

Nachhaltige Naturwaldbewirtschaftung in Bergregenwäldern Südecuadors

Eine Option zur Erhaltung von Biodiversität?

Sven Günter und Reinhard Mosandl

Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung, TU München

1. Einführung

Weltweit ist die rapide Abnahme der Waldfläche eines der größten ökologischen Probleme. Abgesehen von einigen Gebieten in Nordamerika, in Europa und in Ostasien werden überall auf der Welt mehr Wälder gerodet als aufgeforstet. Vor allem im Tropenbereich sind die Waldverluste dramatisch. So hat das im tropischen Bereich gelegene Ecuador mit -1,2 Prozent die höchste jährliche Entwaldungsrate Südamerikas (FAO 2001). Hier sind besonders artenreiche Ökosysteme von Entwaldung betroffen. Einer der wichtigsten Brennpunkte der Biodiversität nicht nur Südamerikas sondern sogar weltweit sind die im Andenraum gelegenen Bergregenwälder Ecuadors. Innerhalb Lateinamerikas weisen diese nordandinen Bergwälder der montanen Stufe die höchste Pflanzendiversität auf (Henderson et al. 1991). Durch die dort stattfindende Entwaldung kommt es zu gravierenden Verlusten an Biodiversität.

Grundsätzlich gibt es zwei Strategien zur Rettung dieser artenreichen Ökosysteme. Die beste und wirksamste ist sicherlich die völlige Unterschutzstellung in Naturschutzgebieten oder Nationalparks. Schaik 1997 (zit. nach FAO 2001) fasst diese Strategie wie folgt zusammen: "Strictly protected areas must ... serve for the foreseeable future as the last bastion of nature. Rigorous protection of parks should thus become the priority of efforts to conserve nature". Ecuador hat auf diesem Gebiet bereits Beachtliches geleistet: Über 17 % der Landesfläche - das ist mehr als in den meisten europäischen Ländern - sind bereits als Schutzgebiete ausgeschieden (FAO 2001). Eine weitere Zunahme der Schutzgebietsfläche dürfte allerdings kaum realisierbar sein, ohne die wirtschaftliche Entwicklung des Landes zu gefährden.

Aus der Erkenntnis heraus, dass nicht alle Wälder unter Schutz gestellt werden können, muss nach einer alternativen Strategie zum Erhalt der Biodiversität gesucht werden; das gilt insbesondere dort, wo der Siedlungs- oder Nutzungsdruck sehr hoch sind. Ntiamoa-Baidu 2000 (zit. nach FAO 2001) umreißt diese alternative Schutzstrategie folgendermaßen: "Interconnecting resource use with biodiversity conservation is considered critically important because rural people depend so much on natural resources for basic survival". Die alternative

Schutzstrategie geht also davon aus, dass die Erhaltung der Biodiversität im Rahmen einer vernünftigen Nutzung der Ressourcen möglich ist.

Verfolgt man diese zweite Strategie einer Verknüpfung von Biodiversität und Nutzung im Bereich des tropischen Bergregenwaldes in Südecuador, dann erfordert dies zunächst einmal eine Analyse der dort derzeit üblichen Nutzungssysteme. Im Süden Ecuadors ist die Viehwirtschaft eine der wichtigsten Ursachen der Entwaldung. Der meist kleinbäuerliche Naturwald wird üblicherweise zunächst exploitiert, indem die wertvollsten Stämme entnommen werden (Wunder 1996). Nachdem der Wald jeglichen ökonomischen Wert für die Bauern verloren hat, werden Teile davon durch Brandrodung in Weideland umgewandelt. Dieser Prozess verläuft in allen tropischen Bereichen Südamerikas in ähnlicher Form; so wird er beispielsweise detailliert von Fredericksen & Peralta (2001) für Bolivien beschrieben. Die nach Brandrodung entstandenen Weiden müssen ständig vom eindringenden Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) freigehalten werden. Dies geschieht in aller Regel manuell unter Einsatz der landesüblichen Machete. Die Besiedlung durch Adlerfarn kann jedoch so massiv sein, dass die Weide erneut abgebrannt werden muss. Die anschließende Eroberung der Fläche durch den Adlerfarn erfolgt daraufhin meist noch schneller als zuvor, weil *Pteridium aquilinum* Rhizome ausbildet, die einen Brand völlig unbeschadet überstehen können. Der Nutzungszyklus wird in der Folge immer weiter verkürzt, bis die Weide schließlich ganz aufgegeben wird (Paulsch et al. 2001). An diesem Punkt können verschiedene, die Biodiversität fördernde Maßnahmen ergriffen werden.

Durch die Einführung von **Silvopastoral- oder Agroforst- Systemen**, besteht einerseits die Aussicht, den Adlerfarn von Grund auf zu unterdrücken und so eine langfristige nachhaltige Viehwirtschaft zu etablieren, andererseits kann mit der Einbringung von heimischen Baumarten in diese Systeme, die Biodiversität erhöht werden. Eine weitere Möglichkeit bietet sich durch die **Aufforstung** der degradierten Weiden, vorzugsweise mit einheimischen Baumarten (Brandbyge & Holm-Nielsen 1986). Damit könnten den Bauern alternative Einkommensquellen erschlossen und gleichzeitig vielen Pflanzen und Tieren des Naturwaldes Sekundärbiotope angeboten werden. Eine weitere Möglichkeit, Biodiversität zu erhalten, könnte in einer **nachhaltiger Naturwaldbewirtschaftung** liegen. Diese Option gewinnt vor dem Hintergrund, dass der Holzbedarf in Ecuador sehr groß ist, an Bedeutung. Mit zunehmender Entwicklung und der damit verbundenen Erhöhung der Einkommen dürfte der Holzbedarf sogar noch weiter anwachsen. Eine Regelung der Nachfrage über einen erhöhten Holzpreis scheint ausgeschlossen, nachdem die Nachfrage nach Holz erfahrungsgemäß recht preis- inelastisch, d.h. sie reagiert nur wenig auf Preisänderungen (Whitenour 1997). Die

wenigen Aufforstungsflächen des Landes werden auch nicht allzu viel zur Deckung des Holzbedarfs beitragen können. Somit ist damit zu rechnen, dass der Nutzungsdruck auf die Naturwälder in den nächsten Jahrzehnten eher noch zu- als abnehmen wird. Eine nachhaltige Nutzung der Bergregenwälder Südecuadors erscheint demnach aus wirtschaftlichen Überlegungen heraus unausweichlich.

Inwieweit eine Bewirtschaftung des Naturwaldes auch den Erhalt der Biodiversität gewährleisten kann, soll am Beispiel des Stationswaldes der Estación Científica San Francisco (ECSF) untersucht werden. Mit Hilfe einer ersten Inventur, über die im Folgenden berichtet wird, soll der vorkommende Naturwald charakterisiert und auf seine Eignung hinsichtlich der gesteckten Ziele geprüft werden.

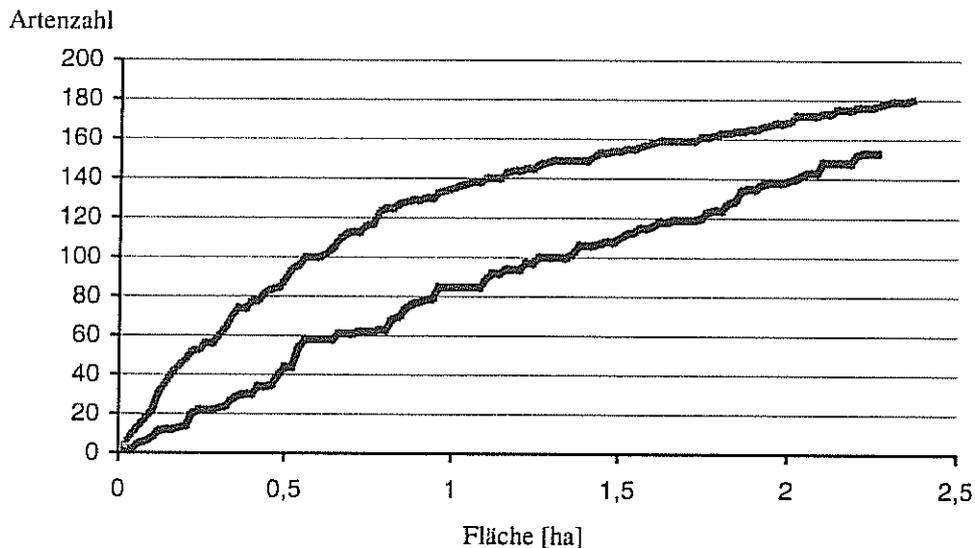
2. Methodik

Das Untersuchungsgebiet befindet sich auf dem Gelände der Estación Científica San Francisco, ca. 30 km östlich von Loja in Südecuador. In vier Wassereinzugsgebieten („Quebradas 1-4“) mit Flächengrößen zwischen 8 und 20 ha wurde eine Bestandesaufnahme mittels Linientaxation durchgeführt. Die Flächen liegen zwischen 1900 m NN und 2100 m NN. In jedem Wassereinzugsgebiet wurden zwei Transekte angelegt, jeweils eines in 10 m Abstand zum Bachlauf und ein weiteres in 10 m Abstand von der entlang der auf dem Hangrücken bzw. Grat verlaufenden Einzugsgebietsgrenze. Holzgewächse mit BHD > 20 cm wurden in einem 10m breiten Streifen (5m links und 5m rechts der Transektmittellinie) aufgenommen, Holzgewächse mit BHD > 10 cm in einem 5m breiten Streifen (2.5m links und 2.5m rechts der Transektmittellinie). Zur Berechnung von Klumpungen und der räumlichen Verteilung der Bäume wurden die Transekte in Aufnahmeeinheiten von jeweils 20 m Länge unterteilt. Die Aufnahmeparameter waren Art, BHD, geschätzte astfreie Schaftlänge sowie Gesundheitszustand und Stammform. Insgesamt wurden auf einer Fläche von 4.6 ha alle Bäume mit BHD > 20 cm aufgenommen, und auf einer Fläche von 2.3 ha alle Bäume mit BHD > 10 cm. Die Feldarbeiten wurden von August bis September 2002 durchgeführt. Vorräte wurden basierend auf der geschätzten astfreien Schaftlänge und einem Formfaktor von 0,7 berechnet.

3. Ergebnisse

Die Bestände in den untersuchten Wassereinzugsgebieten können nach der Klassifikation von Paulsch (2002) zwei Typen zugeordnet werden. Ein Typ, der durch die Transekte entlang der Bachläufe repräsentiert wird, kann als „Primärer Schluchtwald der tieferen Lagen“

charakterisiert werden. Ein anderer Typ, der durch die Transekte entlang der Hangrücken abgedeckt wird, kann als „Megaphyller Gratwald“ bezeichnet werden. Der erste Typ wird im folgenden stets „Schluchtwald“, der zweite Typ „Gratwald“ genannt.



Schluchtwald (obere Kurve) = Aufnahmen in den Transekten entlang der Bachläufe

Gratwald (untere Kurve) = Aufnahmen in den Transekten entlang der Hangrücken

Abbildung 1: Artenarealkurven für Bäume mit BHD > 10 cm getrennt für Schlucht- und Gratwälder im Stationswald der ECSF

Bei einem Vergleich von Schlucht- und Gratwäldern fallen deutliche Unterschiede in den Artenarealkurven auf: Schluchtwälder weisen bezogen auf die gleiche Fläche stets mehr Baumarten auf als Gratwälder (vgl. Abb.1). So sind auf einer Fläche von einem Hektar im Gratwald 85 Baumarten mit einem BHD > 10 cm vorhanden, in den Schluchtwäldern sind es auf der gleichen Fläche hingegen bereits 135 Baumarten. Die Artenarealkurve der Gratwälder verläuft auch über 2 Hektar Aufnahmefläche noch auffallend steil. Eine Abflachung wie bei den Schluchtwäldern ist nicht zu erkennen. Es ist somit nicht auszuschließen, dass sich die Artenzahlen der Schlucht- und Gratwälder bei größeren Aufnahmeflächen annähern.

Die häufigsten in den Transekten gefundenen Baumarten werden in Tabelle 1 aufgelistet. Unter den häufigsten Arten finden sich typische Vertreter der Bergregenwälder wie *Graffenrieda emarginata* oder *Alchornea pearcei*. Beachtlich ist die hohe Abundanz von *Podocarpus oleifolius*. Eine Besonderheit der Bergregenwälder Südecuadors stellt das Vorhandensein der Baumart *Alzatea verticillata* dar, die im Stationswald ebenfalls eine hohe Abundanz erreicht. Trotz der hohen Artenzahlen (s. Artenarealkurven in Abb.1) entfallen 35,5 % aller Bäume mit BHD > 10 cm auf nur zehn Arten; nimmt man die 20 häufigsten Arten so werden dadurch 48,4 %, also nahezu die Hälfte aller Stämme erfasst. Die Gesamtstammzahl ist mit 1014 Individuen pro Hektar außerordentlich hoch. Die mittlere Grundfläche beträgt

30,2 m²/ha; dies stellt in Anbetracht der Höhenlage von 1900-2100 m NN einen hohen aber keinen außergewöhnlichen Wert dar. Auf die 20 häufigsten Arten entfallen 44,1 % der Grundfläche und 38,1 % des Vorrates (vgl. Tabelle 1).

Einige Arten können als Zeigerarten für Schlucht- bzw. Gratwälder angesehen werden. *Cecropia andina* kommt mit 27,2 Stück pro Hektar in den Schluchtwäldern (S), aber nur mit 1,4 Stück pro Hektar in den Gratwäldern (G) vor. Weitere typische und auf einer Fläche von einem Hektar vergleichsweise häufige Arten für Schluchtwälder sind *Elaeagia sp.* (S:11,9 und G:0,5), *Aparisthium cordata* (S:7,3 und G:0,5), *Persea sp.* (S:15,2 und G:1,1) sowie Wertholzarten wie *Prumnopitys montana* (S:4,5 und G:0,5), *Tabebuia chrysantha* (S:13,3 und G:2,0) und *Cedrela sp.* (S:6,4 und G:1,0). Als typische und häufige Vertreter der Gratwälder sind zu nennen: *Eugenia sp. 1* ohne Vorkommen in den Schluchtwäldern und mit 54,7 Stück pro Hektar in den Gratwäldern vertreten, *Hyeronima cf. moritziana* (S:3,2 und G:21,0), *Purdiaea nutans* (S:4,0 und G:29,4), *Tapirira obtusa* (S:5,7 und G:19,0), *Escallonia paniculata* (S:1,7 und G:8,5), *Abarema killipii* (S:1,9 und G:9,5) u.a.

Art	Familie	N/ha	G (m ² /ha)	V (m ³ /ha)
<i>Graffenrieda emarginata</i>	Melastomataceae	114,7	2,3	7,6
<i>Clusia elliptica</i>	Clusiaceae	35,3	1,1	3,7
<i>Alchornea pearcei</i>	Euphorbiaceae	31,5	1,2	4,9
<i>Alzatea verticillata</i>	Lythraceae	30,2	1,3	4,3
<i>Hedyosmum goudotianum</i>	Chlorantaceae	29,3	0,5	1,3
<i>Hyeronima duquei</i>	Euphorbiaceae	27,5	0,5	1,8
<i>Eugenia sp. 1</i>	Myrtaceae	26,7	0,4	1,4
<i>Inga acreana</i>	Mimosaceae	22,4	0,5	2,3
<i>Podocarpus oleifolius</i>	Podocarpaceae	22,2	0,7	2,9
<i>Cyathea caracasana</i>	Cyatheaceae	18,5	0,3	0,6
<i>Purdiaea nutans</i>	Cyrillaceae	16,4	0,4	1,3
<i>Clethra revoluta</i>	Clethraceae	15,6	0,3	1,1
<i>Cecropia andina</i>	Cecropiaceae	14,6	0,7	4,1
<i>Piptocoma discolor</i>	Asteraceae	14,0	0,7	3,9
<i>Heliocarpus americanus</i>	Tiliaceae	12,8	0,7	3,5
<i>Meliosma sp. 2</i>	Meliosmaceae	12,8	0,2	0,9
<i>Tapirira obtusa</i>	Anacardiaceae	12,2	0,6	2,7
<i>Hyeronima cf. Moritziana</i>	Euphorbiaceae	11,9	0,3	1,0
<i>Meriania cf. Hexamera</i>	Melastomataceae	11,2	0,3	1,2
<i>Cecropia montana</i>	Cecropiaceae	10,8	0,3	1,4

Tabelle 1: Abundanzen der häufigsten Baumarten im Stationswald der ECSF

Ogleich alle in Tabelle 1 aufgeführten Baumarten einen „ökologischen Wert“ haben, sind sie unter dem Blickwinkel der Holzverwendung nicht alle gleich wertvoll. Basierend auf den

Angaben des Holzinstitutes der Universidad Nacional de Loja, Ecuador wurden die Arten entsprechend ihrem Holzwert sog. „Wertklassen“ zugeordnet. Es wurden sechs Wertklassen von 0 bis 5 ausgeschieden. In die höchste Wertklasse „5“ wurden *Podocarpus oleifolius*, *Prumnopitys montana*, *Tabebuia chrysantha* und *Cedrela sp.* eingestuft. Diese Arten sind mit durchschnittlich 30 Individuen pro Hektar vertreten, wobei *Prumnopitys montana* und *Cedrela sp.* als sehr selten im Untersuchungsgebiet anzusehen sind. In den Wertklassen 2-4 dominieren v.a. die *Lauraceaen*.

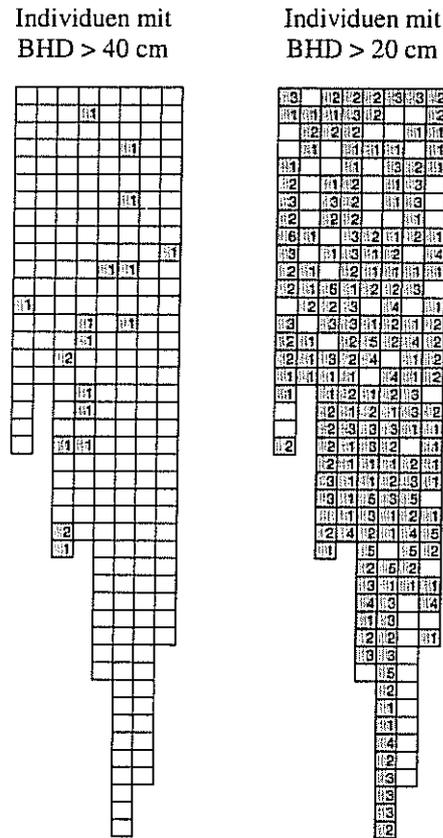


Abbildung 2: Darstellung der Transekte 1 – 8 mit Vorkommen von Wertbäumen in den Aufnahmeeinheiten. In grüner Farbe dargestellt sind Aufnahmeeinheiten, die Wertholzarten enthalten.

Als Bäume mit wirtschaftlichem Wert (= Wirtschaftsbäume) wurden alle Bäume der Wertklassen 2 bis 5 angesehen. Sie sind im Stationswald durchaus zahlreich vertreten, allerdings nur in den Durchmesserstufen unter 20 cm; über 40 cm sind nur noch wenige Individuen vorhanden (siehe Abb.2). Dies gilt in gleichem Maße für Schlucht- und Gratwälder. Wirtschaftsbäume unter 20 cm BHD finden sich in 81% der Aufnahmeeinheiten der Schluchtwälder und in 72% der Einheiten in den Gratwäldern. Stärkere Wirtschaftsbäume über 40 cm BHD kommen hingegen im Schluchtwald nur noch auf 8,8 % und im Gratwald auf 5,9 % der Aufnahmeeinheiten vor.

Nun haben allerdings nicht alle der vorkommenden Individuen der Wirtschaftsbaumarten tatsächlich einen wirtschaftlichen Wert. Durch eine schlechte Stammform, einen schlechten Gesundheitszustand oder durch Unbringbarkeit aufgrund der Steilheit des Geländes kann ein Wirtschaftsbaum „entwertet“ sein. Es galt also die Bäume zu identifizieren, die tatsächlich einen wirtschaftlichen Wert im Hinblick auf eine sofortige oder künftige Nutzung haben. Diese Bäume wurden als Potential Crop Trees (PCT) bezeichnet. Neben Zugehörigkeit zu einer Wertbaumart mussten sie über eine gute Schaftform und einen guten Gesundheitszustand verfügen. Außerdem mussten sie in einer bringbaren Hanglage mit einer Hangneigung unter 80 % stocken (nach dem ecuadorianischen Gesetz sind sogar Nutzungen bis zu einer Hangneigung von 100 % zulässig). In der höchsten Wertklasse „5“ waren es zwar 11 Stämme pro Hektar mit BHD > 20 cm, aber nur 3 Individuen mit BHD > 40 cm, die die PCT- Anforderungen erfüllten. In den Wertklassen „2 – 4“ gab es 22 Stämme pro Hektar mit BHD > 20 cm und lediglich 1 Individuum bei BHD > 40 cm, die den PCT- Anforderungen genügten. Insgesamt waren es also 33 Stämme pro Hektar mit BHD > 20 cm und 4 Stämme pro Hektar mit BHD > 40 cm, die als Potential Crop Trees in Frage kamen.

Für eine Nutzungskonzeption ist es nun jedoch nicht nur von Bedeutung, ob es genügend Wertholzbäume gibt, sondern auch, wie sich diese Bäume auf die einzelnen Stärkeklassen verteilen. Nur daraus lässt sich nämlich ersehen, ob genügend Nachwuchs einer Wertbaumart vorhanden ist und somit die Voraussetzungen für eine nachhaltige Nutzung vorliegen. Im allgemeinen folgt im Stationswald die Häufigkeitsverteilung der BHD- Klassen einer plenterartigen Verteilungsfunktion. Dies gilt sowohl für die Summe aller Arten (siehe Tabelle 2), als auch für die meisten Wertholzbaumarten der Wertklasse 5 (Tabelle 3) und der Wertklasse 3 (Tabelle 4). Eine Ausnahme davon machen jedoch die Baumarten *Cedrela sp.*, *Prumnopitys montana* und *Nectandra sp. 4*. Diese Arten sind durch vergleichsweise niedrige Abundanzen in der Durchmesserklasse 10 – 15 cm gekennzeichnet, was auf Schwierigkeiten bei der Verjüngung hindeuten könnte. Waldbauliche Bewirtschaftungssysteme müssten hier insbesondere die Förderung der Naturverjüngung zum Ziel haben. Die wenigsten Wertholzarten erreichen im Wald der Estación Científica San Francisco stärkere Dimensionen. Lediglich *Podocarpus oleifolius*, *Tabebuia chrysantha* und eingeschränkt *Nectandra sp. 4* erreichen Durchmesser über 40 cm. Früher dürften Wertholzarten mit über 40 cm BHD noch etwas häufiger gewesen sein. Allerdings wurden verschiedene Baumarten mit stärkerem Durchmesser gezielt genutzt; so wurde beispielsweise *Prumnopitys montana* aufgrund ihrer hervorragenden Holzeigenschaften im Gelände der ECSF bereits vor einigen Jahrzehnten ausgebeutet, was an Wurzelstöcken noch erkennbar ist. Einige wenige

Restindividuen, die aber außerhalb der Transekte liegen, zeigen, dass *Prumnopitys* im Untersuchungsgebiet beachtliche Dimensionen von über einem Meter Durchmesser erreichen kann. Über alle Wertklassen hinweg erreichen im Stationswald durchschnittlich 27 Individuen pro Hektar BHD- Werte > 40 cm (vgl. Tabelle 2). Dies zeigt, dass das Potenzial für starke Bäume durchaus vorhanden ist, jedoch der Anteil der Werthölzer an den wirtschaftlich interessanten höheren Durchmesserklassen sehr niedrig ist.

	BHD-Klasse [cm]								
	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	>50
Alle Arten	505	243	133	60	30	15	11	6	10

Tabelle 2: BHD-Verteilung (N/ha) aller Arten

Art	BHD-Klasse [cm]								
	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	>50
<i>Podocarpus oleifolius</i>	10,3	4,7	2,2	2,8	1,0	0,5	0,5	0,0	0,3
<i>Tabebuia chrysantha</i>	1,7	0,5	1,1	0,3	0,8	1,2	1,1	0,8	0,3
<i>Prumnopitys montana</i>	0,6	0,5	0,5	0,5	0,0	0,3			0,3
<i>Cedrela</i> sp.	0,5	0,5	1,7	0,3	0,3	0,5			

Tabelle 3: BHD-Verteilungen (N/ha) ausgewählter Baumarten der Wertklasse 5

Art	BHD-Klasse [cm]								
	10-15	15-20	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	>50
<i>Nectandra lineatifolia</i>	2,7	1,1	0,6	0,8		0,6			
<i>Nectandra</i> sp. 1	4,0	0,6	1,5	0,3					
<i>Nectandra</i> sp. 4	1,6	1,3	1,0	0,6					0,3
<i>Clusia elliptica</i>	12,6	9,2	7,5	3,8	1,7	0,5			
<i>Clusia alata</i>	4,5	0,5	0,5	0,2		0,3			

Tabelle 4: BHD-Verteilungen (N/ha) ausgewählter Baumarten der Wertklasse 3

In Tabelle 5 wurden einige Bestandeskennwerte mit ihren zugehörigen Variationskoeffizienten für die Gratwald- Transekte angegeben. Die entsprechenden Angaben für die Schluchtwaldtransekte finden sich in Tabelle 6. Die mittleren Bestandeskennwerte sind für montane Bergregenwälder typisch. Sehr hohe Stammzahlen werden von hohen Bestandesgrundflächenwerten begleitet. Schluchtwälder und Gratwälder unterscheiden sich von der Stammzahl her nicht sehr stark. Die Grundflächen und die Vorräte liegen in den Gratwäldern jedoch zumeist deutlich unter den Werten der Schluchtwälder. Eine Ausnahme macht hier lediglich der Gratwald im Einzugsgebiet Q2. Dies ist sehr wahrscheinlich auf die dortige schwache Ausprägung der Hangrücken zurückzuführen. Während Q3 und Q1 durch vergleichsweise scharfe Grate begrenzt sind, wird Q2 eher von einem sanften Hangrücken begrenzt. Die Gratwälder der Q2 sind somit als vergleichsweise untypisch anzusehen und

bilden möglicherweise einen Übergang zwischen Grat- und Schluchtwäldern. Die in Tabelle 5 über alle vier Einzugsgebiete angegebenen Mittelwerte sind durch die hohen Q2 – Werte etwas verzerrt. Die typischen mittleren Gratwaldwerte dürften insgesamt niedriger liegen.

Einzugsgebiet	Mittelwerte			Variationskoeffizienten		
	N/ha	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	N/ha	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]
Q1	1098	22,9	73,8	30,0	37,4	42,0
Q2	1012	44,0	227,5	30,3	50,4	65,6
Q3	786	20,1	67,2	41,7	49,1	68,2
Q4	1158	21,8	73,6	30,1	28,2	28,5
Mittelwert*	1013	27,2	110,5	33,1	41,3	51,1
Variationskoeffizient	16,1	41,4	70,6	17,5	25,4	37,4

* Die Werte sind nicht gewichtet mit der Länge der Transekte

Tabelle 5: Mittelwerte und Variationskoeffizienten verschiedener Bestandeskenngrößen in den Gratwäldern

Einzugsgebiet	Mittelwerte			Variationskoeffizienten		
	N/ha	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]	N/ha	G [m ² /ha]	V [m ³ /ha]
Q1	866	29,2	130,8	52,4	55,2	67,5
Q2	952	41,4	248,7	32,4	37,3	62,0
Q3	996	31,0	127,8	30,7	55,7	88,5
Q4	1219	32,3	153,7	97,8	73,1	79,2
Mittelwert*	1008	33,5	165,2	53,3	55,3	74,3
Variationskoeffizient	14,9	16,2	34,4	58,6	26,4	16,0

* Die Werte sind nicht gewichtet mit der Länge der Transekte

Tabelle 6: Mittelwerte und Variationskoeffizienten verschiedener Bestandeskenngrößen in den Schluchtwäldern

Die höheren Grundflächen- und Vorratswerte im Einzugsgebiet Q2 können durch die dort vorliegenden besseren Standortverhältnisse erklärt werden (Wilcke et al. 2001).

Die Strukturparameter streuen innerhalb der Transekte der Gratwälder geringer als innerhalb derjenigen der Schluchtwälder. Die Variationskoeffizienten der Transektmittelwerte liegen in den Gratwäldern jedoch über jenen der Schluchtwälder. Ursache dafür dürften wiederum die außergewöhnlich hohen Werte des Q2-Gratwaldes sein.

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die Schluchtwälder ein deutlich höheres forstliches Potenzial aufweisen als die Gratwälder. Für die Bäume des Schluchtwaldes konnten Homeier & Breckle (2003) einen mittleren Umfangzuwachs von 6 mm pro Jahr ermitteln, der damit drei mal höher lag als derjenige der Gratwälder (2 mm pro Jahr). Die relativ hohen Vorratswertewerte deuten darauf hin, dass zumindest was das Volumen anbelangt, ein ordentliches forstliches

Nutzungspotenzial vorhanden ist. Problematisch muss allerdings die Ausstattung mit forstlich nutzbaren Wertholzarten angesehen werden.

Die Abundanzen der erntereifen Wertholzarten mit BHD > 40 cm liegen an der Untergrenze dessen was für eine sofortige nachhaltige Naturwaldnutzung notwendig wäre. Betrachtet man aber nicht nur die derzeit erntbaren Bäume, sondern alle in näherer Zukunft hiebsreif werdenden Wertholzbäume (Potential Crop Trees), dann sieht das Bild nicht ganz so schlecht aus. 33 Wertholzbäume haben einen BHD von über 20 cm. Dies bedeutet, dass zwar im Moment ein rentabler forstlicher Nutzungseingriff nicht möglich ist, in Zukunft aber durchaus genügend verwertbare Stämme zu erwarten sind, wenn es gelingt, die 33 Potential Crop Trees (PCT) pro Hektar zur Hiebsreife zu bringen. Unter der Annahme, dass diese PCT einigermaßen gleichmäßig über die Fläche verteilt sind, müsste sich rein rechnerisch alle 17 m ein PCT im Naturwald finden lassen.

Die Einführung einer nachhaltigen Naturwaldbewirtschaftung im Stationswald erfordert demnach ein mehrstufiges Vorgehen, das zunächst investive Pflegeeingriffe und erst nach geraumer Zeit rentable Nutzungseingriffe vorsieht. Derartige Verfahren sind im Tropenwaldbau als „Überführungssysteme“ bekannt geworden. Lamprecht (1986) definiert Überführungssysteme als „graduelle und allmähliche Umformung eines Waldes in Zusammensetzung und/oder Aufbau“. Für Überführungen sei charakteristisch, „dass die Domestizierungsziele durch Umformung, d.h. ohne Zerstörung – zumindest ohne völlige Zerstörung – der natürlichen Ökosysteme erreicht werden sollen.“

Für den vorliegenden Fall muss gewährleistet werden, dass im Zuge der Überführung die vorhandenen Zukunftsbäume in die höheren Durchmesserklassen einwachsen können und möglichst im Zuwachs gefördert werden. Sollte keine ausreichende Verjüngung der Wirtschaftsbaumarten vorliegen, so sollte die Verjüngungsförderung ebenfalls Ziel eines anzuwendenden Überführungssystems sein. Im Rahmen eines Überführungssystems sollten zunächst die Z-Bäume durch Entnahme der jeweils stärksten Bedränger gefördert werden. Die darüber hinaus gehende Eliminierung unerwünschter Bestandeglieder kann dann im Rahmen der nachfolgenden Phase der regulären Bewirtschaftung erfolgen. Die im ersten Schritt vorgesehene Beseitigung der Bedränger der PCT soll zum einen die Lichtkonkurrenz reduzieren und somit den Impuls zu verstärktem Durchmesserwachstum geben, zum anderen soll damit auch die Wurzelkonkurrenz um Nährstoffe und Wasser reduziert werden. Es ist damit zu rechnen, dass die einzelnen Arten unterschiedlich auf derartige Förderungsmaßnahmen reagieren werden und dass die Zuwachsreaktion auch ganz stark von

der Lebensphase abhängen wird, in der sich der einzelne zu fördernde Baum befindet (vgl. Kammesheidt 1994). Eben dies genauer zu untersuchen, ist Thema des begonnenen Forschungsprojektes.

Durch die vorzunehmenden Eingriffe wird auch der Lichteinfall in Bodennähe erhöht, was zu einer verstärkten Ansamung und Entwicklung der Naturverjüngung führen dürfte. Nachdem die Eingriffe jeweils in unmittelbarer Nähe eines PCT durchgeführt werden, könnte damit gerade die Verjüngung von Potential Crop Trees gefördert werden. Auch hierzu soll das begonnene Forschungsprojekt Aufschlüsse erbringen.

Entscheidende Bedeutung kommt im Rahmen des vorgesehenen Konzepts der Eingriffsstärke zu. Durch sehr starke Eingriffe werden wohl die Pionierbaumarten in der Verjüngung und der Durchmesserzuwachs der PCT – Bäume gefördert. Inwieweit es hier eine „optimale“ Eingriffsstärke gibt, wird zu klären sein. Es ist jedenfalls nicht auszuschließen, dass einige Arten bei zu starker Freistellung ihren Durchmesserzuwachs einschränken. Starke Eingriffe, die mit einer hohen Anzahl zu entnehmender Stämme einhergehen, führen in der Regel auch zu stärkeren Bestandesschäden (Weidelt 1999). Sowohl der Aufschlag von Krone und Stamm bei der Fällung als auch das nachfolgende Rücken im Bestand können z.T. zu beträchtlichen Schäden an Verjüngung und am verbleibenden Bestand führen (Fickinger 1994). Überführungssysteme können aber so gestaltet werden, dass langfristige Schäden minimiert werden. Dekker & Graaf (2003) konnten dies am Beispiel des CELOS –Systems in Surinam zeigen, wo sich auch nach 20 Jahren keine signifikanten Unterschiede in den Strukturen zwischen Primärwald und bewirtschaftetem Wald mehr nachweisen ließen.

Ein weiterer wichtiger Aspekt bei den vorzunehmenden Eingriffen ist sicherlich die Seltenheit der vorkommenden Arten. So zählen beispielsweise *Tabebuia chrysantha* und *Prumnopitys montana* in Ecuador zu den am stärksten von Exploitationen betroffenen Baumarten (INEFAN 1998) Eine Förderung dieser Baumarten ist daher auch aus Artenschutzgründen als wünschenswert anzusehen.

Im Rahmen der DFG-Forschergruppe 402 „Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotentiale unter ökosystemaren Gesichtspunkten“ sollen exemplarisch einige Nutzungseingriffe in den Naturwald untersucht werden, wobei neben den forstliche Aspekten auch die langfristigen Auswirkungen auf Biodiversität und Stoff-Flüsse in die Betrachtung einbezogen werden sollen. Aufbauend auf den zu erwartenden Ergebnissen können fundierte Vorschläge für eine nachhaltige Naturwaldbewirtschaftung in tropischen Bergregenwäldern entwickelt werden.

Inwieweit eine nachhaltige Naturwaldbewirtschaftung dann tatsächlich umgesetzt werden kann, hängt in erster Linie von wirtschaftlichen Faktoren ab. So halten beispielsweise Pearce et al. (2003) nachhaltige Naturwaldbewirtschaftungssysteme oftmals für unrentabel und in vieler Hinsicht den traditionellen Waldnutzungssystemen unterlegen. Auch Lamprecht (1986) sieht das Missverhältnis zwischen Kosten und Ertrag sowie die langen Planungszeiträume als Hauptkritikpunkte auf dem langen Weg hin zu einer nachhaltigen Naturwaldbewirtschaftung. Hinzu kommt, dass Überführungssysteme sicherlich zu den kompliziertesten Waldbauverfahren in den Tropen gehören und daher geschultes Personal und ein effizientes Kontrollsystem der Forstverwaltungen erfordern.

Unserer Meinung nach kann nachhaltige Naturwaldbewirtschaftung in Bergregenwäldern zum Erhalt von Biodiversität beitragen, wenn sie eingebunden ist in eine Gesamtstrategie zur Erhaltung von Biodiversität, das technische know how zur Durchführung komplexer Waldbausysteme vorliegt, die wissenschaftlichen Grundlagen über die Reaktion des Ökosystems auf die Eingriffe erarbeitet sind, die Rentabilität gegeben ist und somit ökologische, wirtschaftliche und soziale Nachhaltigkeit gewährleistet sind.

5. Summary

Sustainable management of natural mountain rainforests in South Ecuador: An option for conservation of biodiversity?

In southern Ecuador, exploitation of natural mountain forests for timber and transformation into pastures are common ways of land-use systems that cause losses of biodiversity. Protection by conservation of virgin mountain forests is certainly the best way to prevent losses of biodiversity. However, where exploitation from the local communities continues on a large-scale, protection by conservation has no successful prospects. One of the objectives of a comprehensive scientific work in South Ecuador supported by the German Research Foundation, DFG, is to find out alternative land-use strategies in the sense “of natural forest management” which can be an option for the conservation of biodiversity in this region. For the design of such land-use strategies, the current situation in the tropical mountain rain forest of Estación Científica San Francisco in South Ecuador (1800 – 2100 m NN) was analysed. In four watersheds of a size of 8, 10, 13, and 20 hectare, based on sampling by strips of 10 m width, eight transects with a total area of 4,5 ha were established. Within each transect all woody species with DBH > 10 cm were recorded. The abundance of the individuals with DBH > 10 cm was high with more than 1,000 trees per hectare. For those trees the basal area varied between 27 m²/ha and 33 m²/ha for the different transects. When taking into

consideration only the group of economically valuable species (*Prumnopitys montana*, *Podocarpus oleifolius*, *Tabebuia chrysantha* and *Cedrela sp.* and others), the number of potential crop trees (PCT) having a DBH > 20 cm was 33 per hectare, of which only four individuals having an adequate harvest size of above 40 cm DBH. Thus, the number of the vigorous PCT is considered too low for a sustainable and profitable natural forest management. Therefore, emphasis should be put on trees in an abundant number such as the PCT of the smaller DBH in order to develop a silvicultural transformation system that aims at raising the proportion and dimension of valuable species. Design and application of such system are discussed.

6. Literaturverzeichnis

- Brandbyge, J. and Holm-Nielsen, L.B. (1986): Reforestation of the high Andes with local species. Reports from the Botanical Institute, University of Aarhus No. 13. 114 p.
- INEFAN (1998): Informe interino a la secretaría del convenio de diversidad biológica sobre la aplicación del artículo 6. INEFAN, Ecuador.
- Dekker, M. and de Graaf, N.R. (2003): Pioneer and climax tree regeneration following selective logging with silviculture in Suriname. *Forest Ecology and Management* 172: 183–190.
- FAO (2001): State of the worlds forests 2001. FAO, Rome.
- Fickinger, H. (1992): Zur Verjüngung einiger Wirtschaftsbaumarten in selektiv genutzten Feuchtwäldern der Republik Kongo. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen* 75, 203 p.
- Fredericksen, T.S. y Peralta, R. (2001): Opciones silviculturales para el manejo forestal en Bolivia. In Mostacedo, B. & Fredericksen, T.S.: *Regeneración y silvicultura de bosques tropicales de Bolivia*. BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Henderson, A.; Churchill, S-P. and Luteyn, J.L. (1991): Neotropical plant diversity. *Nature* 351: 21-22.
- Homeier, J. und Breckle, S.-W. (2003): Wachstum und Phänologie einiger häufiger Baumarten im südecuadorianischen Bergregenwald. *Tagungsband zur 16. Jahrestagung der Gesellschaft für Tropenökologie: Tropische Biodiversität im Wandel*.
- Kammesheidt, L. (1994): Bestandesstruktur und Artendiversität in selektiv genutzten Feuchtwäldern der westlichen Llanos Venezuelas, unter besonderer Berücksichtigung einiger autökologischer Merkmale wichtiger Baumarten. *Göttinger Beiträge zur Land und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen* 100, 230 p.
- Lamprecht, H. (1986): *Waldbau in den Tropen*. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 318 p.
- Paulsch, A.; Schneider, R. and Hartig, K. (2001): Land-use induced vegetation structure in a tropical montane region of Southern Ecuador. *Die Erde* 132.
- Paulsch, A. (2002): Development and application of a classification system for undisturbed and disturbed tropical montane forests based on vegetation structure. Diss. University of Bayreuth, Germany. 152 p.
- Pearce, D.; Putz, F.E. and Vanclay, J.K. (2003): Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172: 183–190.
- Weidelt, H.-J. (1999): *Tropischer Waldbau*. Unveröffentlichtes Skriptum. Institut für Waldbau der Tropen, Universität Göttingen.
- Whritenour Ando, Amy: *The Price-Elasticity of Stumpage Sales from Federal Forests*. Discussion Paper 98-06. November 1997, http://www.rff.org/CFDOCS/disc_papers/PDF_files/9806.pdf
- Wilcke, W.; Yasin, S.; Valarezo, C. and Zech, W. (2001): Change in water quality during passage through a tropical montane rain forest in Ecuador. *Biogeochemistry* 55: 45-72.

Wunder, S. (1996): Los caminos de la madera. Programa Regional Bosques Nativos Andinos. Quito, Ecuador. 418 p.

Danksagung

Unser Dank geht an das Personal des Herbariums in Loja, das bei der Artenbestimmung wertvolle Hilfe leistete sowie an die Deutsche Forschungsgemeinschaft, für die finanzielle Förderung des Projektes.