* 78: 268-272.
- Mesón, M.L. 1987. *Ecología y vegetación de las ripisilvas (Descenso ecológico del río Jarama).* *Ecología.* 1: 35-52.

- Michael, J.L., D.G. Neary, and M.J.M. Wells. 1989. Picloram movement in soil solution and streamflow from a coastal plain forest. *J. Environ. Qual.* 18: 89-95.
- Miller, M.H., E.G. Beauchamp, and J.D. Lauzon. 1994. Leaching of nitrogen and phosphorus from biomass of three cover crop species. *J. Environ. Qual.* 23: 267-272.
- Ministerio de Agricultura. 1993. Plan de acción forestal para Chile. PUBLISIGA S.A. & OGRAMA. Santiago, Chile. 84p.
- Moore, I.D., G.J. Burch, and P.J. Wallbrink. 1986. Preferential flow and hydraulic conductivity of forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 876-881.
- Mosley, M.P. 1979. Streamflow generation in a forested watershed, New Zealand. *Water Resour. Res.* 15: 795-806.
- Mosley, M.P. 1982. Subsurface flow velocities through selected forest soils, South Island, New Zealand. *J. Hydrol.* 55: 65-92.

NCASI. 1992. The effectiveness of buffer strips for ameliorating offsite transport of sediment, nutrient, and pesticides from silvicultural operations. Technical Bulletin N° 631. NCASI. New York, NY.

Neary, D.G., P.B. Bush, J.E. Douglass, and R.L. Todd. 1985. Picloram movement in an Appalachian hardwood forest watershed. J. Environ. Qual. 14: 585-592.

Nelson, W.M., A.J. Gold, and P.M. Groffman. 1995. Spatial and temporal variation in groundwater nitrate removal in a riparian forest. J. Environ. Qual. 24: 691-699.

Nielsen, T., A. Kjoller, and S. Struwe. 1994. Potential denitrification and N₂O formation in dry european coniferous forest soils. For. Ecol. Manage. 68: 101-106.

O'Laughlin, J., and G.H. Belt. 1995. Functional approaches to riparian buffer strip design. J. For. 93: 29-32.

- Omernik, J.M., A.R. Abernathy, and L.M. Male. 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *J. Soil and Water Cons.* 36: 227-231.
- Palma, G., y H. López. 1993. Disminución del impacto ambiental producido por herbicidas utilizando formulaciones alternativas. *Frontera Agrícola* 2: 85-90.
- Pantone, D.J., R.A. Young, D.D. Buhler, C.V. Eberlein, W.C. Koskinen, and F. Forcella. 1992. Water quality impacts associated with pre-and postemergence applications of atrazine in maize. *J. Environ. Qual.* 21: 567-573.
- Patrick, W.H., Jr., and K.R. Reddy. 1976. Nitrification - denitrification reactions in flooded soils and water bottoms: dependence on oxygen supply and ammonium diffusion. *J. Environ. Qual.* 5: 469-472.
- Peterjohn, W.T., and D.L. Correll. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology.* 65: 1466-1475.

- Phillips, J.D. 1989a. An evaluation of factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *J. Hydrol.* 107: 133-145.
- Phillips, J.D. 1989b. Nonpoint source pollution control effectiveness of riparian forests along a coastal plain river. *J. Hydrol.* 110: 221-237.
- Pivetz, B.E., and T.S. Steenhuis. 1995. Soil matrix and macropore biodegradation of 2,4-D. *J. Environ. Qual.* 24: 564-570.
- Power, J.F. 1994. Understanding the nutrient cycling process. *Supl. Nutrient Management. J. Soil and Water Cons.* 49: 16-23.
- Reddy, K.R., and P.M. Gale. 1994. Wetland processes and water quality: a symposium overview. *J. Environ. Qual.* 23: 875-877.
- Schellinger, G.R., and J.C. Clausen. 1992. Vegetative filter treatment of dairy barnyard runoff in cold regions. *J. Environ. Qual.* 21: 40-45.

- Sharpley, A.N., S.C. Chapra, R. Wedepohl, J.T. Sims, T.C. Daniel, and K.R. Reddy. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *J. Environ. Qual.* 23: 437-451.
- Simmons, R.C., A.J. Gold, and P.M. Groffman. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. *J. Environ. Qual.* 21: 659-665.
- Singh, P., and R.S. Kanwar. 1991. Preferential solute transport through macropores in large undisturbed saturated soil columns. *J. Environ. Qual.* 20: 295-300.
- Sloan, W.T., A. Jenkins, and A. Eatherall. 1994. A simple model of stream nitrate concentrations in forested and deforested catchments in Mid-Wales. *J. Hydrol.* 158: 61-78.
- Smith, C.M. 1992. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. *J. Environ. Qual.* 21: 237-245.

- Stehouwer, R.C., W.A. Dick, and S.J. Traina. 1993. Characteristics of earthworm burrow lining affecting atrazine sorption. *J. Environ. Qual.* 22: 181-185.
- Steinblums, I.J., H.A. Froehlich, and J.K. Lyons. 1984. Designing stable buffer strips for stream protection. *J. For.* 82: 49-52.
- Thomann, R.V., and J.A. Mueller. 1987. Principles of surface water quality modeling and control. Harper and Row (ed.). Manhattan College. New York.
- Thomas, G.W., G.R. Haszler, and J.D. Crutchfield. 1992. Nitrate-nitrogen and phosphate-phosphorus in seven Kentucky streams draining small agricultural watersheds: eighteen years later. *J. Environ. Qual.* 21:147-150.
- Tindall, J.A., R.L. Petrusak, and P.B. McMahon. 1995. Nitrate transport and transformation processes in unsaturated porous media. *J. Hydrol.* 169: 51-94.

- Tindall, J.A., and W.K. Vencill. 1995. Transport of atrazine, 2,4-D, and dicamba through preferential flowpaths in an unsaturated claypan soil near Centralia, Missouri. *J. Hydrol.* 166: 37-59.
- Toliver, J. 1993. What are wetlands?. *J. For.* 91: 12-14.
- TRAGSA-TRAGSATEC. 1994. Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Ediciones Mundiprensa. Madrid.
- Trimble, G.R., and R.S. Sartz. 1957. How far from a stream should a logging road be located? *J. For.* 55: 339-341.
- Van Cleve, K., J. Yarie, R. Erickson, and C.T. Dyrness. 1993. Nitrogen mineralization and nitrification in successional ecosystems on the Tanana River floodplain, interior Alaska. *Can. J. For. Res.* 23: 970-978.
- Van der Molen, W.H., and H.C. Van Ommen. 1988. Transport of solutes in soils and aquifers. *J. Hydrol.* 100: 433-451.

- Vellidis, G., R. Lowrance, M.C. Smith, and R.K. Hubbard. 1993. Methods to assess the water quality impact of a restored riparian wetland. *J. Soil and Water Cons.* 48: 223-230.
- Vermes, J.F., and D.D. Myrold. 1992. Denitrification in forest soils of Oregon. *Can. J. For. Res.* 22: 504-512.
- Williams, R.D., and A.D. Nicks. 1988. Using CREAMS to simulate filter strip effectiveness in erosion control. *J. Soil and Water Cons.* 43: 108-112.

