

## Impactos ecológicos de plantaciones forestales

Por: Robert Hofstede, Proyecto Páramo, Proyecto EcoPar, Quito

Versión adaptada del artículo con el mismo título en el libro:

R. Hofstede, J. Lips, W. Jongsma & J. Sevink. 1998. *Geografía, Ecología y Forestación de la Sierra Alta del Ecuador. Revisión de Literatura*. Editorial Abya Yala, Ecuador. 242 p.

### 1. Introducción

En muchos países el establecimiento de plantaciones con especies exóticas ha llegado a ser menos aceptado ecológica, social y políticamente, especialmente con respecto al impacto ambiental que éstas causan y en cuanto a la conservación de la biodiversidad. Por estas razones surge la preocupación por la estabilidad ecológica de las plantaciones. Aunque una de las motivaciones para la forestación es el mejoramiento del medio ambiente a través de la conservación del suelo y la regulación de la hidrología, existen varias publicaciones que afirman un impacto negativo de plantaciones con especies exóticas sobre estos aspectos ambientales. Sin embargo, a nivel de los países Andinos, se han hecho muy pocos estudios. Por esto vale la pena revisar la literatura existente, muchas veces de otras áreas, y tratar de extrapolar los resultados a la realidad Andina.

A primer vista parece que la implantación de árboles en el páramo, hasta ahora casi únicamente con especies exóticas, favorece la estabilidad del ecosistema: se crea más biomasa, se aumenta la cobertura vegetal y la entrada de materia orgánica al suelo; desafortunadamente no es tan sencilla. Existe ya bastante evidencia que en la zona alto-andina hay varios efectos nocivos de la forestación con especies exóticas, uno de ellos, que durante la implantación se retira parte de la vegetación existente y se disturba el suelo (compactación; Evans, 1992); pero aún más importantes son los efectos durante el crecimiento de la plantación, especialmente especies como el pino consumen demasiado agua, disminuyen el rendimiento hídrico y finalmente secando el suelo, razón por la cual hay mayor descomposición y pérdida de fertilidad. Esta acelerada descomposición no es compensada por la entrada de nueva materia orgánica, ya que la hojarasca de pino es muy uniforme y resistente a microorganismos; así que el suelo bajo plantación de pino será menos orgánico y más seco que un suelo de páramo (Cortés *et al.*, 1990; Hofstede, 1997). Además se espera que las condiciones microclimáticas y edáficas alteradas, causado por la cobertura total por *Pinus*, hace que la vegetación natural del área es casi ausente (Ohep y Herrera, 1985; Van der Hammen, 1997)

### 2. Impactos sobre la hidrología

Existen muchos estudios que analizan el efecto de tratamientos silviculturales sobre la hidrología comparando cuencas aledañas con cobertura vegetal distinta (paired catchment studies). En Bosch y Hewlett (1982) se encuentra una revisión de la literatura de este tipo de estudio para cambios en cobertura vegetal en general. Algunos recientes ejemplos para *Pinus radiata* y *P. patula* son: Cornish (1989), Crockford y Richardson (1990a+b+c+d), Dons (1987), Duncan (1995), Fahey y Jackson (1997), Fahey y Watson (1991), Rowe *et al.* (1994) y Smith (1987), todos en Australia y Nueva Zelandia; Gilmour *et al.* (1987) en Nepal; Mwendera (1994) en Malawi; Roberts y Harding (1996) en Kenya. Algunos ejemplos dentro América Latina son: en Chile Huber *et al.* (1985, 1990) y en Colombia Tobon (1989).

Estos estudios comparativos revelaron que plantaciones forestales muestran una evapotranspiración mayor y una escorrentía reducida en comparación con vegetación baja (pasturas naturales). Bosch y Hewlett (1982) concluyeron de los resultados de 94 estudios de cuencas comparativas, que bosques de *Pinus* y *Eucalyptus* causan en promedio una reducción

de 40 mm en escorrentía anual por cada 10% de cambio en cobertura respecto a pastos. La reducción causada por bosques templados de madera dura es menor, 25 mm en promedio. Esta reducción en escorrentía es en gran parte el resultado de la intercepción de los árboles. En áreas relativamente secas hay también el efecto de una transpiración aumentada, por el sistema radical más profundo de los árboles, respecto a los pastos (Calder, 1996). En Malawi, Mwendera (1994) indicó, que no habían diferencias significativas en la escorrentía máxima (*peak flow*) después de forestar una cuenca originalmente cubierta por pastos y arbustos nativos con pino (*P. patula* y *P. kesia*) y eucalipto (*E. saligna*), pero que si hubo una disminución significativa en la escorrentía mínima (*base flow*) de la cuenca. Duncan (1995) encontró reducción tanto en la magnitud de los flujos máximos como mínimos como consecuencia de aforestación de cuencas originalmente cubierta por pastos y arbustos nativos con *Pinus radiata* en Nueva Zelanda. En la mayoría de los períodos de 3 meses la reducción de la escorrentía en cuencas con *Pinus* maduro fue entre 50 y 90% de la escorrentía de cuencas en pastos. Resultados similares fueron obtenidos por Smith (1987). Fahey y Watson (1991) y Fahey y Jackson (1997) observaron una reducción de 20% a 30 % de la caudal de una cuenca plantada con *Pinus radiata* respecto a una cuenca cubierta con macolla nativa en Nueva Zelanda (con mucha similitud con los páramos, Halloy; 1989). La reducción apenas comenzó 7 años después de la reforestación. Aquí también se observaron una reducción tanto en el flujo mínimo como en el máximo.

Los cambios en el balance hídrico de plantaciones respecto a bosques naturales son menos claros (Bruijnzeel, 1990). Diferencias en parámetros estructurales determinan en gran parte las diferencias hidrológicas entre plantaciones y bosques naturales. En un estudio del balance hídrico de una plantación de *Pinus radiata* en Australia Meyers y Talsma (1992) concluyeron que, después de controlar por la magnitud de los aguaceros, el área basal es la más importante característica estructural que determina la intercepción. Un estudio en India en una plantación de *Eucalyptus* reveló incluso que el área basal tenía una mejor correlación con la evaporación que el índice del área foliar (Calder, 1996).

Otros aspectos, como el tipo de las hojas (latifoliadas versus coníferas), también son importantes. Existen varios estudios que indican que la intercepción de coníferas generalmente es mayor que la de latifoliadas, por la forma de las agujas y el alto índice del área foliar (Tobon, 1989). El rango de 18-39% de intercepción en plantaciones de *Pinus radiata* mencionado por Meyers y Talsma (1992) y el rango de 19-27 para plantaciones tropicales de Pinos (Calder *et al.*, 1991 en Roberts y Harding 1996) sugieren que en efecto la intercepción de estas plantaciones es mayor que la de bosques montanos tropicales naturales. En un estudio a 1900m aprox. en Colombia, Tobon (1989) encontró que la intercepción anual de una plantación de *Pinus patula* fue mayor que la de un bosque secundario o de una plantación de *Cupressus lusitanica*. Sin embargo, este resultado fue obtenido gracias a la intercepción alta de la plantación de Pino, respecto a los otros dos tipos de cobertura, en períodos muy húmedos, ya que en el resto del año el bosque natural secundario mostró la mayor intercepción.

No se puede hacer generalizaciones sobre el efecto de plantaciones en áreas altas respecto a la magnitud de desbordamientos y sedimentación en áreas bajas ya que estos eventos dependen de muchos más factores que la cobertura vegetal sola (Calder, 1996; Bruijnzeel, 1990).

### **3. Impactos sobre la dinámica de la materia orgánica**

El cambio en la calidad del material orgánico muerto, de una vegetación herbácea de los páramos hasta la hojarasca de árboles de una plantación, puede modificar procesos de descomposición y formación del suelo. En Alaska se ha encontrado que la formación de suelos en cenizas recientes bajo un régimen de temperatura crítica condujo a dos distintos tipos de suelo: bajo bosque fueron encontrados podzoles mientras una vegetación de pastos resultó en la formación de andisoles (Shoji *et al.*, 1988), el tipo de suelo que determina los beneficios del páramo (Hofstede y Mena, 2000). En el caso del establecimiento de plantaciones con árboles con una calidad de la hojarasca pobre (como el caso de las coníferas) en áreas anteriormente

cubiertas por una vegetación de pastos, se observó la degradación de andisoles hacia podzoles. Efectivamente, en las plantaciones de Pinos en Ecuador edafólogos han identificado micropodzoles (Sevink, com. pers.).

En las revisiones de la literatura no hay una tendencia clara de los efectos de silvicultura (incluyendo preparación del sitio y manejo por fuegos) sobre la reserva de carbono en el suelo, existen tantos estudios que indican una disminución como los que reportan un aumento (Cannel, 1996).

Generalmente se espera que la descomposición de hojarasca de *Pinus spp.* es lenta, por la pobre calidad (relación C/N alta, altos contenidos de polifenoles) del material. Son, sin embargo, características que también están reportadas para especies de bosques nativos de la alta montaña. Hay muy pocos estudios comparativos de descomposición de plantaciones respecto a vegetación natural a gran altura. Pero si existe una preocupación relacionado a las características típicas de los suelos del páramo en buen estado de conservación. En los Andisoles existen complejos entre partículas minerales y orgánicos, que retienen el agua y que protegen el humus a descomposición. por esto estos suelos tienen un alto contenido de materia orgánica y que retienen tanto el agua (Podwojeski, 2000). Sin embargo, ya que las plantaciones de *Pinus* tienen un mayor uso de agua, el suelo tiende a secarse. En el caso de secarse, los suelos pierden la conexión entre partículas minerales y orgánicas, el contenido de materia orgánica disminuye y los suelos se transforman de retenedores de agua a repelentes de agua. Así el costo de tener un beneficio económico por lo que se cultiva encima del suelo, es la pérdida de dos importantes beneficios ambientales del suelo del páramo: agua y carbono (Hofstede y Aguirre, 1999).

#### 4. Impactos sobre aspectos físicos y químicos de suelos

Ya en 1975 fueron expresadas críticas, porque en algunas rotaciones con coníferas exóticas en el mismo sitio la fertilidad del suelo bajó. Evidencia disponible de Swazilandia, muestra que esto no pasa en los suelos de allá, en realidad parece que el crecimiento inicial en la segunda rotación en los primeros diez años es mejor que para la primera rotación (Wormald, 1975). En su extenso estudio en las montañas entre 1650 y 2250m en Tanzania, Lundgren (1978) tampoco pudo encontrar diferencias significativas en el contenido de nutrientes de suelos volcánicos recientes bajo plantaciones de primera rotación de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica*, en comparación con bosques montanos naturales. Los suelos de las plantaciones si mostraron un contenido menor de C y una densidad aparente más alta que los del bosque natural. Suelos pobres (Latosoles) en la misma región bajo plantaciones de *Pinus patula* y *Cupressus lusitanica* de primera rotación mostraron una imagen muy distinta. Allí hubo una disminución significativa de P y K disponible y de reserva a medida que aumentó la edad de las plantaciones. El C orgánico y el N bajaron también considerablemente, después de un aumento inicial.

En Colombia León *et al.* (1996) compararon las características de suelos volcánicas bajo pastos con suelos de plantaciones de *Pinus patula* de 15 años de edad y de *Eucalyptus grandis* de 2 y 5 años de edad. No pudieron encontrar diferencias consistentes entre los suelos de las plantaciones y de los pastos, excepto por el pH, que mostró valores más bajos en las plantaciones de *Pinus patula*. Moreno (1987) hizo una comparación entre suelos ándicos bajo cobertura de bosques naturales, de potreros y de plantaciones de *Pinus patula* mayores de 10 años de edad, en el Altiplano de Popayán, a 1700 m. Las plantaciones fueron establecidas en potreros. Las conclusiones más importantes eran que en este área, los potreros sin plantación tenían valores negativos de porosidad, infiltración, pH, CIC efectivo, Mg y K y Al intercambiable respecto a bosques naturales, mientras que las plantaciones de pino tenían valores intermedios. Otras variables no mostraron diferencias significativas. Estos cambios químicos producidos por las plantaciones forestales no se consideraron drásticos, y según el autor pueden compensarse fácilmente mediante el manejo. Cortéz *et al.* (1990) encontraron algo muy distinto en suelos ándicos a 3000 m en Cundinamarca, Colombia, después de la implantación de praderas, coníferas (*Pinus patula* y *Cupressus sp*) y *Eucalyptus viminalis* en comparación con bosque

nativo de *Weinmannia*. Las plantaciones (establecidas en potreros) y los potreros provocaron una transformación en la estructura de los suelos, acompañada de un severo agrietamiento, un cambio en el régimen de humedad del suelo (de údico a ústico) y una variación y disminución apreciable de la actividad biológica del suelo. Los efectos son más notables en los suelos de las plantaciones que en las praderas.

En estudios ejecutados sobre toda la Sierra Ecuatoriana, Hofstede (1997) concluyó que no se puede generalizar el efecto de plantaciones de *Pinus*: este efecto depende de la región, el uso anterior de la tierra y el manejo actual de la plantación. Sin embargo, existe la tendencia general que las plantaciones de *Pinus* están relacionadas con sitios de menor materia orgánica, menor humedad y una textura gruesa. Un fenómeno general es que el pH del suelo disminuye bajo plantación. Por las grandes diferencias entre regiones, no se pudo probar estadísticamente este efecto negativo de plantaciones en muchos casos. Comparaciones directas entre parcelas dentro de plantaciones y parcelas inmediatamente fuera de éstas, en el pajonal, demostraron que el efecto de plantaciones sobre el ecosistema es realmente poco, pero casi nunca positivo en cuanto al valor ecológico. Sin embargo, tampoco se han observado indicaciones de deterioración en las plantaciones.

Es importante tomar en cuenta que en el páramo hay pocas experiencias con segundas rotaciones y menos con terceras o más. Puede ser que algunas conclusiones optimistas no tengan mucho tiempo de observación. Jaramillo y Herrón (1991) mencionan repelencia al agua en plantaciones de pinos en Colombia. Este fenómeno es también reportado por Cortés *et al.* (1990). Esto atribuido a la exudación de sustancias resinosas por las raíces de los pinos.

## 5. Impactos sobre la vegetación nativa

Los bosques de especies exóticas de rápido crecimiento tienen mucha influencia sobre la vegetación nativa. El ejemplo más directo es *Eucalyptus*, que es una especie alelopática que deja caer una hojarasca con unos fenoles que inhiben el crecimiento de otras especies (Lima, 1990). Quiere decir, que inclusive en los mejores sitios no se desarrolla mucho sotobosque bajo una copa de *Eucalyptus*. Bajo plantaciones de coníferas muchas veces tampoco puede crecer mucho sotobosque. Razones para esto son la falta de luz, más que todo en plantaciones densas sin manejo las copas de los pinos no dejan pasar ni un rayo solar al piso (Ohep y Herrera, 1985), y la gran producción de hojarasca que queda casi sin descomposición en el piso ahoga la vegetación del sotobosque (Cortés *et al.*, 1990; Van der Hammen, 1997).

Sin embargo han encontrado ejemplos en Ecuador y en Venezuela en plantaciones de *Pinus patula* y *radiata* que la cantidad de especies de plantas fue aumentada en comparación con el páramo natural. Esta tenía que ver con el hecho de que en el bosque ocurrieron plantas exóticas, pero también algunas especies de bosque andino que no aparecieron en el páramo (Ohep y Herrera, 1985; Hofstede, 1997). Esto soporta el hipótesis de que con una plantación, aunque sea de una especie exótica, se crea un microclima de bosque en un páramo y así se puede ayudar la regeneración de bosque nativa. Esto sin embargo depende mucho del estado y el manejo del bosque. Todavía existen muchas diferencias entre las pocas plantaciones con una regeneración considerable de especies leñosas y bosque natural, especialmente por la falta de una gran abundancia de epífitas en plantaciones.

Si bien en plantaciones de pino se puede observar, en algunos casos, una regeneración de arbustos y árboles andinos nativos, esto no quiere decir que una plantación de este tipo es un moderador ideal para tener regeneración. La regeneración que se observa no es similar a la regeneración de sotobosque en un bosque andino. Además, en plantaciones viejas donde había vegetación de sotobosque se nota que los árboles nativos están muriéndose nuevamente conforme avanza la edad de la plantación. Finalmente, la poca regeneración que se desarrolla

en una plantación de especies exóticas, probablemente se destruya fácilmente con el corte final (Kuper, 1998).

Si una plantación de pino ayuda a la regeneración de especies leñosas nativas, no es tanto por la plantación sino más bien porque la gente dejó de quemar el pajonal. Con una buena campaña antiguemas también se nota una buena regeneración de arbustos y árboles (IEDECA com. pers.).

## 6. Impactos durante el corte de plantaciones

En dos publicaciones extensas acerca del efecto de plantaciones forestales sobre ecosistemas, se confirman que el mayor impacto se presenta durante el corte de una plantación. Lima (1990) que hizo una revisión intensiva de los efectos ambientales de plantaciones de Eucalipto sobre una gran variedad de ecosistemas, concluye que generalmente los efectos no son tan negativos que se piensa: comparado con vegetaciones naturales, las plantaciones de Eucalipto si consume más agua y nutrientes y no conoce mucha biodiversidad, pero comparado con otras especies forestales y más que todo con otros cultivos agrícolas, el efecto negativo del Eucalipto no es tanto. Sin embargo, si la cosecha está hecha a tala rasa, y adicionalmente los deshechos son quemados, el flujo de sedimento se aumenta hasta 10 veces, la pérdida de nutrientes es hasta 60% y la vegetación del sotobosque se desaparece totalmente. Iguales resultados fueron encontrados por Van Waterloo (1994) para plantaciones de *Pinus caribea* en Fiji. Comparado con praderas, las plantaciones si consumieron más agua y nutrientes, pero en cambio disminuyeron la pérdida de sedimento y aumentaron el sotobosque. Pero en Fiji también se encontraron inmensas pérdidas de agua, sedimento y nutrientes después del corte de la plantación.

Según Lima (1990) se puede evitar mayores problemas asociados con la corte de la plantación si se aplique un manejo adecuado. Él sugiere evitar cortar a tala rasa y la quema, siempre dejando el suelo con cubierta. Además tomar mucha distancia entre los caminos de entrada a la plantación y dejar fajas de árboles en pie.

## 7. Conclusiones

La plantación de especies exóticas es una actividad que puede ser de mucho beneficio tanto para la industria maderera como para las comunidades rurales. Sin embargo, como todo cultivo monoespecífico, tiene impacto sobre el ecosistema. Hasta el momento no hay absoluta claridad sobre el impacto de estas plantaciones sobre ecosistemas naturales, pero si hay más indicaciones de deterioro que de recuperación. El impacto negativo de plantaciones comerciales sobre la hidrología, aprobado en un sinnúmero de estudios, es realmente lo más preocupante, pero también el efecto sobre la fertilidad del suelo y sobre la diversidad de una región debe mantener alerta. Es obvio que muchos estudios no se hicieron en el páramo mismo si no en otros países o continentes, pero no hay mucha razón de esperar que un efecto negativo encontrado en la mayoría de los casos, es positivo en el páramo. En todos modos, no se puede justificar una plantación con especies exóticas como medida ecológica.

Es tiempo que se deja atrás la justificación de plantaciones comerciales como medida ecológica. En los países con mucho más tecnología forestal que el Ecuador, es reconocido por los forestales que el pino tiene su impacto ambiental y que en vez de poner esfuerzo en negarlo, ponen más bien un esfuerzo en mitigarlo. Goyoso (1996) demostró que en Chile, para mitigar los efectos ambientales y para mantener la fertilidad del suelo (NB: no se habla de biodiversidad o servicios hídricos) se debe invertir entre 1200 y 2500 dólares por ha por rotación extra. La certidumbre en países como Nueva Zelanda y Sur Africa sobre el impacto de plantaciones forestales industriales sobre la hidrología es tal, que ya ni es tema de discusión si no tema de manejo: tanto en Nueva Zelanda y el Sur Africa existen grandes programas, con apoyo del

gobierno, de recuperación de pajonales y aumento de caudales por medio de corte de plantaciones forestales (Clearwater, 1999).

En vista del alto valor ecológico, hidrológico y paisajístico del páramo, no es recomendable plantar especies exóticas a la altitud del páramo, con excepción de áreas alteradas (no cubiertas por pajonales, arbustales o humedales) y de áreas limitadas en posesión de comunidades campesinas, en que las plantaciones servirán como sustento económico y doméstico, que complementa las otras actividades productivas de la familia campesina y disminuye la presión sobre el bosque natural.

Una fuerte recomendación es la de cambiar el tipo de forestación en la Sierra del Ecuador. Si la flora nativa encima de los 3.000 metros contiene 330 especies de árboles, ¿por qué la forestación emplea únicamente tres especies ajenas al continente? Igual de que no hay que condenar las especies exóticas, tampoco hay que decir que las especies nativas solo tienen impactos positivos. Sin embargo, las pocas experiencias existentes y las suposiciones lógicas enseñan que hay mucho menos riesgo de pérdida de humedad, de diversidad y que, por ser un elemento natural de la zona altoandina, realmente ayuda a la regeneración natural (Cavelier, 1994). Observaciones en varias áreas muestran que el crecimiento puede ser igual o mayor que en plantaciones con especies exóticas. Basándose en un mayor esfuerzo en la experimentación con especies nativas es muy probable que se encuentren alternativas más adecuadas en términos económicos y ecológicos. A más de esto, una modernización en la forestación debe incluir una zonificación más estricta, empleando plantaciones industriales con especies exóticas solamente para fines productivos en áreas donde su impacto es mínimo, así como el desarrollo de modelos de forestación integrado con mezclas de especies, aprovechando la sucesión natural y evitando la tala rasa.

## 8. Literatura Citada

Arenas Salazar, H. (1994). Dinámica de la hojarasca en un bosque nativo altoandino y un bosque de eucaliptos en la región de Monserrate. En: *Estudios ecológicos del páramo y del bosque altoandino Cordillera Oriental de Colombia*. (L.E. Mora Osejo y H. Sturm, eds.) Vol. 2. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología. p.457-484.

Bosch, J.M. y Hewlett, J.D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55:3-23

Bruijnzeel, L.A. (1990). *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. Paris and Amsterdam: Unesco and Free University. 224 pp.

Calder, I.R. (1996). Water use by forests at the plot and catchment scale. *Commonwealth Forestry Review* 75(1):19-30

Cannell, M.G.R. (1996). Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect. *Commonwealth Forestry Review* 75(1):92-99

Cavelier, J. (1994). Reforestation with the native tree *Alnus Acuminata*; Effects on phytodiversity and species richness in an upper montane rain forest area of Colombia. En: *Tropical Montane Cloud Forests. Proceedings of an International Symposium* (L.S. Hamilton; J.O. Juvik y F.N. Scatena, eds.). May, 1991; San Juan, Puerto Rico: East-West Centre; International Hydrological Programme, Unesco: International Institute of Tropical Forestry, US forest Service. p. 78-85

Clearwater, S. (1999). *Upland land use and water yield*. Issues in Ecology 1. university of Otago, Dunedin, Nueva Zelanda. 9 p.

II Conferencia Electrónica sobre Usos Sostenibles y Conservación del Ecosistema Páramo en los Andes: "Los Páramos como Fuente de Agua: Mitos, Realidades, Retos y Acciones"

Cornish, P.M. (1989). *The effects of radiata pine plantation establishment and management on water yields and water quality - a review*; Technical Paper Forestry Commission of NSW: 49. 53

Crockford, R.H. y Richardson, D.P. (1990). Partitioning of rainfall in a eucalypt forest and pine plantation in southeastern Australia (4 artículos). *Hydrological Processes* 4(2):169-188

Cortés, A.; Chamorro B., C. y Vega, A. (1990). Cambios en el suelo por la implantación de praderas, coníferas y eucaliptos en un área aledaña al Embalse del Neusa (Paramo de Guerrero). *Investigaciones Subdirección Agrológica IGAC* :101-114

Crockford, R.H. y Richardson, D.P. (1990d). Partitioning of rainfall in a eucalypt forest and pine plantation in southeastern Australia:IV. The relationship of interception and canopy storage capacity, the interception of these forests, and the effect on interception of thinning the pine plantation. *Hydrological Processes* 4(2):169-188

Dons, A. (1987). Hydrology and sediment regime of a pasture, native forest, and pine forest catchment in the central North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 17(203):161-178

Duncan, M.J. (1995). Hydrological impacts of converting pasture and gorse to pine plantation, and forest harvesting, Nelson, New Zealand. *Journal of Hydrology (N. Z.)* 34(1):15-41

Evans, J. (1992). *Plantation forestry in the tropics*. Oxford. 403 pp.

Fahey, B.D. y Jackson, R.J. (1997) Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South island, New Zealand. *Agriculture and Forest Meteorology* 84: 69-82

Fahey, B.D. y Watson, A.J. (1991). Hydrological impacts of converting tussock grassland to pine plantation, Otago, New Zealand. *Journal of hydrology (N.Z.)* 30(1-15)

Gayoso, J. (1996), Costos ambientales en plantaciones de *Pinus radiata*. Bosque (Universidad Austral de Chile) 17:15-26

Gilmour, D.A.; Bonell, M. y Cassells, D.S. (1987). The effects of forestation on soil hydraulic properties in the Middle Hills of Nepal: a preliminary assessment. *Mountain Research and Development* 7(3):239-249

Hernández C., M.L. y Murcia R., M.A. (1994). Estimación de la productividad primaria de *Espletia grandiflora* H&B y *Pinus patula* Schl&Cham en el páramo "El Granizo", Cundinamarca, Colombia. En: *Estudios ecológicos del paramo y del bosque altoandino Cordillera Oriental de Colombia*. (L.E. Mora Osejo y H. Sturm, eds.) Vol. 2. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Biología. p.503-520.

Hofstede, R.G.M. (1997). *El impacto ambiental de plantaciones de Pinus en la Sierra del Ecuador. Resultados de una investigación comparativa*. Amsterdam: Proyecto EcoPar - Universidad de Amsterdam. 54 pp.

Hofstede, R. y Aguirre, N. (1999) Biomasa y dinámica del carbono en relación con las actividades forestales en la Sierra del Ecuador. En: G. Medina y P. Mena (Eds) *El páramo como espacio de mitigación de carbono atmosférico*. Serie Páramo 1. GTP/Abya Yala, Quito. pp 29-52.

II Conferencia Electrónica sobre Usos Sostenibles y Conservación del Ecosistema Páramo en los Andes: "Los Páramos como Fuente de Agua: Mitos, Realidades, Retos y Acciones"

Hofstede, R. y Mena, P. (2000) Los beneficios escondidos del páramo. Servicios ecológicos e impacto humano *II Conferencia Electrónica sobre Usos Sostenibles y Conservación del Ecosistema Páramo en los Andes. Mayo - Junio, 2000.* [www.condesan.org/paramo2](http://www.condesan.org/paramo2)

Huber, A.W.; Oyarzun, C.; Ellies, A.; Huber, A.W. y Oyarzun, C.E. (1985). Balance hídrico en tres plantaciones de *Pinus radiata* y una pradera. II. Humedad del suelo y evapotranspiración. *Bosque* 6(2):74-82

Huber, J.A.; Oyarzun, O.C.; Huber, J.A. y Oyarzun, O.C. (1990). Precipitación neta e interceptación en un bosque adulto de *Pinus radiata* (D. Don). *Bosque* 5(1):13-20

Jaramillo J., D.F. y Herrón O., F.E. (1991). Evaluación de la repelencia al agua de algunos andisols de Antioquia bajo cobertura de *Pinus patula*. *Acta Agronomica* 41(4):79-85

León S., T.; Suárez C., A. y Castañeda T., A. (1996). *Efectos sobre el suelo de plantaciones comerciales de Pinus patula y Eucalyptus grandis en crecimiento.* Informe preliminar del componente Suelo y Aguas del Proyecto de evaluación del Impacto Ambiental de las Plantaciones Forestales en Colombia. Santafé de Bogotá: CONIF. 51 pp.

Lima, W.d.P. (1996). *Impacto ambiental del Eucalipto.* Sao Paulo: Editora da Universidade de Sao Paulo. 302 pp.

Lundgren, B. (1978). *Condiciones de suelo y ciclaje de nutrientes bajo bosque natural y plantaciones forestales en las tierras altas de Tanzania.* Uppsala: Department of Forest Soils, Swedish University of Agricultural Sciences; Informe en ecología y suelos forestales: 31. 373 pp.

Moreno Hurtado, F.H. (1987). *Comparación de algunas propiedades de suelos volcánicos bajo bosques naturales, potreros y plantaciones forestales.* Medellín: Universidad Nacional de Colombia, Seccional de Medellín, Facultad de Agronomía, Tesis de Grado. 186pp

Mwendera, E.J. (1994). Effect on the water yield of the Luchelemu catchment in Malawi of replacing indigenous grasses with timber plantations. *Forest Ecology and Management* 65(2-3):75-80

Ohep C., N.F. y Herrera S., L.d.V. (1985). *Impacto de las plantaciones de coníferas sobre la vegetación originaria del páramo de Mucubají.* Mérida: Universidad de los Andes, Facultad de ciencias forestales . 60pp

Podwojewski, P y Poulénard, J. (2000) Los suelos de los páramos del Ecuador. *En:* Mena, P.A., Josse, C. y Medina, G. (eds). *Los suelos del páramo.* Serie páramo 5. GTP/Abya Yala, Quito. pp 5 – 26.

Programa de Investigaciones de Impactos Ambientales de Plantaciones Forestales (PIAF) (1998a). *Evaluación del impacto ambiental de las plantaciones forestales industriales. Componente de suelo y agua. (Informe final, Fase II).* Santafé de Bogotá: CONIF. 76 pp.

Roberts, G. y Harding, R.J. (1996). The use of simple process-based models in the estimate of water balances for mixed land use catchments in East Africa. *Journal of hydrology* 180(1-4):251-266

Rowe, L.K.; Pearce, A.J. y O' Loughlin, C.L. (1994). Hydrology and related changes after harvesting native forest catchments and establishing *Pinus radiata* plantations. Part 1. Introduction to study. *Hydrological Processes* 8(3):263-379

II Conferencia Electrónica sobre Usos Sostenibles y Conservación del Ecosistema Páramo en los Andes: "Los Páramos como Fuente de Agua: Mitos, Realidades, Retos y Acciones"

Shoji, M.; Nanzyo, M. y Dahlgren, R.A. (eds.) (1993). *Volcanic Ash Soils. Genesis, Properties and Utilization*. Amsterdam: Elsevier; Developments in Soil Science: 21. 313 pp.

Smith, P.J.T. (1987). Variation of water yield from catchments under introduced pasture grass and exotic forest, East Otago. *Journal of Hydrology (N.Z.)* 26(2):175-184

Tobón Gonzalez, D.d.J. (1989). *Evaluación de pérdidas por intercepción de la precipitación en tres coberturas vegetales, Cupressus lusitanica Mill, Pinus patula y bosque natural secundario*. Medellín: Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Colombia, Tesis de Grado. 125pp

Turner, J. y Lambert, M.J. (1987). Forest water usage and interactions with nutrition of *Pinus radiata*. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 8(1):37-43

van der Hammen, T. (1997). *Plan ambiental de la Sabana de Bogotá*. Bogotá: CAR.

van Waterloo, M.J. (1994). *Water and nutrient dynamics of Pinus caribea plantation forests of former grassland soils in Southwest Viti Levu, Fiji*. Amsterdam: Free University, Tesis de Disertación de Ph.D. 478pp

Wormald, T.J. (1975). *Pinus patula*. Oxford, England: Unit of Silviculture, Department of Forestry, Oxford; Tropical Forestry Papers: 7