

Status Survey and Conservation Action Plan

Tapirs

Edited by
Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer and Sharon Matola



IUCN/SSC Tapir Specialist Group

Donors to the SSC Conservation Communications Programme and *Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan*

The IUCN/Species Survival Commission is committed to communicate important species conservation information to natural resource managers, decision-makers and others whose actions affect the conservation of biodiversity. The SSC's Action Plans, Occasional Papers, news magazine (*Species*), Membership Directory and other publications are supported by a wide variety of generous donors including:

The Sultanate of Oman established the Peter Scott IUCN/SSC Action Plan Fund in 1990. The Fund supports Action Plan development and implementation; to date, more than 80 grants have been made from the Fund to Specialist Groups. As a result, the Action Plan Programme has progressed at an accelerated level and the network has grown and matured significantly. The SSC is grateful to the Sultanate of Oman for its confidence in and support for species conservation worldwide.

The Chicago Zoological Society (CZS) provides significant in-kind and cash support to the SSC, including grants for special projects, editorial and design services, staff secondments and related support services. The mission of CZS is to help people develop a sustainable and harmonious relationship with nature. The Zoo carries out its mission by informing and inspiring 2,000,000 annual visitors, serving as a refuge for species threatened with extinction, developing scientific approaches to manage species successfully in zoos and the wild, and working with other zoos, agencies, and protected areas around the world to conserve habitats and wildlife.

The Council of Agriculture (COA), Taiwan has awarded major grants to the SSC's Wildlife Trade Programme and Conservation Communications Programme. This support has enabled SSC to continue its valuable technical advisory service to the Parties to CITES as well as to the larger global conservation community. Among other responsibilities, the COA is in charge of matters concerning the designation and management of nature reserves, conservation of wildlife and their habitats, conservation of natural landscapes, coordination of law enforcement efforts as well as promotion of conservation education, research and international cooperation.

The World Wide Fund for Nature (WWF) provides significant annual operating support to the SSC. WWF's contribution supports the SSC's minimal infrastructure and helps ensure that the voluntary network and Publications Programme are adequately supported. WWF aims to conserve nature and ecological processes by: (1) preserving genetic, species, and ecosystem diversity; (2) ensuring that the use of renewable natural resources is sustainable both now and in the longer term; and (3) promoting actions to reduce pollution and the wasteful exploitation and consumption of resources and energy. WWF is one of the world's largest independent conservation organizations with a network of National Organizations and Associates around the world and over 5.2 million regular supporters. WWF continues to be known as World Wildlife Fund in Canada and in the United States of America.

The Houston Zoological Society and the Houston Zoological Gardens provided office support for the compilation of the *Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan* as well as covering some travel costs for individual members of the Tapir Specialist Group attending relevant meetings.

The Wildlife Preservation Trust International provides support for the activities of the Tapir Specialist Group.

Status Survey and Conservation Action Plan

Tapirs

(with Spanish and Portuguese Chapters)

Edited by Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer and Sharon Matola

IUCN/SSC Tapir Specialist Group

IUCN
The World Conservation Union


SPECIES SURVIVAL COMMISSION



The designation of geographical entities in this book, and the presentation of the material, do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of IUCN concerning the legal status of any country, territory, or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries.

The opinions expressed in this volume are those of the authors and do not necessarily reflect those of IUCN or its members.

Published by: IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK

Copyright: © 1997 International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

Reproduction of this publication for educational and other non-commercial purposes is authorised without prior written permission from the copyright holder provided the source is fully acknowledged.

Reproduction of this publication for resale or other commercial purposes is prohibited without prior written permission of the copyright holder.

Citation: Brooks, Daniel M., Bodmer, Richard E. and Matola, Sharon (compilers). 1997. *Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. viii + 164 pp.

ISBN: 2-8317-0422-7

Cover photo: Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) courtesy of The Belize Zoo

Produced by: The Nature Conservation Bureau Ltd, Newbury, UK.

Printed by: Information Press, Oxford, UK.

Available from: IUCN Publications Services Unit
219c Huntingdon Road, Cambridge CB3 0DL, UK
Tel: +44 1223 277894, Fax +44 1223 277175
E-mail: iucn-psu@wcmc.org.uk
WWW: <http://www.iucn.org>
A catalogue of IUCN publications is also available.

The text of this book is printed on 115 gsm Grandeur Pure Velvet, which is rated as 5-star under the Eco-Check system and is made from 100% sustainable fibre sources using chlorine-free processes.

Contents/Contenido/Conteúdos

Foreword	vi	VI. Agroforestry.....	21
Acknowledgments	vii	VII. Monitoring species sympatric with the mountain tapir.....	21
Executive Summary	viii	VIII. Ecotourism projects aimed at saving the mountain tapir.....	22
Introduction	1	IX. Translocations.....	22
<i>John F. Eisenberg</i>		X. Captive breeding programs.....	22
Tapirs as Seed Dispersers and Predators	3	Status and Action Plan of the Malayan Tapir (<i>Tapirus indicus</i>)	23
<i>Fábio Olmos</i>		<i>Mohd Khan bin Momin Khan</i>	
Abstract.....	3	Abstract.....	23
Background.....	3	Natural history.....	23
Tapirs as herbivores.....	3	Description.....	23
What fruits do tapirs eat?.....	4	Distribution.....	24
Tapirs as seed predators.....	4	Habitat association.....	24
Tapirs as seed dispersers.....	8	Life history aspects.....	25
Conclusion.....	9	Feeding.....	25
Status and Action Plan of the Mountain Tapir (<i>Tapirus pinchaque</i>)	10	Status and threats.....	26
<i>Craig C. Downer</i>		Malaysia.....	26
Abstract.....	10	Sumatra.....	26
Natural history.....	10	Thailand and Viet Nam.....	27
Description.....	10	Action Plan.....	27
Distribution.....	10	I. Tapir conservation strategy.....	27
Habitat association.....	12	II. Field research.....	27
Life history aspects.....	13	III. Recovery of populations at risk.....	27
Feeding.....	13	IV. Conservation activities in protected areas.....	27
Status and threats.....	13	V. Capacity development.....	28
Habitat destruction and hunting as linked threats.....	13	VI. Monitoring of tapir trade.....	28
Natural predators and diseases.....	14	Status and Action Plan of Baird's Tapir (<i>Tapirus bairdii</i>)	29
Status of legal protection.....	14	<i>Sharon Matola, Alfredo D. Cuarón, and Heidi Rubio-Torgler</i>	
Destruction of Andean habitat.....	14	Abstract.....	29
Specific regional threats.....	14	Natural history.....	29
Venezuela.....	14	Description.....	29
Colombia.....	15	Distribution.....	30
Ecuador.....	15	Habitat association.....	31
Peru.....	18	Life history aspects.....	31
The crisis of mountain tapir survival.....	18	Feeding.....	32
Action Plan.....	18	Status and threats.....	33
Introduction.....	18	Mexico.....	33
I. Geographical Information Systems (G.I.S.), habitat corridors, and strengthening protected areas.....	19	Status.....	33
II. On-the-ground monitoring studies to identify status and threats.....	19	Conservation laws and education.....	34
III. Designing adequately sized reserves of appropriate habitat.....	19	Captive breeding.....	34
IV. Educational campaign.....	20	Threats.....	34
V. Alternative markets and sustainability.....	21	Belize.....	35
		Status.....	35
		Conservation laws and education.....	35
		Captive breeding.....	35
		Threats.....	35

Guatemala.....	36	Description.....	46
Status.....	36	Distribution.....	47
Conservation laws and education.....	36	Habitat association.....	48
Captive breeding.....	36	Life history aspects.....	48
Threats.....	36	Feeding.....	48
El Salvador.....	37	Status and threats.....	49
Status.....	37	Importance of lowland tapir to local people	
Threats.....	37	throughout tropical South America.....	49
Honduras.....	37	Susceptibility of lowland tapir to overhunting	
Status.....	37	in the western Amazonian basin.....	50
Conservation laws and education.....	37	Population growth models and a case in	
Threats.....	37	the Peruvian Amazon.....	50
Nicaragua.....	38	Population production models in Peru	
Status.....	38	and Bolivia.....	51
Conservation education.....	38	Density comparisons and age structure	
Threats.....	38	models in Peru.....	51
Costa Rica.....	38	Comparison of hunting effort in Bolivia	
Status.....	38	and Ecuador.....	51
Conservation laws and education.....	38	Summary - are lowland tapirs susceptible	
Threats.....	39	to overhunting?.....	52
Panama.....	39	Hunting as a threat in other regions:	
Status.....	39	Colombia, Venezuela, French Guiana,	
Conservation laws and education.....	39	Brazil, and Argentina.....	52
Captive breeding.....	40	Non-food use of tapirs in Paraguay, Argentina,	
Threats.....	40	and Peru.....	52
Colombia.....	40	Tapirs and palms.....	52
Status.....	40	Threats to palm forest in Amazonia and	
Conservation laws and education.....	40	other regions.....	53
Threats.....	40	Threats to other habitats in Guyana, Suriname,	
Ecuador.....	42	Brazil, Paraguay, and Argentina.....	53
Status.....	42	Tapirs and reserves.....	53
Threats.....	42	Action Plan.....	54
Action Plan.....	42	I. Projects are needed to reduce tapir hunting ...	54
I. Habitat availability and change assessments ..	42	II. Projects are needed to reduce the	
II. Surveys to determine presence or absence		destruction of tapir habitat.....	55
of tapirs.....	42	III. Reserve design.....	55
III. Population assessments and monitoring.....	42	IV. Moratorium on captive breeding.....	55
IV. Human exploitation and tapir-human		Concluding remarks.....	56
relations.....	43	TAPIRES - Evaluación de su Estado Actual y	
V. Regional land-use planning, protected		Plan de Acción para su Conservación.....	57
areas, and corridors.....	43	Contenido.....	59
VI. Creation of economic incentives for		ANTAS - Situação atual e plano de ações para	
communities in habitat areas.....	44	conservação.....	119
VII. Environmental education and public		Conteúdo.....	121
awareness.....	44	Referencias/Referencias/Referências.....	145
VIII. Captive breeding for education and research..	44	Appendix I/Apêndice I/Apêndice I	
IX. Personnel training and improvement of		Tapir Action Plan Projects Seeking Support.....	152
access to scientific information.....	44	I. Action Plan implementation for the	
X. Research.....	45	mountain tapir in the northern Andes.....	152
Status and Action Plan of the Lowland Tapir			
(<i>Tapirus terrestris</i>).....	46		
<i>Richard E. Bodmer and Daniel M. Brooks</i>			
Abstract.....	46		
Natural history.....	46		

II. Mountain tapir ecology and habitat analysis in the Ucumari Reserve in the central Andes of Colombia.....	152
III. Radio tracking and habitat use by mountain tapirs in Sangay National Park, Ecuador (part of project I.).....	153
IV. Status and conservation strategy of Baird's tapir in the northern Colombian Choco.....	153
V. The impact of human activities upon Baird's tapirs in La Mosquitia, Honduras.....	153
VI. Habitat selection and movement patterns of Baird's tapir in Corcovado National Park, Costa Rica.....	153

VII. Lowland tapirs and white-lipped peccaries as interacting seed predators and dispersers in Maraca, Brazil.....	154
--	-----

Appendix II/ Apéndice II/ Apêndice II

Tapir Action Plan Authors and Specialist Group

Members.....	155
---------------------	------------

Appendix III/ Apéndice III/ Apêndice III

IUCN Red List Categories.....	156
--------------------------------------	------------

Foreword

Over the past several years a plethora of Action Plans have been developed for specific taxonomic assemblages by various Specialist Groups of the IUCN Species Survival Commission. The goal of these Action Plans is to conserve species on a sustainable basis. These plans frequently comprise the first, if not only, comprehensive document for conserving each species for which they were written. The plans are easily comprehensible by administrators and local conservation officials in the countries which harbor Action Plan fauna.

Here we present an Action Plan for tapirs with specific chapters authored by biologists who are specialized in the species or topic. Three tapir species are the largest endemic land animals in the Neotropics; the other species is a Malaysian endemic. The three Neotropical species represent the only living, non-introduced Perissodactyls in the Western Hemisphere. As tapirs are among the largest herbivores, their role in the ecosystem is of paramount

importance, especially as seed dispersers and seed predators.

This Action Plan addresses the current status of the four extant tapir species, which are being threatened by habitat destruction and hunting. The tapir has survived for the past 20 million years, probably because of its flexible snout and well developed olfactory system that help tapir detect predators. As with so many other species, the actions of humans are threatening tapir species after a long and successful evolutionary history.

We hope this Action Plan contributes to our knowledge of tapirs. More importantly, we hope that this document will stimulate conservation action, where needed, for this fascinating and biologically important family of animals.

Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer, and Sharon Matola
Co-Editors

Acknowledgements

Graphics were kindly provided by Maria Cole and Jakob U.-Peters who provided some of the photos, as well as Stephen Nash (Conservation International) who provided drawings, and Laura Anne (City of Houston, Department of Parks and Recreation) who standardized the range maps.

The authors and editors thank the following people for providing status information from specific regions and/or making constructive comments on draft manuscripts: Z. Abidin, J. Andrews, J. Back, A.F. Barbosa, R. Barongi, L. Calvo, C. Campos, C. Cerrato-B., S. Chalukian, M. Chamacho, A. Chiarello, E. Constantino, A. Contreras, A. Cuarón, M. Dee, C. Downer, J. Eisenberg, S. Elaqupillay, J. Fragoso, M. Galetti, M. Gimenez-Dixon, A. Grajal, L. Greene, C. Guichard-Romero, A. Hernández-Yañez, R. Hogan, J. Jorgenson, C. Julliot, K. Kranz, F. Leeuwenberg, L. Marineros, I. March, M.A. Martinez-Morales, P. Martuscelli, E. McCance, S. Midence, O.

Montenegro, E. Naranjo, C. Ngampongsai, F. Olmos, G. Pazy Miño, L. Pinder, E. Ruez-L., E. Ramsay, K. Redford, L. Renjifo, A. Rylands, L. Salas, J. Schachter, T. Sullivan, P. Vargas, C. Vaughan, and A. Zegarra-P. We apologize to individuals whom we failed to mention above, who have helped with this document - our thanks.

The completion of this document would not have been possible without the aid of the aforementioned people. Their help and advice was invaluable, and we remain indebted to them all. Funding and support to produce this document was provided by the IUCN/SSC Peter Scott Fund, the Sultanate of Oman, Houston Zoological Society, and Wildlife Preservation Trust International.

This Action Plan is dedicated to a committed group of tapir conservationists, both past and present, and to the vertebrate ecologists who have spent countless hours in an endeavor to better understand the role of tapirs in their ecosystems.

Executive Summary

Tapirs are from an ancient lineage that are important tropical forest seed dispersers. Unfortunately, all species are threatened by habitat destruction and hunting. The mountain tapir which is restricted to the Andes of northwestern South America is Endangered by IUCN standards, and should be given priority for conservation. The Malayan tapir, a South East Asian endemic, and Baird's tapir of Mesoamerica and northwestern South America are categorized as Vulnerable by IUCN. Finally, the lowland tapir of tropical South America is considered at Lower Risk - near threatened by IUCN categories. Table A.1 overviews the categorization of IUCN. All four tapirs are listed on CITES Appendix I.

This Action Plan was written for wildlife biologists, ecologists, administrators, educators, and local conservation officials in countries that have tapirs. The objective of this Action Plan is to aid tapir conservation, by catalyzing conservation action. Moreover, it is hoped that the plan's contents will stimulate further studies of this fascinating group of animals. The chapters in this Action Plan overview different species and topics which are highlighted below. Each species account contains an abbreviated natural history, information on status and threats, and most importantly, an Action Plan. The full Action Plan is in English, while the Spanish and Portuguese texts contain only those chapters pertinent to Spanish and Portuguese speaking countries within the tapir's range.

John Eisenberg provides a comprehensive introduction, comparing and contrasting different natural history aspects of the tapirs. He also includes information on historical lineage and dispersal, as well as aspects of tapir conservation.

The chapter by Fábio Olmos was included to address the fact that despite all we have learned about the role of tapirs in dispersing and predating seeds, there are still questions to be answered. He names topics for future research which include: the fate of live seeds in tapir dung; the impact of tapirs on the seed species they prey on; and whether tapirs are competitors to more efficient seed predators?

Habitat destruction and hunting are the primary threats to the mountain tapir, for which Downer provides an integrated strategy of action. This includes protection of existing sanctuaries and establishing corridors, identifying status and threats, and monitoring the mountain tapir

along with sympatric indicator species. In addition, education programs about the mountain tapir are vital to its future survival; environmental education for rural peoples is imperative. Other activities which would support the conservation of the mountain tapir include ecotourism programs, and the development of alternative, sustainable lifestyles for rural people which would not threaten the mountain tapir.

Habitat destruction is the main threat to the Malayan tapir. Khan prioritizes field research through status surveys as the primary step of action, since so little is known of regional status and threats. Population and habitat viability analysis coupled with adequately designed and managed preserves is identified as the second priority. Other actions include encouraging wildlife organizations and staff training programs to take the needs of local people into account, and the monitoring of trade.

Baird's tapir is threatened primarily by habitat destruction and to a lesser degree, hunting. Matola, Cuarón, and Rubio-Torgler list assessments of populations, threats to habitats, and threats due to hunting as priority for action. Moreover, it is necessary to fortify protected areas into working conservation units. Other actions include educational programs and research.

The lowland tapir is a species which cannot be regularly harvested without adversely affecting the population. Bodmer and Brooks highlight the importance of initiating projects which will reduce hunting, including establishing community and private reserves, and working directly with rural hunters to promote the sustainable harvest of wildlife. The second priority is reducing habitat destruction through soundly managed agroforestry projects. Final considerations include reserve design and a moratorium on captive breeding, in order to allow space for more endangered species of tapirs.

Finally, three appendices are provided. The first is a series of tapir projects which need support; these projects would provide further data about the natural history of tapirs, thus enhancing conservation efforts on behalf of these animals. The second appendix is a list of contributing chapter authors to this Action Plan, as well as members of the IUCN Species Survival Commission Tapir Specialist Group. The last appendix is a transcription of the 1994 IUCN Red List Categories.

Table A.1 IUCN Categories of Threat.		
Species	IUCN Categorized Status	Category Criteria
Mountain Tapir (<i>Tapirus pinchaque</i>)	Endangered	EN: A1c+2cd, C1, E
Malayan Tapir (<i>T. indicus</i>)	Vulnerable	VU: A1c+2c, B2cd+3a, C1+2b
Baird's Tapir (<i>T. bairdii</i>)	Vulnerable	VU: A1abcd+2bce, C2a
Lowland Tapir (<i>T. terrestris</i>)	Lower Risk - near threatened	LR-nt

Introduction

John F. Eisenberg

University of Florida; Department of Natural Sciences; Florida Museum of Natural History;
P.O. Box 117800; Gainesville, Florida 32611, USA

The family Tapiridae as a taxonomic entity is first recognizable in the Eocene of North America, nearly 50 Million years ago (Mya). At that time, the family Equidae was beginning to diverge from the Tapiridae. The genus *Tapirus* first appeared in the Miocene (25-5 Mya), thus, the extant tapirs derive from an ancient lineage. Given the intermittent connections between North America and Asia via the Bering Straits, the tapirs soon appeared in Euro-Asia. With the completion of the land bridge between North America and South America, during the Pliocene (7-2 Mya), Tapirs entered South America.

While tapirs have died out over much of their former range, they persist in southeast Asia, Mesoamerica, and South America. There are four surviving species - one in Asia (Malayan tapir *T. indicus*), one in Middle America (Baird's tapir *T. bairdii*), and two in South America (lowland tapir *T. terrestris* and mountain tapir *T. pinchaque*), all to some extent threatened if not endangered.

This Action Plan summarizes much of the literature concerning the status and ecology of the survivors. It further offers plans for the preservation of these remaining stocks.

Malayan tapir survives in small isolated populations within its range in peninsular Malaya and Sumatra. It formerly extended to Burma and adjacent parts of Thailand where it may still persist. Baird's tapir exists in fragmented populations from Chiapas, Mexico through Mesoamerica to northwestern Colombia and west of the Andes to lowland, northwestern Ecuador. The mountain tapir, *T. pinchaque*, as the name implies, is to be found at high elevations in the Andean portions of Colombia, Ecuador, and Peru. The common, lowland tapir, *T. terrestris*, has the broadest range of the four living species extending from north-central Colombia in lowland tropical habitats thence east of the Andes over most of tropical South America.

As a genus the four species inhabit both montane and lowland habitats, all within the tropics. They never occurred in Africa or Australia. They characteristically are associated with tropical forests or tropical montane forests. Lowland tapir may occupy savannah or tropical dry, deciduous forests, but usually in the vicinity of permanent riverine forests. The extensible proboscis is used to strip leaves and pluck fruits. Their diet includes a bewildering array of plant species and many different plant parts.

Fruit may be taken from low shrubs or as fallen fruit on the ground. Pod-like fruits with small seeds may be chewed with considerable damage to seeds, but fleshy fruits with large seeds may be consumed whole and the seeds passed through the gut with minimal damage and enhanced ability to germinate.

The spatial requirements of tapirs vary with the carrying capacity of the habitats. An individual *T. indicus* has been known to range over an area of over 12km². Individuals of mountain tapir may range over smaller areas of half this size, while the core use area for Baird's tapir may be as small as 1km² in good habitat. Aside from a courting pair or a mother and her young, tapirs travel and feed alone. Mountain tapir may form more permanent pair associations and exhibit an exclusive home range use pattern. Densities of tapirs tend to be low with estimates ranging from a high of 1/km² to less than 0.3/km². The individualistic life style and relatively low density means that they do not achieve a high local abundance, and with high hunting pressure may easily become locally extinct. Fragmentation of preferred habitat increases the vulnerability for extirpation. Neotropical tapirs have been hunted as a source of meat by indigenous peoples throughout their range.

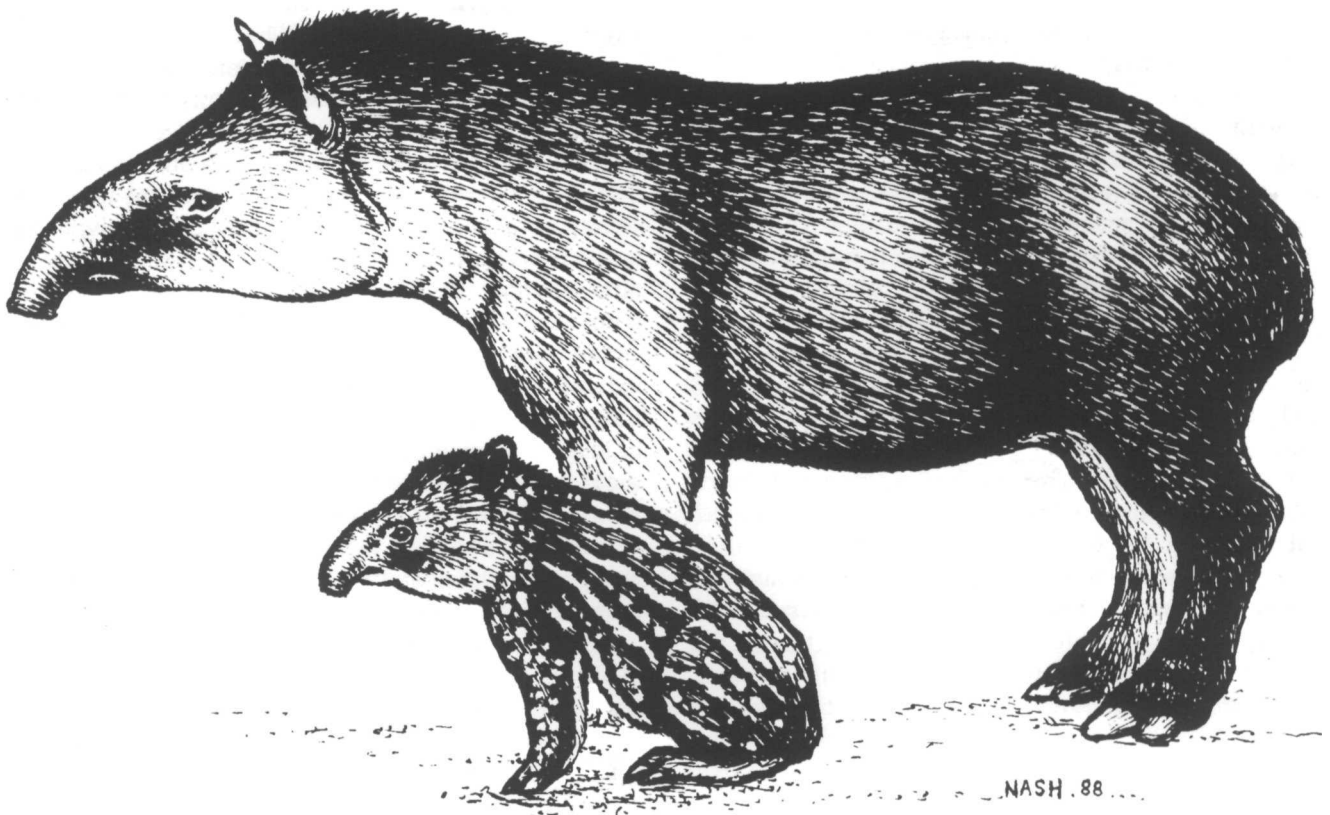
Tapirs do not have a high reproductive rate. Most details on reproduction derive from lowland tapir, but some generalizations may be advanced. A single young is born after a thirteen month gestation. Although a female tapir may conceive within a month after giving birth, this is not an invariant rule. It is safe to say that under the best circumstances a young can be born every 14 months in habitats exhibiting little seasonality in food availability. In seasonally arid habits, the interval between births may be longer. A female does not become sexually mature until she is nearly two years of age under the best of conditions. A female can remain reproductively active into her tenth year of life and beyond. In South America productivity for tapirs is lower than that exhibited by the deer or peccaries that may occur with them.

Mortality in tapirs may be heavy during the first year of life since the larger predators (tigers in Asia; jaguars and pumas in Mesoamerica and South America) can and do take younger animals. Tapirs are hunted by humans as a prized game animal, and unregulated human predation combined with land clearing for agriculture are the primary threats to their continued survival.

While tapirs do not share the glamour of elephants, pandas, and the large cats, they certainly deserve a higher visibility. What we are looking at today is a remnant of a very successful taxon, with a distinguished and ancient lineage. Although relatives of the horse and rhinoceros, these shy, cryptic animals are often overlooked. A dedicated band of scientists in the last 30 years has explored the intricacies of their behavior and their role in maintaining the ecology of their environment. Most casual observers do not realize that tapirs play an important role in dispersing seeds of the fruits upon which they feed. This seed dispersal role by the tapir ensures that some of its preferred food plants replenish themselves in suitable habitats. The role of large herbivores in dispersing seeds of fruits is under-

appreciated by the lay public, or for that matter, ecologists who have not pursued the topic. The role of herbivores in structuring tropical forests is only now beginning to be explored in an active fashion. The linkages among all species, plant and animal, in a tropical forest are intricate beyond belief. But as we continue to conduct research, we shall discover bit-by-bit the interrelationships among species that structure the tropical communities which we are so anxious to preserve.

This brief synopsis touches on only a few aspects of tapir natural history. We have achieved much in our studies of tapirs in the wild and in captivity during the last two decades. It goes without saying we have in turn built upon an older base of natural history data assembled by the previous naturalists.



Lowland Tapir. Drawing by Stephen Nash

Tapirs as Seed Dispersers and Predators

Fábio Olmos

R. Antonio F. Gandra 182
São Vicente, SP, 11390-250 Brazil

Abstract

Tapirs have a fair to high amount of fruit in their diets and are both seed dispersers and seed predators. Although more quantified information is lacking, current evidence suggests tapirs are important as key seed dispersers for some groups or even communities of plants, and are able to disperse species primarily adapted to other dispersers like birds and wind. Nevertheless, acting as seed predators, tapirs may have an impact on the seed crop of some plant species. The relationship between tapirs and seeds needs more research, including basic aspects of percent viability of dispersed seeds, distance of dispersion, and the fate of dispersed seeds.

Background

Tapirs have been eating leaves, twigs, and fruits from the world's forests perhaps longer than the existence of some of the plant families they eat today. Such a long history has probably caused relationships to evolve between these animals and their food plants.

In Mesoamerica and South America tapirs are the largest extant forest-dwelling mammals since humans caused the demise of the Pleistocene large mammal fauna (see Diamond 1989, Burney 1993). As Janzen (1982b) noted, tapirs are probable surrogate dispersers for large-fruited species which were once dispersed by the Pleistocene (from 1.5 million to 12,000 years B.P.) megafauna (Janzen and Martin 1982), and may be the key species to assure the survival of these plants. On the other hand, many seeds do not survive the masticatory and digestive apparatus of tapirs.

The study of the role of tapirs as seed predators and dispersers is fairly recent (Janzen 1981, 1982b), and we are still beginning to understand the interactions of tapirs and their food plants. Here I summarize the available information on the subject.

Tapirs as herbivores

Tapirs are browsers/frugivores (Bodmer 1990a), feeding on a diverse array of leaves, undergrowth and forest-edge herbs, shrubs and saplings, and fruit (Medway 1974,

Terwilliger 1978, Williams and Petrides 1980, Janzen 1982a, Fragoso 1983, Williams 1984, Bodmer 1990b, Rodrigues *et al.* 1993, Naranjo 1995, Downer 1996). In addition, lowland tapir (*Tapirus terrestris*) feed on fair amounts of grasses and aquatic plants in Amazonian flood-plain forests and in the Brazilian Pantanal (Bodmer 1990c, pers. obs.) and on bamboo leaves and twigs in the Atlantic forest of eastern Brazil (Rodrigues *et al.* 1993, pers. obs.). Mountain tapirs (*Tapirus pinchaque*) eat considerable amounts of grasses, bamboo, sedges, and bromeliads in their high altitude habitats (Downer 1996).

Although there is no record of tapirs actively looking for and taking animal food, Downer (1996) has found arthropod remains (coleoptera elytra = beetle wings) in mountain tapir dung, perhaps accidentally ingested.

The factors influencing the choice of some food plants by tapirs seem to be complex and are not well understood. Apparently both individual idiosyncrasies and plant defenses are involved, as young leaves and shoots are often preferred (Terwilliger 1978, Williams and Petrides 1980, Downer 1996). Captive tapirs are susceptible to rectal prolapsus, attributable to the ingestion of coarse and indigestible food (Crandall 1964, Deutsch and Puglia 1988) and this may be related to their selective feeding. Downer (1996) found that nitrogen-fixing plants and silica-rich horsetails are a significant component of mountain tapir diet, so it is quite possible that tapirs select food plants for their nutrient and compound content.

Like other Perissodactyla, tapirs are hind-gut fermenters with an enlarged cecum. Although large hind-gut fermenters are considered to cope best with high-fiber, low-quality forage (Demment and Van Soest 1985, Bodmer 1990b), the selective browsing shown by all tapirs, and the fairly large percentage of fruit in their diet shown by some studies (Williams and Petrides 1980, 1984, Bodmer 1990b, 1990c) suggest tapirs do select for high-quality food when available. Indeed fruit patches are actively searched out and determine foraging patterns of tapirs (Bodmer 1990b, Naranjo 1995, Downer 1996).

There is variation of the relative importance of fruits in the diets of tapirs, both among species and among habitats. However, because different methods have been used to evaluate tapir diets it is only possible to qualitatively compare tapir fruit consumption. Fruit accounted for 33% of lowland tapir diet in Amazonian Peru (Bodmer 1990b), while two out of 15 dung piles had fruit remains in

an eastern Brazilian forest site (pers. obs.). Large amounts of fruit were eaten by Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) during the dry season in a northwestern Costa Rican site (Williams 1984), but were a minor item in the diet of the same species at Barro Colorado Island (Terwilliger 1978). At a site in southwestern Costa Rica at least 23 species of fruit comprised 3.8% of Baird's tapir diet during the rainy season compared to 12% during the dry season (Naranjo 1995). Mountain tapirs actively seek the berries of three species of *Vaccinium* and *Pernettya* (Ericaceae) in the Andean paramos during the dry season. Williams and Petrides (1980) found that the Malayan tapir (*Tapirus indicus*) both looks for and includes a significant amount of fruit in its diet, remains being present in all but one of the dung samples he examined. Khan (this book) points out that fruit makes up 8.1% of the Malayan tapir's diet in Thailand, but more quantitative information is needed on this species.

Contrary to ruminant herbivores, which kill most or all seeds they ingest (Bodmer 1989,1991), seeds of several species can survive the tapir's digestive system (Janzen 1982a, 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1992,1996, Rodrigues *et al.* 1993). These seeds must overcome both the tapir's mastication and the fairly long passage time (4-23 days in a captive Baird's tapir, see Janzen 1981), which is longer for larger seeds and may initiate germination in the tapir's gut, killing the seed.

What fruits do tapirs eat?

Tapirs are known to look for and eat a diverse array of fruits (Table 1.1). Fruits eaten by tapirs range from small, soft figs and berries 1-3cm in diameter to the 5-12cm diameter fruits of the gourd tree *Crescentia alata*, the general impression being that tapirs are opportunistic, eating most fruit which are readily accessible, but still looking for concentrations of favored fruit (Bodmer 1990b, Downer 1996).

Sweet-tasting and/or smelling fruit seem to be preferred both in captivity (Janzen 1982a) and in the wild (Janzen 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1996), but bitter-tasting fruits like the wild nutmeg *Virola oleifera*, the laurel *Ocotea catharinensis* (adapted to dispersal by birds), or the legume *Sweetia fruticosa* (a wind-dispersed species) are also eaten in large amounts by lowland tapirs when available (Rodrigues *et al.* 1993, P. Martuscelli pers. comm., Brisola 1989). Also, hundreds of the astringent acorns of the guanacaste oak *Quercus oleoides* may be eaten in a single feeding bout by Baird's tapir (Williams 1984).

There is little information on the nutrient contents of fruits eaten by tapirs. The drupes of the palm *Mauritia flexuosa*, a staple for lowland tapirs in the Amazon, have pulp which is 53.2% fat, 43% carbohydrate, and 3.8%

protein (Bodmer 1990b). The aril of the nutmeg *Virola oleifera*, also eaten by lowland tapirs, is 23% lipids, 1.72% protein, and 12% carbohydrate (per weight, Galetti *et al.* in press). Mountain tapirs feed on the oil-rich fruit of the quindean wax palm *Ceroxylon quindiuense* (Downer 1996), but most of the fruits eaten by tapirs do not seem to be especially rich in fat as the examples above. For example, the fruits of the palm *Euterpe edulis*, eaten by lowland tapirs, are 21% carbohydrate, 6% fat, and 2.3% protein (wet weight), while the ones of *Cryptocaria moschata*, eaten by the same species, are 12.7% carbohydrate, 1.2% protein, and only 0.63% fat (Galetti *et al.* in press).

Another category of fruits eaten by tapirs are the ones ingested with forage (Janzen 1983a, Malo and Suárez 1995). Downer (1992, 1996) found seeds of an impressive array of grasses and herbs in the dung of mountain tapirs, that were ingested while browsing for leaves and stems, but in some instances the tapirs may have been selecting for the seeds (Downer in litt.). Viable grass seeds were also found in dung and cecal samples from lowland tapirs (Bodmer 1991). Both Janzen (1982b) and Williams (1984) found live seeds in Baird's tapir dung that were most likely ingested while feeding on leaves.

Size is important to determine if a seed will be swallowed, spat, or crushed while chewing. Seeds larger than 2cm are usually spat out or crushed (Janzen 1982a,b; Bodmer 1991). However, hundreds of 2-3cm long nuts of *Spondias mobim* were found by Williams (1984) in dung piles left by Baird's tapirs, while a dung pile from a lowland tapir had 100 seeds of *Virola oleifera*, each 2.2-2.4cm long (Rodrigues *et al.* 1993). Seeds usually spat out are swallowed at times (Janzen 1982a). It is possible that individual idiosyncrasies, so patent in captive tapirs, play a role in whether the seeds are ingested or spat out.

Tapirs as seed predators

Tapirs kill seeds by chewing. Seeds which are not small or hard enough are crushed by tapirs, sometimes in large numbers. Janzen (1982b) and Williams (1984) found tapir dung piles containing mostly the hulls of the oak *Quercus oleoides*, each pile with the remains of about 500 seeds. Both authors also found that Baird's tapirs chewed the soft seeds of *Brosimum alicastrum* (Moraceae), *Mastichodendrum capiri*, and *Manilkara sapota* (Sapotaceae), being effective predators of those species. Chewing was also found to damage the large, hard seeds of guapinol *Hymenaea courbaril*, which are mostly spat out after being stripped of the pulp, although some are chewed and swallowed by lowland tapirs (Brisola 1989).

Tapirs also kill seeds by digesting them. Vulnerability of seeds to digestion depends on the hardness of their coat, their size, and whether or not they have been damaged by chewing. Compared to foliage and small objects, which

Table 1.1. Fruits known to be eaten by wild tapirs, and the fate of seeds.

Species	Killed/Dispersed	Source
Lowland tapir (<i>Tapirus terrestris</i>)		
<i>Spondias</i> sp. (Anacardiaceae)	dispersed*	Bodmer(1991)
Anacardiaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Xylopia sericea</i> (Annonaceae)	?	Brisola (1989)
Annonaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Acrocomia aculeata</i> (Arecaceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Euterpe edulis</i> (Arecaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Mauritia flexuosa</i> (Arecaceae)	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Maximilliana maripa</i> (Arecaceae)	dispersed*	Fragoso (1994)
<i>Oenocarpus bataua</i> (Arecaceae)	dispersed*	Bodmer and Brooks (this book)
<i>Scheelea phalerata</i> (Arecaceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Scheelea</i> sp. (Arecaceae)	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Arecaceae)	dispersed*	Barbosa (pers. comm.)
Araceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Protium heptaphyllum</i> (Burseraeae)	dispersed*	Martuscelli (pers. comm.)
<i>Jacaratia spinosa</i> (Caricaceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
<i>Maytenus</i> spp. (Celastraceae)	dispersed*	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
Chrysobalanaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Buchenavia</i> sp. (Combretaceae)	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae-Caesalpin.)	killed	Brisola (1989)
<i>Inga</i> sp. (Fabaceae)	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Sweetia fruticosa</i> (Fabaceae-Papilionidae)	killed	Brisola (1989)
Graminae	dispersed*	Bodmer (1991)
Icacinaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Juglans australis</i> (Juglaniaceae)	dispersed*	Chalukian (pers. comm.)
<i>Cryptocaria moschata</i> (Lauraceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Lauraceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Ocotea catharinensis</i> (Lauraceae)	dispersed*	Martuscelli (pers. comm.)
<i>Ocotea odorifera</i> (Lauraceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Ocotea velutina</i> (Lauraceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Gustavia coriacea</i> (Lecythidaceae)	?	L. Salas (in litt.)
<i>Cabraleacanjerana</i> (Melicaceae)	dispersed*	Brisola (1989)
Menispermaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Coussapoa</i> sp. (Moraceae)	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Ficus insipida</i> (Moraceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
<i>Virola oleifera</i> (Myristicaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Myrtaceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Tetrastylidium grandiflorum</i> (Olacaceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
<i>Quiina glaziovii</i> (Quiinaceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
Rubiaceae	dispersed*	Bodmer (pers. obs.)
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> (Sapotaceae)	dispersed*	Galetti (pers. comm.)
<i>Microphilis cf. eggensis</i> (Sapotaceae)	?	L. Salas (in litt.)
Sapotaceae	dispersed*	Bodmer (1991)
<i>Apeiba tibourbou</i> (Tiliaceae)	dispersed*	Brisola (1989)
<i>Cytharexylum myrianthum</i> (Verbenaceae)	dispersed*	Martuscelli (pers. comm.)
Baird's tapir (<i>Tapirus bairdii</i>)		
<i>Anacardium occidentale</i> (Anacardiaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Spondias mombim</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias purpurea</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias radlkoferi</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Acrocomia vinifera</i> (Arecaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Astrocaryum standleyanum</i> (Arecaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Bactris balanoidea</i> (Arecaceae)	killed	Naranjo (in litt.)
<i>Bactris gasipaes</i> (Arecaceae)	killed	Naranjo (in litt.)
<i>Raphia taedigera</i> (Arecaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Scheelea rostrata</i> (Arecaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Crescentia alata</i> (Bignoniaceae)	88%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Cordia guanacastensis</i> (Boraginaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Bromelia pinguin</i> (Bromeliaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Bromelia karatas</i> (Bromeliaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Bursera simaruba</i> (Burseraeae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Cochlospermac.)	dispersed*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Margaritaria nobilis</i> (Euphorbiaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Bauhinia unguolata</i> (Fabaceae)	dispersed*	Janzen (1982b)
<i>Caesalpinia coriari</i> (Fabaceae)	killed	Janzen (1982b)

Table 1.1. Fruits known to be eaten by wild tapirs, and the fate of seeds.

Species	Killed/Dispersed	Source
<i>Cassia emarginata</i> (Fabaceae)	17.5%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Fabaceae)	22%, dispersed*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae)	killed	Williams (1984)
<i>Inga vera</i> (Fabaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Pithecelobium saman</i> (Fabaceae)	33-60%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Prosopis juliflora</i> (Fabaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Quercus oleoides</i> (Fagaceae)	killed	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Symponia globulifera</i> (Guttiferae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Brosimum alicastrum</i> (Moraceae)	killed	Williams (1984)
<i>Ficus costaricana</i> (Moraceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Ficus insipida</i> (Moraceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Ficus</i> spp. (Moraceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Musa paradisiaca</i> (Musaceae)	killed	Naranjo (in litt.)
<i>Ardisia revoluta</i> (Myrsinaceae)	dispersed*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Virola</i> sp. (Myristicaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Averrhoa carambola</i> (Oxalidaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Karwinskia calderoni</i> (Rhamnaceae)	dispersed*	Janzen (1982b)
<i>Ziziphus guatemalensis</i> (Rhamnaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Alibertia edulis</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Janzen (1982b)
<i>Genipa americana</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Guettarda macrosperma</i> (Rubiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Psychotria microdon</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Psychotria nervosa</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Psychotria trichotoa</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Randia armata</i> (Rubiaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Randia echinocarpa</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Williams (1984)
<i>Citrus aurantium</i> (Rutaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Psidium guajava</i> (Rutaceae)	dispersed	Naranjo (in litt.)
<i>Manilkara sapota</i> (Sapotaceae)	killed	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Mastichodendron capiri</i> (Sapotaceae)	killed	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Pouteria</i> sp. (Sapotaceae)	killed	Naranjo (in litt.)
<i>Guazuma ulmifolia</i> (Sterculiaceae)	20%	Williams (1984)
Mountain tapir (<i>Tapirus pinchaque</i>)		
<i>Amaranthus hybridus</i> (Amaranthaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Arracacia elata</i> (Apiaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Arracacia tolocencis</i> (Apiaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Baccharis</i> sp. (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Cotula mexicana</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Erechtites hieracifolia</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga americana</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga quadriradiata</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Gamochaeta purpurea</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
Asteraceae spp.	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Greigia vulcanica</i> (Bromeliaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Puya</i> sp. (Bromeliaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Centropogon glaucotomentosum</i> (Campanulaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Centropogon ursinus</i> (Campanulaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Cerastium glomeratum</i> (Caryophyllaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Coriaria ruscifolia</i> (Coriariaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Eleocharis acicularis</i> (Cyperaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Scirpus inundatus</i> (Cyperaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Equisetum bogotense</i> (Equisetaceae)	spores dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Ceratostema alatum</i> (Ericaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Disterigma empetrifolium</i> (Ericaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Pernettya prostata</i> (Ericaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Vaccinium attenuatum</i> (Ericaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Vaccinium campanulatus</i> (Ericaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Lupinus caucensis</i> (Fabaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Trifolium cf. dubium</i> (Fabaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Geranium hirtum</i> (Geraniaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Gunnera magellanica</i> (Gunneraceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Satureja nubigena</i> (Lamiaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Stachys elliptica</i> (Lamiaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Buddleja incana</i> (Loganiaceae)	dispersed*	Downer (1996)

Table 1.1. Fruits known to be eaten by wild tapirs, and the fate of seeds.

Species	Killed/Dispersed	Source
<i>Brachyotum alplnum</i> (Melastomataceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Brachyotum ledifolium</i> (Melastomataceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Miconia crocea</i> (Melastomataceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Fuchsia vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Fuchsia aff. vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Oxalis lotoides</i> (Oxalidaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Oxalis microphylla</i> (Oxalidaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Oxalis mollis</i> (Oxalidaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Passiflora mixta</i> (Passifloraceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Plantago australis</i> (Plantaginaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Plantago nubigena</i> (Plantaginaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Bromus lanatus</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Bromus ptilensis</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Cortaderia nitida</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Cortaderia</i> sp. (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Eragrostis tenuifolia</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Eragrostis</i> sp. (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Neurolepis aristata</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Neurolepis</i> sp. (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Paspalum prostratus</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Poa annua</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Poa</i> sp. (Poaceae)	dispersed*	Downer (1992, 1996)
<i>Triticum aestivum</i> (Poaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Rumex crispus</i> (Polygonaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Rumex obtusifolius</i> (Polygonaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Rumex tolimensis</i> (Polygonaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla aphanoides</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla cf. guatemalensis</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla hispidula</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla orbiculata</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla sprucei</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Alchemilla verticillata</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles escalloniifolia</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles pernettyoides</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Polylepis quadrijuga</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Rubus acanthophyllus</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Rubus loxensis</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Prunus serotina</i> (Rosaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Galium hypocarpium</i> (Rubiaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Ribes andicola</i> (Saxifragaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. cuneifolium</i> (Saxifragaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. lehmannii</i> (Saxifragaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Calceolaria adenantha</i> (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Calceolaria calycina</i> (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Calceolaria ferruginea</i> (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Calceolaria parotrichia</i> ? (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Calceolaria spruceana</i> (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Veronica peregrina</i> (Scrophularaceae)	dispersed*	Downer (in litt.)
<i>Nicandra physalodes</i> (Solanaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Valeriana microphylla</i> (Valerianaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Valeriana plantaginea</i> (Valerianaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Valeriana pyramidales</i> ? (Valerianaceae)	dispersed*	Downer (1996)
<i>Cissus cf. andina</i> (Vitaceae)	dispersed*	Downer (1996)
Malayan tapir (<i>Tapirus indicus</i>)		
Cangris	?	Williams and Petrides (1980)
Perancah	?	Williams and Petrides (1980)
Kelat	?	Williams and Petrides (1980)
Jaba	?	Williams and Petrides (1980)
<i>Baccaurea parviflora</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams and Petrides (1980)
<i>Elateriospermum tapos</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams and Petrides (1980)

* represents an unknown percentage of the seeds probably killed, but there is no quantified information.
% represents the proportion of live seeds found in tapir dung.

take 1-3 days to pass through the digestive tract of a tapir, large seeds may spend more than 10 days in the tapir's gut, increasing the chances of germinating there and of being killed (Janzen 1981). Also, a hard coat helps to protect the seed both from chewing and digestion, provided it has not been damaged.

Janzen (1981) demonstrated that a Baird's tapir was able to kill 78% of the seeds of guanacaste *Enterolobium cyclocarpum* and 100% of the seeds of Carao *Cassia emarginata* fed to it, despite the hardness of their seed coats, apparently because they germinated inside the tapir gut. Nevertheless, Williams (1984) had different results from a study of wild Baird's tapirs, finding a fair amount of live carao seeds in dung piles, so the process is not always efficient and it may vary in different circumstances. Brisola (1989) found lowland tapirs to be predators of the seeds of the legumes *Hymenaea courabaril* and *Sweetia fruticosa*, and to damage (and perhaps kill) over 50% of the seeds of some laurel species it fed on.

Tapirs seem to partially digest seeds. Janzen (1982b) shows that there were about equal numbers of live and digested (as seen by their empty seed coats) seeds of the legume *Pithecelobium saman* in the wild tapir dung piles he examined, while Williams (1984) points out that for 6 of the 33 species of fruit eaten by Baird's tapir, all seeds passed intact through the tapir. Bodmer (1991) found that lowland tapirs in Amazonian Peru damage fewer seeds than sympatric ungulates, 54% of seed samples he examined being intact. Interestingly, many (12.5%) of the seeds belonged to Sapotaceae, a group killed by Baird's tapir (see above).

Tapirs may kill large numbers of seeds at a time, depending on the seed characteristics and availability, perhaps destroying the entire seed crop of an isolated individual. The partial efficiency of tapirs in digesting seeds usually allows part of them to survive the digestive tract and be dispersed. However, when compared to sympatric ungulates like deer and peccaries, tapirs are far less efficient seed predators (Bodmer 1991).

Tapirs as seed dispersers

Tapirs may transport intact seeds both by swallowing them and defecating later, and by eating a fruit and spitting its seeds. Although the latter method precludes the possibility of dispersing seeds far from the parent plant, Bodmer *et al.* (1993) consider the spitting habits of the lowland tapir important for the regeneration and maintenance of stands of the colonial palm *Mauritia flexuosa*. Similarly, Naranjo (in litt.) indicates that Baird's tapirs are important for maintaining *Raphia taedigera* swamps in Costa Rica and Nicaragua.

Janzen (1981) noted that tapirs have the potential of generating very complex and remote seed shadows, because

of the possibility of seeds being moved many kilometers, and of the spacing of seeds in the tapir's dung, even when eaten at the same time, thus maximizing their scattering. Also, tapir can disperse large numbers of live seeds at a time, which may reach hundreds or even thousands (Janzen 1982b, Williams 1984, Rodrigues *et al.* 1993). The live seedlings, sometimes in large numbers, found sprouting from tapir dung show that tapirs are successful in transporting live seeds. For example, of 205 species eaten, 86 (or 42%) germinated from mountain tapir feces according to a study conducted in Ecuador's Sangay National Park (Downer 1996).

An important characteristic of tapirs as seed dispersers is their propensity to defecate in water (Janzen 1981, Williams 1984, Bodmer 1991). Indeed, in one Costa Rican study 94% (n=136) of tapir feces were found in water (Naranjo in litt.). This habit may lead to the loss of seedlings due to excessive dampness, but may also put the seeds in a favorable environment for secondary dispersal and recolonization, usually with fewer seed predators (Janzen 1981, but see Goulding 1981 for seed predation by Amazon fish). Although preferring to defecate in water, tapirs also defecate in dry places never reached by flowing water, especially in hilly areas.

Live seeds respond differently to their passage through the tapir's digestive tract. Some species seem to be unaffected, showing delayed germination that allows further dispersion by abiotic or biotic dispersers (Williams 1984). This group is probably best adapted to cope with the uncertainty of where the tapir will defecate, delayed germination allowing them to be secondarily carried to a more favorable habitat. Among the species in this group are several *Spondias* species, whose large, live nuts are found in tapir dung (Williams 1984, Bodmer 1991), sometimes in large numbers. *Spondias* nuts have long water-immersion lives and a buoyant fibrous jacket, suggesting adaptations for secondary dispersal by water (Williams 1984).

Other species showed different germination rates when compared to seeds extracted from fruits by researchers. Williams (1984) found that seeds of the legume *Pithecelobium saman* germinated at a faster rate and higher percentage after passing through a tapir. The same was true for the seeds of the gourd tree *Crescentia alata*, a species adapted for dispersion by large mammals, and of *Alibertia edulis* (Rubiaceae), the fruits of which are eaten by a diverse set of vertebrates (Janzen 1982b).

Some species show a faster germination rate when ingested by tapir, probably due to scarification, coupled with a decreased number of germinating seeds. Rodrigues *et al.* (1993) found that 45% of seeds of the palm *Euterpe edulis* germinated almost simultaneously in the first month after being swallowed by a lowland tapir. Control seeds taken from palms had a 85% germination success, but most seeds germinated 2-3 months after seeding, with

some germinating 5 months later (pers. obs.). The same apparently happens with seeds of the legume *Prosopis juliflora* swallowed by Baird's tapirs (Williams 1984). In contrast, Rodrigues *et al.* (1993) observed that seeds of the nutmeg *Virola oleifera* found in tapir dung germinated later and in greater numbers than control seeds.

As mentioned previously, tapirs are less efficient than ruminants in digesting seeds. For species that escape the tapir's mastication, such digestive incompetency is what makes tapirs both dispersers and predators of their seeds. Although a large percentage of swallowed seeds are killed by the tapir, with seed dispersal a large number of seeds is not always an advantage (Janzen 1981). Perhaps more important than the number of live seeds dispersed by tapirs is their fate.

Many of the seeds taken by tapirs come from fallen fruit found under the mother plants, where they are otherwise likely to be killed by seed predators like rodents and beetles, or suffer the effects of competition (Howe and Smallwood 1982). Tapirs may give a survival edge to at least some of the seeds because they are competitors of those more efficient predators and are able to remove large numbers of seeds at a time (Fragoso 1994). This is not limited to species adapted to mammalian dispersal, because tapirs feed on fruit with adaptations to other dispersal agents, such as birds (Silvius 1995). Tapirs also ingest seeds of grasses and sedges, successfully dispersing species with no special adaptations for endozoochory (Downer 1992, 1996).

Conclusion

Unfortunately, we do not know for certain how important tapirs are as seed dispersers, although the evidence points to a significant role. The fact that lowland tapirs are the most effective dispersers of the palm *Maximilliana maripa* (Fragoso 1994); that live seeds were found in all but one of the Malayan tapir dung piles analyzed by Williams and Petrides (1980); that 22 out of 33 species known to be eaten by Baird's tapir are dispersed by it (Williams 1984); and that mountain tapirs disperse 86 of 264 tracheophyte plant species in their habitat (Downer 1996) suggest a very important role. It must be considered that tapirs can (and do) disperse hundreds or even thousands of seeds far (perhaps kilometers) away from the parent plants, being long-distance dispersers.

Also, the finding of Downer (1992, 1996) that mountain tapirs disperse the seeds of many of the grasses, sedges, and herbs they feed on, and the possibility of a significant impact of tapir dung deposition on soil formation,

especially around dung deposits and feces piles, point to the real possibility of tapirs having a keystone role in shaping their habitats, at least in some situations. In the high Andes, where active volcanoes sometimes cover extensive areas with cinders and ashes, mountain tapirs may be the most important seed dispersers triggering the successional process in those areas (Downer 1996).

It is possible that the mountain tapir is the single most important species in structuring its habitat, due to the large number of plants of the high Andean flora that are adapted to tapir dispersal (Downer 1996). Such a role affects other species. For example, mountain tapirs are considered among the main dispersers of the quindean wax palm *Ceroxylum quindiuense*, a species threatened by lack of regeneration of their stands, possibly due to the local extinction of mountain tapir (Downer 1996) and competition with introduced grasses (Collar *et al.* 1992). This decline, together with deforestation, is endangering other species such as the yellow-eared parrot *Ognorhynchus icterotis*, a wax palm specialist endemic to the high Andes of Ecuador and Colombia, now on the verge of extinction (Collar *et al.* 1992).

Regrettably there is no detailed study on the fate of seeds found in tapir dung or spat by them to help us determine the impact of tapirs as seed dispersers. Nevertheless, there is much evidence that tapirs do disperse seeds and that they are important for the survival of at least some of the species they feed on. Some, like the *Spondias* trees, quindean wax palm, and many high Andean species, rely upon tapirs as their primary natural dispersers. Others, like the gourd tree and some legumes, orphaned after the American megafauna vanished, rely upon tapirs as dispersers which enable them to persist. Moreover, tapirs feed on and disperse seeds of species which are primarily adapted to other dispersal agents, thus acting as surrogate dispersers. In this way tapirs are important, and probably even play a critical role in maintaining the biological diversity of the ecosystems and help shape plant communities. This effect is magnified by the fact that some of the species tapirs disperse, like the palms, are keystone species with a broad impact on their ecosystems. The loss of tapirs and of other large mammalian seed dispersers is likely to have important, perhaps irreversible, impacts on the dynamics of the forested ecosystems they live in (Redford 1992).

There are still large gaps in our knowledge about tapir seed dispersal, and important questions still need to be answered. What is the fate of live seeds in tapir dung? What is the impact of tapirs on the species they prey on? Are tapirs real competitors to more efficient seed predators? The answers to these questions are important topics for future research.

Status and Action Plan of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*)

Craig C. Downer

Andean Tapir Fund; P.O. Box 456; Minden, Nevada 89423 USA

Abstract

Estimated not to exceed 2,500 individuals, the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) has disappeared over much of its former range. Today this endangered, high Andean endemic is restricted to 12 areas with 9 additional areas needing verification of tapir presence. A critical assessment of current threats and an Action Plan to address such threats is presented. The chief threats to the mountain tapir are destruction of cloud forest and paramo habitat coupled with overhunting. A detailed study of the mountain tapir combined with status information has helped determine ways of rescuing the mountain tapir from extinction. Tapirs need continuous cloud forest bordered along the upper margins by paramo, with an area of 3000km² to support a reproductively viable population of adults. Thus, highest priority is protection of existing reserves and establishment of corridors to link these refuges. Population monitoring programs and establishment of additional reserves are also imperative. A grass-roots educational campaign coupled with programs that develop alternative lifestyles for rural people and which are functional in the high Andes is recommended. This can be accomplished through properly balanced agroforestry, ecotourism, and production of native products such as tapir teddies and tapestries. The prospects of translocations and captive-breeding programs are also discussed.

Natural history

Description

The mountain tapir, *Tapirus pinchaque* (Roulin 1829) or Sacha Huagra (Quechua) is among the least known of any species of large mammal (Thornback and Jenkins 1982). The animal was first discovered by the French naturalist Roulin on the high paramos of Suma Paz in the eastern Andes south of Bogota (Roulin 1829, Cuvier 1829). In the 19th century, both Roulin (1829) and Goudot (1843) observed mountain tapirs in the wild.

HersHKovitz (1954) examined the evolutionary relationships among tapir congeners. The most comprehensive review of the mountain tapir's natural history is by Schauenberg (1969). Some paleontologists

believe that the mountain tapir is more closely related to the ancestral tapir that reached South America than are the other two extant American tapir species (HersHKovitz 1954).

The Latin *pinchaque* refers to a mythical creature which may stem from the impressive giant mastodon which had earlier inhabited the Andean regions (HersHKovitz 1954). Spanish names for the mountain tapir vary from danta lanuda (woolly tapir) and danta cordillerana (cordilleran tapir) in Colombia, to danta negra (black tapir) in Ecuador, to tapir de altura (tapir of the heights), gran bestia (large beast), and bestia negra (black beast) in Peru. Danta is an old Spanish name for an elk-like grazer and is the common name for all tapirs throughout most of Latin America (National Textbook Company 1986).

On average the mountain tapir is about 1.8m long, 0.8m high at the shoulder, and 150kg in weight. Females tend to be slightly larger than males but are generally indistinguishable in the field. They possess thick, woolly, dark brown to coal-black fur, and white furry fringes about the lips, hoofed toes, and usually the tips of its rounded ears. The eyes are a glazy bluish-brown (Allen 1942, C. Downer pers. obs.). Among the four extant tapirs, the mountain tapir is the smallest (Walker 1964, Fradrich and Thenius 1968). Its black woolly fur both insulates and absorbs heat from the sun. Its splayed hooves allow it considerable versatility for locomotion in the high Andes, even on the snow banks and glaciers.

Distribution

Prior to 1500 A. D., the mountain tapir probably inhabited much of the temperate northern Andes from northern Peru along the eastern and central Andes of northern South America. North of the dry highland puna zone where the moist paramo biome is found (Ramsay 1992), the mountain tapir finds its niche in both paramo and cloud forest. The species is currently distributed from the Andes of northern Peru in the states of Piura and Cajamarca, and also in the Cordillera del Condor region (Mittermeier *et al.* 1975) north through the eastern cordillera of Ecuador, and on into the Colombian Andes, where it is found in both the central and eastern Cordilleras, and perhaps the western cordillera (Fig. 2.1, Table 2.1).

Table 2.1. Threats to mountain tapir populations and habitats in areas currently, formerly, or possibly inhabited, and regions that can support a minimum viable population of mountain tapir.

Country	Currently, Formerly, or Possibly Inhabited Region	Threats and Status	
Venezuela	Eastern Andes Perija PN (with Colombia)	Y, C, D, F, H, L, N, ?f	
	El Tama PN (with Colombia)	O, D, L, N, ?a, ?c	
Colombia	Eastern Andes Catatumbo Bari PNN (Perija)	Y, C, D, F, H, L, N, ?f	
	Tama PNN (with El Tama, Venez.)	O, D, L, N, ?a, ?c	
	El Cocuy PNN	O, C, D, F, H, L, ?a, ?c	
	Pisba PNN	O, ?a	
	Chingaza PNN	G, H, M, Mt, N, ?a	
	Sumapaz PNN (Roulin's discov.)	G, C, D, F, H, L, Mt, N	
	Cordillera Los Picachos PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, ?a	
	Central Andes Los Nevados PNN	G, C, D, F, H, L, R	
	Ucumari Regional Park (Risaralda)	G, C, F, H, L	
	Las Hermosas PNN	G, C, D, F, H, L, Mt, N, R, ?a	
	Nevado del Huila PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, R, X	
	Purace PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, R, X	
	Cueva de Los Guacharos PNN	G, ?a	
	Western Andes Macizo de Tatama PNN	Re, F, H, L, N, ?a, ?v	
	Farallones PNN	Re, C, D, F, H, L, Mt, N, R, ?f, ?v	
	Nudo de Pasto Munchique PNN	Re, ?a, ?c	
Ecuador	Galeras Flora and Fauna Sanctuary	Re, ?a, ?c	
	El Angel RE	G, D, F, H, L, ?v	
	Cotacachi Cayapas RE	Re, D, F, H, L, ?c, ?f	
	Cayambe-Coca RE	G, C, D, L, M, Mt, R, X	
	Sumaco-Gal. PN	G, C, D, F, H, L, M, X, ?a, ?v	
	Antisana RE (poss. PN)	G, C, D, F, H, L, Mt, X, ?a	
	Cotopaxi PN	O, ?a, ?c	
	Llanganatis Bosque Protect.	G, D, F, H, L, X, ?a	
	Sangay PN	G, C, D, F, H, L, M, Mt, R, X	
	Chimborazo Res. Prod. Fauna	Y, ?a, ?f	
	Cajas Area de Recreación	O, C, D, F, H, L, R, ?c	
	Podocarpus PN	G, C, D, F, H, L, M, Mt, R, X	
	Cordillera del Condor	G, C, D, F, H, M, R, W, X	
	Zamora province	G, C, D, F, H, L, M, R, W, X	
Peru	Piura state, border Andes	G, C, D, F, H, L, N, X	
	Cajamarca state, Andean border	G, C, D, F, H, L, N, X	
	Tabaconas-Namballe RE	G, D, F, H, ?a	
	Cordillera del Condor	G, C, D, F, H, M, R, W, X	
Legal Status:		Threat Code:	
PNN	Parque Nacional Natural (Colombian designation)	C	Colonization and agriculture;
PN	Parque Nacional (Venezuelan or Ecuadorian designation)	D	Deforestation through slash-and-bum and/or lumbering;
RE	Reserva Ecologica (Ecuadorian or Peruvian designation)	F	Deforestation through fuel gathering;
		H	Hunting;
Code		L	Livestock invasion;
Y	Possible former occurrence, but firm evidence lacking;	M	Mining activity;
O	Firm evidence for former occurrence, but doubtful that current populations survive;	Mt	Marketing mountain tapir parts for medicine, food, pelts, etc.;
Re	Reported but needs verification, remains doubtful until verified, may be Baird's tapir;	N	Narcotics cultivation and trafficking;
G	Observed inhabiting the region in recent years (past 10).	R	Road construction;
		W	Warfare-related habitat and wildlife destruction;
		X	Region (in combination with adjacent) may support minimum viable population (>3000km ²).
		Questions:	
		?a	More assessment of threats needed;
		?c	Doubtful if currently, but reasonably believed formerly present;
		?f	Some authorities debate whether ever occurred here;
		?v	Recent field identification needs verification.
			Note: This table should prove a reasonable guide to further investigation and efforts to save the mountain tapir.

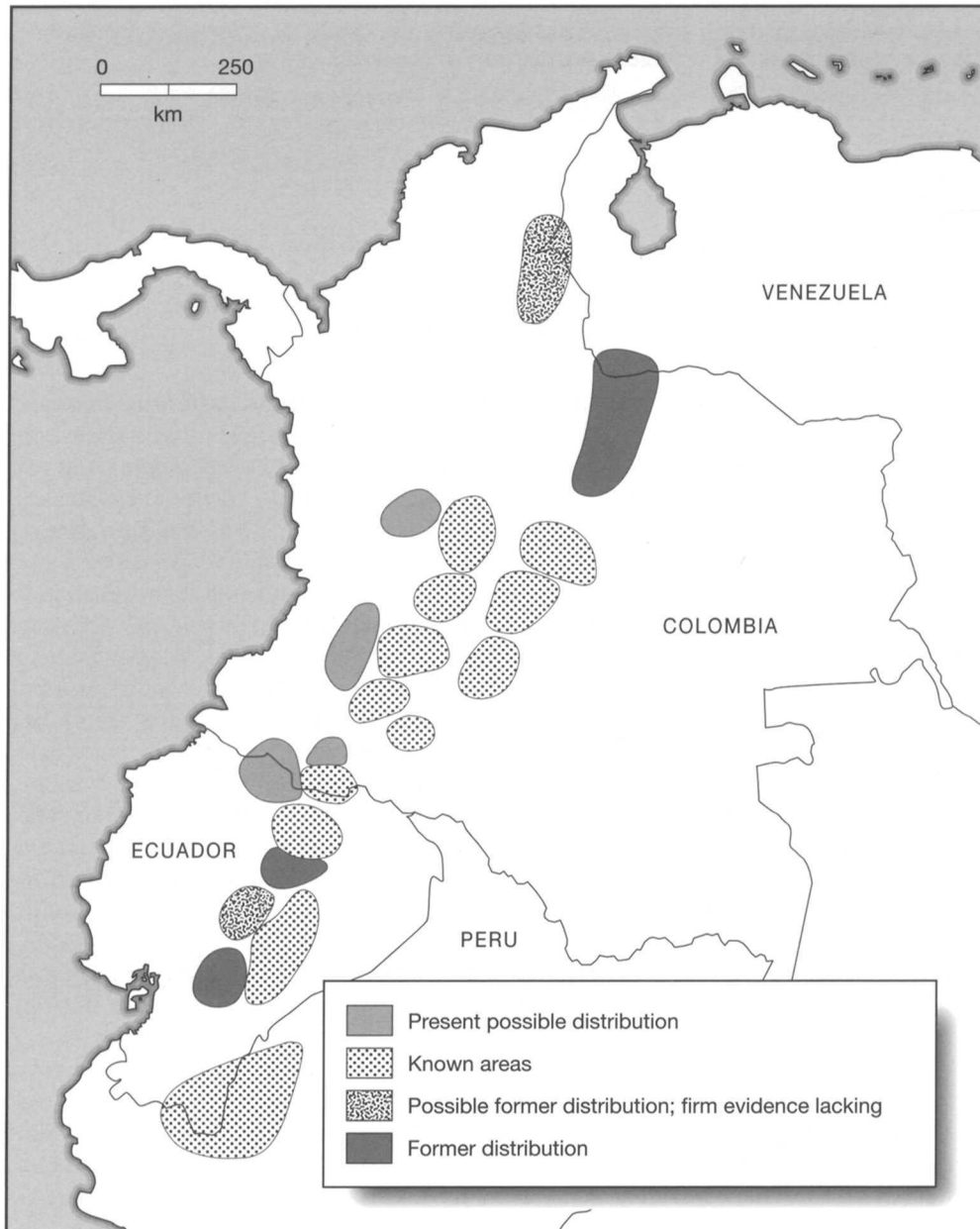


Figure 2.1.
Distribution of
mountain tapir (*Tapirus*
***pinchaque*).**

Based upon recent reports the mountain tapir does not currently live in Venezuela, though it may have occurred opposite the North Santander state of Colombia in the vicinity of El Tama National Park in earlier times, judging from native accounts and place names (Downer 1991, 1996). It is also possible that this was a high-altitude lowland tapir (Allen 1942, Hershkovitz 1954, Thornback and Jenkins 1982, O. Linares pers comm. 1995).

Habitat association

The five major habitat types for the mountain tapir, ranked in decreasing order of food availability in Sangay National Park, Ecuador are: (1) chaparral; (2) Andean forest; (3) paramo; (4) pampas; and (5) riverine meadow.

Mountain tapir favor paramo during the dry season while during the wet season Andean forest is favored (see Table 2.2). The mountain tapirs seek shelter from storms and warmer temperatures at lower elevations during the rainy season. During the dry season biting insects increase in abundance, causing tapirs to occupy the cooler paramo zone (Stummer 1971). Elevations used by the mountain tapir range from 1400m to the snowline (ca 4500m) depending on latitude.

Bedding sites are frequently encountered in forest thickets. In areas with cattle these tend to be found on steep, forested mountain slopes inaccessible to cattle (Schauenberg 1969, Downer 1995a, 1996). Like other tropical species which live in areas of high rainfall, the mountain tapir depends upon supplementary mineral

Table 2.2. Habitat used by three adult mountain tapirs during different seasons from monthly telemetric tracking.

Habitat Type	Number Observations	% of Observations	Dry Season (Oct.-Jan.)	Interim Season (Feb.-Ap., Sep.)	Wet Season (May-Aug.)
Andean Forest	225	28.7%	65	80	80
River Meadow	180	22.9%	65	55	60
Chaparral	175	22.3%	65	60	50
Páramo	155	19.7%	70	55	30
Pampas	50	6.4%	15	15	20
TOTALS:	785	100.0%	280	265	240

intake from mineral seeps and natural salt licks (Patzelt 1989, Stummer 1971). Additionally mountain tapir occasionally eat certain types of clayish mud according to native Puruhaes Indians (Hershkovitz 1954).

Life history aspects

Estrous lasts 3–4 days and is on a lunar cycle. The mountain tapir has a gestation period of around 393 days (Bonney and Crotty 1978), and gives birth to a single young, rarely twins (Eisenberg 1989, Walker 1964). It reaches sexual maturity at about three years of age. Males are reported to engage in violent confrontations over females.

Similarly to Malayan tapir (Williams 1979), home ranges of adults overlap by as much as a third, with a core territory belonging to the male, his mate, and offspring. Markings by dung piles (Lee 1993, Downer 1995a, 1996) and rubbings on trees seem to be part of a male's territorial behavior, as well as females who share the same territory. Urinary demarcation has been noted (Moehlman 1985) and is often associated with an instinctive pawing of the hind foot.

The core home range of mountain tapir averages 8.8km². The steep terrain mountain tapirs inhabit would actually provide it with a much greater surface habitat to exploit (Matola in litt.). Males show greater fidelity to their more circular territory and have a greater facility of defense than females. The mountain tapir is equally active during the day and night, with strong crepuscular behavior (Downer 1995a, 1996). Increased nocturnal activity may be witnessed in areas with a greater presence of humans and livestock invasion (Downer pers. obs.).

Feeding

Mountain tapir browse on leaves, branches, and fruits of the dwarf Andean forest, which is the climax sere or ecological stage in many areas. It will occasionally stand on its hind feet and reach with its prehensile trunk nearly 3m from the ground in order to obtain food. It will also topple trees, making additional forage available to smaller herbivores such as pudu deer (*Pudu mephistopheles*) and cavy (*Cavia aperea*). The mountain tapir uses its sensitive

bristles on the tip of its proboscis, as well as its senses of smell, taste, and, to a lesser degree, sight in selecting palatable items. Mountain tapirs are selective browsers and show certain preferences (Castellanos-Peñafiel pers. comm., Downer 1996).

Status and threats

The mountain tapir has been categorized as Endangered (EN: Alc+2cd, C1, E) according to the *1996 IUCN Red List of Threatened Animals* (IUCN 1996).

It should be noted that the slow reproductive rate, large individual home range, and generally solitary nature of the mountain tapirs make them particularly vulnerable to extinction from hunting and habitat destruction.

Habitat destruction and hunting as linked threats

Habitat destruction and hunting are the major factors affecting the mountain tapir. This timid species is intolerant of disturbance and abandons a habitat in which it has been disturbed several times (Thornback and Jenkins 1982). Encroachment by agriculture is the primary threat to the mountain tapirs and is linked to hunting, since agriculturists hunt these animals as a traditional source of meat, pelts, and medicine.

Habitat destruction is linked to the expanding human population in the Andean region through slash-and-burn agriculture and the raising of cattle and sheep on steep and erodible slopes. This is forcing tapirs to disperse to elevations below optimal habitat and climate; less than 2000m elevation on the eastern slopes of the Andes. The mountain tapir is losing preferred habitat.

Hunting is also impacting mountain tapir populations. Many formerly occupied habitats, such as the upper Valley of Alao bordering Sangay National Park, still have high Andean forest, but the mountain tapirs have been exterminated by hunters and dogs in recent years (Sangay Park Rangers pers. comm. 1990). Cattle ranchers who periodically round up cattle also hunt mountain tapirs.

Natural predators and diseases

The mountain tapir appears to have fewer non-human predators than the lowland-dwelling tapirs. Pumas (*Felis concolor*) prey on mountain tapirs (Schauenberg 1969). Examination of puma scats revealed that 13% of their diet was comprised of mountain tapir (n=15, N=2). Predation of the mountain tapir by puma increases in areas of heavy livestock because of the higher populations of pumas in these areas (Von Humboldt 1850).

Jaguar (*Panthera onca*) may ascend to heights of over 2000m and has killed mountain tapir in Podocarpus National Park in southern Ecuador (G. Capa pers. comm. 1992). The spectacled bear, *Tremarctos ornatus*, is also known to attack and eat mountain tapir (Peyton 1980, MacKinnon 1984). Paw marks have been observed on an adult male in Sangay National Park at about 2800m elevation, which appeared to be those of the spectacled bear. It is also likely that packs of feral dogs hunt down and kill mountain tapir. It is doubtful that the Andean fox (*Duskyon culpaeus*), often sympatric with the mountain tapir, is either big enough or has the capacity to kill mountain tapir (Borrero 1967). Locals of the Sangay National Park region and other Andean areas also suggest that the Andean condor, *Condor gryphus*, may kill juvenile and new-born mountain tapirs.

Diseases of the mountain tapir are nearly all associated with domestic stock (Lee 1993). These include a type of pulmonary pneumonia, likely contracted from livestock, as well as intestinal parasites including nematodes (Gale and Sedgwick 1968, J. Hernandez-Camacho pers. comm. 1978, pers. obs.). *Giardia* also may afflict the mountain tapir in areas where livestock occurs. The presence of the nematode genera *Strongylus* and *Strongyloides* as well as ascarids has also been noted (Gale and Sedgwick 1968). These parasites can cause tapir mortality. Accidental falls from steep slopes or from natural land slides are an additional mortality factor.

Status of legal protection

Mountain tapir are listed on Appendix I of CITES which restricts international trade in animals and their parts. Commerce within individual countries is prevalent however, both for meat and folklore medicine. The harassment, capture, or killing of mountain tapir are prohibited in Colombia, Ecuador, and Peru, whether in or out of national parks and nature preserves. Although it was listed as Vulnerable in the IUCN Red Data Books (Thornback and Jenkins 1982), its listing was changed to Endangered in the 1994 IUCN Red List of Threatened Animals (IUCN 1994). As mentioned in the Status and Threats section, the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals lists the mountain tapir as Endangered (EN: Alc+2cd, C1, E) (IUCN 1996). Although many countries

follow IUCN's categorized listings in their legislation, IUCN categories do not have any legal status within countries (Gimenez-Dixon in litt.).

Destruction of Andean habitat

Mountain tapir may be considered a flagship species for the high northern Andes. In this biogeographical region, distinctive for its paramos, remaining natural habitats are being systematically partitioned by roads, deforestation, crops, livestock, and human settlement. These activities leave fragmented populations which are subject to inbreeding, physical or genetic isolation, and chance die-out from disease, predation, and hunting (Soulé 1986). The slow rate of reproduction of mountain tapir, its solitary social nature, as well as its dependence on the rugged cloud forest habitats makes this species particularly vulnerable to human development.

The preservation of viable mountain tapir populations occupying adequate habitat and joined wherever possible by corridors will also help to preserve the whole ecological complex of this high Andean region. Unless present destructive trends are arrested, the high Andean forests and paramos will be overrun within a relatively short time (Cavelier and Etter 1995, Thornback and Jenkins 1982).

Ecuador has an alarming rate of deforestation with 3402km² (total 112,028) of forest and woodland lost in 1985 (World Resources Institute 1993). If a similar rate continues, regardless of how high or low in elevation, all of its forests will have disappeared in less than 30 years (Troya-Rodriguez 1990). In 1985 Colombia destroyed 8902km² (total 506,132) of forest and woodland, while Peru destroyed 2699km² (total 686,679), and Venezuela destroyed 2451km² (total 304,728) (World Resources Institute 1993).

Due to its greater size, Colombia probably has more mountain tapirs than Ecuador, which would make Colombia the strongest refuge for the species. Peru's dwindling population is dangerously low with perhaps fewer than 200 individuals (Grimwood 1969), while that of Venezuela has probably disappeared (J. Perfaur, F. Bisbal pers. comm.) (Fig. 2.1 and Table 2.1).

Specific regional threats

Venezuela

Mountain tapirs may have occurred in the western Andes of Venezuela, considering the tapirs current distribution, the recent history of habitat destruction, and the secretive nature of the animal. It is probable that it persisted until recent decades in the area of the El Tama National Park, near San Cristobal. An international park shared between Venezuela and Colombia, El Tama, should be considered as a suitable place to reintroduce the mountain tapir, as it

is relatively well protected. Though guerrillero bands make this a difficult area for study or ecotourism, the danger helps prevent invasion by colonizers. Venezuelan authorities are interested in a reintroduction program for the mountain tapir in El Tama (Downer 1991). Visits to the Perija Cordillera and national park revealed no signs of mountain tapir. However elder Yupa Indian hunters reported mountain tapir occurred in the area around the mid-1970s.

Colombia

Due to its larger size, Colombia probably contains more mountain tapirs than Ecuador, which is the only other nation estimated to harbor at least 1000 breeding adults (Schauenberg 1969). Hunting is the primary threat in Colombia and tapir parts are in demand for medicinal use (Constantino in litt.). Additional threats include loss of habitat due to charcoal production, logging, opium and cocaine production, agriculture and livestock expansion, road construction, and military activity (Constantino in litt.). These threats are highlighted by region in this section, and summarized in Table 2.1.

The Eastern Cordillera: In the eastern Cordillera hunting appears to be the primary threat. Both the Chingaza and Sumapaz National Parks near Bogota contain fine examples of both cloud forest and paramo, but reports of selling tapir meat at roadside stands indicate that poaching occurs (E. Constantino in litt.). The mountain tapir and all other large mammals in the El Cocuy Park region had been eradicated by hunters two decades ago (pers. obs. 1977). A network of privately owned nature reserves south of La Cocha through Nariño state to the Ecuadorian border harbors a remnant population of mountain tapir, particularly in inaccessible paramos and in the Putumayo/Guamuez watersheds at the southern base of Colombia's eastern cordillera (Constantino in litt.).

The Central Cordillera: In the central cordillera the species continues to be hunted near Manizales, Caldas state. Threatened by firewood gatherers and cattle intervention, a greatly reduced population occurs in the Los Nevados National Natural Park region, perhaps including the intensely colonized Nevado del Tolima where tapirs were found historically (Goudot 1843). Although a fairly safe population occurs in the Ucumari Regional Park of Risaralda, this region is threatened by activity expanding from nearby Los Nevados. An ongoing study of the mountain tapir is taking place at Ucumari (Acosta *et al.* in press). The unprotected Santa Rosa forest to the north of Ucumari has a tapir population which is severely threatened by hunting. A fair population of mountain tapirs still survives in a portion of Quindio state, south of Risaralda, which harbors extensive high Andean forest (Constantino in litt., L. Rojas pers. comm.).

Further south between Valle and Tolima states the mountain tapir inhabits Las Hermosas National Natural

Park (Downer 1981). This park has been heavily invaded by colonizers who cultivate poppies for heroin and is controlled by narco-guerrilleros. Tapir populations and habitat have been greatly reduced at Las Hermosas in the last 15 years (Downer, pers. obs. 1981, Orejuela and Constantino in litt.).

Extensive deforestation to the south of Las Hermosas may have caused the tapirs demise, but a reasonable population occurs in the area of Purace National Natural Park (east of Popayan, Cauca state) where guerilla activity and opium cultivation are reducing native wildlife populations, including mountain tapirs (Constantino in litt.).

Southward, tapirs occur in the states of Huila and Nariño in remote areas where they are hunted (Constantino in litt.). Though little is known of actual tapir status here, numbers are believed to be considerable (J. Hernandez pers. comm. 1991). A recent effort in this region has been made by private Colombians to film this animal, discourage its hunting through hired vigilance, and establish protected reserves. Tapirs also occur along the Ecuadorian border. The El Angel paramo lies to the south and west of Ipiales, and was recently declared a reserve on the Ecuadorian side (see below).

Ecuador

Ecuador is second to Colombia in its number of surviving mountain tapirs, though these are being killed or displaced by habitat destruction at an alarming rate. Bordering Colombia's El Angel in the north is the Paramo El Angel region. Tapirs occur here and a small portion are protected by reserves.

Cayambe-Coca National Ecological Reserve: Further south there is a population in the Cayambe-Coca National Ecological Reserve (403,103 ha) which is threatened by cattle production. Additionally an oil pipeline and highway through Cayambe-Coca threatens the southern side of the reserve, but the SUBIR project (an Ecuadorian NGO) is working diligently to protect this area.

South of Cayambe-Coca, the Antisana Volcano region harbors mountain tapirs, but hunting and forest destruction threaten the populations. Many of the tapirs hunted around Antisana are sold on the open street markets of Quito. The hooves and snout (Fig. 2.2) are sold to cure epilepsy and heart disease or used as an aphrodisiac, while the intestines are made into a soup to cure intestinal parasites. These traditional medicines have been used since pre-Colombian times (Von Hagen 1957). The tanned pelt is sold as a rug, blanket, or made into leather articles, and the meat is consumed.

South of Antisana in the Sumaco region mountain tapirs are reported to descend to 1500m ASL, perhaps hybridizing with lowland tapir (P. Mena and Sumaco locals pers. comm. 1990). The Llanganatis region north of Baños supports a population of mountain tapir. This area



Figure 2.2. Snout and hooves of mountain tapir sold to cure disease.

C. Downer

has recently been declared a national forest reserve by Ecuador.

Sangay National Park: South of Llanganatis is Sangay National Park (5180km²), which was declared a World Heritage Site by UNESCO. This region has been the principle study site of the author since 1989 and recent expansion to the Rio Paute headwaters has nearly doubled its original size (Fundacion Natura 1992). However, extensive human colonization remains a serious threat, prompting UNESCO to list Sangay as a World Heritage Site In Danger (UNESCO 1992). The Tungurahua Volcano region, particularly the Paramo de Minza, has a dwindling population of mountain tapirs jeopardized by livestock and hunters. Located in the central portion of Sangay, the El Altar Volcano has some mountain tapirs on its eastern slopes. However, here and in areas to the south at least 50

tapir have been hunted since 1989 (El Altar locals and rangers pers comm., pers. obs.) (Fig. 2.3).

In the upper Alao Valley mountain tapirs have been entirely hunted out. Although some suitable forest remains, much of the paramo is burned causing topsoils to erode rapidly, exposing bedrock, and causing landslides. The El Placer sector of Sangay still has a reasonable population of tapirs, but this population is decreasing due to human disturbance and hunting (S. McCarthy pers. comm., pers. obs.). The Culebrillas sector is intensively used by cattle (Downer 1996) and four radio-collared tapir have been poached by locals.

In the Yanayacu sector toward the southeast cattle are causing soil erosion which deleteriously modifies tapir habitat. A community planning to graze cattle in Sangay plans to enter at Yanayacu. Most of the cattle in this region are owned by the Gualaraj hacienda, and many tapir hunters are from the community of Etien, south of Alao. However a recent meeting of the park superintendent with members of this community was reportedly successful in enlightening some individuals of the plight of the tapir, and why it is so important not to hunt or unnecessarily disturb this sensitive species (V. Alvarez pers. comm. 1995).

South of Culebrillas, Sangay's Purshi sector has some of the most extensive high Andean forests and stable mountain tapir populations (Fig. 2.4a). However, a government approved road is being constructed through this region pending national funding (Fig. 2.4b). This was protested by several Ecuadorian conservationists but construction continues (Downer 1990). Although initial construction caused many tapirs to abandon the area, the contractor depleted the funding and the road was left



Figure 2.3. Decapitated head of poached mountain tapir.

A. Castellanos-P.



Figure 2.4a. The peaceful Purshi sector of Ecuador's Sangay National Park (south of Culebrillas) before development of the road.

C. Downer



Figure 2.4b. Construction of highway through the Purshi sector of Sangay N.P., threatening 600km² of virgin Andean forest.

C. Downer

uncompleted. Recently however, the national government announced plans to finish the road and colonists are already starting to enter the area and burn forest (Downer 1995b). Ecuadorian authorities received UNESCO funding to conduct an Environmental Impact Study on the effects of the road, which hopefully will stop construction. The terrain is comprised largely of lithosols (shallow soils above rock), so colonization will result in ecological disaster within a short time.

Although tapirs inhabit the region south of Purshi in Sangay's new extension, overgrazing by cattle and sheep threatens much of the area. South of Sangay some of the

natives report that the Las Cajas National Recreation Area may still have a small, remnant population of tapirs in a remote area. However, the majority believe tapirs were exterminated prior to the mid-1980s. The area is heavily overgrazed by livestock and the forests are almost completely destroyed. This has resulted in extensive topsoil erosion and the region is suffering from drought.

Podocarpus National Park: Podocarpus National Park, the southernmost in Ecuador, is the chief watershed for the state capital city of Loja and may harbor 500 tapirs. However, these are being illegally hunted at an unsustainable rate. Illegal gold-mining operations threaten

eastern *Podocarpus*. Streams are polluted with mercury and miners hunt both mountain and lowland tapirs as well as other endangered species such as the bearded guan (*Penelope barbata*). Arcoiris (an Ecuadorian NGO) had the military evict miners, but after the war with Peru in 1995 the miners returned. Arcoiris successfully halted timber extractors who were harvesting the two rare species of *Podocarpus* conifers which occur in the park.

Along the Cordilleran ridge of the park tapirs occur at Lagunas del Compadre and Lagunas de Campanas, much of the latter being a private nature sanctuary for biological research (pers. obs. 1992). However, burning of forest and overgrazing by livestock increase in intensity toward Vilcabamba, which lies west of *Podocarpus* and south of Loja. This lower region is largely desertified due its geographical position, burning of forest, and overgrazing of livestock. Consequently many of the people living west of the Andes suffer from nearly constant shortages of water. Although tapirs occur south of Vilcabamba in the Valladolid vicinity, they are being hunted extensively and forests in the region are being rapidly burned or cut.

Straddling the Peruvian border, the Cordillera del Condor also harbors a significant population of tapirs. However these are threatened with indiscriminate hunting and their habitat is being rapidly destroyed. The endangered yellow-tailed woolly monkey (*Lagothrix flavicauda*) occurs in this area, representing the only case of a primate being sympatric with mountain tapir (Mittermeier *et al.* 1975).

Peru

In addition to the Cordillera del Condor region just described, mountain tapirs occur in northwestern Peru in the provinces of Piura and Cajamarca. Tapirs occurred east of Ayabaca above the Tapal hacienda in 1988 (pers. obs.). However, they were being rapidly eliminated through subsistence and trophy hunting just five years later (Zegarra in litt.). This region has also experienced extensive colonization. Forest and paramo are burned annually for cattle, thus being a more serious threat than hunting. The lakes of this region are frequented by brujas (local witch doctors) who believe the lakes are inhabited by spirits. These taboos keep some people from disturbing and bathing in Laguna del Tapir, where tapirs occurred in 1988. However, tapirs have been reduced recently in this area (A. Zegarra pers. comm.).

To the east of Tapal in Cajamarca tapir populations are fragmented. The newly created Tabaconas-Namballe National Ecological Reserve east of Huancabamba has tapir (Downer 1988). Although hunting still occurs in the area, slash-and-burn agriculture and grazing of livestock were being effectively controlled in 1988.

Mountain tapir have been reported further south in Jaen Province, Baez, and other places (Grimwood 1969,

B. Peyton pers. comm., Barongi in litt.). Whether they still occur in these areas is unknown, as colonization, agrarian reform, and Peru's rising population remain as threats (World Resources Institute 1993). It is certain that the Peruvian population of mountain tapir is seriously threatened and perhaps only a few hundred survive.

The crisis of mountain tapir survival

For many people living in the range of mountain tapir daily survival is difficult with families being hungry, legally and economically dispossessed, and their future uncertain (A. Grajal in litt.). It is difficult to convince impoverished people inhabiting overpopulated regions that they should learn to appreciate the mountain tapir more as a fellow creature than as a commodity. Moreover, one of the primary reasons to raise cattle and sheep in the high Andes is that these livestock are one of the few ways that small land holders have to achieve economic, territorial, and legal rights. Most peasants do not manage their cattle for meat production, but as a way to accumulate capital. Uncertainty of land tenure, economic stability, and distrust of commercial banking requires that any savings be transformed to livestock. Herds are then moved to the high paramos where they are easier to control. Although peasants do utilize and grow many varieties of plants, they still need to maintain livestock against uncertainty, as well as a combination of savings account and retirement funds (A. Grajal in litt.). Thus, curbing livestock production as a means to conserve tapir populations will be difficult, because of the economic constraints of rural people.

Action Plan

Introduction

Perhaps only 2500 mountain tapirs survive in the northern Andes. With current trends mountain tapirs may be extinct within one to two decades. Throughout its geographical range, the mountain tapir is rapidly losing ground as its sparsely distributed populations are hunted. Simultaneously, Andean cloud forests and paramo habitats are being destroyed or ecologically altered through burning, cultivation, and livestock grazing. Only about 12 separate areas have been identified where these mammals still occur (Fig. 2.1, Table 2.1); and in all of these areas populations and habitats are quickly disappearing. Remaining pockets containing mountain tapirs are often in the steepest and most inhospitable areas, becoming increasingly isolated from one another. This isolation exacerbates the risk of inbreeding within populations (Mace and Lande 1991). In this section an Action Plan is proposed to address the problems faced by mountain tapirs.

I. Geographical Information Systems (G.I.S.), habitat corridors, and strengthening protected areas

G.I.S. is important to monitor trends in habitat destruction so that extensive natural areas under threat can be rescued before they are unknowingly lost. Thomas Bradley (Univ. North Wales, School of Biological Sciences) has proposed doing a computerized overview of appropriate mountain tapir habitats for both former and current populations. This would permit the identification of those areas in greatest threat using a variety of well considered criteria. IUCN has an ongoing program called PRO BONA which is assessing remaining forests and paramos of the Ecuadorian Andes using satellite images and habitat classification. This information can be used to help rescue mountain tapir (PRO BONA 1995). An overview map for Ecuador has been elaborated, showing extensive forests remaining along the eastern Andean cordillera. More detailed evaluation of this information could help to efficiently target efforts to save mountain tapir. This could be incorporated into Bradley's proposal for a geographical overview. One of the most important uses of G.I.S. is identification of existing gaps between protected habitats.

Habitat fragmentation threatens mountain tapir populations. Relinking known refugia through forest and paramo restoration could in-turn restore populations of the mountain tapir throughout its former range. Moreover, establishing habitat corridors between refuges will promote outbreeding among populations, strengthening heterogeneity. Feasible corridors should be identified using G.I.S. gap analyses. PRO BONA (1995) recommends establishing corridors along eastern escarpments. One suitable area for developing restoration methods is the Las Cajas National Recreation Area in central Ecuador, which reportedly contained mountain tapirs in the late 1970s/early 1980s. Once established, the corridors, like existing reserves, will need sufficient protection.

Establishing adequate protection for those tracts of land already declared reserves is of top priority. If these reserves fail to adequately protect tapirs, further declarations of reserves would not be taken seriously by the people inhabiting them. But if existing reserves can be well protected, newly declared reserves should likewise serve as working protection units. Governments must stand firm in the enforcement of laws which protect these wildlife areas. Colombia has recently acquired a new national constitution with a reportedly strong Ministry of the Environment placing high priority upon wilderness and wildlife, including protection of endangered species (J. Hernandez-Camacho pers. comm. 1991). It is hoped that Ecuador, which is currently in the process of devising a new national constitution, will also stress the preservation of its natural heritage (World Resources Institute 1993, Conservation International 1993). International attention

and authority must be focused upon both the needs of the people and the needs of the sanctuaries to accomplish protection. Locals who are already realizing park protection should be allowed to exercise their influence. Rural people must be allowed to convince themselves that a sanctuary or reserve works to their advantage. The ultimate goal is for the people to establish an identity with the park and its wildlife, thus becoming its defenders.

II. On-the-ground monitoring studies to identify status and threats

Precise status information in those regions identified using G.I.S. is critical for saving the mountain tapir and its Andean habitat. Attention can then be given where most urgently needed and allow for planning long-term survival situations for mountain tapir. On-the-ground investigation would pinpoint where mountain tapirs still survive and their current status.

Constantino (in litt.) lists monitoring programs to assess status and trends in remnant Colombian populations as a priority. Specifically, verifying presence of mountain tapir south of Bogota. Additionally, tapirs occurring in Colombia's western Andean cordillera from Los Farallones National Natural Park northward (to 3000m) should be identified to species level. For example, a recent report from the western Andes (north of Los Farallones) indicates that mountain tapir occurs in Tatama National Park, Risaralda state (De Wilde 1994) which is also thought to have Baird's tapir.

III. Designing adequately sized reserves of appropriate habitat

Since the mountain tapir is a large mammal with a large home range it has tremendous capacity as a keystone species. By establishing mountain tapir reserves many other Andean species would be placed under an umbrella of protection. Once feasible areas are identified with G.I.S., and examined on the ground to assess threats and feasibility as reserves, appropriate steps toward reserve design may be initiated.

From telemetric data (1989-1994) an estimation was made of the total area of suitable habitat needed to provide one minimally viable population of roughly 1000 reproductive adults (equal sex ratio) that could survive over the long term (Downer 1995a, 1996, Soulé 1986). Using Kernel analysis (Kenward 1990, Worton 1987, 1989), an estimate of 2935km² was necessary to insure the long-term survival of a mountain tapir population through adequate preservation of its natural habitat (Boyce 1992). Therefore, each mountain tapir reserve should strive to have at least 3000km² of contiguous habitat. Those regions in Table 2.1 marked with an X contain at least 3000km² of contiguous habitat.

Newly established reserves should not have livestock or hunters. Where possible, the majority of habitat in each

sanctuary should be composed of forest and should have access to paramo. Though ecotonal forest-paramo habitats are favored by mountain tapirs, core forest is more essential for shelter from storms as well as resting and hiding. Since mountain tapirs dwell along the Andean Cordilleras, refuges should assume an elongated form parallel with the Cordilleran crest. For example, an initiative to create an international park in the Cordillera del Condor region should be supported. This would help protect a sizable area which harbors a substantial tapir population.

IV. Educational campaign

A dedicated effort should be made to inform people of the importance of mountain tapir and the nature of threats to its survival, particularly among communities directly affecting tapirs and/or their habitat. This effort should try to eliminate existing threats to these animals and their habitats. This priority would contain the following interrelated endeavors:

A. Mountain tapir conservation proposals

Mountain tapir field research projects have been conducted in Sangay National Park, Ecuador since 1989, and Ucumari Regional Park in Risaralda, Colombia since 1992. These projects should be expanded throughout the range of mountain tapir and should involve an international team of scientists and conservationists. The aim of future studies should be to provide feasible and realistic solutions to threats to tapir populations and habitats. Solutions should be explored and selected by combining the input of local inhabitants, scientists, and conservationists.

1. Environmental education and alternative lifestyles:

(a) Educational projects: Educational programs are urgently needed throughout the Colombian (Constantino in litt.) and Ecuadorian Andes as well as other regions harboring mountain tapirs. Public education projects such as field trips would emphasize concern for rare and endangered species, as well as ecosystem integrity. Facts concerning the mountain tapir's rarity and accelerating disappearance as well as its ecological importance should be presented. For example, the crucial role which tapirs play as a seed disperser for many important Andean plants could be shown to local people through actual germination experiments.

A film about mountain tapirs and their habitat was recently made in Sangay National Park, Ucumari Regional Park, and other Andean regions. This film documents the variety of threats to mountain tapir and features interviews with local people. Its English version has recently been completed; soon to follow will be Spanish and Quechua versions that can be shown to communities that affect mountain tapir survival. This film should aid the Action Plan by creating consciousness of mountain tapir and

their plight at local, national, and international levels. This film should ideally be distributed and broadcast throughout the northern Andes.

(b) Alao and Sangay National Park, Chimborazo, Ecuador: Guinan (1992) did a study which examined the relationship between the community of Alao and the Sangay National Park. This study focused upon attitudes of Puruhaes Indians and mestizos living in Alao toward mountain tapir and Sangay, as well as developing alternative lifestyles to eliminate threats to the tapir and the park. Guinan (1992) has prepared a proposal through the University College of North Wales, School of Biological Sciences to explore the types of alternative life styles most likely to be successfully adopted by Sangay community residents, including the larger population centers of Baños and Macas. This alternative lifestyle project could involve the Alao community initially as a model, then expand to others.

(c) Ucumari Regional Park, Risaralda, Colombia: A similar project could be realized in the Ucumari Regional Park area of Risaralda, Colombia, where ongoing studies have established a respectable working relationship with local people (Acosta *et al.* in press, E. Londono and H. Gaviria pers. comm. 1995). As in Sangay this could serve as a model to be copied throughout the Los Nevados National Natural Park region of Colombia and elsewhere. Though Los Nevados is currently occupied by cattle ranches, reestablishing its forest and paramo habitats could result in a healthy mountain tapir population. During a recent visit officials of CARDER (Risaralda's natural resource agency) as well as officials of the neighboring states of Caldas and Quindio indicated a willingness to collaborate in an Action Plan to save the mountain tapir (Downer 1995a).

2. Future mountain tapir field studies: Future studies of wild mountain tapir should focus upon obtaining more direct observations. More information is needed on population structure, dynamics, and social behavior, as well as further information on diet and seed dispersal from geographically diverse areas. Infra-red scopes and blinds at mineral licks or strategic passes could be employed to facilitate direct observation. A Hi-8 camcorder would be valuable to film the tapirs at these sites and could be used in public education campaigns. Detailed studies will give more precise characterization of the mountain tapir, a better understanding of its survival requirements, and expanded public awareness of the species. These studies would also help to achieve a successful translocation program into areas with small populations or where tapirs have been eliminated, such as the El Tama International Park on the Colombia-Venezuela border (see Action IX).

B. Mountain tapir teddies and tapestries

Stuffed animal toys are very popular worldwide. The same can be said of native tapestries depicting indigenous animals

in their ecosystems. A manufacturing project that involves native Indians and mestizos would help mountain tapir conservation. Plushlike, furry cotton, or cotton-like fibers from native plants or a blend of materials could be used. These stuffed toys and tapestries would depict Andean animals including mountain tapir, spectacled bear, pacarana (*Dinomys branickii*), brocket deer (*Mazama* sp.), pudu, and other animals that share the high Andes.

Classes could be held at a community center to instruct how to make these articles. Markets could be developed both nationally and internationally to sell these tapir teddies and tapestries. Sent to stores in different countries, the stuffed animals would be accompanied by a little booklet explaining where they live, what their current status is, and what the current threats are to their continued survival. This book could be accompanied by sketches of the animals living in their Andean habitat. The sale of these artistic creations would be a source of income for the native families, serving as a way of sparking interest and enthusiasm to save these animals from extinction. Additional proceeds may be used to purchase habitat, develop education programs, and support law enforcement.

C. Learning from our roots: organic gardening of native plants

Organic gardening would involve a mutualistic relationship between local people and the environment they share with mountain tapirs. Cultivation of plants could be encouraged using organic methods and terracing where applicable to restore the lower, eroded parts of the Andes (Uribe 1991). Such organic gardening projects have been successfully introduced in parts of Ecuador and Costa Rica (C. Rundo pers. comm. 1992).

Plants which could be feasibly cultivated include quinoa (*Chenopodium* spp., Chenopodiaceae), olluca and oca (tubers), passion fruit (Passifloraceae), squashes (Cucurbitaceae), lupine seeds and beans (*Lupinus* spp., Fabaceae), white carrots (Apiaceae), blueberries (*Vaccinium*), and nasturtium (*Tropaeolum tuberosum*). All of these species and many other useful ones are found in the Andes (Patzelt 1985, Acosta-Solis 1977).

Organic gardening could be done together with sustainable gathering of wild plants. Such plants include mint (*Saturejanubigena*), sacred Incan tea (Melostomaceae), and a variety of vegetal medicines which are well appreciated by locals. In these projects much emphasis would be given to preserving and restoring vital watersheds upon which all downslope resources depend. Diagrams explaining how this works would prove valuable.

Another possible alternative is cultivating blue-green algae in nutrient-rich Andean lakes. Certain species serve as an excellent source of protein. The feasibility of marketing this should be investigated. Indeed, ancient Amerindian cultures once harvested and consumed blue-green algae (Patterson and Purnell in litt.).

V. Alternative markets and sustainability

Another priority is the development of alternative markets by building trade in native Andean produce. Greater emphasis upon innovative sustainability and self-sufficiency is urgently needed. Public education campaigns need to be launched and followed up by convincing examples of realistic and feasible alternatives. Such examples would enhance cooperative ventures between rural areas and towns, cities, and in some cases international markets.

However, these markets may backfire against sound ecological practice if certain products are in greater demand than their natural production. Current economic forces of cities and/or international markets tend to dictate the type and mode of production in the Andes, coercing people into intensive monocrop cultivation and application of pesticide (Castano-Urbe 1991). Lacking proper supervision, campesinos use toxic quantities of pesticides to accommodate markets dictated by bankers and agrochemical cartels. Moreover, a heavy consumer demand for animal products results in greater livestock production (Rifkin 1992). These practices devastate the Andean slopes and force the people to occupy higher forests and paramos until there is no more habitat left to utilize, resulting in ecosystem collapse.

VI. Agroforestry

Preserving and restoring biodiversity at all levels is vital to any real solution for the Andean ecological crisis. Andean agroforestry projects should result as a consensus among natives and ecologists about the forest and its wildlife. In the past Andean agroforestry has utilized non-native trees such as pine and *Eucalyptus* which dry out and toxify the soil (Castano-Urbe 1991). Though initially resistant to native plagues, these monocrop tree plantations succumb to new plagues in epidemic scale. This has occurred among the vast pine plantations in Cotopaxi National Park, Ecuador. Agroforestry should emphasize cultivation of trees native to the northern Andes such as *Cedrella* and *Podocarpus* which are utilized for lumber and furniture. Trees should be re-established through soil preparation and planting by local people while allowing natural succession to achieve a mutualistic balance among species. The complementary and well proportioned assemblage of tree species would support native Andean wildlife (A. Carvajal pers. comm.).

VII. Monitoring species sympatric with mountain tapir

Simultaneous with monitoring mountain tapir, it would be appropriate to monitor sympatric species which also live in the high Andes. The endangered spectacled bear

should be monitored simultaneously with status surveys of mountain tapir (J. Jorgensen, B. Peyton pers. comm. 1994). The pacarana is also sympatric with mountain tapir; this rodent is quite rare and needs better monitoring. Also, North American migrants wintering in regions sympatric with tapirs include the cerulean warbler (*Dendroica cerulea*) and olive-sided flycatcher (*Nuttallornis borealis*). The significant decrease of migrants serves as a bioindicator of the accelerating destruction of vital habitats. For example, the total population of cerulean warblers was estimated to have dropped 50% since the 1960s, largely due to habitat destruction. (Anon. 1994).

VIII. Ecotourism projects aimed at saving the mountain tapir

Ecotourism would encourage local people to become tapir guardians and tour guides. By entering into contractual agreements with the government to act as guardians and guides, qualified local people would derive economic benefit from mountain tapirs, both from government subsidy and tourist revenue. Additionally ecotourism would allow different Andean tribes such as the Puruhaes and Shuar (Jivaro) to share their unique cultural heritage, including their knowledge of native fauna and flora. Perhaps these tribes in conjunction with local haciendas could develop tourist hostels of two classes: one more luxurious and the other more rustic. As in other Andean areas such as the Taquile islands of Lake Titicaca, Peru-Bolivia, tourists could be accommodated in native huts and interact directly with the local Indians or mestizos. Other features such as the spectacular Sangay Volcano, among the world's most active, would attract international tourists if properly promoted through posters and brochures.

Organizations committed to ecotourism and the protection of wilderness and wildlife could be involved, particularly at the onset of a project when expert advice is needed. The primary benefits would go to the wilderness, its wildlife, and the local people who form part of this ecosystem. Tourist visits would have to be limited by rotating among widely separated areas having tapirs. This would prevent disturbing a given population of tapirs while maintaining public vigilance for their well being. Biologists could assist ecotourism projects by recommending ecologically compatible guidelines.

IX. Translocations

Translocations of mountain tapir to safe regions void of tapirs should be investigated. This is important to establish tapirs throughout their former distribution, and to prevent inbreeding by infusing additional founders into small and/or isolated populations (Soulé 1986). Such translocations should adhere to guidelines outlined by the IUCN Reintroduction Specialist Group (1995).

Introduction to suitable habitats could be adult male-female pairs. In addition, young adult or subadult tapirs of equal sex could be used since young adults might have a higher survivorship than older adults (Brooks in litt.).

Tapirs that are being displaced from suitable habitat could be translocated to more suitable regions. For example, this is occurring in the Cordillera del Condor region, Peru-Ecuador due to widespread colonization and the recent war between these countries. Translocation should only be used after every effort to prevent habitat depletion has been exhausted. Tapirs could be safely translocated to more secure habitats which are unoccupied or underpopulated. These habitats would be as similar and geographically close to their original homes as possible.

Alternatively, in cases where tapir populations are sufficient to sustain the loss of one to a few pairs at a time, the possibility of translocations into different regions could be examined to supplement existing isolated populations with additional stock. Several potential sources of tapir have been identified in different regions, subject to more careful evaluation of remnant populations. The Chingaza Ecological Reserve could be the source for repopulating northwestern Venezuela and Colombia's eastern cordillera, Ucumari Regional Park region and Purace National Park for repopulating Colombia's central cordillera, Cayambe-Coca Ecological Reserve for repopulating southern Colombia and northern Ecuador, the Sangay National Park region for repopulating central Ecuador, and Podocarpus National Park region for repopulating southern Ecuador and northern Peru.

X. Captive breeding programs

In the past, attempts to maintain and breed the mountain tapir in captivity have not worked (Schauenberg 1969, El Comercio 1994). Captive mountain tapirs often contracted diseases from humans or domesticated animals, subsequently dying of pulmonary infection or digestive collapse (Crandall 1964, Schauenberg 1969, Fradrich and Thenius 1968, El Comercio 1994, W. Thomas pers. comm. 1990). Recently captive breeding of this species has been successful in modern institutions with accomplished veterinary staff (Barongi in litt.).

The possibility of a carefully planned and monitored captive breeding program could be entertained. However, it is doubtful that captive bred tapirs would survive once released (Ehrlich and Ehrlich 1981). For example, conditioning captive bred tapirs to recognize humans as hunters poses a serious obstacle. The value of captive animals for education to local people within the mountain tapirs range should be explored, particularly in Quito, Baños, Cali, Pasto, and other Andean cities (Grajal in litt.).

Status and Action Plan of the Malayan Tapir (*Tapirus indicus*)

Mohd Khan bin Momin Khan

No. 10 Jalan Bomoh, Off Jalan Keramat Hujung, 54200 Kuala Lumpur, Malaysia

Abstract

A description of the Malayan tapir (*Tapirus indicus*) is provided along with its distribution and habitat association. The density of the animal, its movements, and feeding habits are also provided. More than 115 species of plants eaten by the tapir are identified in Malaysia. Of these, 27 species are preferred, whereas 39 species are preferred in Thailand. Threats include forest conversion for agriculture, poaching, and illegal trade. Action Plan recommendations include status surveys, recovery of populations at risk, capacity development, and monitoring of tapir trade.

Natural history

Description

Early accounts of tapirs by explorers were doubted until one was captured alive in Sumatra (Van Gelder 1972). The species was described by Desmarest in 1819. In Malaysia

tapirs are known by their nama daerah or local names, which include badak tampong, machan, cipan, tenuk, badak murai, and teronok. In Indonesia tapirs and rhinos are both referred to as badak (Ramsay in litt.). In Sumatra, tapirs are commonly referred to as tenuk or seladang, gindol, babi alu, kuda ayer, kuda rimbu, kuda arau, marba, cipan, and sipan (Van der Zon 1976, 1979). In Thailand, they are commonly known as P'somm-sett which means a mixture; folklore says that the creator of species made tapirs with all of the leftover animal parts (Sanborn and Watkins 1950).

The Malayan tapir (*Tapirus indicus*) can be identified quite easily by its color pattern (Fig. 3.1). The coloration is sharply demarcated by a white saddle starting from behind the front legs and going over the back to the tail. The two contrasting colors of tapirs form a disruptive coloration which blends the animal with its environment. According to Ripley (1964), the white mid-section of the nocturnal tapir does not suggest the form of the entire animal since the black of the head, shoulders, and legs remains obscure. With the disrupted body lines of the



Figure 3.1. Adult Malayan tapir (*Tapirus indicus*) at a salt lick near Taman Negara, Malaysia.

K. Fletcher.

tapir, it is more difficult for predators to recognize it as a tapir. The skin on the back of the head and nape is nearly an inch thick, presumably for added protection from predator fangs (Sanborn and Watkins 1950) and gives protection to the neck when the tapir is moving through dense undergrowth (Lekagul and McNeely 1977).

Head and body lengths range 1.8 to 2.5m, height ranges 0.9 to 1.1m, and weights range 250 to 540kg (MacKinnon 1985, Khan 1971, Lekagul and McNeely 1977, Burton and Pearson 1987).

Distribution

The ancestors of the present genus *Tapirus* existed in the northern hemisphere during the Miocene. Tapirs closely resembling the Malayan tapir were found in India and Myanmar (Burma) during the Pliocene. These animals

were isolated to the tropical regions of America and southeast Asia during the Pleistocene ice ages.

The range of tapir has been reduced extensively in Myanmar (Burma), Thailand, Cambodia, and Sumatra. Today populations are extremely fragmented, occurring in southern Viet Nam, southern Cambodia, parts of southern Myanmar (Burma), Tak Province in Thailand, and through the Malay Peninsula to Sumatra south of the Toba highlands (Gnampongsai in litt., Williams and Petrides 1980, Van Strien in litt.). Figure 3.2 depicts a map of the distribution.

Habitat association

Tapirs are found in all states of Peninsular Malaysia from the lowlands to the drier ridges (Williams and Petrides 1980). In Indonesia tapirs inhabit lowland areas during

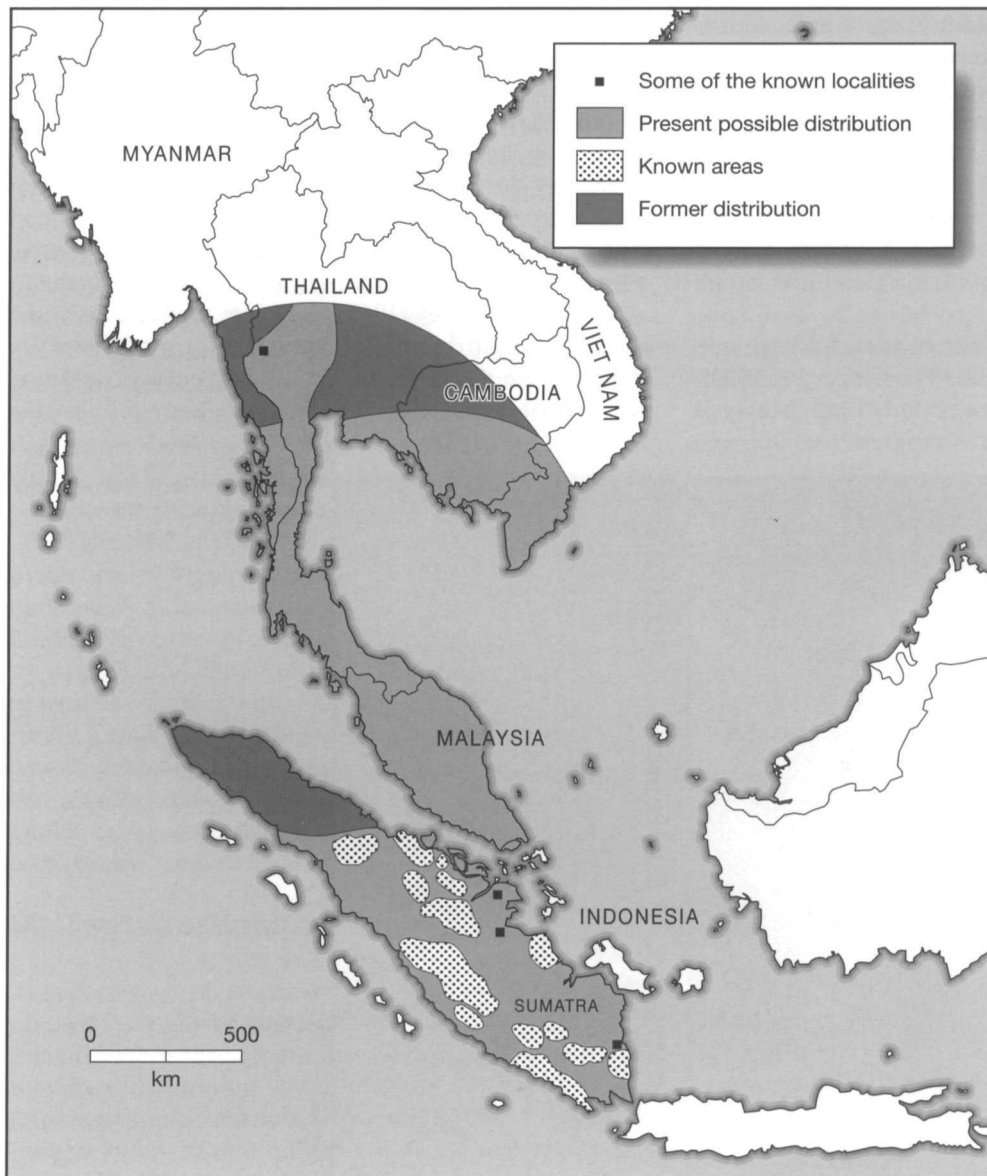


Figure 3.2. Malayan tapir (*Tapirus indicus*) distribution map. Although the present possible distribution is contiguously shaded, it should be noted that much of this area is highly fragmented.

the dry season and move to mountain areas during the wet season (Van der Zon 1976). The species has been reported on Gunung Benom at 1720m by wildlife officers. In the Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary of Thailand tapirs may range from 100 to 1500m in altitude, while in Sumatra tapirs may reach an altitude of 1500m, or possibly 2000m when crossing a ridge (Ngampongsai in litt., Santiapilli and Ramono 1989).

Tapirs have been observed in forest fringes as well as logged or otherwise disturbed forest, and sometimes may wander into rubber and oil palm plantations. Several animals were rescued after falling into village wells or were stuck in mud wallows. Some years ago two animals were reported in the jungles surrounding the University of Malaya in Kuala Lumpur (DWNP 1990). Department of Wildlife and National Park (DWNP) inventories show that tapirs are even found within 5km radius of the major cities like Seremban, Kuantan, and Temerloh (DWNP 1994, 1995). In Bengkulu tapirs are considered a problem species for stripping bark from rubber trees.

In Thailand, tapirs are associated with a variety of forest types: dry dipterocarp, mixed deciduous, dry evergreen, and hill evergreen (Ngampongsai in litt.). Tapirs move into evergreen forest during the dry season when food is scarce and forest fires are present. They return to the dry dipterocarp and mixed deciduous forest in the rainy season when sprouts of leaves and twigs emerge (Ngampongsai in litt.).

Williams and Petrides (1980) studied tapirs in the Taman Negara National Park of Peninsular Malaysia. The study site was within 8km south and west of the Park headquarters, in primary lowland rainforest. The habitat was dominated by large dipterocarps up to 46m in height forming a closed canopy. Many medium-level trees (up to 21m) were present, and the understory consisted of shrubs, small trees, and saplings. There was some herbaceous vegetation on the forest floor; a 1.25km² area of dense herbaceous vegetation extended 1.6km along the Yong River on the eastern side of the research area, and a small airstrip was fringed with regenerating forest. The topography of the habitat varied from gentle undulation to steep hills (Williams and Petrides 1980).

In Indonesia, Van der Zon (1976) describes the habitat as humid, swampy, dense jungle with an understory of shrubby plants and grassy meadows bordering streams. In southern Sumatra, Blouch (1984) found undisturbed swamp areas and lowland forests on well-drained soil to harbor the highest densities of tapirs. He further stated that densities were lower in early-stage successional forest than in late-stage successional forest that was formerly logged over (Blouch, 1984). Similarly, in the Jambi Province of southern Sumatra, Santiapilli and Ramono (1989) found

that undisturbed areas were preferred over disturbed areas; although signs of presence were abundant in the vicinity of rubber plantations in logged over forest.

Life history aspects

Captive females return to a cyclic estrous during lactation, but mounting is allowed after only 153 days (average) after giving birth (Read 1986). Mating was once observed in a captive pair on five consecutive occasions, averaging 29.4 days (range = 29 to 31) between copulations, suggesting inter-estrous intervals of about 30 days (Read 1986). The earliest known matings are 3 years for males, and average 2.8 (range = 2.3 to 3) years for females (Wilson and Wilson 1973). The earliest known conception is 36 months (Read 1986). The life span is about 30 years (MacKinnon 1985). Adult females generally produce one calf, and rarely two, every two years (Anderson 1982, Lekagul and McNeely 1977). The birth interval in captivity averages 554 days (range = 496 to 602). Gestation periods range 390 to 407 days (Read 1986, Barongi 1986).

The estimated crude density of tapirs in southern Sumatra depending on habitat was 0.30 to 0.44 animals/km² in the undisturbed swamp forests and lowland forests on well-drained soil (Blouch 1984). In Thailand, nine individuals were observed in an area approximately 256km², equating approximately 0.035 animals/km² (Sanborn and Watkins 1950).

In Malaysia, a male had a home range of 12.75km² which overlapped the home ranges of several other individuals (Williams 1979). An area of 0.52km² was occupied over a period of at least 27 days, during which time an association with a female and her young occurred. The average straight line distance traveled per day by a male was 0.32km (Williams 1979).

Feeding

Tapirs are selective browsers, usually eating only the young leaves and growing twigs of relatively few shrub and tree species (Williams and Petrides 1980). Some herbaceous (*Curculigo latifolia*) and low-growing succulent (*Homalomena* spp. and *Phyllagathis rotundifolia*) plants are eaten. Although the young leaves of *C. latifolia* and *P. rotundifolia* even when plentiful are minimally consumed. The club moss, *Selaginella willdenoni* also eaten. The sapling of a young *Baccaurea parviflora* was heavily browsed in addition to possible accidental ingestion of the vine *Ventilago oblongifolia*, since it was found in the *Baccaurea*.

Feeding is not concentrated in particular locations. Suitable leaves and fruits appear to be eaten as encountered. More than 115 species of plants are eaten. Over 75% (see Table 3.1) of the available forage was

Table 3.1. Preferred food plants* of the Malayan tapir in the research area, Taman Negara in 1976 (Williams and Petrides 1980).

Scientific Name	Local Name
<i>Lasianthusmaingayi</i>	kentul tampoi
<i>L. griffithii</i>	tenboh
<i>Urophyllumglabrum</i>	cabal
<i>Urophyllum</i> sp.	narum
<i>Psychotria</i> sp.	pecang
<i>Prismatomerismalayana</i>	banran
Rubiaceae	pengemang
Rubiaceae	camakob
<i>Macarangadenticulata</i>	mahang hijau
<i>M. hypoleuca</i>	mahang putih
<i>M. curtisii</i> var. <i>glabra</i>	mahang hijau
<i>Aporosapraineana</i>	tembasa
<i>A. stellifera</i>	metkot
<i>A. symplocoides</i>	metkot
<i>Baccaureaparviflora</i>	kemai
<i>B. pyriformis</i>	jentek
<i>Homalomenadeltoidea</i>	kemoiyang hijau
<i>Amorphophallus</i> sp.	sampah
<i>Memecylonoligoneuron</i>	klandis
<i>Symplocoscrassipes</i>	nirat
<i>Symplocos</i> sp.	tenboh
<i>Gomphandra quadrifida</i> var. <i>ovalifolia</i>	ubat kerah
<i>Ficus semicordata</i>	gaboit
<i>Garcinia nigrolineata</i>	asam kera
<i>Saurauialeprosa</i>	pahung
<i>Curculigo latifolia</i>	cateng
<i>Helicia attenuata</i>	jering tupai

* Over 75% of available forage consumed was also browsed by elephants (Oliver pers. comm.).

comprised of 27 species and these were considered to be the most highly preferred foods (Williams and Petrides 1980). Medway (1974) found selective browsing upon nine species of herbs, shrubs, and saplings in a human disturbed area. In Thailand 39 species of plants were preferred, comprising leaves (86.5%), fruit (8.1%), and leaf/twig matter (5.4%) (Ngampongsai in litt.).

Status and threats

The Malayan tapir has been categorized as Vulnerable (VU: A1c+2c, B2cd+3a, C1+2b) according to the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals (IUCN 1996).

Malaysia

Forest conversion to agriculture is the most serious threat to the survival of tapirs. This is true in all countries where the species occurs. In Peninsular Malaysia oil palm and rubber are the major crops, occupying close to 40,000km². In recent years however, agricultural development has slowed down as a result of rapid development of industries and the manufacturing sector. The extent of forest still

remaining in Peninsular Malaysia is approximately 44%; National Parks and Wildlife Reserves cover about 5%.

Lowland and hill forest in Peninsular Malaysia ranging in elevations from 0 to 720m, covers an area of 47,000km² (Forest Dept. 1995). A conservative estimate based on a male home range of 12.75km² gives a minimum population estimate of 369 animals.

The Malayan tapir has been given total protection since 1955 under the Wild Animals and Birds Ordinance No. 2 of 1955. Law enforcement is effective and of more than 5000 cases of violations each year, very few involve the tapir. Tapirs do occasionally get caught in steel wire snares which are set mainly for wild pigs. In such an incident in July 1995 a tapir was rescued near Seremban town, 60km south of Kuala Lumpur but the tapir died subsequently due to dehydration. There is a ban on the use of steel wire snares and the penalties are stiff. Any person found setting or having in possession steel wire snares numbering less than 25 can be liable for a maximum fine of RM5000.00 (US\$2000.00), imprisonment of up to 5 years, or both. The penalty for having 25 or more steel wire snares carries a mandatory jail sentence of up to 10 years.

Tapirs are not hunted intentionally with any frequency, although there have been accidental shooting of tapirs mistaken for other game animals in Malaysia. The meat is consumed occasionally by aborigines. Tigers (*Panthera tigris*) have been known to kill tapirs but such cases are few in number. There have been a few cases of tapirs smuggled from Malaysia into Thailand and Singapore.

Sumatra

In Sumatra forest conversion for human settlement and agriculture such as tobacco, oil palm, and rubber is the major threat to conservation of tapir (Santiapilli and Ramono 1989, Ramsay in litt.). Gold mining is also considered a threat. Sumatra had an almost continuous forest cover prior to the year 1900 (Santiapilli and Ramono 1989). It was estimated that about 20% to 35% of the original lowland forest remained about a decade ago (Whitten *et al.*, 1984).

Much of the Sumatran population occurs outside of protected areas, especially in central Sumatra (Santiapilli and Ramono 1989, Ramsay in litt.). In Way Kambas National Park, southern Sumatra, 200 individuals are estimated to survive (Santiapilli and Ramono 1989). The trans-migration programs from other areas is a threat in central Sumatra and elsewhere because of increased human population density and associated habitat conversion (Ramsay in litt.).

The tapir has been protected in Indonesia since 1931. In Sumatra however there is a lot of sport hunting by those who have access to firearms, potentially shooting anything that moves. Those individuals who do not have access to firearms use steel snares which are harmful to all terrestrial

species which can be trapped. The non-hunters appear to be part of the predominantly Muslim population of Sumatra. The Muslim population considers eating anything superficially similar to a pig to be taboo (Blouch 1984).

Thailand and Viet Nam

Forest cover in Thailand decreased from 57% in 1961 to 10 to 13% in 1989 (Rabinowitz 1991). In Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary about 20 to 30 individuals are estimated to survive (Ngampongsai in litt.).

The tapir is protected in Thailand. The tapir populations in Thailand are restricted to sanctuaries and parks in western and southern forests, where hunting is a threat regardless of laws (Ngampongsai in litt.). A young animal may be sold for US\$5500.00 by Thai wildlife export companies (Rabinowitz 1991).

According to Professor Vo Quy, Nam Ray is the only area in Viet Nam where the tapir may be found (Johnsingh and Dung 1995).

Action Plan

I. Tapir conservation strategy

The tapir is a large mammal that occupies various habitat types from the lowlands to montane forest. It is a very important flagship species, where many species living in sympatry would be placed under an umbrella of protection. Its conservation will indirectly conserve biodiversity. Viable populations of the species are necessary in all areas of its distribution. Population estimates are needed in all areas as a first step. The problems facing tapir in every country of occurrence have to be evaluated, with appropriate required actions recommended for implementation.

II. Field research

Surprisingly little is known about the Malayan Tapir. Its distribution, for example, has never been studied in depth. Tapirs are a forgotten species and it is often assumed that they are not threatened because they do not offer valuable horns, skin, or teeth, and because they are considered inedible by the Muslim population. But in reality the situation may be much worse with continued deforestation and human disturbance. More intensive fieldwork is urgently needed.

It is difficult to implement actions, when so little is known of regional statuses and threats. Therefore, baseline status surveys are needed (prioritized with first listed) in Malaysia, Sumatra, Myanmar (Burma), and Thailand (particularly in the Tigapuluh hills, between Jambi and Riau Provinces) which would simultaneously identify plant species needed to support long-term populations. The

status surveys should determine where the animals are and in what numbers, while assessing threats and determining ways to counter such threats.

Updates of populations previously studied are needed as well. Additionally, the reasons for some populations being at a higher density than others should be identified. Ecological studies should be done in different successional stages of forest, to determine what effect different logging intensities have upon populations (Williams and Petrides 1980).

III. Recovery of populations at risk

Population and habitat viability analyses of populations at risk are needed to prepare regional Action Plans. Additional assessments of threats are also needed for evaluating management options.

Things to consider when designing reserves include human population density in a region, viable dispersal routes, adequate size to maintain 500 individuals over the long term, and suitable habitat (Santiapilli and Ramono 1989). If logging is essential, selectively log timber which is only greater than 50cm in diameter at breast height (DBH) (Santiapilli and Ramono 1989). Additionally, control hunting in logging areas and ban the use of snares and traps.

Wherever they are established, protected areas are relatively small when compared to categories of multiple use forest. As for Malaysia, these multiple use forest areas hold more tapir than all the protected areas combined. The situation in Sumatra is reportedly similar, with most tapirs occurring outside of protected areas. Reports in Thailand and elsewhere appear to indicate the reverse. These multiple use forests are nevertheless very important to species conservation. Efforts have to be made to link those forests which contain tapirs with protected areas. Most of the forests are broken into many islands. A system of corridors would allow the animals free movement between these forests and protected areas.

IV. Conservation activities in protected areas

Protected areas are established for the sole purpose of protection of the flora and fauna and obviously they are the most important sites for tapir conservation. A major recommendation is to concentrate field efforts on viable wild populations in adequately large protected areas. These areas should receive priority in terms of funding, personnel, and field efforts.

Protection and management of the species is of top priority. The law enforcement unit of relevant agencies must emphasize tapir protection. The staff will also have to do extension work to promote community development and involvement in conservation activities.

V. Capacity development

Wildlife departments or similar organizations throughout tapir range states should be established if one does not currently exist. Moreover, such departments should be upgraded and given a higher status in government hierarchy.

Personnel involved in wildlife management will need more exposure and training in population biology and protected areas management. Such training must include public awareness, monitoring and censusing tapirs, law enforcement, and extension programs. Support and cooperation of local communities to provide useful information for tapir protection and management should be stressed in the training programs.

Economic incentives are also important to local communities. Communities which have depended on forests for their livelihood need to be included in any plan.

Suitable agroforestry projects can generate income for communities whose participation and support are needed for tapir conservation.

VI. Monitoring of tapir trade

Tapirs make attractive exhibits in zoos. Most zoos in southeast Asia have tapirs. There are 116 individuals among 37 ISIS registered institutions (ISIS 1993) and an international studbook exists. In some countries there is a growing demand for tapirs in zoos, the effect of which can be detrimental to existing populations.

The tapir is listed on CITES Appendix I (Burton and Pearson 1987). Monitoring of the illegal tapir trade is essential, as such commerce may be the main cause of decline of tapir populations. There is a ready market for tapirs, and wildlife traders are willing to pay several thousand dollars (US) per individual.

Status and Action Plan of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*)

Sharon Matola¹, Alfredo D. Cuaron², and Heidi Rubio-Torgler³

¹Belize Zoo and Tropical Education Center; Box 1787; Belize City, Belize

²Wildlife Research Group; Department of Anatomy; University of Cambridge;
Downing Street; Cambridge CB2 3DY, UK

³Fundacion Natura; Avenida 13 #87-43; A.A. 55402; Bogota, Colombia

Abstract

Baird's tapir is threatened primarily by habitat destruction and to a lesser degree by hunting. Assessments of populations, threats to habitats, and threats due to hunting are listed as priorities for action. Moreover, it is necessary to fortify protected areas into working conservation units. Other actions include educational programs and research.

Natural history

Description

Figure 4.1 depicts a photo of Baird's tapir (Gill 1865). An adult animal is 2m in length and weighs 150-300kg (Emmons and Feer 1990). The systematic and taxonomic status has been reviewed by Hershkovitz (1954).

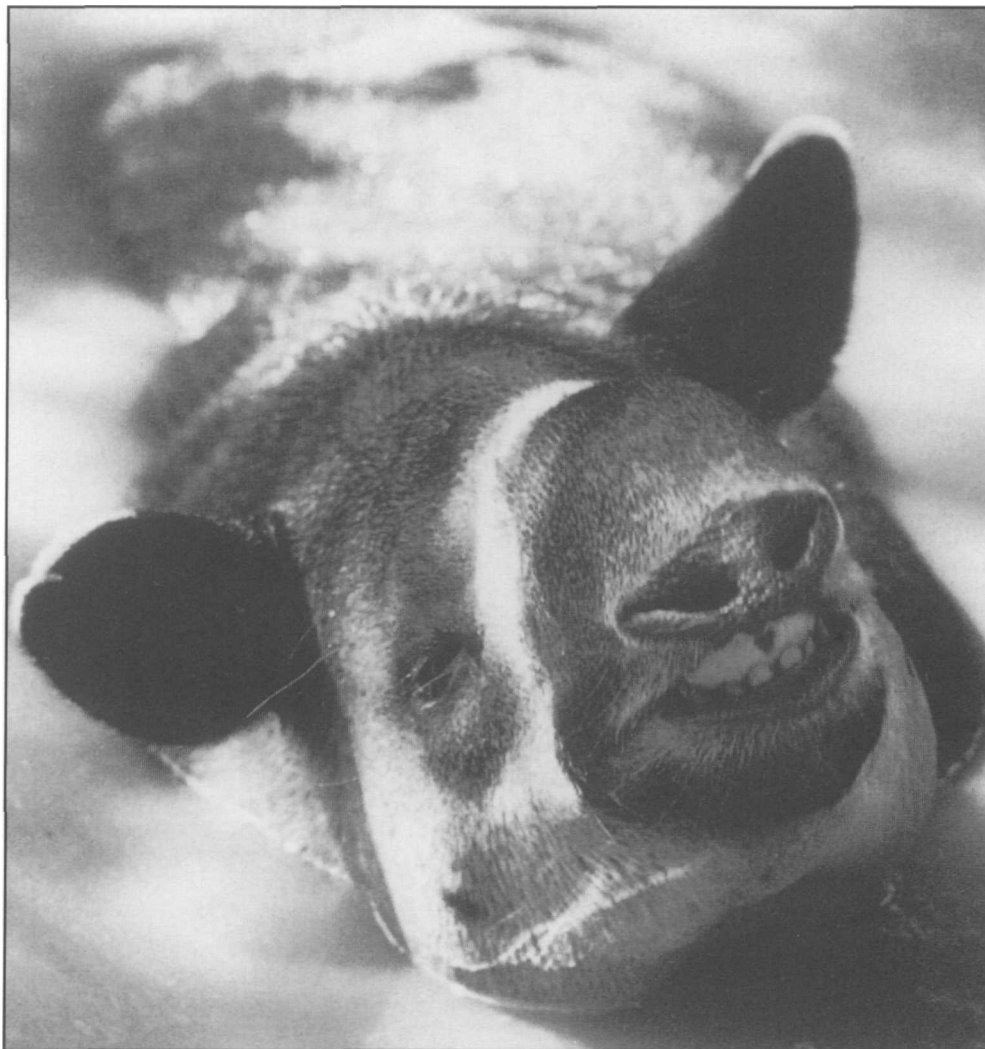


Figure 4.1. Adult Baird's tapir (*Tapirus bairdii*).

F. Gohier (provided by M. Cole)

Throughout its range Baird's tapir has several different names; tapir, anta, or danta are the most commonly used. In Belize, it is known as mountain cow. In Costa Rica, Panama, and Colombia it is macho de monte. In Mexico it is danta in Chiapas and Tabasco, and anteburro in Veracruz and Oaxaca (Emmons and Feer 1990, Cuaron pers. obs.).

The name used in Mexico in Lacandon Maya is cash-i-tzimin (horse of the jungle), in Tzeltal is tzemen, and in Tojolabal is tzemen and niguanchan (big animal) (Cuaron pers. obs., March in litt.). The Kunas from San Blas, Panama, call the tapir, moli (in Tule kaya, the colloquial language); oloalikinyalilele, olohalikinyappi, and oloswikinyaliler (in Sakla kaya, the political language); and ekwilamakkatola and ekwirmakka (in

Suar mimmi kaya, the spirit language used in rituals) (Sherzer 1985).

Distribution

Originally distribution was from Veracruz, in southeastern Mexico to west of the Andes, from the northern portion of Colombia (west of the Rio Cauca) to the Gulf of Guayaquil in Ecuador (Hershkovitz 1954). Range area is estimated at 1,186,300km² (Arita *et al.* 1990).

The wild lands still existing in Mexico, Guatemala, and Belize comprise more than 50% of total habitat available for Baird's tapir (March 1992). Occurrence in South America was unknown until an individual

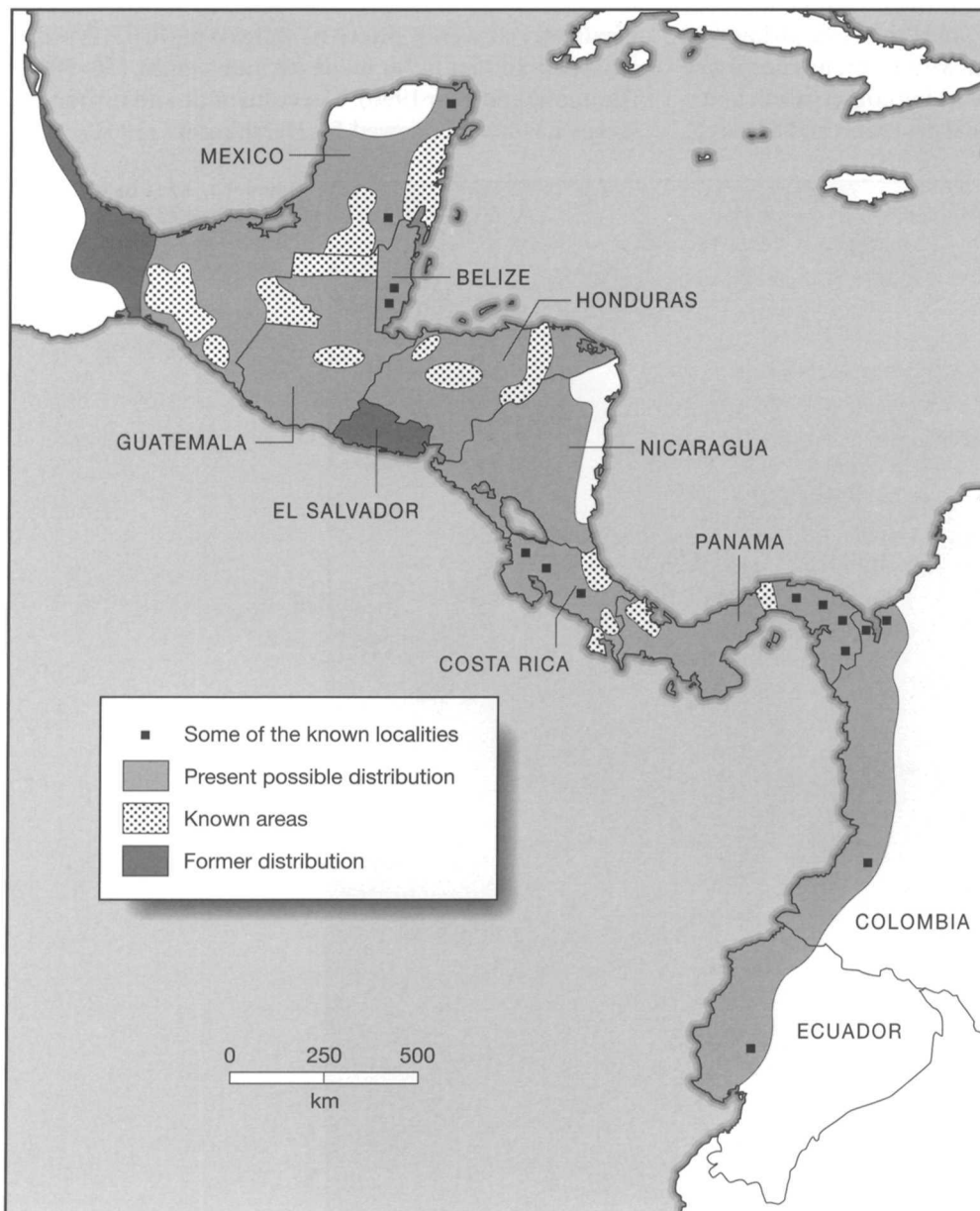


Figure 4.2. Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) distribution map. Although the present possible distribution is contiguously shaded, it should be noted that much of this area is highly fragmented.

captured on the river in Guayaquil, Ecuador, was taken by boat to the San Diego Zoo, where it died in 1945 (Hershkovitz 1954). Today the species occurs west of the Andes in South America, in Colombia and Ecuador (Eisenberg 1989).

A closer look at current tapir distributions indicates that it is surviving principally in areas where access by humans is difficult; hence, where suitable habitat still remains. The Baird's tapir is endangered throughout its range (Fig. 4.2).

Habitat association

In general, Baird's tapir is found in humid habitats from sea level to 3600m, including marshes, mangroves, swamps, wet tropical rain forests, riparian woodland, monsoonal deciduous forest, dry deciduous forest, montane cloud forest, and, in some areas, above tree line (Eisenberg 1989, Thornback and Jenkins 1982, MacKinnon 1985, March 1994, Jorgenson in litt., Naranjo and Vaughan in litt.).

Williams (1984) studied Baird's tapir in northwestern Costa Rica using radio telemetry. His results of habitat

association in standard percentage of use are provided in Table 4.1. These data suggest that Baird's tapir is associated with shaded cover during the day (Williams 1984). Naranjo (1995a) found that palm swamps and secondary lowland rainforest were used more than primary lowland and montane forests in Corcovado National Park, Costa Rica. In Belize, Fragoso (1991b) found browsed plants primarily in flood-plains, suggesting that tapirs preferred foraging in these areas.

Their habitats tend to include a permanent supply of water. Several Mexican localities however, including Selva de El Ocote, Calakmul, and La Sepultura, do not have an annual supply of water (A. Cuaron pers. obs., March 1994). Usually, tapirs will shelter in forests or thickets by day, and emerge at night to browse. Trails are used to access forest areas, and riverbeds are entered and left at the same places (Enders 1935, Williams 1984). The natural history of Baird's tapir dictates the necessity of water in its habitat; they defecate in fresh water and they consume aquatic vegetation. Naranjo (1995a) observed tapirs resting in stream pools for at least 2 hr. Williams (1984) observed two individuals walking along a river-bottom, completely submerged for approximately 15 min.

Life history aspects

Captive males may be reproductively mature at 24 months; a captive female was 22 months at first mating. Inter-estrous intervals in captive individuals ranged 25-38 days, with estrous periods lasting 1-4 days (Barongi 1986, Brown *et al.* 1994). Although females resume cycling 14-18 days after parturition, the interbirth interval is rarely less than 18 months for captive females; a single young is born after 390-410 days for captive tapirs (Alvarez del Toro 1966, Barongi 1986, Eisenberg 1989, Brown *et al.* 1994). During the first week after birth the young is tucked in a secluded spot where the female periodically returns from feeding bouts to nurse it; by day 10, the young actively follows the mother (Eisenberg 1989). The spotted calves grow rapidly and are capable of swimming at three weeks (Barongi, 1993).

The two male tapirs in Williams' (1984) study had overlapping home ranges, and were observed coming to a pool and drinking together. Although primarily solitary, females with dependent young, adults with juveniles, or feeding groups are not unusual (Eisenberg 1989, Williams 1984, Terwilliger 1978). Vocalization and nose contact are associated with the latter case (Terwilliger 1978). Individuals locate one another proximally with olfactory processes, or distantly with a high-pitched, shrill whistle (Terwilliger 1978).

In Mesoamerica minimum density is 0.05 animals/km². Density data are summarized in Table 4.2. It is

Table 4.1. Habitat use by tapirs in northwestern Costa Rica (Williams 1984).

Type of Habitat	%
Adult Male - nocturnal cycle	
lowland riparian rainforest	46.4%
regenerating lowland riparian rainforest	33.6%
lowland mixed forest	6.1%
mangrove swamp	4.8%
lowland deciduous forest	3.4%
river	2.7%
hillside mixed forest	1.6%
beach	0.6%
upper beach	0.5%
seasonal swamp	0.3%
tidal mud flats	0.1%
Adult Male - diurnal cycle	
lowland riparian rainforest	46.7%
regenerating lowland riparian rainforest	40.2%
lowland deciduous forest	6.5%
hillside mixed forest	5.4%
river	1.1%
Juvenile Male - nocturnal cycle	
lowland riparian rainforest	43.8%
regenerating lowland riparian rainforest	29.3%
lowland mixed forest	11.9%
mangrove swamp	5.6%
lowland deciduous forest	3.5%
river	3.2%
hillside mixed forest	2.6%
Juvenile Male - diurnal cycle	
regenerating lowland riparian rainforest	50.4%
lowland riparian rainforest	48.7%
river	0.9%

Table 4.2. Population density estimates of tapirs in Mesoamerica.				
Density (#/km ²)	Data	Locality	Conditions	Source
0.05-0.16	-	Chiquibul, Belize	tropical moist forest non-hunted river	Fragoso 1991a
0.15-0.24	-	Santa Rosa, Costa Rica	tropical dry forest	Williams 1984
0.6	-	Corcovado, Costa Rica	tropical moist forest	Naranjo 1995a
0.67-1.33	a	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest reintroductions in 1929	Enders 1935
0.13	b	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest after heavy poaching	Enders 1939
0.53	c	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest reintroductions in 1950s supplementary feeding habituated animals	Eisenberg and Thornington 1973
0.67	d	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest supplementary feeding habituated animals	Terwilliger 1978
0.53	-	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest supplementary feeding habituated animals	Eisenberg 1980
0.53	e	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest supplementary feeding habituated animals	Glanz 1982
0.19	f	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest diurnal census	Wright <i>et al.</i> 1994
0.36	f	Barro Colorado, Panama	tropical moist forest nocturnal census	Wright <i>et al.</i> 1994

Data:
a Reported 10-20 tapirs on the island (15km²) in 1932.
b Reported 2 tapirs on the island (15km²) in 1937.
c Reported 8 tapirs on the island (15km²) between 1964 and 1971.
d Estimated at least 10 tapirs on the island (15km²) in 1975.
e Estimated 8 tapirs on the island (15km²) between 1977 and 1978.
f Data obtained during 1987 and 1988.

interesting to note that there is a general decline at Barro Colorado Island (BCI), Panama (see Fig. 4.3 in Panama status section). This may be a relict of different sampling regimes (see Panama status section).

In northwestern Costa Rica, an adult male's nocturnal range (1.80km²) was 12 times greater than his diurnal range (0.15km²), and a juvenile male's nocturnal range (1.61km²) was six times greater than his diurnal range (0.27km²) (Williams 1984). Home ranges may be utilized in a rotational manner; a portion of the annual home range may be used intensively before moving to another portion (Williams 1984).

Feeding

Foraging is in a zigzag pattern, either feeding on a single species or several species of plants in a small area, or grabbing and consuming vegetation en-route to another area (Terwilliger 1978). Species were consumed regardless of thorn concentration, and most of the taller plant species

were broken by tapirs at approximately 1m in height, averaging 2cm in diameter, for more efficient foraging purposes (Williams 1984).

Alvarez del Toro (1977), Terwilliger (1978), Janzen (1983), and Dirzo and Miranda (1991) provide information on 112 plant species consumed by Baird's tapir (tabularized in March 1994). In southwestern Costa Rica Narajo (1995b) observed leaves, stems, flowers, fruits, and bark consumed from 94 species of plants. In northwestern Costa Rica, leaves, stems, flowers, and fruits are taken from at least 54 species of herbs, vines, shrubs, saplings, and a fern, from the forest understory and forest edge (Williams 1984). In Colombia, eating fallen fruit of the cannon-ball tree (*Couroupita guianensis*) has been observed (Hershkovitz 1954). See Olmos (this volume) for additional species.

Tapirs often forage in tree-fall gaps, where they find an abundant supply of leaves of colonizing plants (Terwilliger 1978). Flood-plain vegetation provides a similar situation, as do some sorts of selectively logged areas which mimic tree-fall gaps (Fragoso 1991b, Matola 1992). The decline

offoliage during the dry season (December through April) is dietarily compensated by increased fallen fruit availability (Williams 1984, Naranjo 1995b).

Status and threats

Baird's tapir has been categorized as Vulnerable (VU: Alabcd+2bce, C2a) according to the *1996 IUCN Red List of Threatened Animals* (IUCN 1996).

Although Baird's tapir is categorized as Vulnerable, the species is considered endangered with extinction in most countries where it occurs. The main threats to tapir survival vary among different regions and different countries. Dominant forces affecting their populations are habitat loss and hunting. Tapirs are very susceptible to extinction because of their low reproductive rate. After a 13 month gestation period, the single young usually spends up to two years with its mother. This low recruitment rate, coupled with hunting threats and habitat loss, is a serious factor contributing to Baird's tapir population decreases. In many areas tapirs are avoided or are not preferred prey of hunters. However, in some areas they are occasionally targeted heavily, even by a few individual hunters. For instance, because of the pressure from poachers, the population of tapirs in Barro Colorado Island, Panama, declined from an estimated 20 animals in 1932 to just 2 in 1934 (Enders 1935, 1939; Fig. 4.3 in Panama status section). Between 1947–49 a hunter shot 36 tapirs in the bottomlands of the area of what is now Parque Nacional Santa Rosa, in northwestern Costa Rica (Janzen and Wilson 1983). During the 1960s a single subsistence hunter (T. Galvez) killed 28 tapirs in a few years in the area of what is now the main camp (in Poligono I) at Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, Mexico (C. Galvez pers. comm.). As early as 1874, Belt describes how a single man near Peña Blanca, Nicaragua attacked and killed a tapir with nothing except for a knife. If chased by dogs, individuals frequently will enter water where they are seen and shot (Terwilliger 1978).

Although tapirs may adapt to live, and sometimes even prosper (Fragoso 1991b) in places that have been subject to selective logging, they cannot withstand the widespread deforestation that has occurred in many portions of their range. In this section country profiles overviewing status and threats are presented in a north-south order.

Mexico

Status

Reports of the extinction or probable extinction of the tapir in Mexico (Thornback and Jenkins 1982, IUCN 1994) have been greatly exaggerated. Baird's tapir populations in this country may be the largest or one of the largest for the species. March (1994) summarized some of

the main records of Baird's tapir in Mexico. From 1885 to 1993, 36 sites of occurrence were documented in Mexico. Chiapas accounted for 44.4% (16) of these sites, 16.6% (6) were in Veracruz, 13.8% (5) were in Quintana Roo, and the rest 25.2% (9) were in Oaxaca, Campeche, and Tabasco. It should be noted that only 61% of these occurrences were documented since 1980 (March 1994).

Habitat: From a study using AVHRR satellite images it was determined that in 1986 there were as much as 81,000km² of evergreen and semi-evergreen forests, potential tapir habitat, left in southern Mexico (Cuaron 1991). Additionally there were some 33,000km² of secondary vegetation, some of which may be used by tapirs, particularly the areas within or adjacent to the main forested tract.

Deforestation rates however were very high in some areas of southern Mexico, particularly from the 1970s to the mid-1980s (see Mexico - threats section below), and tapirs have declined since then in most areas.

The main regions where tapir populations remain in Mexico are the forests in the Isthmus of Tehuantepec (c. 5000km² including Los Chimalapas, Oaxaca; Selva de El Ocote, Chiapas; and Uxpanapa, Veracruz), the Sierra Madre de Chiapas (c. 3000km²), the Selva Lacandona (c. 5000km² in Chiapas), and the southern and eastern Yucatan peninsula (c. 20,000km² in Campeche and Quintana Roo). The Selva Lacandona and the forests in the southern Yucatan peninsula are continuous through the forests in El Peten, Guatemala.

Additional areas where tapirs are still potentially present include: Veinte Cerros, Oaxaca (M.A. Martinez-Morales pers. comm.); Cordon Nudo diamante and adjacent areas, northeastern Chiapas; Parque Nacional Lagunas de Montebello, Chiapas; Volcan Tacana, Chiapas; Volcan Santa Marta and Volcan San Martin, in the Los Tuxtlas region of Veracruz; Uxpanapa, eastern Veracruz; Region de la Sierra (Parque Estatal La Sierra including Sierras El Madrigal, Poana, and Tacotalpa), Tabasco; flooded forests (Tintales) near Rio San Pedro (Municipio de Balancan and Tenosique), Tabasco; Centla region, Tabasco and adjacent Campeche; and probably Los Petenes region, Campeche (March 1994, Cuaron 1991, 1996). In all of these areas suitable tapir habitat of one kind or another, and/or tapir presence has been reported by local people. Some of these places are adjacent to areas where tapir presence has been verified, so presumably they are still found there.

Populations: Assuming that tapir densities were similar in Mexico to those reported by Fragoso (1991a) and Williams (1984), and that they are found evenly in the main habitat areas, then the tapir population in Mexico would be expected to be around 1650-7920 tapirs. These animals would be distributed as follows: 250-1200 tapirs in the

Tehuantepec forests, 150-720 in the Sierra Madre de Chiapas, 250-1200 in the Selva Lacandona, and 1000-4800 in the Mexican portion of the Yucatan peninsula. It should be noted that these figures are very rough approximations. As long as there are no proper population estimates from Mexico, it is recommended as a precautionary principle that the lower, more conservative estimates are used for conservation planning.

There is still some (very fragile) connectivity between the forests in the Sierra Madre de Chiapas and those in Tehuantepec, so potentially tapirs in those regions constitute a metapopulation. The same can be said for the tapirs in the Selva Lacandona and the Mexican Yucatan peninsula together with El Peten, Guatemala and some areas of Belize.

Reserves: Important protected areas for the tapir in Mexico include: Reserva Forestal y Faunica Selva de El Ocote in western Chiapas; Reserva de la Biosfera Montes Azules, Reserva de la Biosfera Lacantún, Monumento Natural Bonampak, Monumento Natural Yaxchilan, and Area de Proteccion de Flora y Fauna Silvestres Chan Kin, all in the Selva Lacandona, Chiapas; Reserva de la Biósfera El Triunfo and Reserva Ecologica La Sepultura, in the Sierra Madre de Chiapas; Reserva de la Biosfera Calakmul in Campeche; and Reserva de la Biosfera Sian Ka'an in Quintana Roo. Together these protected areas account for more than 19,000km².

In Oaxaca, Los Chimalapas has been proposed for a protected area (Reserva Campesina) but its legal status is uncertain. We know of no proposal for a protected area in the Uxpanapa region, Veracruz, but it is clearly of great importance to establish one to protect the remaining forests in that region. In Tabasco (and elsewhere in southern Mexico) the Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla and Parque Estatal La Sierra may also be significant pending whether tapirs are present.

Conservation laws and education

Baird's tapir is protected under Mexican law, and the species cannot be hunted legally. However, the laws are often not actively enforced (March in litt.). The species is included in the official Mexican list of endangered species (SEDESOL 1994). Every year the Mexican government publishes a document (Calendario Cinegetico) in which hunting seasons and quotas are established, and banned species are mentioned. The tapir has been banned from hunting at least since 1954 (Leopold 1959), although it was possible to obtain Special Permits for the 1971-1972 hunting season (Alcerreca Aguirre *et al.* 1988).

Environmental education has been an official part of the national curriculum since 1987 (L. Barraza pers. comm.). The number of environmental education programs in southern Mexico has increased dramatically in the last ten years. Most of them may not be specific for the tapir,

but most target tropical forests and other tapir habitats. There is an active Association of Environmental Educators in southern Mexico (Asociacion de Educadores Ambientales del Sureste). A photographic poster depicting the Mesoamerican tapir at Zoologico Regional Miguel Alvarez del Toro (ZOOMAT) carries an important conservation message in Chiapas. Additionally, an educational program in Campeche has been developed to help conserve this species.

Captive breeding

As of 1991 there was a female at ZOOMAT (Tuxtla Gutierrez, Chiapas), a male at Zoologico Zacango (Toluca), two of unknown sex at Zoologico Cholul (near Merida, Yucatan), and one male at Zoologico de Morelia (Michoacan). Unfortunately at that time no cooperative breeding programs between these institutions had been established despite several attempts.

Threats

Forest loss: The main threats for tapirs in Mexico result from habitat loss. Specific reasons causing the tapir habitat destruction vary among different regions, but a dominant trend has been the transformation of former forested areas into pasture land for cattle ranching. For example, expanding cattle ranching and fires are the major threats to tapirs in the Sierra Madre of Chiapas (Naranjo in litt.). Large development projects promoting cattle ranching, large scale agriculture (e.g. rice), and sometimes inducing colonization, have had a great impact on the areas of tapir habitat in southern Mexico. In the area studied by Cuaron (1991) where a complex combination of factors acted upon tropical forests (including large development projects, spontaneous and forced immigration because of natural catastrophes, and social stress in other areas), former (1974) tropical forests had been converted by 1986 into secondary vegetation (45%), pasture land (41.6%), bare soils (6.7%), agriculture (3.7%), wetlands (2.6%), or were covered by water (0.3%).

In a 850km² area in Los Tuxtlas region, Veracruz, where the tapir may be extinct now (March 1994), 84% of the original forests had been lost by 1986 (Dirzo and Garcia 1992). Between 1967 and 1986, 173.5km² of forest, or 56% of the 1967 forests were lost. This was equivalent to a loss of 10.9km²/yr (4.2%) of forests between 1967 and 1976, and of 7.5km²/yr (4.3%) of forests between 1976 and 1986 (Dirzo and Garcia 1992). If the same trends continue, it is estimated that only 73.6km² of forest would remain in that region by the year 2000 (Dirzo and Garcia 1992).

In a 25,000km² area comprising portions of tapir habitat in northeastern Chiapas (including the northern Selva Lacandona), eastern Tabasco, and southwestern Campeche, approximately 5100km², or 60% of the tropical moist forests in the region were lost between 1974 and 1986 (Cuaron 1991). This is equivalent to a loss of 426km² a

year, or 7.7% a year in this region. If the same trends continue in this area, there would remain only around 1000km² of tropical moist forests by the year 2000, and some 240km² by 2020 (Cuaron 1991). Note that the estimates in Cuaron (1991) relate only to forest loss, and that most deforestation estimates in the literature relate to net deforestation or net loss (i.e., the difference of forest area lost and gained).

Forest loss has been less intensive in the Yucatan peninsula (with the exception of the state of Yucatan). Current work by Cuaron and others is refining and updating these estimates in southern Mexico and adjacent areas. Population density is low in southern Quintana Roo with perhaps less than 25 individuals in the area of Sian Ka'an reserve. The low numbers can be attributed primarily to logging and rubber tapping (Jorgenson in litt.).

Exploitation: Hunting remains a problem in Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, both within the reserve and along the periphery (March 1994). In other areas however, human exploitation appears not to be heavy at present. Two hunting studies, one in the Selva Lacandona, Chiapas (March 1987) and the other in Quintana Roo (Jorgenson 1995), did not report tapir hunting in those study areas. In the Quintana Roo study area, tapirs are difficult to locate for hunters because they occupy seasonally flooded forests away from the village and people did not consider tapir meat to be tasty; tapirs had not been hunted for at least ten years (Jorgenson 1995).

The species is not important in the live wild mammal trade and the skin trade in southern Mexico (Cuaron 1996, In review). A few animals have been captured for zoos since the mid-1980s. At least two animals were captured in the southern Yucatan peninsula (probably in what is today Reserva de la Biosfera Calakmul) and were taken to Zoologico Cholul near Merida, Yucatan. Personnel from ZOOMAT and other departments from the Instituto de Historia Natural, Chiapas, attempted capturing tapirs in La Sepultura region in order to obtain animals to enhance the captive breeding program at that zoo. Unfortunately some animals died in the process. The capture of live tapirs in Mexico is not currently an issue of grave conservation concern, but needs to be properly regulated (Cuaron 1996, In review).

Belize

Status

Over 60% of the country is under some type of forest cover. Baird's tapir is found in all protected areas with the exception of Guanacaste National Park and Rio Blanco due to their isolation from contiguous forest. Considering the amount of suitable habitat and limited human populations (200,000-250,000 people) numbers of tapir

are estimated to be somewhere between 680-3300 animals for the entire country (based upon Fragoso [1991a] and Williams [1984] data).

Detailed field studies of Baird's tapir and its preferred habitat were carried out by Fragoso (1991b), who found healthy tapir populations in the upper reaches of the Macal River Valley in the Chiquibul Forest Reserve. Subsequent follow-up studies have verified Fragoso's findings (Matola 1991, pers.obs. 1993,1994). The animals are found in healthy populations due to the area's remote location, making human accessibility difficult and therefore limiting hunting pressure. There is an abundance of successional flood-plain vegetation, which is a preferred food source of Baird's tapir.

An area of particular interest is the Upper Raspaculo River, which drains into the Macal River and experiences flood conditions annually. Prolific growth of secondary vegetation results in a favored foraging area by tapirs. The Upper Raspaculo is situated within the Chiquibul National Park, and bordered by forest reserves. Due to its remote location, absence of human presence and pressures, and abundance of secondary growth vegetation, the Baird's tapir can be found in considerable numbers. However, the area has not been intensively studied. A species of wild cane was collected from this area showing obvious signs of having been eaten by tapir. When sent for identification to the Missouri Botanical Gardens, the cane was identified as a *Tripsacum andersonii*, a new plant record for the country.

Conservation laws and education

The Wildlife Protection Act of 1981 states that it is unlawful to hunt tapir.

The Belize Audubon Society, The Belize Zoo and Tropical Education Center, The Belize Center for Environmental Studies, and Program for Belize are conservation non-governmental organizations actively involved in conservation and wildlife education in Belize.

Baird's tapir is the national animal of Belize. Wildlife conservation is taught in schools throughout the country. Posters depicting a Baird's tapir and her young have been widely distributed throughout Belize by the Belize Zoo. A new poster produced in 1996 stresses the importance of preserving habitat for conserving the species.

The Belize Zoo has three captive animals used as education resources to communicate to over 10,000 school children who visit each year, about the importance of the species and the need to conserve tapirs in the wild.

Captive breeding

The Belize Zoo currently has two males and a female of Baird's tapir.

Threats

Dam construction: The Upper Raspaculo River could be under serious threat in the future by a hydroelectric project.

Efforts should be made to keep this habitat intact for this population of Baird's tapir, as well as for the other endangered species found here.

Hunting: The increasing presence of Asian immigrants are a threat to the wildlife in Belize, including Baird's tapir. Illegal hunting by Asian immigrants is a growing problem. Belizeans traditionally have not hunted tapir for its meat. However, some reports from southern Belize, where the ethnic Garifuna have settled, indicate that occasionally tapir is hunted and eaten. Hunting may be a significant threat in Belize as tapir abundance was reduced significantly at a hunted site, when compared to a site without hunting (Fragoso 1991a).

Guatemala

Status

Discussions with Guatemalan conservationists state that total figures of Baird's tapir in Guatemala lie between 1000 and 2500 individuals (S. Billy, L. Calvo pers. comm.). However, no detailed field studies have been undertaken for Baird's tapir. Reports from several biologists point towards certain locations supporting populations of Baird's tapir, which are overviewed as follows.

The Maya Biosphere Reserve, a 16,000km² protected area in Dpto. El Peten, northern Guatemala, has a core area which allows no hunting, farming, or development. Estimates of tapir populations there suggest a population exceeding 1000 individuals. Laguna del Tigre National Park, also part of the Maya Biosphere Reserve, supports healthy populations of tapir (S. Billy pers. comm.) as the habitat is ideal (S. Matola pers. obs.). This large block of lowland tropical forests in northern Guatemala is one of the most important areas for the species, providing habitat to support stable populations of tapir. It also adjoins several important areas including the Rio Bravo Conservation Area, Belize (an additional 1060km² of suitable tapir habitat); Calakmul Biosphere Reserve, Campeche; and protected and non-protected areas of the Selva Lacandona, Chiapas. The largest wilderness area (and tapir habitat) in Mesoamerica is comprised of El Peten together with adjacent areas in Belize, eastern Chiapas, Campeche, and Quintana Roo.

Another protected area where tapir are found in Guatemala is Sierra de las Minas, a 2400km² block of forest which extends into cloud forest over 3000m high. Officials directing the management strategies for Sierra de las Minas estimate between 50-200 individuals occurring there.

Forested areas around Lake Izabel and forest remaining around Alta Vera Paz are said to be inhabited by Baird's tapir although no estimates of numbers have been suggested. Forests in Alta Vera Paz and northern El Quiche have been severely fragmented, but they still have considerable conservation potential (Cuaron pers. obs.).

Conservation laws and education

Ley de Areas Protegidas (Decreto 4-89) indicates that it is against the law to hunt tapirs in protected areas, as they are endangered species. However, the laws are often not actively enforced (March in litt.).

The institutional environment related to the conservation and management of biological diversity in Guatemala is complex (Lara 1992). There are several governmental and non-governmental organizations dealing with the management of protected areas. The Direction General de Bosques y Vida Silvestre (DIGEBOS) administers 21 Parques Nacionales, and the Instituto de Antropologia e Historia (IDAEH) manages 24 Parques Nacionales associated with archaeological sites (Lara 1992). The Consejo Nacional de Areas Protegidas (CONAP), part of the Comision Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), deals also with the management of protected areas, and has been active mostly with the Reserva de la Biosfera Maya. The Centro de Estudio Conservacionistas (CECON) of the Universidad de San Carlos de Guatemala, controls seven biotopes (protected areas) totaling around 1360km² (Lara 1992). Fundacion Defensores de la Naturaleza is involved with the management of Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas. Fundacion Amigos del Bosque, Fundacion Mario Dary, Fundacion Interamericanade Investigaciones Tropicales, and Wildlife Preservation Trust International (WPTI) are other active non-governmental organizations (Lara 1992). Conservation education, posters, booklets, and other education materials are distributed by these organizations.

The Aurora Zoo, the National Zoo of Guatemala, includes environmental education as part of the zoo's profile. Other zoos in Guatemala have initiated environmental and conservation programs. A program of particular interest is forming in a small zoo (Petencito) in the city of Flores which is located on the edges of the Maya Biosphere Reserve. Developing a sound conservation program would prove to be a beneficial strategy for this area of Guatemala, on behalf of Baird's tapir and other endangered species found in these forests.

Captive breeding

The Aurora zoo currently has one male Baird's tapir which was captive bred at a zoo in the U.S. A private facility in Guatemala City also has one male Baird's tapir from Dpto. El Peten, Guatemala.

Threats

In the northern Peten, increasing colonization into the Maya Biosphere Reserve is a serious problem. Moreover, subsistence farming by peasants migrating to the Dpto. El Peten from other areas of Guatemala increases annually. Increased human activity will affect all species of wildlife found there, including populations of Baird's tapir.

Logging activities and hunting threaten tapirs in Sierra de las Minas. If allowed to occur without monitoring, Baird's tapir would be negatively affected.

El Salvador

Status

Deforestation was rampant in El Salvador and very little tropical forest remains. The 1982 Red Data Book reported Baird's tapir as extinct in El Salvador (Thornback and Jenkins 1982) but no further details were given. Apart from habitat loss, war may have also affected tapir populations in this country. Sites with potential habitat for Baird's tapir in El Salvador are Parque Nacional El Imposible (c. 30km² of tropical moist forests) and Parque Nacional Montecristo (c. 20km² of cloud forests). Assuming tapirs lived in abundances similar to those reported by Fragoso (1991a) and Williams (1984), there would be only 2-7 tapirs in El Imposible and 1-5 tapirs in Montecristo. Montecristo is adjacent to forests in Honduras and Guatemala (El Trifinio), which could potentially improve the prospects of tapirs in that area. Clearly, even if the species is not yet extinct, the prospects for conservation of tapir in El Salvador are not good. New surveys are needed.

Threats

Past deforestation has almost completely eliminated the habitat available for tapirs in El Salvador. There is no recent information about the species in this country.

Honduras

Status

Little fieldwork has been done in Honduras in order to attain population estimates of Baird's tapir. In August 1987 most of the country's montane forests were declared as protected (Congreso Nacional de Honduras 1987). Most of these areas may have potential tapir habitat.

Only those areas in Honduras which are protected areas and their immediate surroundings are reported to have tapir activity. However, tapirs are not represented in all protected areas (Chalukian in litt.). As a result of his survey work, Marineros (pers. comm.) estimates between 1000 to 2000 tapirs living within protected areas of Honduras. More field studies are needed in order to confirm this information.

In northeastern Honduras bordering Rio Coco and northeastern Nicaragua is the Rio Platano Biosphere Reserve. The Tawahka Biosphere Reserve borders this same Biosphere Reserve to the southwest, and south of Tawahka is Patuca National Park. These three areas provide over 6000km² of protected lands, which is suitable habitat to support healthy populations of Baird's tapir. Assuming tapirs lived in abundances similar to those reported by Fragoso (1991a) and Williams (1984), there

would be a potential population of 300-1440 animals in 6000km² of habitat. T. Carr counted 47 tapir events (tracks, feces, and live individuals) during a trip along the Rio Platano (R. Barongi pers. comm.). Recent colonization into these areas will put pressure on wildlife populations found there.

Conservation laws and education

As mentioned above, in August 1987 most of the country's montane forests were declared protected (Congreso Nacional de Honduras 1987). Decree 87-87 created 37 reserves, stipulating that the core zone limits follow the 1800m, 2000m, or 2100m contour, depending on further studies (Campanella 1993). Existing law 001-90 states that it is illegal to export wildlife. As of August of 1994, laws have been drafted for wildlife protection. Approval is expected.

Minimal environmental education exists. There are plans to increase environmental education in Honduras. Non-governmental organizations which are actively promoting conservation and wildlife education include La Red Ecologista de Honduras para el Desarrollo Sostenible (REHDES), La Fundacion Rio Platano, Proteccion de la Mosquitia (MOPAWI), Asociacion del Medio Ambiente y Rehabilitacion de Animales Silvestres (AMARAS), Asociacion de Profesionales de la Educacion Ambiental, Fundaciones Pastor Fasquelle, Prolansate, Cuero y Salado, and Amitigra.

Threats

Hunting occurs in some areas such as the Mosquitia region (includes Rio Platano, Tawahka, and Patuca Reserves) and northern forest remnants inhabited by native communities. However, little data are available to determine whether hunting is sustainable or depleting populations (Chalukian in litt.).

The displacement of refugees from Nicaraguan Contra-Sandinista wars caused the Honduran army to invade colonies, producing strong pressure on tapir populations throughout the Mosquitia. For example, Tawahka Reserve Indians now eat tapir meat while it was not taken by their ancestors (E. Benitez, Indigenous Tawahka pers. comm.). In 1995 tapir meat sold for US\$0.20/lb. and an adult animal may sell for US\$80-120. (Marineros in litt.)

Many cloud forest reserves are too small or frequently disturbed by human activities to support tapir populations. Logging and cattle ranching are the most serious threats to tapir habitats, particularly in the Mosquitia region. The agricultural frontier is rapidly moving into biosphere reserves and colonists are establishing their subsistence crops or pastures without any control or planning (Chalukian in litt.).

It has been recently reported by the Conservation Media Center/Rainforest Alliance in San Jose, Costa Rica, that the government of Honduras has moved to

relocate up to 20,000 families into the river valleys which border the Rio Platano Biosphere Reserve. The three contiguous areas in northeastern Honduras join the Bosawas Biosphere Reserve in Nicaragua, forming the largest biological corridor in Mesoamerica. This relocation plan could seriously affect populations of Baird's tapir and other species of endangered wildlife found in this region of Honduras.

Nicaragua

Status

Tapirs are found on the Atlantic coast of Nicaragua; in particular northeastern Nicaragua which constitutes part of a continuous connection to a large protected area in northeastern Honduras. Wildlife officials at Instituto Nicaraguense de Recursos Naturales y Ambiente (IRENA) estimate that 200-500 tapirs exist in this portion of tropical humid forest (M. Chamacho pers. comm.), among the most extensive Atlantic lowland tropical forest left in Mesoamerica. Adjacent to Costa Rica's northern border along the San Juan River, is a large block of tropical humid forest. Estimates of tapir populations there are again between 200 and 500 animals (M. Chamacho pers. comm.). Small protected areas of humid forest in the Matagalpa District suggest more than 50 tapirs present, and in northwestern Nicaragua a protected area of tropical dry forest is believed to support less than 50 Baird's tapirs (M. Chamacho pers. comm.).

IRENA officials estimate that approximately 1000 animals can still be found within the protected areas of Nicaragua (M. Chamacho pers. comm.). These are population estimates only, and are not reliable because no wildlife survey work has been undertaken since 1982-83 due to the danger of working in these forests because of military activity and the presence of land mines.

Conservation education

Asociacion Audubon de Nicaragua, Centro Estudios Ecodesarrollo para el Tropico (CECOTROPIC), and Fundacion Nicaraguense para la Conservacion y Desarrollo (FUNCOD) are active non-governmental organizations in Nicaragua.

The Ministry of Education has a wildlife education program. Wildlife awareness programs frequently appear on television. One existing problem noted by IRENA is that the peasants (subsistence farmers) often have children who never attend school, and therefore have no access to their environmental education programs. To try and overcome this problem IRENA does produce and distribute flyers concerning wildlife and wildlife laws.

Threats

Threats to existing populations of tapir would come from increased hunting by subsistence farmers and indigenous

people, as well as further destruction of habitat for agricultural purposes.

The tapir is considered to be a vulnerable species. However, laws are not actively enforced. A few tapirs may still be eaten by Miskito Indians, although IRENA officials consider Miskito Indians (on the Atlantic coast) more of a hazard to wildlife through destruction of habitat.

Reports indicate that some tapir are captured for show pieces in hotels and restaurants. IRENA has proposed that an inventory of captive wildlife be taken and then no further activities such as the above be allowed.

Costa Rica

Status

Field studies concerning the ecology of Baird's tapir have occurred with greater frequency in Costa Rica than any other country in the Meso-American region. These investigations, coupled with the history of protected areas management in Costa Rica yield estimates of tapir numbers in the wild at around 1000 (Vaughan 1990, in litt.). Without taking sampling methods into account, it is possible that this reflects a decline - ten years earlier Costa Rica was estimated to contain 1800-3500 tapirs in protected areas (Williams 1984).

Currently populations of Baird's tapir in Costa Rica are confined mainly to those protected areas and reserves where human access is limited. A total of 90 protected areas exist in Costa Rica, including National Parks, Monuments, Biological Reserves, Forest Reserves, Protected Zones, National Refuges for Wildlife, Indigenous Reserves, and National Forests. However, tapirs are not found in all protected areas.

The following conservation areas are believed to harbor populations of Baird's tapir (population estimate follows each area): Arenal (?), Cordillera Volcanica Central (c. 100), La Amistad (c. 200), Corcovado, Osa (c. 250), Guanacaste-Santa Rosa (c. 20), and Llanuras de Tortuguero (c. 100). These population estimates cannot be termed accurate, but rather are rough approximations based on field studies and reports.

Conservation laws and education

Laws for the conservation of wildlife exist as a directive from the President of the Republic of Costa Rica and the Ministry of Natural Resources, Energy and Mines. This was established as Wildlife Law No. 7317 on 7 December 1992. The Costa Rican government has also issued a list of protected species which cannot be hunted or kept in captivity. The tapir is on this list.

The establishment of National Parks in Costa Rica began in 1945. Throughout the years, the development and maintenance of protected areas has been a large part of Costa Rica's profile. No less than 20 conservation non-governmental organizations are actively involved in

the protection of Costa Rican natural resources. Environmental education is addressed by many of these organizations.

Threats

Approximately 80% of Costa Rica has been deforested. Little natural vegetation remains outside protected areas. Preserving the integrity of the remaining protected areas is imperative for the future conservation of Baird's tapir in Costa Rica. Illegal gold mining and increasing tree plantations for timber are threats to tapir in the Osa peninsula (Naranjo 1994).

Forest corridors linking Costa Rican protected areas have not been well-developed. Subsequently, tapir populations within designated protected areas are not transitory, but rather restricted to each area where they are known to exist. This reduces the chance for natural dispersal, leaving populations vulnerable to deleterious effects because of demographic and genetic stochasticity.

Cattle ranching is harmful to populations of Baird's tapir as well. Barbed wire fences restrict natural dispersal; only damaged fences and unfenced watercourses are passable (Williams 1984). Additionally, cattle are vectors of diseases which have proven fatal to entire populations of wild ungulates (Williams 1984).

Tapirs represent an important protein source for rural people. Continued hunting pressures will put even greater stress on existing populations of Baird's tapir.

Panama

Status

Populations of Baird's tapir are basically found in four or five regions. Along the western border where forests adjoin the southeastern forests of Costa Rica's La Amistad Conservation Area, sightings of tapir and reports of feces and tracks are prevalent. There are also tapirs at Barro Colorado Island and probably also in neighboring forests like Parque Nacional Soberania. The species is also known from Kuna Yala in San Blas. In southern Panama, in the Azuero Peninsula, is the National Park Cerro Hoya, and tapir have been reported from this protected area. Forests in the Darien Province leading into northwestern Colombia have had repeated sightings of tapir, as well as reports of tracks and feces.

The tapir populations in Panama were estimated to be between 200 and 500 animals, largely due to the amount of forest left in the above mentioned areas. Up to now no extensive tapir studies have been undertaken in Panama with the exception of Terwilliger's study on Barro Colorado Island in the late 1970s. The tapirs in Terwilliger's study were progeny of individuals reintroduced to the island during the 1950s (Terwilliger 1978).

The estimated tapir density at Barro Colorado Island (BCI) has decreased through the years (Fig. 4.3). The

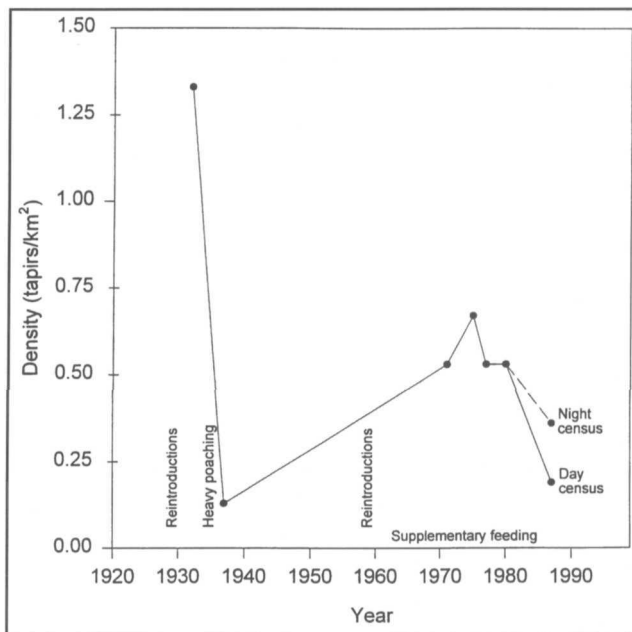


Figure 4.3. Tapir population density trends at Barro Colorado Island, Panama. Sources of data are noted in Table 4.2. Although the island initially supported some tapirs when it was formed in 1914, during construction of the Panama Canal, these populations were probably hunted out. Reintroductions took place in 1929 and again during the late 1950s (Terwilliger 1978). Since that date, and until the late 1980s, supplementary feeding was provided for the animals. Note that sampling methods were different in each case.

animals were habituated to humans and received supplemental feeding for years, although this practice was later suspended. The sampling effort of the earlier studies (e.g., Terwilliger 1978, Glanz 1982) was heavily biased to the areas close to the main buildings, where habituated animals concentrated. Later studies (e.g., Wright *et al.* 1994) have increased the sampling effort in other areas of the island. Thus density differences may be the result of sampling artifacts, and differential degree of tapir habituation. Alternatively it is possible that since supplemental feeding has been suspended, the population was not self-sufficient on the 15km² island, and there was an actual population decline. A combination of both factors is also possible.

Conservation laws and education

Under an executive order 104 from 1967, La Ley 23, and La Resolucion 50-080 of INRENARE (Instituto de Recursos Naturales Renovables), the species is protected due to its status of being an endangered species.

Asociacion para la Conservacion de la Naturaleza (ANCON), Fundacion Natura, and Sociedad Audubon de Panama are all active non-governmental organizations.

Additionally, the Summit Zoo has an active wildlife and conservation education program.

Recent attention directed by the international conservation community to the tapirs held in Panamanian institutions has assisted in raising the profile of these animals. Plans to develop and distribute a conservation poster about the tapir are forthcoming. The poster will be printed in English and Spanish, and distributed throughout the Mesoamerican region. Further collaborations between Panamanian institutions and foreign conservation organizations and zoological facilities are foreseen.

Captive breeding

The Summit Zoo in the Canal Zone presently holds Baird's tapir. Receiving many local visitors and obtaining a high level of government support, the animals at the Summit Zoo receive considerable attention. Breeding of Baird's tapir at the Summit Zoo has occurred.

Threats

A road entering the remaining forests in the Darien Province, connecting Panama to Colombia, has been proposed. Should this road scheme be realized, new forest territory would then be accessible. Settlers moving into the region using the new road system would invariably put pressures on tapir populations and habitats in this area of Panama.

Crop expansion along alluvial river plains, a preferred habitat of tapir (Fragoso 1991b), remains a serious threat. Humans prefer growing cash crops along river plain because this habitat offers the richest nutrients and the flattest ground.

In areas where tapir populations are at high density they are hunted and consumed by Embera Indians (Bennett 1962, Torres de Arauz 1972). However hunting could serve as a major threat as recruitment rate is very low (Terwilliger 1978), contributing to Baird's tapir population declines.

Colombia

Status

In the northern part of Dpto. Choco both tracks and reports of local people verify this species' occurrence in Katios National Natural Park (Raez and Rubio pers. obs. 1994, Renjifo pers. comm.). Emberas Indians report Baird's tapir in the Salaqui River Zone around Serrania de los Saltos, as well as along the Sibiru River south of the bocas del Baudo.

In Dpto. Valle de Cauca, local hunters reported an adult and offspring drowning in the Aguaclara River around 1975. Today however they are not present around Achicaya nor Aguaclara, although they may occur in higher montane regions (Constantino and Jimenez 1992). Tapirs are present around the Micay River and Guapi

River basin and may occur in Paramillo National Park (Gast pers. comm.). Emberas Indians, Afro-American people, and other locals in the northwestern part of Utria National Natural Park report the species occurring there until the early 1970s (Dumasa pers. comm., Rubio pers. obs. 1992). The last individuals seen were an adult and offspring which were hunted (Dojirama pers. comm.). In contrast, people in the northern region of Utria report that tapir were present until more recently, the last one being seen in 1986 (Sarco pers. comm.).

In southwestern Colombia, in Dpto. Nariño, ungulate populations have been depleted, probably because of over-hunting (Orejuela 1992). The tapir is extremely rare and little known, even to the native Awa who still have a traditional subsistence system of livelihood (Orejuela 1992).

From this information we may deduce that tapirs were probably always naturally rare in Colombia, but especially so during the last two decades. Moreover, although possible or bona-fide occurrences of tapirs have been reported in three protected areas (Katios, Paramillo, and Utria National Natural Parks) they have never been reported from more than half of the protected regions within their Colombian distribution. These areas of absence include Farallones, Tatamá, Sanquianga, Munchique, and Orquideas National Natural Parks. Thus it appears that most National Natural Parks do not harbor tapirs in the Choco, with the possible exception of Katios where Baird's tapir occurs.

Conservation laws and education

Baird's tapir is considered an endangered species in Colombia (Anonymous 1992). Be that as it may, strengthening of current legal protection for the species is needed. Feasible environmental conservation programs are underway in Katios National Natural Park, Dpto. Choco in conjunction with Panamanian programs.

Threats

Although Baird's tapir is naturally rare in Colombia due to geographic barriers, habitat destruction remains the major threat today. Land utilized for agriculture, timber extraction, and gold mining all contribute to habitat fragmentation. Such fragmentation results in isolated and decreased populations over the years.

Although tapir are preferred game, they are not utilized by indigenous and ethnic groups in contemporary times. This perhaps is owing to the fact that there are virtually none left to take throughout much of the Choco. The fact that tapirs are naturally rare, have low reproductive rates, and long interbirth intervals makes them especially poor subjects for harvest regimes.

There are 43 areas in the Colombian system of protected areas totaling around 95,000km², (8.7% of the Colombian territory). Additionally there are 54 Reservas Forestales Protectoras covering some 3,610km² (Sanchez and

Hernandez-Camacho 1995). However, only a small fraction of these areas provide protection for Baird's tapir. Unfortunately, the number of protected areas in the Choco biogeographical province is clearly insufficient, not only because of the small area covered by the reserves, but also because of the patchy distribution of many species (Hernandez-Camacho *et al.* 1992).

Agrarianism: Human agrarian activities occupy vast quantities of habitat which tapir populations need. Topographic factors are considered by humans when selecting agricultural zones. Although utilized in a rotating fashion, river plain is preferred by humans (primarily Afro-American and Indian populations) for crops. This habitat is more severely impacted for agrarian purposes than any other habitat in the tapir's Colombian range. The expansion of the agrarian frontier with monocrops is the chief factor causing habitat loss for many species. Banana plantations and other cash crops pose particular threats, as they are prevalent throughout the tapir's range. Crop expansion in recent years has been especially prevalent in the lower and middle regions of the Atrato River basin. Although cash crops yield economic benefits for impoverished rural populations, agrarian development competes with tapirs which utilize river plain as their primary habitat (Fragoso 1991b). This is particularly evident in the northern zone around the mountain ridges of Baudo, the Saltos, and the Darien where agriculture is only feasible in alluvial valleys which offer the richest nutrients and the flattest ground.

Archaeological remains have been found in these regions (Vargas pers. comm.), suggesting these habitats were utilized by humans prior to the Spanish invasion. This is especially evident along the Atrato River valley which harbors a higher human population density than other regions in the northern zone, and is dominated by villages, agrarian zones, and gardens. Indeed tapirs may have occurred here during previous centuries. As early as 1513 the conquistadors of Cabeza de Balboa initiated their expeditions along the upper Atrato and by the 17th century missionary centers were established along the Atrato (Vargas 1993). Another factor contributing to the agricultural explosion during these centuries is that mining zones along the western Baudo ridges became increasingly common but depended upon agricultural centers along the eastern ridges for their resources.

All of these factors indicate that the tapir's favored habitat was occupied by human populations as early as the 16th century. The fact that human occupation was prevalent in this area for so long may indicate that hunting was a possible historical cause of tapirs becoming so rare in this region.

Nonsustainable forestry: Timber extraction causes extensive forest clearance which ultimately results in

removal of food resources needed by tapirs and other species such as white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). Next to agrarian development, timber extraction is the second most serious threat to tapir habitat. Wood extraction is especially common in tropical forest within the lower Atrato Basin and south of the Choco biome.

Gold mining: Since the 18th century colonists have exploited rivers and associated plains throughout the Pacific basin for gold mining. This exploitation has caused great damage to the rivers through extensive sediment and mercury contamination which poisons drinking water. These gold mining concessions are abundant throughout most of the region south of the Choco biome and east of the Atrato River.

Hunting: Throughout the Neotropics tapirs are preferred game for human consumption. However in contemporary times tapirs are not hunted by the Embera Indians, the predominant indigenous ethnic group occupying the entire Choco biome (Raez and Rubio pers. obs. 1994). It appears that the Embera Indians have generally decreased wildlife utilization. The lack of tapir in diets appears to be the general pattern of Indians inhabiting the Choco biome, as noted by several previous investigations of game utilization by indigenous tribes in this region. White-lipped peccaries were the preferred game of Emberas Indians along the San Juan River (Wassen 1935); consequently peccaries are scarce in this region today. Similarly the Wauana along the lower San Juan River did not hunt tapir (Reichel-Dolmatoff 1960). Indians also did not consume tapirs along the Chicue River, a tributary of the middle Atrato River basin (Isacson 1975). The native Awa who still have a traditional subsistence system of livelihood are not even familiar with the tapir as a game species (Orejuela 1992).

The reason for Indians and Afro-Americans not utilizing tapir does not appear to be taboo (Rubio unpubl. data). Embera Indians consumed tapir in other regions such as Panama, where tapir populations were concentrated (Bennett 1962, Torres de Arauz 1972). The tapir is an important and favored protein source for different ethnic groups due to its large size and the quantity of meat it can yield. However agrarianism and other forms of habitat alteration dampened tapir populations substantially, especially over the last 100 years. Moreover, with an increasing number of tapirs hunted by colonists, they are not nearly as common as in previous decades. For example although tapirs and white-lipped peccaries were important game species traditionally, populations of both species are depleted today in Utria National Natural Park (Rubio pers. obs. 1992, Raez and Rubio pers. obs. 1994).

Ecuador

Status

The historic southernmost limit of the distribution of Baird's tapir was in southwestern mainland Ecuador, near Guayaquil (Hershkovitz 1954). There is no recent field information from this country, but it is possible the species is very seriously endangered, if not already extirpated from Ecuador (G. Paz y Miño pers. comm.).

As of June 1994 the Ecuadorian system of protected areas had 18 established areas (Mena-Vasconez 1995). Overall they cover 40,533km², which is equivalent to 15% of the country. There are other areas which have been proposed for inclusion in the system. As in many other countries, protected areas in Ecuador have serious problems of deforestation, unplanned colonization, and illegal hunting (G. Paz y Miño pers. comm.).

Of all the national protected areas in Ecuador Baird's tapir could probably be found only in Reserva Ecologica Cotacachi Cayapas (2,040km²) on the western slope of the Andes. It is included in the Proyecto SUBIR (Sustainable Uses of Biological Resources Project) which is one of the largest conservation efforts in Ecuador (Mena 1995). In the lower parts of the reserve live the Chachi (Cayapas) and there are a few settlements of Tsachela (Colorados) (Mena 1995).

In addition, the Reserva Etnica y Forestal Awa, including areas in both Colombia and Ecuador, protects the land and resources of the Awa people. A 264km² protected corridor to link Reserva Ecologica Cotacachi Cayapas and the Reserva Etnica y Forestal Awa has been proposed, but implementation may be difficult (Ortiz and Quishpe 1993). These reserves protect the last large, relatively continuous, area of forest in western Ecuador.

Threats

The forests of western Ecuador are severely threatened, as more than 90% of the Pacific lowland and foothill forests below 900m have been transformed to agriculture (Dodson and Gentry 1991). The three principal habitat types in western Ecuador are tropical moist, wet, and dry forest. It has been estimated that only 4% of the original tropical moist forest, 0.8% of the tropical wet forest, and 1% of the tropical dry forest remains in western Ecuador (Dodson and Gentry 1991).

The Awa, from northwestern Ecuador and southwestern Colombia, were reported to eat the meat of Baird's tapir, but the species is now considered rare even by these people (Orejuela 1992). Apparently, the Cayapas also used to eat tapir (G. Paz y Miño pers. comm.). There have been no records of the species for several decades, and most information about Baird's tapir available from Ecuador is uncertain (G. Paz y Miño pers. comm.).

Action Plan

It is recognized that there are many international and national, social, political, and economic circumstances that affect the prospects of biological diversity conservation in a given country or region. Here we concentrate exclusively on the specific actions which could help directly promote the conservation of Baird's tapir. It is important to note, that although the recommendations presented here emphasize the case of the tapir, it is essential that any actions directed to its conservation should complement and enhance initiatives to conserve biological diversity in general in the region.

I. Habitat availability and change assessments

Habitat availability is key to the survival of any species. The main habitat areas for tapirs have already been identified. It is possible, however, that there are other areas which have escaped detection. Additionally there are high deforestation rates in most countries where Baird's tapir is native. Thus, it is necessary to have a habitat monitoring system which may help detect habitat areas and identify regions where land-cover changes may be a conservation concern. The various remote sensing systems are efficient tools to assess habitat availability and change. There are already several land-cover change studies for some regions within the range of Baird's tapir, but these efforts need to be updated periodically and should be expanded to other regions.

II. Surveys to determine presence or absence of tapirs

It is necessary to confirm if tapirs are still present or not in many areas throughout their range. If tapirs have been extirpated from some areas, the key causal factors should be identified. The main threats to areas where tapirs are present should also be detected. Survey techniques and methods should be standardized so that results are comparable in time and between sites. Tapir surveys are needed in some of the areas with available potential habitat that were mentioned in the country profiles. Baseline status surveys are urgently needed in regions of Ecuador, El Salvador, Colombia, Nicaragua, Honduras, and Mexico. More specific conservation action recommendations should result from these surveys.

III. Population assessments and monitoring

In most countries at least the key areas where tapirs are still present have already been identified. However, there are still very few tapir density estimates available.

Population estimates presented in this document have been based mostly on the known or estimated areas of potential tapir habitat available in a given region or country, and on the tapir densities estimated by Williams (1984) for a tropical dry forest in Costa Rica and by Fragoso (1991b) for a tropical moist forest in Belize. As mentioned in the text, the population estimates reported in this document are just rough approximations, and should be regarded with great care. It is likely that some areas with habitat currently lack tapirs, and it is possible also that the density estimates used are not indicative of other populations. Thus, it is vital to obtain reliable density and population estimates for key habitats (e.g., cloud forests, tropical dry forest, tropical moist forests) and areas in each country.

Estimates should be obtained for areas with different circumstances. For instance, it would be important to obtain data for areas which have been known to be subject to hunting and areas where there has been no hunting; and likewise for logged areas and non-logged areas. Consideration should also be given to the amount of tapir habitat available, and to the possibility of detecting habitat fragmentation and edge effects which may affect tapir populations in some way. Efforts should be made to obtain, whenever possible, more detailed demographic data (e.g., information on sex and age classes) than just tapir numbers. It is important that a sustained effort in obtaining these sort of data is maintained, so that long-term monitoring can be achieved. This information could be the basis to establish more informed decisions for the management of tapir populations.

IV. Human exploitation and tapir-human relations

Tapirs have a low reproductive rate, hence their populations are very susceptible to hunting. This situation, and the lack of population studies, indicate that for the time being, non-subsistence hunting of tapirs should be banned. Enough resources and trained personnel should be allocated to enforce hunting regulations. Where tapirs are found to be an important part of the diet of a subsistence society, hunting should be monitored and carefully regulated. Ideally, these should be by means of self-imposed regulations which restrict over-harvesting. Where tapir populations have been affected by habitat loss, even traditional harvests may pose severe threat.

In areas where exploitation of tapirs is identified as a possible threat for their survival, quantitative studies of hunting, in order to assess its impact, should be carried out. It is also important to assess the social and cultural significance of tapir populations for rural and indigenous people, as these may be key to the conservation of the species. Losing tapir populations

may not only have biological and economic consequences for these people, but it may also have cultural implications.

V. Regional land-use planning, protected areas, and corridors

The greatest priority for the conservation of Baird's tapir is to maintain the continuity and integrity of the larger wilderness areas in southern Mexico, Central America, and northern South America. These are the areas where there is greatest potential of having large viable populations of large species like the tapir which demand more space. Moreover, many of these regions are rich in species endemism. With probably only one exception - the forests in the Tehuantepec Isthmus (shared among the Mexican states of Oaxaca, Veracruz, and Chiapas), the large tracts of tapir habitat are all shared between two or more countries. Some of these areas are (approximately, from north to south):

- the Maya Forests (E Chiapas, Campeche, Quintana Roo, El Peten, and Belize)
- the Moskitia (E Honduras and N Nicaragua)
- Parque para la Paz (Nicaragua and Costa Rica)
- La Amistad (Cordilleras de Talamanca and Chirriquí in Costa Rica and Panama, respectively)
- Darien-Choco (Panama and Colombia)
- the southern part of the Biogeographic Choco, Nariño-Esmeraldas (SW Colombia and NW Ecuador)

There are already protected areas established in most of the main tapir habitat areas in the region, but some are still in need of protection and some (protected and not protected) are in the process of being fragmented from the main areas of habitat. In order to increase the chance of survival of tapir populations it is also important to link the habitat and conservation areas that have been isolated or fragmented. This may be achieved with the establishment of additional protected areas in key places - creating protected corridors - but other land-use strategies may also be appropriate. Since productive agricultural land is limited in much of the region, protected areas should not be the sole mechanism by which *in-situ* conservation is promoted. For instance, in some circumstances this could be done by favoring land-uses potentially more advantageous for tapirs (e.g., agroforestry), and restricting others more detrimental (e.g., habitat burning and cattle ranching). Additionally, free ranging of feral ungulates should be controlled, as they are often vectors of diseases (e.g., equine encephalitis) which prove fatal to wild ungulate populations. Thus, comprehensive regional land-use planning is central to the conservation prospects of the species, and biodiversity, in these countries. Very importantly, since most of the key areas for tapir conservation are shared by two or more countries, international collaboration in this process is essential.

Although there has been significant progress in the last decade, the coverage and effectiveness of the protected areas systems in each of the countries in the region is variable. Unfortunately, there are still many areas just protected on paper. This is often because the institutions responsible for their management lack the necessary finances and trained human resources. Also, in some countries the legal mechanisms and institutional framework available for the protection of biological diversity and natural areas are still not fully developed, and limit the potential for success. These are restrictions which need to be overcome.

VI. Creation of economic incentives for communities in habitat areas

Economic incentives for people living in or near the main tapir habitat areas should be developed so that their need to transform tropical forests and other tapir habitats, or to exploit tapir populations is reduced. In particular, it is important that development programs demonstrate the benefits to local communities of protecting tropical forests and wildlife populations, and how to use these resources wisely. Grass-roots projects of this type should be an integral part of all protected areas in the region. Opportunities for cooperation between protected areas and local people should be encouraged to develop community based conservation strategies.

VII. Environmental education and public awareness

There is a paramount need for environmental education, at all levels, and public awareness campaigns to support tapir conservation activities. Programs about the important role which tapirs play in forest ecology, their interesting natural history, and the need to insure their survival for future generations, should be targeted to both people in habitat countries and in non-habitat countries, where often many of the key decisions affecting biological diversity conservation are made. In habitat countries, programs should be directed both to rural and urban populations. Particular attention should be given to decision-makers, as their environmental values and perceptions may determine the outcome of their judgments, and thus of tapir conservation.

The conservation of this species and potential for population recovery depends primarily upon political and socio-cultural reactions. The people living in these areas and the governments which are in place, must be aware of the importance of saving this species and other endangered species of wildlife from extinction. Government and non-governmental organization programs should work with impoverished rural

populations to educate about tapirs through feasible environmental conservation programs. Indeed the reason why so many plans have failed is because there is often not a locally, regionally, or nationally recognized entity to endorse them.

VIII. Captive breeding for education and research

Tapir reintroduction programs are not recommended in the foreseeable future. The cost and risks of reintroducing tapirs outweigh any potential benefit, and the conservation prospects of the species would not be improved in any way. Despite this, it is considered that tapir captive breeding programs can be important, fostering tapir conservation by enhancing public awareness and environmental education programs as well as through scientific research. Zoos holding tapirs, especially those in non-habitat countries, could (and should) attract funds and other types of support for tapir habitat and *in-situ* tapir conservation activities. Since, the captive population of Baird's tapir is larger in non-habitat countries, consideration should be given to repatriate some animals to zoos in habitat countries. This would eliminate the need of extracting animals from the wild, and would allow integration of solitary individuals in some Mesoamerican zoos into the reproductive pool of the species. Additionally, more zoos in the region would be able to exhibit the species, reinforcing local conservation education programs. Where necessary, technical or financial assistance should be provided to zoos in the region, so that they may expand their capabilities.

It is highly desirable that demographic management with sound scientific basis is applied to the entire captive population of Baird's tapir. Mesoamerican zoos holding tapirs should establish cooperative links among themselves and with zoos holding tapirs in other countries.

IX. Personnel training and improvement of access to scientific information

Despite important efforts, there is still a deficit of trained personnel in protected areas management, wildlife management, and conservation assessment techniques in the countries where Baird's tapir is native. It is necessary to expand the number of qualified people in these areas. Training would result in institutional strengthening of governmental and non-governmental organizations working in the region. Training is important at all levels; in particular, technical training for park guards and rangers, protected area managers, field biologists, wildlife managers, social workers, and environmental educators, as well as training at MSc and PhD level for professionals in these and other disciplines.

X. Research

Although basic research is of great importance, special consideration should be given to answer applied questions which may help improve the management and conservation of the species. Key research questions include issues outlined in the previous paragraphs and the ones described below.

- Development and standardization of population estimation techniques based on the use of signs of tapir presence (tracks, trails, feces). Calibration of population indices obtained with such techniques by comparing them with other estimates (e.g., from line transect data) and tapir populations of known size (e.g., in sites where telemetry studies are conducted) is important.
- Assessments of the effects of hunting and logging on tapir populations.
- Determinations of habitat use by tapirs in landscapes

of different characteristics, assessing their minimum habitat requirements, and their ability to use corridors and different types of agroforestry systems and plantations.

- Investigate the ecological and behavioral strategies of tapirs to cope in environments with scarce or no superficial water. Determine whether tapir populations can be augmented in xeric localities by improving the availability of water (e.g., providing artificial ponds).
- Development of non-invasive techniques (perhaps using feces) which may allow data collection on the sex, reproductive status, and other physiological information of animals in the wild.
- Determine if, and where, Baird's tapir and other tapir species (mountain tapir or lowland tapir) are found in sympatry in Colombia or Ecuador. Areas of tapir sympatry would clearly be of great scientific and conservation importance.

Status and Action Plan of the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*)

Richard E. Bodmer¹ and Daniel M. Brooks²

¹University of Florida; Tropical Conservation and Development Program;
315 Grinter Hall; Gainesville, Florida 32611, USA

²Ecotropix; 1537 Marshall; Suite #1; Houston, Texas 77006, USA

Abstract

Lowland tapir are threatened with local extinction in many areas in South America, because of overhunting and selective destruction of preferred tapir habitat. Throughout their range tapir are highly susceptible to overhunting, and populations show rapid decline when harvested. In many South American countries subsistence laws allow hunting of tapir, because the susceptibility of tapir to overhunting was not realized when the laws were initially legislated. Indeed, tapir should not be included on lists of subsistence species. Tapir are also threatened by the destruction of palm forests and other preferred tapir habitat, which are being cut down at alarming rates in some areas by development projects and local people. Palm fruits are important food items for tapir and destruction of this food resource will undoubtedly harm tapir populations. Interestingly, tapirs play an important role in maintaining palm forests and other habitats through seed dispersal. Rural people would incur some economic costs if tapir hunting is curbed. However,

such costs will probably be outweighed by future economic benefits that tapirs provide in maintaining economically productive forests. Conservation actions are urgently required for lowland tapir and programs should be implemented promptly to ensure the survival of this important mammal.

Natural history

Description

Although Linnaeus initially described this species in 1758 (*Systemae Naturae*, 10th Ed.), the genus *Tapirus* was not assigned until 1868 by Gray (Hershkovitz 1954).

Indigenous people refer to this species of tapir using several different names. Guarani call it tapii, Guarani in Paraguay call it mborebi, Tupi in Brazil call it tapir, Quechua in Peruvian and Ecuadorian Amazonia call it huagra, and Gahibi and Macusimaipuri in Guiana call it manipuri (Hershkovitz 1954, Emmons and Feer 1990).



Figure 5.1. Adult lowland tapir (*Tapirus terrestris*).

J. U. Peters.

The common name among rural people varies from one country to the next. In Brazil and Ecuador the lowland tapir is called anta, in Colombia and Ecuador danta or gran bestia, in Ecuador marebis, in Guiana bushcow, in Peru and Argentina sacha vaca, and in Surinam boskoe or bosfro. Common English names include lowland, South American, Brazilian, or common tapir (Hershkovitz 1954, Emmons and Feer 1990). Herein we refer to the species as lowland tapir (Fig. 5.1).

Adult lowland tapir measure approximately 2m long. Near Santa Marta, Colombia in the mountain forests, hunters reported individuals bearing a broad white mark over the shoulders, similar to Malayan tapir, which are probably simply piebald (Hershkovitz 1954). The sagittal crest is most developed in this species (Hershkovitz 1954). The short, erect mane is prominent, and is thought to help escape predators which seize the dorsum of the neck (MacKinnon 1985).

Distribution

The species ranges in the tropical zones of mainland South America from Rio Grande do Sul, Brazil and the Gran Chaco, north through Amazonian Brazil, Bolivia, Peru, Ecuador, and Colombia; across the Guianas and Venezuela into Columbia, east of the Rio Atrato and is absent west of the Andes (Hershkovitz 1954, Emmons and Feer 1990) (Fig. 5.2). The total range area is estimated to be 11,838,500km² (Arita *et al.* 1990). However, this is an overestimate as most of eastern and southern Brazil are highly fragmented from deforestation, particularly in the South Atlantic forest where small populations of tapirs are restricted to a few isolated regions (Olmos, Chiarello in litt.). Although a single specimen was recorded by Goldman in 1920 from Talamanca, Costa Rica, Hershkovitz (1954) doubts the validity of this specimen, as original locality data were lacking.

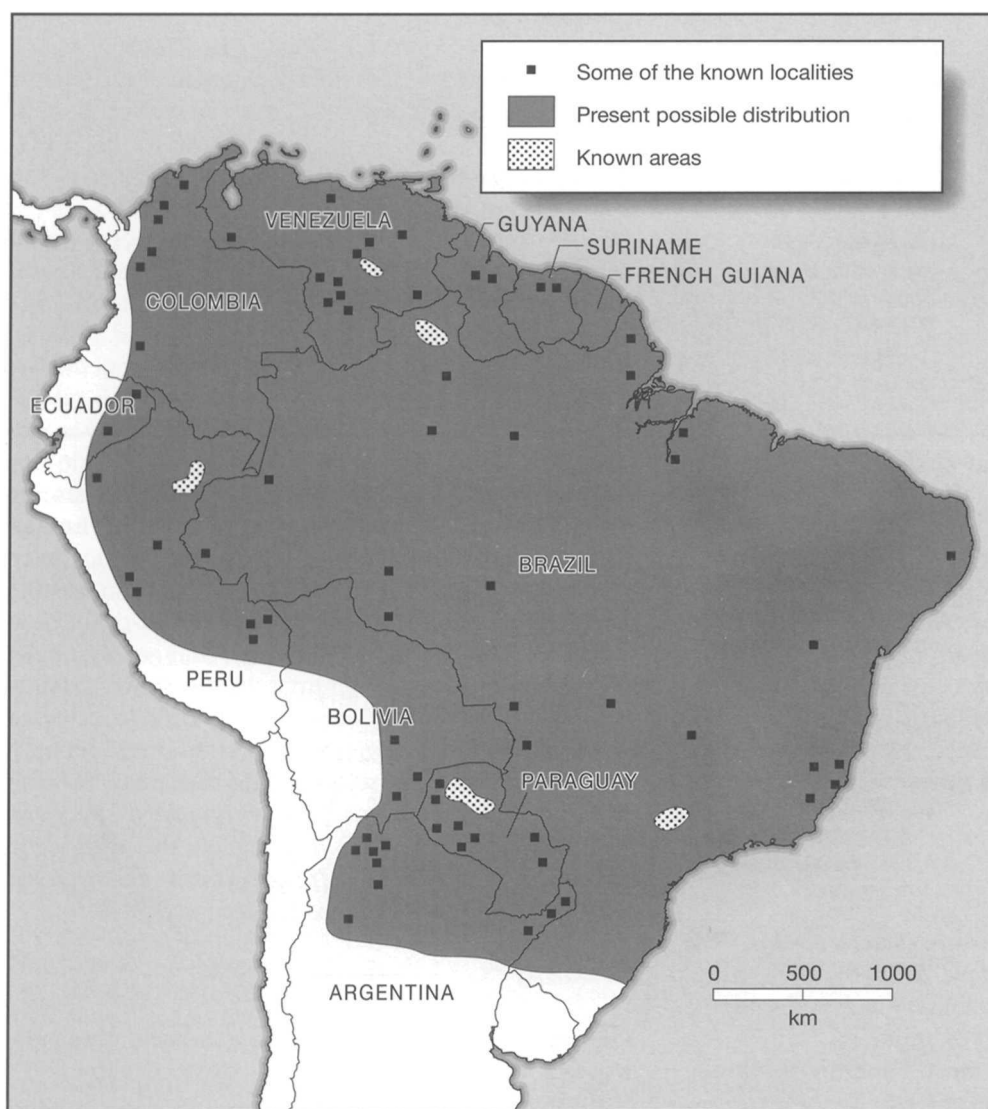


Figure 5.2. Lowland tapir (*Tapirus terrestris*) distribution map. Although the present possible distribution is contiguously shaded, it should be noted that much of this area is highly fragmented.

Table 5.1. Habitat associations of lowland tapir at different sites throughout its range.

Region	Habitat	% Occ.	Reference
Tabaro River Valley, S Venezuela	creeks flooded and non-flooded plains	1°hab. 2° hab.	Salas in litt.
Rio Aguarico, NE Ecuador	undisturbed tropical wet forest interdigitated with Amazonian white-water tributaries		Vickers 1991
NE Amazonian Peru	white and black water, lowland flood-plain, and forest/palm habitat		Bodmer 1990
	moist areas	45%	Bodmer 1991
	wet areas	40%	
	dry areas	15%	
N Roraima, Brazil	Amazonian forest and palm savannah		Fragoso in litt.
W Cerrado, Brazil	mesic deciduous gallery forest and palm forest, open and closed xeric Cerrado forest, and open grasslands		Leeuwenberg in litt.
N Pantanal, Brazil	gallery forest and radiating drainage lines low-lying deciduous and secondary forests Cerrado and beaches	1°hab. 2° hab. 3° hab.	Schaller 1983
São Paulo state, Brazil	hilly country covered by dense Atlantic forest w/many creeks and small rivers at valley bottoms; mesophytic, semi-deciduous forest, including second-growth and selectively-logged areas		Olmos in litt.
Espirito Santo, Brazil	mesophytic, semi-deciduous forest		Chiarello in litt.
Rio Pilcomayo, Paraguay	stratified riverine Chaco forest		Brooks 1991, 93
Central Chaco, Paraguay	forest punctuated savannah, w/water < 5km away and thorn-forest nearby		
N Chaco, Paraguay	seasonally inundated lagoon and savannah, and stratified subtropical xeric forest		
Formosa, N-central Argentina	field/savannah lower forest upper forest secondary transitional forest	26% 25% 25% 23%	Mercolli and Yanosky 1991
PN El Rey, NW Argentina	deciduous and evergreen montane forest, secondary growth subtropical forest, riparian forests and creeks, and hilltop grassland		Chalukian in litt.

Habitat association

As its name indicates, lowland tapir commonly inhabits lowland South American forests. The species has been recorded up to 2000m in Jujuy, Argentina (Olrog 1979) and 1500m in Sangay N.P., Ecuador (Downer in litt.). In southeastern Brazil, tapirs may occasionally be found at altitudes exceeding 1700m. Habitat association varies extensively. Throughout its range, the most important habitats for lowland tapir are moist, wet, or seasonally inundated areas (Table 5.1).

Life history aspects

Captive females are polyestrous (Carter 1984). The gestation period is approximately 13 months (Wilson and Wilson 1973). Individuals are solitary except during the reproductive season (Acosta *et al.* in litt.).

Typically tapir activity is mostly nocturnal, though partly diurnal (Emmons and Feer 1990). In some regions

such as El Rey National Park, Argentina tapirs are typically diurnal, perhaps due to lack of human disturbance (Chalukian in litt.). In the semi-xeric Chaco activity is negatively correlated with rainfall, suggesting increased traveling time to locate non-desiccated waterholes (Brooks 1993). Range use changes seasonally in this species (Fragoso in litt.). In the South Atlantic forest local people report seasonal migration to increased elevations during the winter (M. Galetti pers. comm.). Mutualistic symbiotic relationships take place between tapirs and birds such as anis (*Crotophaga* spp.) and black caracaras (*Daptrius ater*), where the birds glean ectoparasites such as ticks from the tapirs skin (Acosta *et al.* in litt., Peres 1996).

Feeding

Salas (in litt.) found that tapirs in Venezuela were more selective when browsing plants in closed canopy (49%, N=198) versus tree-fall gaps (46%, N=193); the most

common plants found in fecal samples were *Amphirox latifolia*, *Mabea piriri*, and *Heteropsis flexuosa*. In the Peruvian Amazon the most common fruits found in stomach, cecal, and fecal samples were *Mauritia flexuosa* (76.3%), *Jessenia* sp. (23.7%), *Scheelea* sp. (13.2%), Sapotaceae (10.5%), and Aracaceae (10.5%) (Bodmer 1990). Undamaged fruits of the walnut (*Juglans australis*) were found in dung in north-western Argentina (Chalukian in litt.). Olmos (this book) provides a summary of species consumed by lowland tapirs, as well as modes of seed dispersal and predation.

Status and threats

The lowland tapir has been categorized as Lower Risk - near threatened (LR - nt) according to the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals (IUCN 1996).

Lowland tapir are the largest terrestrial mammals native to Amazonia with adults weighing between 150-250kg. Lowland tapir are also ancient animals whose ancestors date back to the Eocene. The increasing pressure from humans has made this prehistoric mammal vulnerable to extinction, and it is presently listed on CITES Appendix I.

The large size of lowland tapir makes them a prized prey item for native and rural people living in South America (Pierret and Dourojeanni 1967, Redford and Robinson 1987), and tapir meat is used for subsistence food and for sale in city markets. In the Amazon, Cerrado, and South Atlantic forest populations of lowland tapir are also under threat from the destruction of palm-rich forests which constitute one of their major food sources (Bodmer 1990, Fragoso 1994). Lowland tapir play an important role in the maintenance of these economically important forests as seed dispersers.

Despite their importance to these forests, tapirs and palm trees are being killed by development projects and rural inhabitants to gain short-term economic benefits.

In this section we examine the status of lowland tapir populations by presenting information on the current level of exploitation from hunting, the economic importance of tapir meat for rural people, the vulnerability of lowland tapir to overhunting, the importance of palm fruit in tapir diets, and the importance tapirs play in maintaining forest habitats. Using this information we make recommendations for the conservation of lowland tapir.

Importance of lowland tapir to local people throughout tropical South America

The value of tapir meat for both subsistence and monetary income is probably the major factor contributing to overhunting of lowland tapir. Tapir make up one of the most important game mammals for local people in tropical South America (Table 5.2). Tapirs are not the most commonly hunted game mammal in terms of individuals harvested, but since tapir are the largest native terrestrial mammal, biomass extracted for meat from tapir often makes them one of the most important. For example, in 14 studies that examined mammalian game harvests throughout South America, lowland tapir accounted for an average of only 2.5% of the game mammals harvested in terms of the number of individuals. In contrast, lowland tapir accounted for an average of 22.3% of the mammalian game meat harvested (Fig. 5.3). Likewise, lowland tapir averaged ninth in terms of individuals harvested, but in terms of game meat harvested lowland tapir had an average rank of just over two.

Table 5.2. Importance of lowland tapir as game meat for South American people.

# Harvested N (%-Rank)*	Biomass Harv. Kg (%-Rank)*	Location	People	Source
5 (0.28%-18)	750 (3.896-8)	Beni, Bolivia	Siriono Indians	Townsend 1995
8 (5.44%-5)	1180 (37.7596-1)	Para, Brazil	Cabcolo Village	Smith 1976
6 (4.05%-8)	490 (20.5096-2)	Para, Brazil	Cabcolo Village	Smith 1976
19 (3.95%-9)	3040 (31.8996-2)	Madre de Dios, Peru	Piro/Machiguenga	Alvard 1993
3(1.43%-12)	682 (23.8796-2)	southern Venezuela	Ye'kwana	Hames 1979
2 (1.71%-10)	391 (19.4596-2)	southern Venezuela	Yanamomo	Hames 1979
8(0.46%-18)	1314 (7.8596-5)	eastern Ecuador	Waorani Indians	Yost & Kelley 1983
2(1.9096-6)	360 (26.3796-2)	central Para, Brazil	Parakana Indians	Milton 1991
1 (2.9496-6)	180 (36.6596-1)	central Para, Brazil	Arawete Indians	Milton 1991
1 (2.0896-6)	180 (17.31%-2)	Amazonas, Brazil	Mayoruna	Milton 1991
1 (0.93%-8)	180 (17.2496-3)	Acre, Brazil	Seringueiros	Almeida 1992
38(2.9796-11)	5320 (24.0396-2)	northeastern Peru	Ribereños	Bodmer 1994
(4.21%-7)	(22.42%)	Mato Grosso, Brazil	Xavante	Leeuwenberg '93
26 (2.7596-7)	4680 (23.8896-2)	northeastern Ecuador	Siona-Secoya	Vickers 1991

*Measures of % and rank were calculated in relation to all of the game mammals harvested.

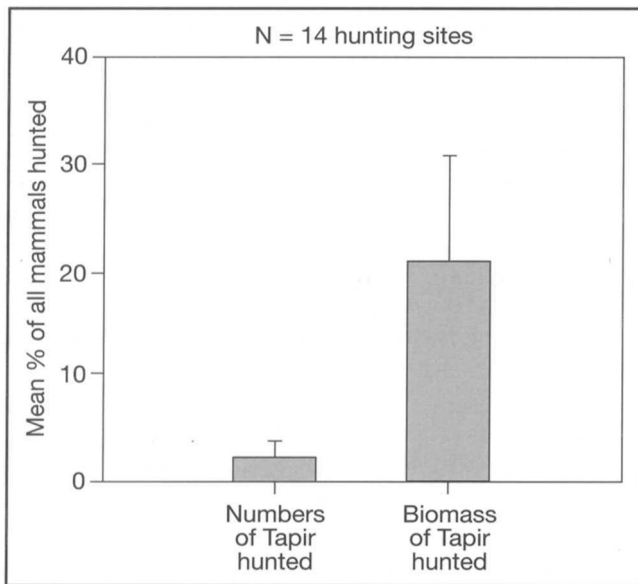


Figure 5.3. This figure depicts the importance of lowland tapir harvest considering biomass.

Tapir meat is often sold in city markets throughout South America. For example, hunters in the Tahuayo study site in the northeastern Peruvian Amazon obtain economic benefits from market sales of meat from tapir, peccaries, deer, paca, and capybara in city markets of Iquitos (Bodmer *et al.* 1990). Hunters kill these mammals for their market value, and only occasionally consume parts of these species. Commercial sale of meat from mammals during a one year period in Tahuayo earned US\$ 17,270 for all hunters combined. Lowland tapir meat constituted 17.6% of this income and 27.8% of the mammalian biomass extracted for commercial sale. Therefore, if hunting of lowland tapir was stopped in this 500km² area hunters would incur an economic cost of approximately US\$3040 per year. It is difficult to enforce hunting laws in remote areas when there is a direct economic benefit; however, if these harvest regimes continue, local extinction of tapir is certain.

Susceptibility of lowland tapir to overhunting in the western Amazonian basin

Several methods have been used to evaluate whether tapirs are overhunted, causing or threatening population declines. These include population growth models, population production models, density comparisons, age structure models, and comparisons of hunting effort.

Population growth models and a case in the Peruvian Amazon

Robinson and Redford (1991, 1994) developed a population growth model that evaluates whether hunting of lowland tapir is possibly sustainable if the population is

at maximum game production. The model generates the maximum potential production (P_{max}) of tapir using the equation

$$P_{max} = (0.6K \times f_{max}) - 0.6K$$

where K is the density at carrying capacity and f_{max} is the maximum finite rate of increase, which is the exponential of the intrinsic rate of increase (r_{max}). r_{max} of tapir was calculated using Cole's (1954) equation

$$1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}(a)} - be^{-r_{max}(w+1)}$$

where (a) is the age of the first reproduction, (w) is the age of last reproduction, and b is the annual birth rate. The age of first reproduction for lowland tapir was determined from the literature to be 3.7 years, the age of last reproduction 23.5 years, and the annual birth rate 0.38. This yielded an r_{max} value of 0.20 and a P_{max} value of 0.16, using a carrying capacity of 1.61 ind./km² that was calculated from the average density of lowland tapir (Robinson and Redford 1991).

Since little is known about the response of tropical fauna to hunting Robinson and Redford (1991) assumed that maximum production of lowland tapir would be at 60% of the carrying capacity due to density dependent effects. Thus, in the maximum production equation carrying capacity (K) is multiplied by 0.6. Robinson and Redford (1991) also assumed that the average life span would be a good index of the proportion of production that could go into harvests, with the remainder being left for natural mortality. In long-lived animals, such as tapir, natural mortality is usually low, and harvests must therefore take a small proportion of production if the population is to remain stable over time, i.e. sustainable. Robinson and Redford (1991) placed the lowland tapir into the long lived category which only permits 20% of production to be harvested in order to maintain a stable population. Therefore, Robinson and Redford (1991) estimated that 0.03 tapirs could be harvested per km² at a sustainable level under maximum game production ($0.2 \times P_{max}$).

Robinson and Redford (1994) acknowledge that this model is most accurate when it evaluates whether a harvest is sustainable. The model, however, cannot tell whether a given harvest is sustainable, because it does not consider depleted game densities, less than maximum birth rates, or higher than minimum mortality rates, among other factors.

Alvard (1993) applied Robinson and Redford's population growth model by calculating the annual potential harvest in kg/km² that could be harvested without causing a depletion in tapir populations. This value was estimated at 4.47kg/km² (Robinson and Redford 1991). Alvard (1993) then compared this potential harvest to observed harvests of tapir in two Indian communities in Madre de Dios, Peru. Both of these communities, the Piro

of Diamante and the Machiguenga of Yomiwato were harvesting at levels above those predicted to be sustainable, with the Piro taking an annual harvest of 14.1 kg/km² of tapir and the Machiguenga taking an annual harvest of 10.6kg/km².

Population production models in Peru and Bolivia

Production models are also used to evaluate whether lowland tapir populations have been overhunted. Bodmer (1994) developed a production model that compares productivity to harvest. Productivity is calculated by multiplying reproductive output (young produced/ind/yr) by the density of individuals (ind/km²). This yields a production value in terms of young produced/km²/yr that can be directly compared to hunting pressure (estimated at individuals hunted/km²/yr) to yield the percentage of production that is removed by hunting. Therefore, areas where hunters are taking more than 20% of tapir production are likely to be overharvested. This is because lowland tapir are long lived animals that can only have 20% of their production harvested in order to maintain a stable population (Robinson and Redford 1991).

Townsend (1995) used this production model to evaluate hunting by the Sirono Indians of Bolivia. She calculated tapir reproduction from examining female tapir harvested by hunters. 50% of female lowland tapir were reproductively active. This value was multiplied by 0.5 gestations per year, 1.0 young per litter, and a 0.5 sex ratio to yield a productivity of 0.13 young/ind/yr. Townsend (1995) estimated lowland tapir densities from the literature and used a minimum and maximum density estimate. This yielded an upper and lower estimate of production. Townsend's lower estimate indicated that 45% of tapir production was being harvested by the Sirono and an upper estimate indicated that 179% of production was being harvested. Both of these harvests are well above the 20% limit of the production model, indicating that the Sirono were overharvesting lowland tapir.

Bodmer *et al.* (1993) also used this production model to evaluate hunting of lowland tapir in the northeastern Peruvian Amazon. By examining female tapir hunted by rural Ribereño people, Bodmer *et al.* (1993) estimated that 50% of female tapir were actively reproducing. This value was multiplied by the average number of gestations per year, estimated from the literature at 0.5, and the average litter size of tapir of 1.0 young per gestation. Assuming a 1:1 sex ratio, the average number of young/ind/yr was calculated at 0.12 young/ind./yr (Bodmer 1993). Surveys estimated an overall density of lowland tapir for the study area at 0.4 ind./km² yielding a production of 0.05. Hunting studies in the same area revealed a tapir harvest of 0.08 ind/km²/yr. Thus, hunters were taking 160% of lowland tapir production, which is well over the 20% limit. Indeed, the harvest is taking more animals than the population is

producing, which in turn should result in a rapid population decline from overhunting.

Density comparisons and age structure models in Peru

Bodmer *et al.* (1993) corroborate the decline of lowland tapir in northeastern Peru using density comparisons and age structure models. Lowland tapir densities were compared between slightly hunted and persistently hunted sites within the same habitats. In this study the density of lowland tapir decreased substantially from 0.4 tapir/km² at the persistently hunted site versus 0.6 tapir/km² at the slightly hunted site (Bodmer 1993). These differences appear to reflect a decrease in the populations of lowland tapir in the persistently hunted site. In contrast, rainforest peccaries, brocket deer, and large caviomorph rodents showed only slight differences in densities between the two sites.

Secondly, age structure curves of tapir may respond to hunting pressures and provide an index of survivorship that can be used to evaluate the condition of a population. The age structure of lowland tapir was compared between persistently and slightly hunted sites. In the persistently hunted site, populations of lowland tapir had lower proportions of older individuals than the slightly hunted site which may indicate overhunting in the persistently hunted site (Bodmer 1995). In contrast, the age structure curves of rainforest peccaries and brocket deer from these same sites depict populations that show little difference in the proportions of individuals in the older age class. This suggests that the peccary and deer populations in this region are not affected as greatly by hunting as the lowland tapir populations.

Comparison of hunting effort in Bolivia and Ecuador

Hunting effort has also been used to evaluate whether lowland tapir populations have been overharvested. The absence of lowland tapir in the harvest of native and rural people suggests that lowland tapir have been severely depleted in certain areas. For example, lowland tapir were not hunted by the Yuqui in Bolivia suggesting that the tapir has been depleted (Stearman 1990).

Vickers (1991) also used hunting effort to evaluate the hunting of lowland tapir by the Siona-Secoya Indians of northeastern Ecuador. Vickers (1991) compared the kill rate in a 1150km² Shushufindi Territory of the Siona-Secoya Indians between 1973-1982. The number of kills per man-hour of hunting of lowland tapir decreased during the period between 1973-1975, but remained stable between 1979-1982. A change in kill rate is presumed to reflect a change in abundance and can be used as a measure of the sustainability of the hunting pressure. It appears that the hunting of tapir by the Siona-Secoya Indians in this area is relatively sustainable, since there was little change in the kill rate of tapir over the latter period (Vickers 1991).

Table 5.3. Studies that have examined the sustainability of tapir harvests.

Location	People	Method of Analysis	Conclusion	Source
Beni, Bolivia	Siriono	Production Model	Nonsustainable	Townsend 1995
southern Peru	Piro	Population Growth Model	Nonsustainable	Alvard 1993
southern Peru	Machiguenga	Population Growth Model	Nonsustainable	Alvard 1993
Loreto, Peru	Riberenos	Production Model	Nonsustainable	Bodmer <i>et al.</i> 1993
Loreto, Peru	Ribereños	Age Structure Model	Nonsustainable	Bodmer 1993
Loreto, Peru	Riberenos	Density Comparisons	Nonsustainable	Bodmer 1993
N. Ecuador	Siona-Secoya	Effort Comparisons	Sustainable	Vickers 1991

Summary - are lowland tapirs susceptible to overhunting?

Overall, the lowland tapir is very susceptible to overhunting. In five cases reviewed, the tapir was shown to be overhunted, and in only one case did the hunting appear to be sustainable (Table 5.3). The low reproductive productivity of lowland tapir measured as r_{max} (intrinsic rate of natural increase) appears to influence this susceptibility to overhunting. Indeed, the reproductive productivity of sympatric Amazonian game mammals, measured as r_{max} correlates well with the susceptibility of species to overhunting. Species with high values of r_{max} are less susceptible to population declines due to hunting than species with lower values of r_{max} (Bodmer 1995). Lowland tapir have a relatively low value of r_{max} and are accordingly susceptible to overhunting.

Hunting as a threat in other regions: Colombia, Venezuela, French Guiana, Brazil, and Argentina

Indeed, overhunting is a major threat to the lowland tapir throughout its range. In Colombia the species is listed as endangered due to indiscriminate hunting, among other factors (Inderena 1986). Local extinction has occurred in certain areas of the Venezuelan Llanos, where a single individual sighted in the early 1980s was the first record from that area in approximately three decades. Although listed as a game species in French Guiana, tapirs have decreased in hunted regions versus non-hunted regions (C. Julliot pers. comm.). Additionally, overhunting is a major threat in parts of the Brazilian Amazon and Cerrado including the states of Roraima, Acre, Rondonia, Mato Grosso, and Goias (Fragoso, Leeuwenberg in litt.); the South Atlantic forest including the states of Espirito Santo, São Paulo, and Parana (Pinder, Chiarello, Olmos in litt., Galetti and Chivers 1995); and northern Argentina (Barquez *et al.* 1991) among other places.

Non-food use of tapir in Paraguay, Argentina, and Peru

Paraguayan and Peruvian aristocracy sometimes keep pets on their estate lawns where the animals are poorly

cared for and often succumb to malnutrition, resulting in more animals being taken from the wild (Brooks 1991, n.d.). Paraguayan mission Indians (primarily Moros) use the thick hide to make sandals which are frequently purchased by tourists as souvenirs (Brooks 1991). Similarly in north-central Argentina tapirs are becoming scarce due to hunting for the hide (Mercolli and Yanosky 1991). In north-central Argentina it was common to use tapir hide from the backstrap, neck, and front legs to make reins and harnesses (Chalukian in litt.). Today these are mostly used by wealthy ranchers as ornamentation (Chalukian in litt.).

Tapirs and palms

Lowland tapir range throughout the tropical forests and savannahs of South America. However, lowland tapir do not use all of these habitats evenly, but selectively use certain landscape features, particularly those important as food sources. One food type of importance to lowland tapir are the palm fruits. Indeed, lowland tapir consume large quantities of fruit for their body size. In a study in northeastern Peru fruit constituted 33% of tapir diets, while leaf and fiber constituted 66% of tapir diets (Bodmer 1990). The fruits consumed most frequently by lowland tapir are palm species, especially the pulp of the *Mauritia flexuosa* palm (Bodmer 1990) and the pulp and seed of the *Maximilliana maripa* palm (Fragoso 1994). Other palm fruits commonly consumed by lowland tapir include those from the *Oenocarpus bataua*, *Scheelea* sp, and *Euterpe edulis* palms (M. Galetti pers. comm.).

Lowland tapir actively search for stands of palm trees and selectively use these habitats. In addition, lowland tapir play an important role in the maintenance of palm forests through seed dispersal (Fragoso 1994, Bodmer 1991, Rodrigues *et al.* 1993). Through spit dispersal the tapirs disperse *Mauritia flexuosa* seeds within palm patches (Bodmer 1991). This enables young *Mauritia flexuosa* plants to grow in areas away from the parent plant and in areas with less competition for sunlight.

Lowland tapirs are the most effective disperser of *Maximilliana maripa* on Maraca island in northern Brazil (Fragoso 1994). Tapirs disperse *Maximilliana maripa* by passing seeds whole through their digestive tract and defecating the seeds in clumped areas known as latrines.

Rodents in turn often act as secondary dispersers and remove *Maximilliana maripa* from tapir defecations (Fragoso 1994).

Threats to palm forest in Amazonia and other regions

Rural people throughout South America also harvest large amounts of palm fruit. Palm fruits are the most important non-timber plant resource in the Amazon and contribute 61 % of the market value for wild fruit production in the Peruvian Amazon (calculated from Peters *et al.* 1989), with fruits of *Mauritia flexuosa* and *Oenocarpus bataua* being most important. *Mauritia flexuosa* palms occur in virtually monotypic stands in the Peruvian Amazon and account for approximately 2.35% of the Peruvian rainforest (CORESPA 1986).

In the Peruvian Amazon *Mauritia flexuosa* and *Oenocarpus bataua* are being cut down at alarming rates to harvest fruits (Vasquez and Gentry 1989). Rural people cut palms, because the physical structure and height of the trees render climbing almost impossible and very dangerous. For example, *Mauritia flexuosa* trees often reach 40m in height and have a stigmata wood bark (containing silica bodies) that is extremely hard and slippery (Uhl and Dransfield 1987). Harvesting of fruit is leading to the local extinction of *Mauritia flexuosa* in many areas of the Peruvian Amazon. Indeed, the patchy distribution of this palm helps rural people in locating and collecting fruits. Harvesting of *Mauritia flexuosa* has already destroyed many palm swamps close to villages.

Threats to palm forest are prevalent in other regions besides Amazonia. Overharvest of palm hearts, especially of *Euterpe edulis*, which is a favored food of the tapir, remains a serious threat in São Paulo, Brazil (Galetti and Aleixo 1995). Additionally, the overharvesting of palms is also a threat in the Brazilian Cerrado (Leeuwenberg in litt.).

Unfortunately, both tapir and people use palm fruits. In contrast to rural inhabitants, the tapir helps maintain productive palm forests by dispersing seeds. Thus, the tapir plays an important role in the production of many palm plants.

Rural people in many parts of South America sell palm products in the city markets and these products provide important income for many rural households. By destroying the palm forests, local people are also harming tapir populations by reducing the potential nutrient intake of tapirs, which in turn will lower their reproduction levels. This in turn will make tapir populations even more susceptible to local extinctions, especially if hunting is concurrent with the destruction of palm forests.

Threats to other habitats in Guyana, Suriname, Brazil, Paraguay, and Argentina

Considering the tightly coupled mutualism between tapirs and palms, preservation of palm habitat is imperative to

maintain tapir populations. Destruction of other types of habitat is rampant in other parts of the lowland tapirs range. Although such landscapes are not always characterized by a palm dominated plant community, it is equally important to identify threats to these other tapir habitats.

The Guyana Shield and Cerrado: Logging, mining, and road building activities are increasing throughout Guyana (Parker *et al.* 1993) and Malaysian timber companies are beginning to invade Suriname (Barongi pers. comm.). Fragmentation and isolation of suitable habitat is the major threat to tapir in the Cerrado of Acre, Rondonia, Mato Grosso, and Goias, Brazil (Leeuwenberg in litt.). Since the late 1970s the major threat to tapir in the Cerrado has been its conversion to soybean megaplantations mainly for export (Olmos in litt.).

The South Atlantic Forest: Only 8% of native forest remains in Espirito Santo, Brazil, and illegal logging still occurs (Chiarello in litt.). Clear-cutting for pasture-lands and soybean plantations is the major threat to tapir where the South Atlantic forest borders the Brazilian Pantanal (Pinder in litt.). Poorly managed timbering and development for extensive coffee and sugarcane plantations has resulted in nearly complete deforestation in the Atlantic forest of São Paulo, Brazil, with less than 8% of the native forest surviving mostly in the coastal mountains (Olmos in litt.). Surveys in the northeastern Paraguayan Oriental (Dpto. Curuguaty) failed to reveal evidence of tapir in areas with timber activity (Brooks pers. obs.).

The Chaco: The Paraguayan Chaco is being cleared primarily for cattle land (Brooks pers. obs.). Moreover the Ruta Trans-Chaco highway which bisects the Chaco horizontally was initiated in the 1960s and is expanding at a rate of approximately 28km/year (Benirschke *et al.* 1989). Construction of this road facilitates access into all parts of the Chaco. Habitat conversion is one of the major threats to tapir in northern Argentina (Barquez *et al.* 1991). In north-central Argentina the greatest threat to tapir is largely attributed to increased agriculture causing environmental deterioration (Mercolli and Yanosky 1991).

Tapirs and reserves

Some countries have too few protected reserves. For example in the entire country of Guyana there was only one established reserve in the early 1990s (Parker *et al.* 1993). In other cases protected areas are not of sufficient size to maintain populations of at least 500 tapir (Redford and Robinson 1991). At least 72% of Brazilian parks in tropical humid rain forest, and 32% of Amazonian conservation units are too small to maintain populations of at least 500 lowland tapirs (Redford and Robinson 1991). Although tapirs currently survive in fragmented islands of at least 15km² in South Atlantic forest, it is likely that populations will not be able to survive in fragments

smaller than 50km² in the long term (Chiarello in litt.). Additionally, fragmented populations without corridors will be subject to the deleterious effects of inbreeding, decreased encounter-rates among individuals for reproduction, and overcrowding due to insufficient dispersal routes.

In addition to the size of a reserve, its distance from human settlements is also important. For example, lowland tapir populations in Maraca Island Reserve, Roraima (Fragoso in litt.), Iguacu National Park, Parana (Pinder in litt.), reserves in Espirito Santo (Chiarello in litt.), Serra do Mar and in the vicinity of Morro do Diabo State Parks in São Paulo (Olmos in litt., Galetti and Chivers 1995), and perhaps other reserves and parks in Brazil suffer from poaching (Pinder in litt.). The lowland tapir was one of the species recently extirpated by poachers at Ilha do Cardoso State Park (P. Martuscelli pers. comm.). Another source of mortality is the roads that cross the Morro do Diabo and Serra do Mar parks; tapirs being regularly found as road-kills (Olmos in litt.). Colonization of remote areas is the major threat overall in Roraima (Fragoso in litt.) and São Paulo, Brazil (Olmos in litt.). An additional threat is that parks are often understaffed and poorly equipped (Galetti and Chivers 1995). As a model, Defensores del Chaco National Park, Paraguay has a low human population and therefore supports the most concentrated tapir populations in the Paraguayan Chaco (Brooks 1991). Low human populations enhance tapir populations, due to reduced hunting, less disturbance, or a combination of these factors.

Action Plan

The lowland tapir is threatened with local extinction in many parts of South America, because of overhunting and selective destruction of preferred tapir habitat. Therefore, conservation action is needed to both reduce the level of hunting of lowland tapir and reduce the destruction of tapir habitats.

I. Projects are needed to reduce tapir hunting

The unmanaged hunting of lowland tapir is clearly threatening their populations. One of the most urgent actions is to set up effective wildlife management in rural areas of South America.

A. Set up and support community reserves

Studies conducted throughout South America clearly demonstrate that the lowland tapir is more susceptible to overhunting than the other mammalian species used by native and rural people. Unfortunately in many cases it will be difficult to curb hunting of tapir, because such a

large-bodied animal has considerable economic value both in terms of subsistence meat and market sale. If tapir hunting were to be curbed these economic costs need replacing, otherwise rural and native people might be unable to overcome the short term costs of reduced tapir hunting.

Community reserves are an alternative that can help reduce lowland tapir hunting by having the local communities actively involved in hunting management, especially in the poorer areas of the Amazon basin. Since the majority of tapir are hunted by rural people in remote areas it will be nearly impossible to curb tapir hunting unless these people become actively involved in the management decisions.

The amount of land such community reserves contain is vast. For example, in Brazil alone indigenous territories occupy 800,000km². Game is sustainably harvested and managed accordingly by the native Amerindians in at least some of these areas (F. Leeuwenberg in litt.).

B. Set up and support private reserves

Private reserves throughout South America have been successful at curbing illegal hunting, especially in the Brazilian Pantanal, certain areas in the Brazilian Atlantic forest, and certain areas in the Venezuelan Llanos. Private landowners recognize their property rights which often makes them effective at managing and protecting their private reserves. In contrast other regions have relatively few private reserves which successfully manage populations of game. In such cases reserve administrators need assistance to design sustainable management.

C. Develop and manage buffer zones of protected areas

Buffer zones around protected areas should help reduce the hunting of lowland tapir within the protected area. However, these buffer areas are often overused, which forces rural hunters to penetrate fully protected areas for game hunting. By working with local people protected areas could be better zoned, and management of the buffer zones could be accomplished in ways that could better accommodate the needs of the local people. In turn, this would help local people respect the fully protected areas.

D. Work with rural and sport hunters

To help curb deforestation it is vital that rural people continue to value intact forest by using certain plant and animal products. However, this use must be managed in order to avert overexploitation. Therefore people responsible for game management should work with rural hunters, so they may continue to harvest certain game species for subsistence and market benefits, but without overharvesting.

Tapir meat provides substantial financial income to rural hunters and therefore they will find a way to sell their quarry even if controls are placed on market vendors. However, rural hunters will curb tapir harvesting if management authorities work with them directly to set up programs designed to exclude tapirs from the subset of harvested game. These programs will not be taken seriously by rural hunters until tapirs are removed from the list of subsistence species (see Action I.E below).

In other cases tapirs are being overexploited by city-dwelling sport hunters who have other sources of income. Although a legal quota of game meat is available in city markets, hunters will visit reserves to hunt for sport. Most sport hunters are unconcerned about managing natural resources for sustainable use or are not informed about the importance of reserves to prevent local extinctions. In these cases, repression of illegal sport hunting coupled with environmental education programs for young people living around reserves could enhance survivorship of game species such as lowland tapir.

E. Lowland tapirs must be taken off subsistence lists

It will be difficult to implement management of lowland tapir hunting as long as the tapir remains on the list of subsistence species. Studies in certain regions show that tapir are much more susceptible to hunting than brocket deer, rainforest peccaries, and caviomorph rodents. Therefore, the lowland tapir must be taken off of the subsistence species list to discourage or eliminate rural hunters from selling meat and market vendors from buying tapir meat. Once tapirs are removed from subsistence lists authorities will be able to curb the hunting of tapir through feasible management programs (see Action I.D above).

F. Wild caught animals should not be sold as pets

In many city markets throughout the range of the lowland tapir it is often possible to find young wild animals being sold as pets. This has been observed in market places in Iquitos, Peru and Asuncion, Paraguay, and surely occurs in other areas. As long as the young are purchased, it creates a demand for more to be taken from the wild.

In order to capture young tapir, the mother must be killed, which lowers potential breeding stocks. Moreover, most tapirs taken succumb to malnutrition or poor care and die which results in more stocks being taken from the wild.

II. Projects are needed to reduce the destruction of tapir habitat

The conservation of lowland tapir requires conservation and management programs for the extraction of forest fruits, to maintain or possibly increase the nutritional

intake of these animal populations. The fruit species that need the most urgent attention are the palm species.

A. Set up agroforestry programs

Many communities realize the damage inflicted by cutting palm trees and have begun agroforestry programs that incorporate palms. Rural people will not destroy palm trees when they are grown in small gardens. Interestingly, palms grown in these gardens are much shorter, because of greater sunlight and therefore do not require cutting or special climbing equipment.

Agroforestry plots that contain large numbers of *Mauritia flexuosa* and *Oenocarpus bataua* palms should be promoted throughout the Peruvian Amazon. Likewise management of palm heart of *Euterpe edulis* in the Brazilian Atlantic forest should be encouraged (Galetti and Aleixo 1995). This is important for several reasons. For one, inhabitants will have a renewable supply of palm products for market sale and subsistence consumption. In addition, palm fruits in natural habitats will be mostly left for animal food, which in turn should strengthen populations of certain species, especially those of the lowland tapir.

B. Manage timber operation

Timber companies in many areas of rural South America rely on game meat to supply workers and often sell game meat in city markets. Timber operations should be managed so the consumption of tapir meat by these companies is stopped.

III. Reserve design

Reserves should be of suitable size to maintain viable populations of approximately 500 individuals/reserve (Redford and Robinson 1991). Since tapirs are highly susceptible to overhunting, reserves should have as few people as possible. Higher tapir survivorship rates are attained in areas with low human population density due to less hunting. This can be facilitated by limiting access to reserves by closing existing roads and trails and not creating new access routes (L. Salas in litt.). Finally, viable dispersal routes should be maintained between reserves. Corridors are important to maximize genetic heterozygosity and reduce the chance of genetic bottlenecks.

IV. Moratorium on captive breeding

Contraceptive guidelines have been followed because lowland tapirs are the most abundant tapirid in North American Zoos and the least threatened tapir in the wild (Barongi 1994). This should reduce populations of captive lowland tapir to make more room for Baird's tapir and Malayan tapir.

Concluding remarks

If conservation actions for the lowland tapir are not implemented promptly the tapir may become locally extinct in many parts of its range. However, economic needs of local people must be considered when implementing these conservation programs. There are definite long-term economic benefits to conserving tapir populations. For

one, the economically important palm forests will be maintained for future use. Indeed, the benefits from productive palm forests might well outweigh the costs to local people of restricting tapir hunting. Setting up these conservation programs will require a concerted effort from management authorities, scientific institutions, universities, and conservation organizations working in coordination with rural communities.

Evaluación de su Estado Actual y Plan de Acción para su Conservación

Tapires

Redactado por Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer y Sharon Matola

Traducción por Craig C. Downer y Fábio Olmos

UICN/SSC Grupo Especialista en Tapires



Contenido

Prólogo61	V. Mercados alternativos y su sostenibilidad. . . .87
Reconocimientos62	VI. Agroforestería.....87
Resumen Ejecutivo63	VII. Monitoreo de especies simpátricas con el tapir Andino.....87
Introducción65	VIII. Proyectos de ecoturismo con el propósito de salvar el tapir Andino.....87
<i>John F. Eisenberg</i>	IX. Traslocaciones.....88
Tapires Como Dispersores y Depredadores de Semillas ... 67	X. Programas de cría en cautiverio.....88
<i>Fábio Olmos</i>	Evaluación del Estado y Plan de Acción
Resumen.....67	del Tapir Mesoamericano (<i>Tapirus bairdii</i>).....89
Introducción.....67	<i>Sharon Matola, Alfredo D. Cuarón, y Heidi Rubio-Torgler</i>
Tapires como herbívoros.....67	Resumen.....89
Qué frutos comen los tapires?.....68	Historia natural.....89
Tapires como depredadores de semillas.....72	Descripción.....89
Tapires como dispersores de semillas.....72	Distribución.....90
Conclusión.....73	Asociación con el hábitat.....91
Evaluación del Estado y Plan de Acción del	Aspectos de la historia de vida.....91
Tapir Andino (<i>Tapirus pinchaque</i>).....75	Alimentación.....92
<i>Craig C. Downer</i>	Estado y amenazas.....93
Resumen.....75	México.....93
Historia natural.....75	Estado.....93
Descripción.....75	Legislación y educación ambiental.....94
Distribución.....75	Cría en cautiverio.....94
Asociación con el hábitat.....77	Amenazas.....94
Aspectos de la historia de vida.....78	Belice.....95
Alimentación.....78	Estado.....95
Estado y amenazas.....78	Legislación y educación ambiental.....96
Destrucción del hábitat y cacería como	Cría en cautiverio.....96
amenazas conjuntas.....78	Amenazas.....96
Depredadores naturales y enfermedades.....79	Guatemala.....96
Estado de protección legal.....79	Estado.....96
La destrucción del hábitat Andino.....79	Legislación y educación ambiental.....96
Amenazas regionales específicas.....80	Cría en cautiverio.....97
Venezuela.....80	Amenazas.....97
Colombia.....80	El Salvador.....97
Ecuador.....80	Estado.....97
Perú.....83	Amenazas.....97
La crisis de supervivencia de los tapires Andinos.. 84	Honduras.....97
Plan de Acción84	Estado.....97
Introducción84	Legislación y educación ambiental.....98
I. Sistemas de Información Geográficos	Amenazas.....98
(S.I.G.), corredores de hábitat, y refuerzo	Nicaragua.....98
de áreas protegidas.....84	Estado.....98
II. Estudios de monitoreo de campo para	Educación ambiental.....98
identificar el estado y las amenazas.....85	Amenazas.....99
III. El diseño de reservas de adecuado	Costa Rica.....99
tamaño y hábitat apropiado.....85	Estado.....99
IV. Campaña educativa.....85	Legislación y educación ambiental.....99
	Amenazas.....99
	Panamá.....99

Estado.....	99	sobrecaza en la cuenca de la Amazonia	
Legislación y educación ambiental.....	100	occidental.....	111
Cría en cautiverio.....	100	Modelos de crecimiento poblacional y un	
Amenazas.....	100	caso en la Amazonia Peruana.....	111
Colombia.....	101	Modelos de producción poblacional en Perú	
Estado.....	101	y Bolivia.....	112
Legislación y educación ambiental.....	101	Comparaciones de densidad y modelos	
Amenazas.....	101	de la estructura de edad en Perú.....	112
Ecuador.....	102	Comparación de esfuerzo de caza en Bolivia	
Estado.....	102	y Ecuador.....	113
Amenazas.....	103	Resumen - son susceptibles a la sobrecaza	
Plan de Acción.....	103	los tapires de tierra baja?.....	113
I. Evaluaciones de disponibilidad y		Cacería como una amenaza en otras regiones:	
transformación del hábitat.....	103	Colombia, Venezuela, Guayana Francesa,	
II. Estudios de campo para determinar la		Brasil, y Argentina.....	113
presencia o ausencia de tapires.....	103	Otros usos del tapir diferentes de alimentación	
III. Evaluación y seguimiento poblacional.....	103	en Paraguay, Argentina, y Perú.....	113
IV. Explotación humana y relaciones		Tapires y palmas.....	114
tapir-humano.....	104	Amenazas al bosque de palmas en Amazonia	
V. Planificación regional del uso del suelo,		y otras regiones.....	114
áreas protegidas, y corredores.....	104	Amenazas a otros hábitats en Guayana,	
VI. Desarrollo de incentivos económicos para		Suriname, Brasil, Paraguay,	
las comunidades en regiones en donde se		y Argentina.....	114
distribuye el tapir.....	105	Tapires y reservas.....	115
VII. Educación ambiental y concientización		Plan de Acción.....	115
de la población.....	105	I. Se precisa proyectos para reducir	
VIII. Reproducción en cautiverio para promover		la caza.....	115
la educación y desarrollar investigación		II. Se precisa proyectos para reducir la	
científica.....	105	destrucción del hábitat del tapir.....	117
IX. Entrenamiento de personal y facilitación		III. Diseño de reservas.....	117
del acceso a la información científica.....	106	IV. Moratoria sobre cría en cautiverio.....	117
X. Investigación científica.....	106	Comentarios finales.....	117
Evaluación del Estado y Plan de Acción		Referencias.....	145
del Tapir de Tierra Baja (<i>Tapirus terrestris</i>)	107	Apéndice I	
<i>Richard E. Bodmery Daniel M. Brooks</i>		Proyectos del Plan de Acción de Tapires que requieren	
Resumen.....	107	apoyo.....	152
Historia natural.....	107	Apéndice II	
Descripción.....	107	Lista de Colaboradores del Plan de Acción y Miembros	
Distribución.....	108	del Grupo Especialista.....	155
Asociación con el hábitat.....	109	Apéndice III	
Aspectos de la historia de vida.....	109	Categorías de las Listas Rojas de la UICN.....	156
Alimentación.....	110	(El texto del Apéndice III, sobre las Categorías de las Listas	
Estado y amenazas.....	110	Rojas, puede solicitarse a la oficina de la CSE en Gland)	
La importancia del tapir de tierra baja para los			
nativos en toda Sudamérica tropical.....	110		
Susceptibilidad del tapir de tierra baja a la			

Prólogo

Durante los últimos años se han venido desarrollando una serie de planes de acción enfocados a grupos taxonómicos específicos por varios Grupos Especialistas de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. La meta de tales planes de acción es la conservación de las especies sobre una base sostenible. Dichos planes frecuentemente constituyen el primer, sino el único, documento completo para la conservación de cada especie para la cual fueron escritos. Estos han sido elaborados de forma que sean fácilmente comprensibles para los administradores locales y funcionarios de la conservación en los países que albergan la fauna objeto de dichos planes de acción.

En este documento presentamos un Plan de Acción para los tapires, con capítulos específicos escritos por biólogos que son especialistas en cada especie o en el tema. Tres de las especies que comprende este plan de acción son los animales terrestres endémicos más grandes del Neotrópico; la otra especie del género es endémica de Malasia. Las tres especies neotropicales son las únicas representantes vivas, no introducidas, del orden

Perissodactyla en el hemisferio occidental. Dado que los tapires se encuentran entre los herbívoros más grandes, su papel en el ecosistema es de gran importancia, especialmente como dispersores de semillas.

El hocico flexible de los tapires así como su bien desarrollado sistema olfatorio pudo haber contribuido a su supervivencia por, al menos, 20 millones de años. El buen desarrollo de este sentido ayuda al tapir a detectar un depredador potencial con suficiente tiempo para escapar. Sin embargo, el disturbio humano, principalmente proveniente de la destrucción del hábitat y la cacería, amenazan a los tapires a pesar de su buen desarrollo del sentido del olfato, como se verá en este plan de acción.

Esperamos que este plan de acción contribuya al conocimiento de los tapires. Más importante aún, esperamos que este documento estimule la acción conservacionista, donde ella se requiera, para esta fascinante e importante familia de animales.

Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer y Sharon Matola
Co-editores

Reconocimientos

El apoyo gráfico fue amablemente provisto por Maria Cole y Jakob U. Peters quienes suministraron algunas de las fotos, Stephen Nash (Conservation International) quien elaboró el dibujo y Laura Anne (City of Houston, Department of Parks and Recreation) quien estandarizó los mapas de distribución.

Los autores y editores agradecen a las siguientes personas por suministrar la información sobre el estado de las especies en cada región en específico y/o por sus comentarios constructivos a los manuscritos preliminares: Z. Abidin, J. Andrews, J. Back, A.F. Barbosa, R. Barongi, L. Calvo, C. Campos, C. Cerrato-B., C. Chalukian, M. Chamacho, A. Chiarello, E. Constantino, A. Contreras, A. Cuarón, M. Dee, C. Downer, J. Eisenberg, S. Elaqupillay, J. Fragoso, M. Galetti, M. Gimenez-Dixon, A. Grajal, L. Greene, C. Guichard-Romero, A. Hernández-Yañez, R. Hogan, J. Jorgenson, C. Julliot, K. Kranz, F. Leeuwenberg, L. Marineros, I. March, M.A. Martínez-Morales, P. Martuscelli, E. McCance, S. Midence, O. Montenegro, E. Naranjo, C. Ngampongsai,

F. Olmos, G. Paz y Miño, L. Pinder, E. Raez-L., E. Ramsay, K. Redford, L. Renjifo, A. Rylands, L. Salas, J. Schachter, T. Sullivan, P. Vargas, C. Vaughan, and A. Zegarra-P. Ofrecemos disculpas a aquellos a quienes no mencionamos pero cuya ayuda fue valiosa en la elaboración de este documento. A los mismos, expresamos nuestra gratitud.

La culminación de este documento no hubiera sido posible sin la ayuda de las personas antes mencionadas. Su colaboración y sugerencias fueron invaluable y quedamos en deuda con todos ellos. Los fondos y el apoyo para la producción de este documento fueron suministrados por UICN/SSC Peter Scott Fund, el Sultanato de Omán, Houston Zoological Society y Wildlife Preservation Trust International.

Este plan de acción está dedicado al grupo de conservacionistas del tapir en el pasado y el presente, y al grupo de ecólogos de vertebrados quienes han invertido incontables horas en el esfuerzo para un mejor entendimiento del papel del tapir en sus ecosistemas.

Resumen Ejecutivo

Los tapires vienen de un antiguo linaje importante para la dispersión de las semillas del bosque tropical. Desafortunadamente todas las especies están amenazadas por la destrucción del hábitat y la cacería. El tapir andino, está restringido a los Andes de Sudamérica. De acuerdo con las normas de UICN, se encuentra en Peligro, y debe recibir prioridad en trabajos conservacionistas. El tapir de Malasia, endémico del sudeste de Asia, y el tapir mesoamericano de Mesoamérica y noroeste de Sudamérica están en la categoría de Vulnerable, según UICN. Finalmente, el tapir de tierra baja de Sudamérica tropical, de acuerdo con UICN, es considerado en la categoría de Menor Riesgo - casi amenazado-. El Cuadro A.1 describe la categorización de UICN. Las cuatro especies de tapires están listados en el Apéndice 1 de la CITES.

Este Plan de Acción se diseñó para biólogos de vida silvestre, ecólogos, administradores, educadores, y oficiales conservacionistas locales en los países donde aún viven los tapires. El objetivo de este documento es ayudar en la conservación de los tapires catalizando acciones de conservación. Más aún, se espera que el contenido estimulará investigaciones futuras relacionadas con este fascinante grupo de animales. Los capítulos de este plan de acción revisan las diferentes especies y los temas que se destacan a continuación. La información sobre cada especie incluye brevemente una historia natural, la evaluación de su estado actual y amenazas, y lo más importante, un plan de acción. El Plan de Acción completo ha sido redactado en inglés, mientras que solamente se tradujeron al castellano y al portugués aquellos capítulos correspondientes a los países, dentro del área de distribución del tapir, de habla castellana o portuguesa.

John Eisenberg provee una introducción global, comparando y contrastando los diferentes aspectos de la historia natural de los tapires. También incluye información sobre el linaje y la dispersión histórica de los tapires, así como aspectos de conservación.

El capítulo de Fábio Olmos fue incluido puesto que señala que, aunque hemos aprendido mucho sobre el papel de los tapires en la dispersión y depredación de semillas, todavía existen preguntas importantes para

contestar. Menciona tópicos para la investigación futura, los cuales incluyen el destino de semillas vivas en las heces del tapir, el impacto de los mismos sobre las especies vegetales que comen, y si los tapires son competidores de otros comedores de semillas más eficientes.

La destrucción del hábitat y la caza constituyen las amenazas primarias para el tapir andino, por lo cual Downer provee una estrategia integrada de acción. Esta incluye la protección de los santuarios existentes y el establecimiento de corredores, identificando el estado y las amenazas, y monitoreando el tapir andino junto con especies simpátricas indicadoras. A su vez, programas de educación sobre el tapir son fundamentales para su supervivencia, así como la educación ambiental para las poblaciones rurales. Otras actividades que prestarían apoyo a la conservación del tapir andino incluyen programas de ecoturismo, y el desarrollo de estilos de vida alternativos sustentables para las poblaciones locales que no amenacen al tapir andino.

La destrucción de hábitat constituye la mayor amenaza al tapir de Malasia. Khan prioriza la investigación de campo por medio de inspección como primeros pasos de acción, dado que se conoce muy poco de los estados regionales y las amenazas. El análisis de viabilidad en cuanto a población y hábitat junto con reservas adecuadamente diseñadas y manejadas está identificado como la segunda prioridad. Otras acciones incluyen la fomentar que las organizaciones para la vida silvestre y los programas de capacitación de personal consideren las necesidades de la gente local, y el monitoreo del comercio.

El tapir mesoamericano se encuentra amenazado principalmente por la destrucción del hábitat y, en menor grado, por la caza. Matola, Cuarón, y Rubio-Torgler registran el avalúo de las poblaciones, las amenazas al hábitat, y las amenazas debidas a la cacería como prioridad para la acción. Además, es necesario fortalecer las áreas protegidas como unidades de conservación funcionales. Otras acciones incluyen programas educativos e investigaciones.

El tapir de tierra baja es una especie que no puede ser cazada sosteniblemente sin causar una declinación de la

Cuadro A.1 UICN Categorías de Amenaza.

Especies	Estado según la Categoría de IUCN	Criterio de Categoría
Tapir Andino (<i>Tapirus pinchaque</i>)	En Peligro	EN: A1c+2cd, C1, E
Tapir de Malasia (<i>T. indicus</i>)	Vulnerable	VU: A1c+2c, B2cd+3a, C1+2b
Tapir Mesoamericano (<i>T. bairdii</i>)	Vulnerable	VU: A1abcd+2bce, C2a
Tapir de Tierra Baja (<i>T. terrestris</i>)	Menor Riesgo - casi amenazado	LR - nt

población. Bodmer y Brooks destacan la importancia de iniciar proyectos que reduzcan la caza, incluyendo el establecimiento de reservas comunitarias y privadas, y trabajando directamente con los cazadores rurales para promover la caza sostenible de la vida silvestre. La prioridad segunda es reducir la destrucción de hábitat por proyectos cabalmente manejados de agroforestería. Consideraciones finales incluyen el diseño de reservas y un moratoria sobre la cría en cautiverio a fin de permitir más espacio para los tapires que padecen mayor peligro de extinción.

Finalmente se presentan tres apéndices. El primero es una serie de proyectos sobre el tapir que requieren apoyo. Estos proyectos aportarían más información sobre la historia natural de los tapires, mejorando los esfuerzos de conservación en favor de estos animales. El segundo apéndice, es una lista con los miembros del Grupo Especialista en Tapires de la Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN, así como de las personas que contribuyeron a cada uno de los capítulos de este Plan de Acción. El último apéndice es la transcripción de las Categorías de las Listas Rojas de la UICN 1994.

Introducción

John F. Eisenberg

University of Florida; Department of Natural Sciences; Florida Museum of Natural History;
P.O. Box 117800; Gainesville, Florida 32611, USA

Como entidad taxonómica la familia Tapiridae es reconocible, en América del Norte, a partir del Eoceno, hace casi 50 millones de años. En aquella época la familia Equidae comenzaba a diferenciarse de la Tapiridae. El género *Tapirus* apareció por primera vez en el Mioceno (hace 25-5 millones de años); lo cual implica que los tapires existentes provienen de un linaje antiguo. Dadas las conexiones intermitentes entre América del Norte y Asia a través del Estrecho de Bering, los tapires no tardaron en aparecer en Eurasia. Al completarse el 'puente terrestre' entre América del Norte y Sudamérica, durante el Plioceno (hace 7-2 millones de años), los tapires penetraron a América del Sur.

Mientras que los tapires desaparecieron de gran parte de su área de dispersión antigua, aun persisten en el sudeste de Asia, Mesoamérica, y Sudamérica. Existen cuatro especies sobrevivientes - una en Asia (*T. Indicus*), una en Mesoamérica (*T. bairdii*), y dos en Sudamérica (*T. terrestris* y *T. pinchaque*). Todas estas se encuentran bajo algún grado de amenaza, o bien en peligro de extinción.

Este Plan de Acción resume gran parte de la bibliografía sobre el estado actual y ecología de estos sobrevivientes. Ofrece luego, planes para conservación de las poblaciones remanentes.

Tapirus indicus subsiste en pequeñas poblaciones aisladas dentro de su área de distribución en la Malasia peninsular y Sumatra. En el pasado se extendían hasta Burma y zonas adyacentes de Tailandia, donde puede ser que aun queden algunos ejemplares. *T. bairdii* existe en poblaciones fragmentadas que van desde Chiapas, México, a través de Mesoamérica hasta el noroeste de Colombia, oeste de los Andes y las tierras bajas del noroeste de Ecuador. El tapir Andino, *T. pinchaque*, como su nombre lo indica, puede encontrarse en las alturas montañosas de las regiones andinas de Colombia, Ecuador, y Perú. El tapir común, o de tierra baja, *T. terrestris*, tiene la distribución más amplia de las cuatro especies. se extiende desde el centro-norte de Colombia, en hábitats de terrenos tropicales bajos, hasta el oriente de los Andes, cubriendo la mayor parte de Sudamérica tropical.

Como género, las cuatro especies habitan, dentro de los trópicos, hábitats tanto de montaña como de terrenos bajos. Nunca han existido en Africa ni en Australia. Típicamente están asociados bosques tropicales y bosques tropicales montanos. *T. terrestris* puede ocupar áreas con savana o bosques tropicales deciduos secos, pero

generalmente en la vecindad de bosques riparios permanentes. La prosbocis extensible se utiliza para obtener hojas y arrancar frutos. Su dieta incluye una variedad sorprendente de especies y muchas partes diferentes de las plantas. Los frutos pueden ser obtenidos de arbustos bajos o caídos en el suelo. Frutos en forma de vaina, con semillas pequeñas, pueden ser masticados con un daño considerable a las semillas, pero frutas carnosas con semillas grandes pueden ser consumidas enteras y las semillas pasadas por el tracto digestivo con un daño mínimo, lo cual aumenta su capacidad para germinar.

Los requerimientos de espacio de los tapires varían con la capacidad de carga de los hábitats. Se ha sabido de un sólo individuo de *T. indicus* que ocupó un área de más de 12km². Ejemplares de *T. pinchaque* pueden habitar áreas más pequeñas, de la mitad de esta superficie, mientras que el área central de uso para *T. bairdii* puede, en un buen hábitat, ser tan pequeña como 1km². A no ser por una pareja que se corteja o una madre con su cría, los tapires viajan y se alimentan solos. *T. pinchaque* puede formar asociaciones de pareja permanentes y exhibir un patrón de uso del ámbito del hogar (home range) exclusivo. Las densidades de tapires tienden a ser bajas, con estimaciones que van de hasta un individuo por kilómetro cuadrado a menos de 0.3/km². El tipo de vida individualista y la densidad relativamente baja significa que nunca alcanzan una abundancia local muy elevada. Por ende, bajo una presión de caza pueden sufrir extinciones locales con facilidad. La fragmentación de sus hábitats preferidos también aumenta su vulnerabilidad a la extirpación. Los tapires neotropicales han sido cazados como fuente de carne por los pueblos indígenas en toda su distribución.

Los Tapires no poseen de una tasa reproductiva alta. La mayor parte de la información sobre su reproducción proviene de *T. terrestris*, sin embargo se pueden adelantar algunas generalizaciones. Luego de un período de gestación de trece meses nace sólo una cría. Aunque la hembra de tapir puede concebir dentro del mes siguiente al parto, esta no es la regla general. Se puede decir que bajo las mejores circunstancias una cría puede nacer cada 14 meses en hábitats que poseen poca estacionalidad en la disponibilidad de alimentos. En ambientes estacionalmente áridos, el intervalo entre nacimientos puede ser mayor. Bajo las mejores condiciones una hembra no alcanza la madurez sexual hasta casi los dos años de edad. Ya dentro

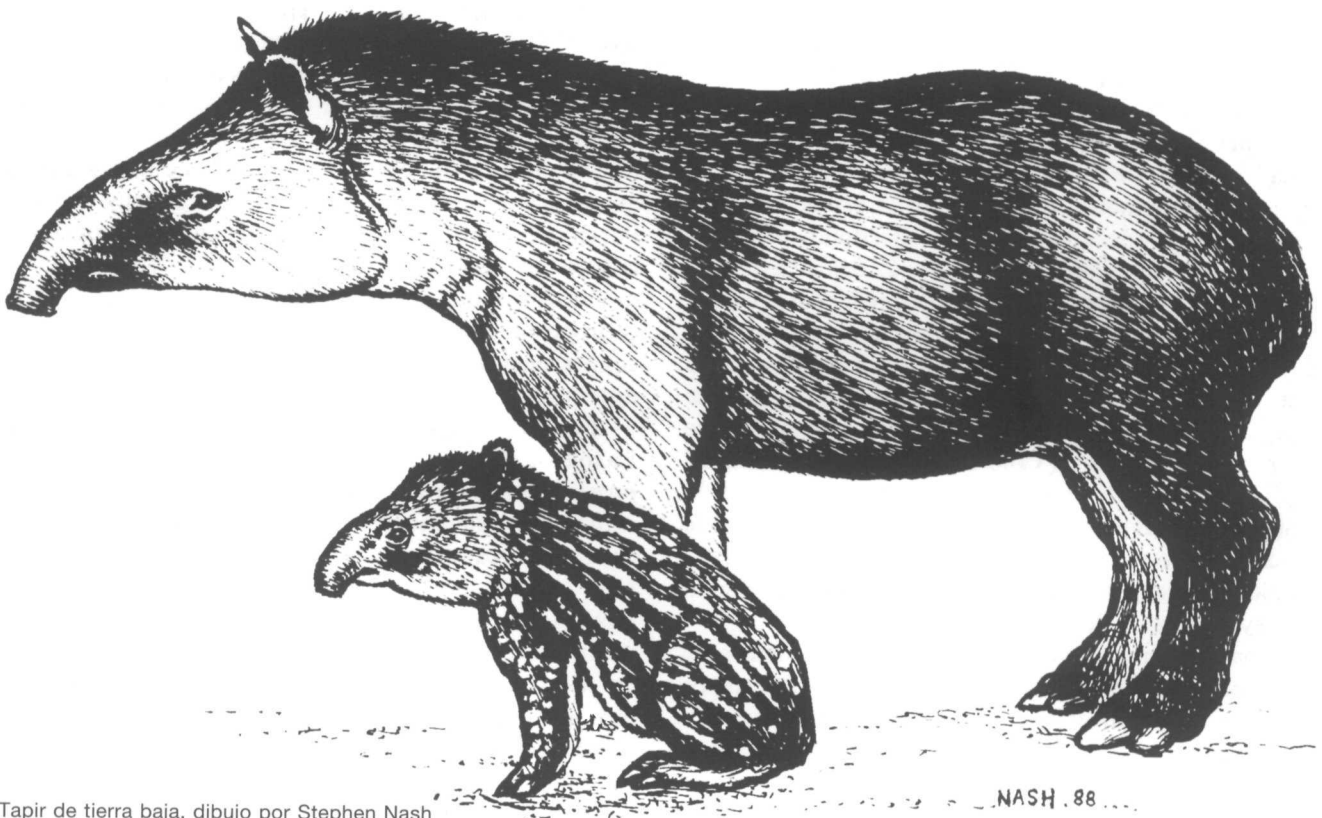
de su décimo año de vida, una hembra puede mantenerse reproductivamente activa. En Sudamérica la productividad de los tapires es más baja que aquella de los venados o pecaríes con los que cohabitan.

La mortalidad de los tapires puede ser alta durante el primer año de vida, puesto que los predadores más grandes (tigres en Asia; jaguares y pumas en Mesoamérica y Sudamérica) pueden atacar a los pequeños y, de hecho, lo hacen. Los tapires son también cazados por humanos como una presa codiciada. Conjuntamente la caza incontrolada por humanos y la apertura de la tierra para agricultura conforman las principales amenazas para su supervivencia a largo plazo.

Mientras que los tapires no comparten el interés que se tiene por los elefantes, pandas y grandes felinos, ciertamente merecen una mayor atención. Lo que vemos ahora son los remanentes de un taxón que fue muy exitoso, con un linaje antiguo y distinguido. A pesar de estar emparentados con el caballo y los rinocerontes, frecuentemente se ha soslayado a estos animales tímidos y huraños. En los últimos 30 años un grupo de científicos dedicados ha indagado en los secretos de su comportamiento, así como en su papel en la manutención de la ecología de su hábitat. La mayoría de

los observadores casuales no se dan cuenta que los tapires juegan un rol importante en la dispersión de las semillas de los frutos sobre los cuales se alimentan.. Este papel del tapir en la dispersión de semillas asegura que algunas de sus plantas alimenticias preferidas puedan regenerarse en hábitats adecuados. El rol de los grandes herbívoros en la dispersión de semillas no es apreciado por el público en general, ni, si es por caso, por ecólogos que no hayan estudiado el tema. Recién ahora se esta comenzando a explorar de manera activa el papel de los herbívoros. Lo intrincado de las relaciones entre las especies, tanto animales como vegetales, en el bosque tropical van más allá de lo imaginable. Sin embargo, a medida que continuamos realizando investigaciones descubriremos, parte por parte, las interrelaciones entre las especies que forman la estructura de las comunidades tropicales que tanto deseamos preservar.

Esta breve sinopsis sólo toca unos pocos aspectos de la historia natural de los tapires. En las últimas dos décadas hemos logrado mucho en nuestros estudios de tapires en estado silvestre y en cautiverio. Demás está decir que hemos avanzado sobre la base de información acumulada por naturalistas que nos precedieron.



Tapir de tierra baja, dibujo por Stephen Nash

Tapires como Dispersores y Depredadores de Semillas

Fábio Olmos

R. Antonio F. Gandra 182
Sao Vicente, SP, 11390-250 Brasil

Resumen

Los tapires tienen de moderadas a altas cantidades de frutos en su dieta, y son tanto dispersores como depredadores de semillas. Aunque se requiere de más información cuantificada, la evidencia presente sugiere que los tapires son dispersores importantes o claves de semillas para algunos grupos e incluso comunidades de plantas, ya que pueden dispersar especies adaptadas principalmente a otros agentes dispersores como aves o el viento. Sin embargo, actuando como depredadores de semillas los tapires pueden tener impacto en el brote de semillas de algunas especies de plantas. La relación entre los tapires y las semillas necesita más investigación, incluyendo aspectos básicos como el porcentaje de semillas viables dispersado, la distancia de dispersión, y el destino de las semillas dispersadas.

Introducción

Los tapires han estado comiendo hojas, ramitas, y frutos en los bosques del mundo quizás por más tiempo que el de la existencia de algunas familias de plantas de las cuales hoy se alimentan. Tan larga historia probablemente tiene relaciones evolutivas entre estos animales y las plantas que forman su dieta.

En Mesoamérica y Sudamérica, los tapires figuran como los mamíferos más grandes del bosque (véase Diamond 1989, Burney 1993). Como había notado Janzen (1983a), los tapires probablemente son los dispersores sustitutos de especies con frutos grandes que antes eran dispersados por la megafauna del Pleistoceno (Janzen y Martin 1982), y puede ser la especie clave que asegura la sobrevivencia de esas plantas. Por otro lado, es probable que muchas semillas no sobrevivan a la masticación y al aparato digestivo de los tapires.

El estudio del papel de los tapires como depredadores y dispersores de semillas es medianamente reciente (Janzen 1981, 1982a,b); y apenas estamos empezando a comprender las interacciones de los tapires con las plantas que comen. Aquí se resume la información disponible al respecto.

Tapires como herbívoros

Los tapires son ramoneadores/frugívoros (Bodmer 1990a), que se alimentan de una diversa selección de hojas, hierbas del sotobosque y bordes de bosque, arbustos, rebrotes, y frutos (Medway 1974, Terwilliger 1978, Williams y Petrides 1980, Janzen 1982a, Fragoso 1983, Williams 1984, Bodmer 1990b, Rodrigues *et al.* 1993, Downer 1996). Adicionalmente, el tapir de tierra baja (*Tapirus terrestris*) se alimenta de cantidades medianas de hierbas y plantas acuáticas en los bosques estacionalmente inundados de la Amazonia y en el Pantanal Brasileño (Bodmer 1990c, obs. pers.) y de hojas y ramitas de bambú en el bosque Atlántico del Brasil oriental (Rodrigues *et al.* 1993, obs. pers.). Los tapires andinos (*Tapirus pinchaque*) comen cantidades significativas de hierbas, bambúes, juncos, y bromelias en sus hábitats de alta elevación (Downer 1996).

Aunque no existen registros de tapires buscando activamente y comiendo animales, Downer (1996) ha encontrado restos de artrópodos (inclusive los élitros de Coleóptera) en las heces del tapir andino, quizás ingeridas por casualidad.

Los factores que influyen en la selección de algunas plantas comestibles por los tapires parecen complejos, y no son bien entendidos. Aparentemente están involucradas idiosincrasias individuales y defensas de las plantas, ya que frecuentemente prefieren hojas jóvenes y brotes (Terwilliger 1978, Williams y Petrides 1980, Downer 1996). Los tapires en cautiverio son susceptibles al prolapso rectal, debido a la ingestión de comida áspera e indigerible (Crandall 1964, Deutsch y Puglia 1988), y esto puede estar relacionado con su alimentación selectiva. Downer (1996) descubrió que plantas que fijan nitrógeno y *Equisetum* sp., que contiene mucho sílice, son componentes significativos de la dieta del tapir andino, así es muy posible que los tapires seleccionen plantas comestibles por su contenido nutritivo y químico.

Como otras especies del orden Perissodactyla, los tapires son fermentadores post-gástricos con un cecum desarrollado. Aunque los grandes fermentadores post-gástricos se consideran estar mejor adaptados para mantenerse con forraje de alta fibra y baja calidad nutritiva (Demment y Van Soest 1985, Bodmer 1990b), el ramoneo

selectivo demostrado por los tapires, y el porcentaje medianamente grande de frutas en su dieta, demostrado por algunos estudios (Williams y Petrides 1980, Williams 1984; Bodmer 1990b, 1990c), sugieren que los tapires si seleccionan comida de alta calidad cuando está disponible. De hecho los sitios donde abundan frutos son buscados activamente y esto determina los patrones de forrajeo de los tapires (Bodmer 1990b, Naranjo 1995, Downer 1996).

Existe variación en cuanto a la importancia relativa de los frutos dentro de la dieta de los tapires, tanto en especies como de hábitats. Sin embargo, debido a que se han utilizado diferentes métodos para evaluar la dieta, solamente se pueden hacer comparaciones cualitativas respecto al consumo de frutos por el tapir. Los frutos llegaron al 33% de la dieta del tapir de tierra baja en la Amazonia Peruana (Bodmer 1990b), mientras que dos de 15 pilas de heces tenían restos de frutos en un bosque del Brasil oriental (obs. pers.). Grandes cantidades de frutos fueron comidos por el tapir mesoamericano (*Tapirus bairdii*) durante la estación seca en un sitio de Costa Rica (Williams 1984), pero fue un componente menor en la dieta de la misma especie en la Isla de Barro Colorado (Terwilliger 1978). En un sitio al sudeste de Costa Rica, al menos 23 especies de frutos fueron el 3.8% de la dieta del tapir mesoamericano durante la estación lluviosa en contraste a 12% durante la estación seca (Naranjo 1995). Los tapires andinos buscan activamente las moras de tres especies de *Vaccinium* y *Pernettya* (Ericaceae) en los paramos andinos durante la estación seca. Williams y Petrides (1980) encontró que el tapir de Malasia (*Tapirus indicus*) busca e incluye una cantidad significativa de frutos en su dieta, debido a que restos frutales estuvieron presentes en todas excepto una de las muestras fecales que examinó, pero se necesita más información cuantitativa a cerca de esta especie.

Al contrario de herbívoros rumiantes, que matan la mayoría de las semillas que ingieren (Bodmer 1989,1991), las semillas de algunas especies pueden sobrevivir al sistema digestivo del tapir (Janzen 1982a, 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1992,1996, Rodrigues *et al.* 1993). Estas semillas deben superar tanto la masticación del tapir como el largo tiempo de paso (4-23 días para un tapir mesoamericano en cautiverio, véase Janzen 1981), que es más largo para semillas grandes, en cuyo caso se puede iniciar la germinación dentro del vientre del tapir, matando así la semilla.

¿Qué frutos comen los tapires?

Se conoce que los tapires buscan y comen una selección diversa de frutos (Cuadro 1.1). Los frutos comidos por los tapires varían desde pequeños higos suaves y moras de 1-3cm de diámetro, hasta frutos de 5-12cm de diámetro del árbol de calabaza, *Crescentialata*. Esto da la impresión

general que los tapires son oportunistas, comiendo la mayoría de frutos fácilmente accesibles, aunque permanecen buscando concentraciones de frutos predilectos (Bodmer 1990b, Downer 1996).

Al parecer los frutos de sabor u olor dulce son preferidos tanto en cautiverio (Janzen 1982a) como en el campo (Janzen 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1996), pero frutos de sabor amargo como la mirística silvestre *Virola oleifera*, el laurel *Ocotea catharinensis* (adaptada para dispersión por aves), o la legumbre *Sweetia fruticosa* (dispersado por el viento) también son comidos en grandes cantidades por los tapires de tierra baja cuando están disponibles (Rodrigues *et al.* 1993, P. Martuscelli com. pers., Brisola 1989). También, cientos de bellotas astringentes del Roble de Guanacaste, *Quercus oleoides*, pueden ser ingeridas en una sola sesión de comida por el tapir mesoamericano (Williams 1984).

Se dispone de poca información sobre los contenidos nutricionales de los frutos comidos por los tapires. Las drupas de la palma *Mauritiaflexuosa*, una comida principal para los tapires de tierra baja en la Amazonia, tienen una pulpa que contiene 53,2% de grasa, 43% de carbohidratos, y 3,8% de proteína (Bodmer 1990b). El arilo de la mirística *Virola oleifera*, también comido por los tapires de tierra baja, contiene 23% de grasa, 1,72% de proteína y 12% de carbohidratos (por peso, Galetti *et al.* 1997). Los tapires andinos se alimentan del fruto rico en grasa, de la Palma de Cera Quindiuense (*Ceroxylon quindiuense*) (Downer 1996), pero la mayoría de los frutos comidos por los tapires no parecen ser especialmente ricos en grasa como los anteriores casos. Por ejemplo, los frutos de la palma *Euterpe edulis*, comida por tapires de tierra baja, contiene 21% de carbohidratos, 6% de grasa, y 2,3% de proteína (peso húmedo), mientras que los frutos de *Cryptocaria moschata*, comido por la misma especie, contiene 12,7% de carbohidratos, 1,2% de proteína, y solamente 0,63% de grasa (Galetti *et al.* 1997).

Otra categoría de frutos comidos por los tapires son aquellos ingeridos con el forraje (Janzen 1984, Malo y Suárez 1995). Downer (1992,1996) encontró semillas de una variedad impresionante de hierbas y gramíneas en las heces de tapires andinos, que fueron ingeridas mientras ramoneaban hojas y ramitas, aunque en ciertos casos los tapires pudieron haber seleccionado las semillas (Downer in litt.). También fueron encontradas semillas viables de gramíneas en heces del tapir de tierra baja (Bodmer 1991). Ambos Janzen (1982b) y Williams (1984) encontraron semillas vivas en las heces del tapir mesoamericano que fueron probablemente ingeridas mientras comía hojas.

El tamaño es importante para determinar si una semilla será tragada, escupida, o machacada mientras es comida. Semillas más grandes de 2cm usualmente son escupidas o machacadas (Janzen 1982a,b; Bodmer 1991). Sin embargo cientos de nueces de 2-3cm de largo de *Spondias mobim* fueron encontradas por Williams (1984) en pilas de heces

Cuadro 1.1. Frutos conocidos de ser comidos por tapires silvestres, y el destino de sus semillas.

Especies	Depredación/Dispersado	Referencia
Tapir de tierra baja (<i>Tapirus terrestris</i>)		
<i>Spondias</i> sp. (Anacardiaceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
Anacardiaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Xylopia sericea</i> (Annonaceae)	?	Brisola (1989)
Annonaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Acrocomia aculeata</i> (Arecaceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Euterpe edulis</i> (Arecaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Mauritia flexuosa</i> (Arecaceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Maximilliana maripa</i> (Arecaceae)	dispersado*	Fragoso (1994)
<i>Oenocarpus bataua</i> (Arecaceae)	dispersado*	Bodmer y Brooks (este libro)
<i>Scheelea phalerata</i> (Arecaceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Scheelea</i> sp. (Arecaceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Arecaceae)	dispersado*	Barbosa (com. pers.)
Araceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Protium heptaphyllum</i> (Bursaceae)	dispersado*	Martuscelli (com. pers.)
<i>Jacaratia spinosa</i> (Caricaceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
<i>Maytenus</i> sp. (Celastraceae)	dispersado*	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
Chrysobalanaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Buchenavia</i> sp. (Combretaceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae-Caesalpin.)	depredación	Brisola (1989)
<i>Inga</i> sp. (Fabaceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Sweetia fruticosa</i> (Fabaceae-Papilionidae)	depredación	Brisola (1989)
Graminae	dispersado*	Bodmer (1991)
Icacinaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Juglans australis</i> (Juglaniaceae)	dispersado*	Chalukian (com. pers.)
<i>Cryptocaria moschata</i> (Lauraceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Lauraceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Ocotea catharinensis</i> (Lauraceae)	dispersado*	Martuscelli (com. pers.)
<i>Ocotea odorifera</i> (Lauraceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Ocotea velutina</i> (Lauraceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Gustavia coriacea</i> (Lecythidaceae)	?	L. Salas (in litt.)
<i>Cabraleacanjnerana</i> (Melicaceae)	dispersado*	Brisola (1989)
Menispermaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Coussapoa</i> sp. (Moraceae)	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Ficus insípida</i> (Moraceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
<i>Virola oleifera</i> (Myristicaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Myrtaceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Tetrastylidium grandiflorum</i> (Olacaceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
<i>Quiina glaziovii</i> (Quiinaceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
Rubiaceae	dispersado*	Bodmer (obs. pers.)
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> (Sapotaceae)	dispersado*	Galetti (com. pers.)
<i>Microphilis cf. eggensis</i> (Sapotaceae)	?	L. Salas (in litt.)
Sapotaceae	dispersado*	Bodmer (1991)
<i>Apeiba tibourbou</i> (Tiliaceae)	dispersado*	Brisola (1989)
<i>Cytharexylum myrianthum</i> (Verbenaceae)	dispersado*	Martuscelli (com. pers.)
Tapir mesoamericano (<i>Tapirus bairdii</i>)		
<i>Anacardium occidentale</i> (Anacardiaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Spondias mombim</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias purpurea</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias radlkoferi</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Acrocomia vinifera</i> (Arecaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Astrocaryum standleyanum</i> (Arecaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Bactris balanoidea</i> (Arecaceae)	depredación	Naranjo (in litt.)
<i>Bactris gasipaes</i> (Arecaceae)	depredación	Naranjo (in litt.)
<i>Raphia taedigera</i> (Arecaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Scheelea rostrata</i> (Arecaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Crescentia alata</i> (Bignoniaceae)	88%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Cordia guanacastensis</i> (Boraginaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Bromelia pinguin</i> (Bromeliaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Bromelia karatas</i> (Bromeliaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Bursera simaruba</i> (Bursaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Cochlospermac.)	dispersado*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Margaritaria nobilis</i> (Euphorbiaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Bauhinia unguolata</i> (Fabaceae)	dispersado*	Janzen (1982b)
<i>Caesalpinia coriari</i> (Fabaceae)	depredación	Janzen (1982b)

Cuadro 1.1. Frutos conocidos de ser comidos por tapires silvestres, y el destino de sus semillas.

Especies	Depredación/Dispersado	Referencia
<i>Cassia emarginata</i> (Fabaceae)	17.5%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Fabaceae)	22%, dispersado*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae)	depredación	Williams (1984)
<i>Inga vera</i> (Fabaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Pithecelobium saman</i> (Fabaceae)	33-60%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Prosopis juliflora</i> (Fabaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Quercus oleoides</i> (Fagaceae)	depredación	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Symponia globulifera</i> (Guttiferae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Brosimum alicastrum</i> (Moraceae)	depredación	Williams (1984)
<i>Ficus costaricana</i> (Moraceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Ficus insipida</i> (Moraceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Ficus</i> sp. (Moraceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Musa paradisiaca</i> (Musaceae)	depredación	Naranjo (in litt.)
<i>Ardisia revoluta</i> (Myrsinaceae)	dispersado*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Virola</i> sp. (Myristicaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Averrhoa carambola</i> (Oxalidaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Karwinskia calderoni</i> (Rhamnaceae)	dispersado*	Janzen (1982b)
<i>Ziziphus guatemalensis</i> (Rhamnaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Alibertia edulis</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Janzen (1982b)
<i>Genipa americana</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Guettarda macrosperma</i> (Rubiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Psychotria microdon</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Psychotria nervosa</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Psychotria trichotoa</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Randia armata</i> (Rubiaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Randia echinocarpa</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Williams (1984)
<i>Citrus aurantium</i> (Rutaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Psidium guajava</i> (Rutaceae)	dispersado	Naranjo (in litt.)
<i>Manilkara sapota</i> (Sapotaceae)	depredación	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Mastichodendron capiri</i> (Sapotaceae)	depredación	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Pouteria</i> sp. (Sapotaceae)	depredación	Naranjo (in litt.)
<i>Guazuma ulmifolia</i> (Sterculiaceae)	20%	Williams (1984)
Tapir andino (<i>Tapirus pinchaque</i>)		
<i>Amaranthus hybridus</i> (Amaranthaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Arracada elata</i> (Apiaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Arracada toluencis</i> (Apiaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Baccharis</i> sp. (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Cotula mexicana</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Erechtites hieracifolia</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga americana</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga quadriradiata</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Gamochoeta purpurea</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
Asteraceae sp.	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Greigia vulcanica</i> (Bromeliaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Puya</i> sp. (Bromeliaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Centropogon glaucotomentosum</i> (Campan.)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Centropogon ursinus</i> (Campanulaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Cerastium glomeratum</i> (Caryophyllaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Coriaria ruscifolia</i> (Coriariaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Eleocharis acicularis</i> (Cyperaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Scirpus inundatus</i> (Cyperaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Equisetum bogotense</i> (Equisetaceae)	esporas dispersadas	Downer (1992, 1996)
<i>Ceratostema alatum</i> (Ericaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Disterigma empetrifolium</i> (Ericaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Pernettya prostata</i> (Ericaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Vaccinium attenuatum</i> (Ericaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Vaccinium campanulatus</i> (Ericaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Lupinus caucensis</i> (Fabaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Trifolium cf. dubium</i> (Fabaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Geranium hirtum</i> (Geraniaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Gunnera magellanica</i> (Gunneraceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Satureja nubigena</i> (Lamiaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Stachys elliptica</i> (Lamiaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Buddleja incana</i> (Loganiaceae)	dispersado*	Downer (1996)

Cuadro 1.1. Frutos conocidos de ser comidos por tapires silvestres, y el destino de sus semillas.

Especies	Depredación/Dispersado	Referencia
<i>Brachyotum alpinum</i> (Melastomataceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Brachyotum ledifolium</i> (Melastomataceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Miconia crocea</i> (Melastomataceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Fuchsia vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Fuchsia aff. vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Oxalis lotooides</i> (Oxalidaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Oxalis microphylla</i> (Oxalidaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Oxalis mollis</i> (Oxalidaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Passiflora mixta</i> (Passifloraceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Plantago australis</i> (Plantaginaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Plantago nubigena</i> (Plantaginaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Bromus lanatus</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Bromus pitiensis</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Cortaderia nítida</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Cortaderia</i> sp. (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Eragrostis tenuifolia</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Eragrostis</i> sp. (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Neurolepis aristata</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Neurolepis</i> sp. (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Paspalum prostratus</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Poa annua</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Poa</i> sp. (Poaceae)	dispersado*	Downer (1992, 1996)
<i>Triticum aestivum</i> (Poaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Rumex crispus</i> (Polygonaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Rumex obtusifolius</i> (Polygonaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Rumex tolimensis</i> (Polygonaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla aphanoides</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla cf. guatemalensis</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla hispidula</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla orbiculata</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla sprucei</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Alchemilla verticillata</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles escalloniifolia</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles pernettyoides</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Polylepis quadrijuga</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Rubus acanthophyllus</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Rubus loxensis</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Prunus serotina</i> (Rosaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Galium hypocarpium</i> (Rubiaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Ribes andicola</i> (Saxifragaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. cuneifolium</i> (Saxifragaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. lehmannii</i> (Saxifragaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Calceolaria adenantha</i> (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Calceolaria calycina</i> (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Calceolaria ferruginea</i> (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Calceolaria parotrichia</i> ? (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Calceolaria spruceana</i> (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Veronica peregrina</i> (Scrophularaceae)	dispersado*	Downer (1992, en lit.)
<i>Nicandra physalodes</i> (Solanaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Valeriana microphylla</i> (Valerianaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Valeriana plantaginea</i> (Valerianaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Valeriana pyramidales</i> ? (Valerianaceae)	dispersado*	Downer (1996)
<i>Cissus cf. andina</i> (Vitaceae)	dispersado*	Downer (1996)
Tapir de Malasia (<i>Tapirus indicus</i>)		
Cangris	?	Williams y Petrides (1980)
Perancah	?	Williams y Petrides (1980)
Kelat	?	Williams y Petrides (1980)
Jaba	?	Williams y Petrides (1980)
<i>Baccaurea parviflora</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams y Petrides (1980)
<i>Elateriospermum tapos</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams y Petrides (1980)

* representa un porcentaje desconocido de semillas probablemente dispersadas, pero se carece de información cuantificada.
% representa la proporción de semillas vivas encontradas en las heces del tapir.

dejadas por los tapires mesoamericanos, mientras que una pila fecal del tapir de tierra baja tenía 100 semillas de *Virola oleifera*, de 2,2-2,4cm de largo (Rodrigues *et al.* 1993). A veces consumen semillas ordinariamente escupidas (Janzen 1982a). Es posible que las idiosincrasias individuales, tan evidentes en tapires cautivos, desempeñen un papel en si las semillas son ingeridas o escupidas.

Tapires como depredadores de semillas

Los tapires matan las semillas durante la masticación. Las semillas insuficientemente pequeñas o duras son aplastadas por los tapires, a veces en grandes cantidades. Janzen (1982b) y Williams (1984) encontraron pilas de heces del tapir compuestas principalmente por los cascotes producidos por el roble *Quercus oleoides*, cada pila tenía los restos de alrededor de 500 semillas. También ambos autores encontraron que los tapires mesoamericanos masticaban las semillas suaves del *Brosimum alicastrum* (Moraceae), *Mastichodendrum capiri* y *Manilkara sapota* (Sapotaceae), siendo depredadores eficaces de estas especies. Se probó también que la masticación hizo daño a las semillas grandes y duras del Guapinol *Hymenaea courbaril*, que son generalmente escupidas después de quitar la pulpa, aunque algunas son masticadas y tragadas por tapires de tierra baja (Brisola 1989).

Los tapires también matan las semillas al digerirlas. La vulnerabilidad de semillas a la digestión depende de la dureza de su casco, su tamaño, y si han o no sido dañadas por la masticación. Comparadas con follaje y objetos pequeños, que requieren 1-3 días para pasar por el ducto digestivo del tapir, las semillas grandes pueden estar más de 10 días en la barriga del tapir, aumentando así las probabilidades de germinar allí y morir (Janzen 1981). También, un casco duro ayuda a proteger a la semilla tanto de la masticación como de la digestión, dado que no ha sido dañado.

Janzen (1981) demostró que el tapir mesoamericano fue capaz de matar 78% de las semillas consumidas del Guanacaste *Enterolobium cyclocarpum* a pesar de la dureza de los cascotes, aparentemente porque germinaron adentro del vientre del tapir. Sin embargo, Williams (1984) encontró una mediana cantidad de semillas vivas de Carao en las heces del tapir, indicando que el proceso no es siempre eficaz y que puede variar según distintas circunstancias. Brisola (1989) encontró que los tapires de tierra baja son de depredadores de las semillas de las legumbres *Hymenaea courbarily* *Sweetiafruticosa*, y que dañan (y posiblemente matan) más del 50% de las semillas de una especie de laurel de la que se alimentan.

Los tapires parecen digerir parcialmente las semillas. Janzen (1982b) demuestra que había números aproximadamente iguales de semillas vivas y digeridas

(determinado por sus cascotes vacíos) de la legumbre *Pithecelobium saman* que fueron examinadas en las pilas fecales, en el campo. En contraste, Williams (1984) indica que pasaron intactas por el tapir sólo semillas de 6 de las 33 especies de frutos comidos por el tapir mesoamericano. Bodmer (1991) descubrió que los tapires de tierra baja en la Amazonia Peruana dañan menos semillas que otros ungulados simpátricos, dado que el 54% de los ejemplares de semillas que el examinó estaban intactos. Es interesante que muchas de *Jas. semillas* (12,5%) pertenecieron a la familia Sapotaceae, un grupo depredado por el tapir mesoamericano (véase arriba).

Los tapires pueden matar en una vez gran número de semillas, dependiendo de las características de las mismas y de su disponibilidad, posiblemente puedan destruir la cosecha entera de semillas de un individuo aislado. Sin embargo, la eficiencia parcial de los tapires en la digestión de las semillas usualmente permite que una porción de ellas pueda sobrevivir al paso por el ducto digestivo y ser dispersadas. Sin embargo, comparado con ungulados simpátricos como venados y pecaríes, los tapires son mucho menos eficaces como depredadores de semillas (Bodmer 1991).

Tapires como dispersores de semillas

Los tapires pueden transportar semillas intactas tanto al tragarlas y luego defecarlas, como al comer un fruto y escupir sus semillas. Aunque el segundo método imposibilita la dispersión de semillas lejos de la planta madre, Bodmer *et al.* (1993) considera que el hábito de escupir del tapir de tierra baja es importante en la regeneración y el mantenimiento de los bosquecillos de la palma colonial *Mauritia flexuosa*. Igualmente, Naranjo (in litt.) indica que los tapires mesoamericanos son importantes para el mantenimiento de los pantanos de *Raphia taedigera* en Costa Rica y Nicaragua.

Janzen (1981) notó que los tapires tienen el potencial de permitir la germinación de un muy complejo y amplio espectro de semillas, debido a la posibilidad que tienen las mismas de ser trasladadas muchos kilómetros, y al espaciamento de las heces, aún cuando las semillas hayan sido comidas en un solo momento, maximizando así su dispersión. Además, el número de semillas vivas que un tapir puede dispersar de una sola vez es alto, ya que éste puede llegar a cientos o aún miles (Janzen 1982b, Williams 1984, Rodríguez *et al.* 1993). Las semillas vivas, a veces en grandes números, encontradas brotando de las heces del tapir demuestra que los tapires son exitosos en cuanto al transporte de semillas vivas. Por ejemplo, en un estudio conducido al Parque Nacional Sangay, Ecuador (Downer 1996), de 205 especies comidas, 86 (o 42%) germinaron de las heces del tapir andino.

Un factor importante de los tapires como dispersores de semillas, es su propensión para defecar en el agua (Janzen 1981, Williams 1984, Bodmer 1991). De hecho, en un estudio en Costa Rica el 94% (n=136) de las heces del tapir fueron encontradas en agua (Naranjo in litt.). Este hábito puede resultar en la pérdida de plántulas debido a la humedad excesiva, pero puede también poner las semillas en un ambiente favorable para dispersión secundaria y recolonización, ordinariamente con pocos depredadores de semillas (Janzen 1981, pero véase Goulding 1981 en cuanto a la depredación de semillas por peces amazónicos). Aunque prefieren defecar en el agua, los tapires también lo hacen en lugares secos donde nunca son alcanzados por corrientes de agua, especialmente en áreas montañosas.

La respuesta de las semillas vivas al paso por el ducto digestivo del tapir varía considerablemente. Algunas especies parecen indiferentes, demostrando una germinación retardada que permite dispersión adicional por medios abióticos o bióticos (Williams 1984). Este grupo está probablemente mejor adaptado a enfrentar la incertidumbre de donde el tapir defecará, y la germinación retardada, les permite ser transportadas secundariamente a un hábitat más favorable. Entre las especies en este grupo están algunas del género *Spondias*, cuyas largas nueces vivas se encuentran en las heces del tapir (Williams 1984, Bodmer 1991), a veces en grandes números. Las nueces de *Spondias* tienen larga vida bajo el agua y están provistas de una cubierta fibrosa y notante, sugiriendo adaptaciones para dispersión secundaria por medio del agua (Williams 1984).

Otras especies demostraron diferentes tasas de germinación cuando fueron comparadas con semillas extraídas de frutos por investigadores. Williams (1984) halló que las semillas de la legumbre *Pithecelobium saman* germinaron a un paso más rápido y en porcentaje más alto después de pasar por un tapir. El mismo fue el caso de semillas del árbol de calabaza (*Crescentia alata*), una especie adaptada para dispersión por mamíferos grandes, y el de *Alibertia edulis* (Rubiaceae), cuyos frutos son comidos por un diverso grupo de vertebrados (Janzen 1982b).

Algunas especies demuestran una tasa de germinación más rápida, cuando son digeridas por el tapir probablemente debido a la escarificación, acompañado de una disminución en el número de semillas que germinan. Rodrigues *et al.* (1993) descubrieron que 45% de las semillas de la palma *Euterpe edulis* que germinaron después de ser tragadas por el tapir de tierra baja, lo hicieron casi simultáneamente durante el primer mes después de ser sembradas. Las semillas de control tomadas de las palmas tuvieron un éxito de germinación del 85%, pero la mayoría de semillas germinaron 2-3 meses después de ser sembradas, con algunas que germinaron 5 meses más tarde (obs. pers.). Aparentemente pasa lo mismo con las semillas de la legumbre *Prosopis juliflora* tragadas por los tapires mesoamericanos (Williams 1984). En contraste, Rodrigues

et al. (1993) observaron que las semillas de *Virola oleifera* encontradas en las heces del tapir germinaron más tarde y en mayor número que las semillas del control.

Como se mencionó anteriormente, los tapires son menos eficaces en la digestión de semillas que los rumiantes. Para las especies que escapan de la masticación del tapir, el proceso digestivo hace de los tapires tanto dispersores como depredadores de las semillas que comen. Aunque un porcentaje grande de semillas tragadas es matado por el tapir, respecto a la dispersión de semillas, lo mayor no es siempre lo mejor (Janzen 1981). Tal vez su destino es más importante que el número de semillas vivas dispersadas por los tapires.

Muchas de las semillas comidas por los tapires provienen de frutos caídos bajo los árboles maternos, donde de no ser comidas, serían probablemente matadas por depredadores de semillas como roedores y escarabajos, o sufrirían los efectos de la competencia (Howe y Smallwood 1982). Los tapires pueden conferir una ventaja de sobrevivencia, por lo menos, a algunas semillas siendo competidores de depredadores más eficaces, y capaces de transportar grandes números de semillas de una sola vez (Fragoso 1994). Esto no se limita a especies adaptadas para dispersión por mamíferos, ya que los tapires también se alimentan de frutos adaptados a otros agentes dispersores, como los pájaros (Silvius 1995). También los tapires ingieren las semillas de gramíneas y juncos, dispersando así exitosamente semillas sin adaptaciones especiales para la endozoocoria (Downer 1992, 1996).

Conclusión

Desafortunadamente, no sabemos con certeza que tan importantes son los tapires como dispersores de semillas, aunque la evidencia indica que tienen un papel significativo. El hecho que los tapires de tierra baja sean los dispersores más eficaces de la palma *Maximilliana maripa* (Fragoso 1994), que se encontraran semillas vivas en todas, excepto una de las pilas de heces del tapir de Malasia analizada por Williams (1980), que 22 de 33 especies que se conoce son comidas por el tapir mesoamericano sean dispersadas por éste (Williams 1984), y que los tapires andinos dispersen 86 de 264 de las especies traqueofitas encontradas en su hábitat (Downer 1996) sugiere un papel muy importante. Se debe considerar que los tapires pueden dispersar (y lo hacen) cientos, o aún miles, de semillas lejos (tal vez kilómetros) de las plantas maternas, actuando así como dispersores de larga-distancias.

También el descubrimiento de Downer (1992, 1996) de que los tapires andinos dispersan las semillas de muchas gramíneas, juncos, y hierbas que comen, y la posibilidad de un impacto significativo del depósito de heces en la formación de suelos, sobre todo alrededor de los depósitos y pilas de heces, indica la real posibilidad de que los tapires

desempeñan un papel clave en cuanto a la formación de sus hábitats, por lo menos en algunas situaciones. En los Andes altos, donde los volcanes activos a veces cubren áreas extensas con carboncillos y cenizas, los tapires andinos pueden ser los dispersores de semillas más importantes, propiciando el proceso de sucesión en estas áreas (Downer 1996).

Es posible que el tapir andino sea la especie más importante en cuanto a la estructuración de su hábitat, debido al gran número de plantas de la flora alto-andina adaptadas a la dispersión por tapires (Downer 1996). Tal papel afecta a otras especies. Por ejemplo, los tapires andinos son considerados como uno de los principales dispersores de la palma de cera quindiuense *Ceroxylum quindiuense*, una especie amenazada debido a la falta de regeneración de sus bosquecillos, lo que puede ser en gran parte debido a las extinciones locales del tapir andino (Downer 1996) y a la competencia con gramíneas introducidas (Collar *et al.* 1992). Esta declinación, junto con la deforestación, pone en peligro de extinción otras especies como el loro amarillo (*Ognorhynchus icterotis*), un especialista involucrado con la palma de cera que es endémico de los altos Andes del Ecuador y Colombia, pero que actualmente se encuentra al borde de la extinción (Collar *et al.* 1992).

Lamentablemente, no hay estudios detallados sobre el destino de las semillas encontradas en las heces de los tapires y las escupidas por ellos, que ayuden a determinar el impacto de los tapires como dispersores de semillas. Sin embargo hay mucha evidencia de que los tapires sí dispersan

semillas, y de que ellos son importantes para la sobrevivencia de por lo menos algunas especies de las que se alimentan. Algunas, como los árboles *Spondias*, la palma de cera quindiuense, y muchas especies de los Andes altos, dependen de tapires como sus dispersores naturales primarios. Otras, como el árbol de calabaza y algunas legumbres, huérfanas luego de la desaparición de la megafauna americana, dependen de los tapires como dispersores que les permiten persistir. Más aún, los tapires al alimentarse y dispersar las semillas de especies que antes estuvieron adaptadas primariamente a otros agentes de dispersión, actúan como dispersores substitutos. Los tapires desempeñan un papel crítico en cuanto al mantenimiento de la diversidad biológica de los ecosistemas y ayudan en la formación de comunidades vegetales. Ese efecto se magnifica por el hecho de que las especies dispersadas por tapires, como las palmas, son especies claves con un impacto muy grande en sus ecosistemas. La pérdida de tapires y de otros grandes mamíferos dispersores de semillas causa severos, y quizás irreversibles, impactos en la dinámica de los ecosistemas forestales en los que viven (Redford 1992).

Existen todavía brechas grandes de conocimiento, y preguntas importantes para contestar sobre la dispersión de semillas por el tapir. ¿Cuál es el destino de las semillas vivas en los heces de los tapires? ¿Cuál es el impacto de tapires sobre las especies que depredan? ¿Son los tapires reales competidores de depredadores de semillas más eficaces? Las respuestas a estas preguntas son temas importantes para investigaciones futuras.

Evaluación del Estado y Plan de Acción para el Tapir Andino (*Tapirus pinchaque*)

Craig C. Downer

Andean Tapir Fund; P.O. Box 456; Minden, Nevada 89423 USA

Resumen

El tapir andino (*Tapirus pinchaque*), que se estima no excede los 2500 individuos, ha desaparecido en gran parte de su área de distribución anterior. Hoy en día, esta especie endémica amenazada de los Andes altos se restringe a 12 áreas, con otras 9 áreas adicionales en donde se necesita verificación de la presencia del tapir. Se presenta una evaluación crítica de las amenazas actuales y un Plan de Acción para contrarrestar tales amenazas. Las mayores amenazas para el tapir andino son la destrucción del bosque de niebla y del páramo, junto con la sobrecaza. Un estudio detallado del tapir andino combinado con información sobre su estado ha ayudado a determinar caminos para rescatar al tapir andino de la extinción. Los tapires andinos necesitan bosque de niebla continuo, bordeado en sus márgenes superiores por páramo, con un área de 3000km² para soportar una población de adultos reproductivamente viable. De más alta prioridad es la protección de reservas existentes y el establecimiento de corredores para encadenar estos refugios. También son imperativos programas para el monitoreo poblacional y el establecimiento de reservas adicionales. Se recomienda una campaña educativa entre la población rural acompañada de programas que fomenten el desarrollo de estilos de vida alternativos y prácticas funcionales en los Andes altos. Esto se puede cumplir con prácticas agroforestales correctamente equilibradas, el ecoturismo, y la producción de productos nativos como figuras y tapices con forma de tapir. Se consideran también las perspectivas de programas de cría en cautiverio y traslado de tapires a sitios donde se han extinguido.

Historia natural

Descripción

El tapir andino, *Tapirus pinchaque* (Roulin 1829), o Sacha Huagra (Quechua) se encuentra entre las especies de grandes mamíferos menos conocidas (Thornback and Jenkins 1982). El animal fue descubierto por primera vez para la ciencia por el naturalista francés Roulin en los páramos altos de Suma Paz en los Andes orientales al sur de Bogotá (Roulin 1829, Cuvier 1829). Durante el siglo

XIX, tanto Roulin (1829) como Goudot (1843) observaron los tapires andinos en sus hábitats naturales.

Hershkovitz (1954) examinó las relaciones evolutivas entre los tapires congéneres. La inspección más exhaustiva de la historia natural del tapir andino es la de Schauenberg (1969). Algunos paleontólogos creen que el tapir andino se relaciona más con el tapir ancestral que llegó a Sudamérica que con las otras dos especies de tapires americanos (Hershkovitz 1954).

El nombre latino *pinchaque* hace referencia a una criatura mítica que podría provenir del impresionante mastodonte gigante que anteriormente habitaba las regiones andinas (Hershkovitz 1954). Los nombres españoles para el tapir andino varían de danta lanuda y danta cordillerana en Colombia, a danta negra en Ecuador, tapir de altura, gran bestia, y bestia negra en Perú. Danta es un viejo nombre español utilizando para designar a un tipo de alce herbívoro, o anta, y constituye el nombre común para todos los tapires en la mayor parte de América Latina (National Textbook Company 1986).

En promedio, el tapir andino mide alrededor de 1.8m de largo, 0.8m de altura hasta al hombro, y alcanza 150kg de peso. Las hembras tienden a ser ligeramente más grandes que los machos, pero esta diferencia es generalmente indistinguible en el campo. Su pelaje es grueso y lanoso, de color pardo oscuro a negro carbón, con un borde de pelo blanco alrededor de los labios; los dedos están provistos de cascos y usualmente tienen la punta de las orejas redondeadas. Los ojos son pardos-azulosos vidriosos (Alien 1942, C. Downer obs. pers.). Dentro de las cuatro especies de tapires existentes, el tapir andino es el más pequeño (Walker 1964, Frädriich y Thenius 1968). Su pelo negro lanudo aísla y absorbe el calor del sol. Sus cascos desplegados le permiten una gran versatilidad en la locomoción en los andes altos, aún en las pendientes cubiertas de nieve y los glaciares.

Distribución

Antes de 1500 A.D., *T. pinchaque* probablemente habitó en la mayoría de los Andes templados desde el norte del Perú a lo largo de las cordilleras andinas Oriental y Central del norte de Sudamérica. Al norte de la zona alta y seca, conocida como Puna, donde existe el bioma páramo húmedo (Ramsay 1992), el tapir andino encuentra su nicho tanto en

Cuadro 2.1. Amenazas y hábitats (en áreas actual, anterior, o posiblemente habitadas) a las poblaciones de tapir andino. También se indican las regiones consideradas de ser capaces de mantener una población mínima viable.

País	Región Actual, Anterior, o Posiblemente Habitada	Amenazas y Estado	
Venezuela	Andes Orientales Perijá PN (con Colombia)	Y, C, D, F, H, L, N, ?f	
Colombia	El Tamá PN (con Colombia)	O, D, L, N, ?a, ?c	
	Andes Orientales		
	Catatumbo Bari PNN (Perija)	Y, C, D, F, H, L, N, ?f	
	Tamá PNN (con El Tamá.Venez.)	O, D, L, N, ?a, ?c	
	El Cocuy PNN	O, C, D, F, H, L, ?a, ?c	
	Pisba PNN	O, ?a	
	Chingaza PNN	G, H, M, Mt, N, ?a	
	Sumapaz PNN (Roulin descub)	G, C, D, F, H, L, Mt, N	
	Cordillera Los Picachos PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, ?a	
	Andes Centrales		
	Los Nevados PNN	G, C, D, F, H, L, R	
	Ucumarí Parque Reg. (Risaralda)	G, C, F, H, L	
	Las Hermosas PNN	G, C, D, F, H, L, Mt, N, R, ?a	
	Nevado del Huila PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, R, X	
	Puracé PNN	G, C, D, F, H, L, M, N, R, X	
	Cueva de Los Guácharos PNN	G, ?a	
	Andes Occidentales		
Macizo de Tatamá PNN	Re, F, H, L, N, ?a, ?v		
Farallones PNN	Re, C, D, F, H, L, Mt, N, R, ?f, ?v		
Nudo de Pasto			
Munchique PNN	Re, ?a, ?c		
Santuario de Flora y Fauna Galeras	Re, ?a, ?c		
El Angel RE	G, D, F, H, L, ?v		
Cotacachi Cayapas RE	Re, D, F, H, L, ?c, ?f		
Cayambe-Coca RE	G, C, D, L, M, Mt, R, X		
Sumaco-Gal. PN	G, C, D, F, H, L, M, X, ?a, ?v		
Antisana RE (poss. PN)	G, C, D, F, H, L, Mt, X, ?a		
Cotopaxi PN	O, ?a, ?c		
Llanganatis Bosque Protector	G, D, F, H, L, X, ?a		
Sangay PN	G, C, D, F, H, L, M, Mt, R, X		
Chimborazo Res. Prod. Fauna	Y, ?a, ?f		
Las Cajas Area de Recreación	O, C, D, F, H, L, R, ?c		
Podocarpus PN	G, C, D, F, H, L, M, Mt, R, X		
Cordillera del Cóndor	G, C, D, F, H, M, R, W, X		
Zamora Provincia	G, C, D, F, H, L, M, R, W, X		
Perú	Piura Dpto., frontera Andes	G, C, D, F, H, L, N, X	
Cajamarca Dpto., frontera Andes	G, C, D, F, H, L, N, X		
Tabaconas-Namballe RE	G, D, F, H, ?a		
Cordillera del Cóndor	G, C, D, F, H, M, R, W, X		
Estado Legal:		Código de Amenazas:	
PNN	Parque Nacional Natural (designación Colombiana);	C	Colonización y agricultura;
PN	Parque Nacional (designación Venezolana o Ecuatoriana)	D	Deforestación por tala y quema y/o industria maderera;
RE	Reserva Ecológica (designación Ecuatoriana o Peruana)	F	Deforestación por la recolección de leña combustible;
Código:		H	Caza;
Y	Posible existencia anterior, pero falta evidencia firme;	L	Invasión por ganado;
O	Evidencia firme de existencia anterior, pero duda sobre poblaciones sobrevivientes actuales;	M	Actividad minera;
Re	Reportado pero necesita verificación, queda en duda hasta que sea verificado, puede ser <i>T. bairdii</i> ;	Mt	Mercado de partes del tapir andino para medicina, comida, cueros, etc.;
G	Observado habitando la región en años recientes (se consideran los últimos 10 años).	N	El cultivo y tráfico de narcóticos;
		R	Construcción de carreteras;
		W	Destrucción de vida silvestre y hábitat por guerra;
		X	Región (en combinación con adyacentes) puede mantener una población mínima viable (>3000km ²).
		Preguntas:	
		?a	Más evaluación de amenazas requerida;
		?c	Dudoso si existe actualmente, pero que resulta razonable creer que se encontraba en el área;
		?f	Algunas autoridades debaten si alguna vez existió aquí;
		?v	Identificación de campo reciente necesita verificación.
Nota: Este Cuadro debe proveer una guía razonable para investigación futura y esfuerzos para salvar al tapir andino.			

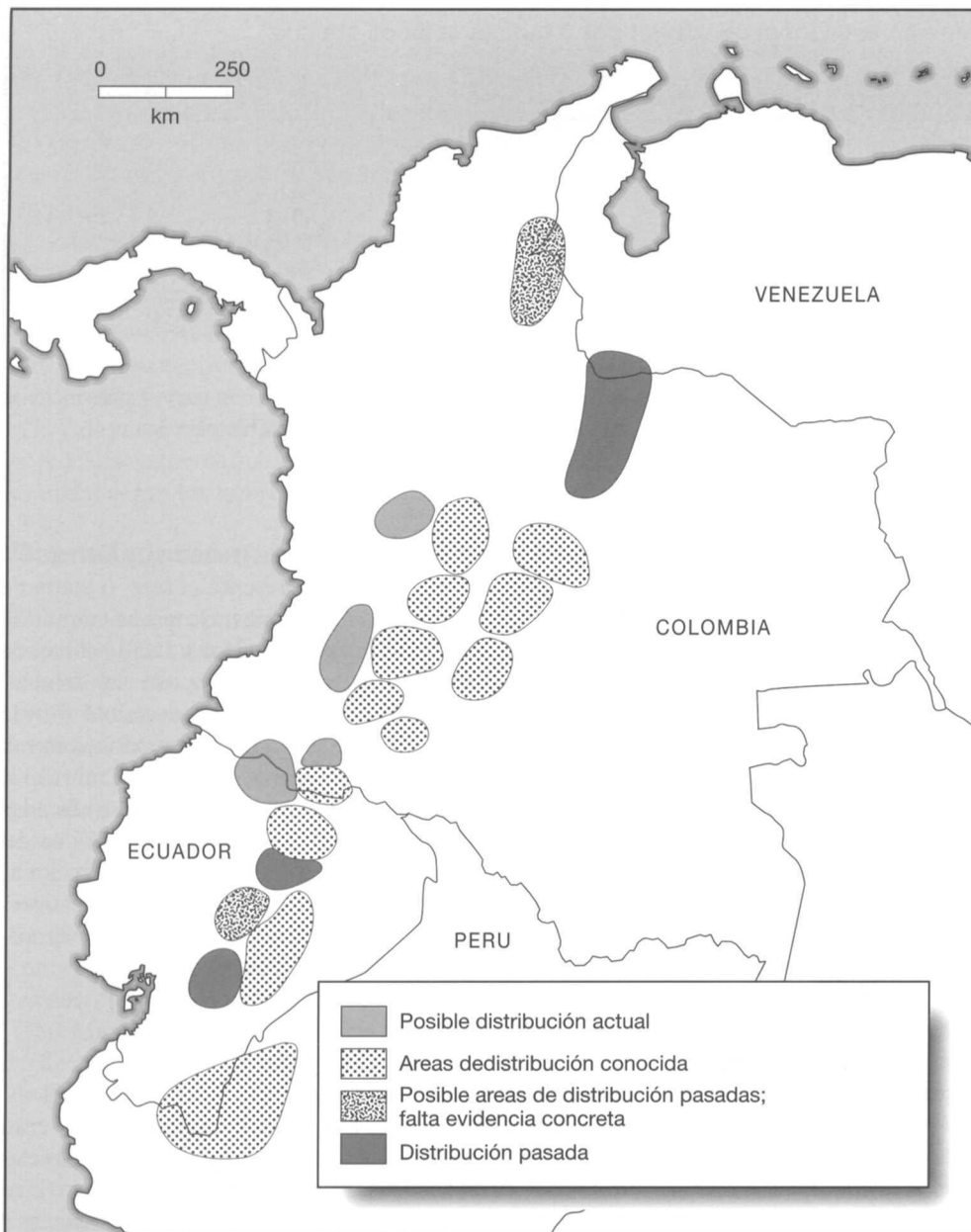


Figura 2.1. Mapa de distribución del tapir andino (*Tapirus pinchaque*).

páramo como en bosque de niebla. Actualmente la especie se distribuye desde los Andes del Perú al norte, en los estados de Piura y Cajamarca, y en la Cordillera del Cóndor (Mittermeier *et al.* 1975) girando hacia el norte por la Cordillera oriental del Ecuador, siguiendo hacia los Andes Colombianos donde se encuentra tanto en la cordillera central como en la oriental, y quizás la occidental (Fig. 2.1, Cuadro 2.1). Con base en informes recientes, el tapir andino no vive actualmente en Venezuela, aunque pudo haber existido frente al Departamento colombiano Norte de Santander en la vecindad del Parque Nacional El Tamá, a juzgar por registros nativos y nombres de sitios (Downer 1991, 1996a). También es posible se tratara de un *T. terrestris* viviendo en altas montañas (Alien 1942, Hershkovitz 1954, Thornback and Jenkins 1982, O. Linares com. pers.).

Asociación con el hábitat

Los cinco principales tipos de hábitat en cuanto a especies comestibles para el tapir andino en el Parque Nacional Sangay, Ecuador, son en orden descendente: (1) chaparral, (2) bosque andino, (3) páramo, (4) pampas, y (5) pradera ribereña. El páramo favorece al tapir andino durante la estación seca mientras que durante la estación pluvial lo favorece el bosque andino (véase Cuadro 2.2). Los tapires andinos buscan abrigo de tempestades y temperaturas más cálidas a elevaciones más bajas durante la estación pluvial. Durante la estación seca, los insectos que pican aumentan de población, obligando a los tapires a ocupar la zona de páramo que es más fría (Stummer 1971). Las elevaciones ocupadas por el tapir andino varían entre

Cuadro 2.2. Utilización promedio estacional de hábitat por 3 tapires andinos adultos*.

Tipo de hábitat	Número Observaciones	%de Observaciones	Estac. Seca (Oct.-Ene.)	Estac. Interina (Feb.-Ab., Sep)	Estac. Lluviosa (Mayo-Ag.)
Bosque Andino	225	28.7%	65	80	80
Prad. Ribereño	180	22.9%	65	55	60
Chaparral	175	22.3%	65	60	50
Páramo	155	19.7%	70	55	30
Pampas	50	6.4%	15	15	20
TOTALES:	785	100.0%	280	265	240

* Basado en el seguimiento por telemetría aproximadamente mensual.

1400m hasta el nivel inferior de nieve (ca. 4500m) según la latitud.

En bosques densos se encuentran frecuentemente dormideros. En aquellos lugares donde existe ganadería los tapires tienden a encontrarse en pendientes muy empinadas inaccesibles al ganado (Schauenberg 1969, Downer 1995a, 1996a). Al igual que otras especies tropicales que viven en áreas de alta precipitación, el tapir andino depende del suplemento mineral proveniente de manantiales de aguas con minerales o salados naturales (Patzelt 1989, Stummer 1971). Además el tapir andino come ciertos tipos de lodos arcillosos según los indios nativos de la tribu Puruhaés (Hershkovitz 1954).

Aspectos de la historia de vida

El estro dura 3-4 días y está sincronizado con el ciclo lunar. El tapir andino tiene un periodo de gestación de más o menos 393 días (Bonny y Crotty 1978) y da a luz a una sola cría, raramente gemelos (Eisenberg 1989, Walker 1964). El tapir andino alcanza la madurez sexual después de los 3 años de edad. Informes indican que los machos se confrontan violentamente para obtener hembras.

De manera similar a *Tapirus indicus* (Williams 1979), el rango de acción de los adultos se solapa hasta una tercera parte, en relación con el territorio central perteneciente al macho, su hembra, y crías. El marcaje del territorio por medio del acumulación de heces (Lee 1993, Downer 1995a, 1996a, b) y marcaje en árboles, parecen ser parte del comportamiento territorial del macho así como de las hembras que comparten el mismo territorio. También se ha notado marcación por medio de orina (Moehlman 1985), lo cual se asocia a menudo con el pateo instintivo del pie trasero.

El centro del rango de acción del tapir andino tiene en promedio 8.8km². El terreno inclinado que el tapir andino habita realmente proveería de mucho más superficie de hábitat para explotar que un terreno plano (Matola in litt.). El macho se muestra mayor fidelidad a su territorio aproximadamente circular y tiene más facilidad defensiva que las hembras. El tapir andino es activo tanto de día como de noche, con un fuerte comportamiento crepuscular (Downer 1995a, 1996a,b). El incremento de la actividad

nocturna se puede ver en las áreas con mayor presencia de humanos y ganadería (Downer obs. pers.).

Alimentación

El tapir andino ramonea hojas, ramitas, y frutos del bosque andino enano, que representa el sere, o etapa de sucesión climax en muchas regiones. De vez en cuando se mantiene erguido con los pies traseros y tiende el tronco prensil hasta casi 3m desde el piso para obtener comida. También tumba árboles, haciendo así accesible forraje fuera del alcance de herbívoros más pequeños como el ciervo Pudu (*Pudu mephistopheles*), o el sacha cui (*Cavia aperea*). El tapir andino emplea sus cerdas sensibles ubicadas en la punta de su proboscide, así como sus sentidos del olfato, gusto, y, en menor grado, la visión, para seleccionar comidas palatables. Los tapires andinos son ramoneadores selectivos y demuestran ciertas preferencias (Castellanos-Peñañiel com. pers., Downer 1996a).

Estado y amenazas

Se debe notar que la baja tasa reproductiva, la gran extensión de su rango de acción individual y el carácter solitario general de los tapires andinos los ponen en riesgo particular, es decir vulnerables a la extinción por la caza y la destrucción de su hábitat.

Destrucción del hábitat y cacería como amenazas conjuntas

La destrucción del hábitat y la caza constituyen los principales factores que afectan al tapir andino. Esta especie tímida no tolera disturbios y abandona un hábitat en donde ha sido molestado algunas veces (Thomback and Jenkins 1982). La invasión de hábitat por la actividad agraria constituye la amenaza primaria para los tapires andinos y está ligada con la caza, toda vez que la población campesina caza estos animales como recurso tradicional de carne, cuero, y medicina.

La destrucción del hábitat en la región andina está ligada a la expansión de la población humana por medio de

la agricultura de tala y quema y la cría de ganado bovino y ovino en pendientes y laderas erosionables. Esto obliga a los tapires a dispersarse hasta elevaciones donde el hábitat y el clima están por debajo del óptimo, a veces a menos de 2000m de elevación en las pendientes orientales andinas. De esta manera el tapir andino está perdiendo su hábitat preferido.

La caza también está afectando las poblaciones del tapir de montaña. Muchos hábitats anteriormente ocupados, como el Valle alto de Alao que bordea el Parque Nacional Sangay, todavía tienen bosque andino alto, pero los tapires andinos han sido exterminados por cazadores y sus perros durante los años recientes (Guardaparques del Parque Nacional Sangay, com. pers.). Los vaqueros que vigilan periódicamente su ganado también cazan los tapires andinos.

Depredadores naturales y enfermedades

El tapir andino parece tener menos depredadores no humanos que los tapires de tierra baja. Los pumas (*Felis concolor*) tienen al tapir andino como presa (Schauenberg 1969). Un examen de las heces del puma reveló que 13% de su dieta fue tapir andino (n= 15, N=2). La depredación del tapir andino por el puma aumenta en áreas con mucho ganado debido a la existencia de mayores poblaciones de estos felinos en tales zonas (Von Humboldt 1850).

El jaguar (*Panthera onca*) puede ascender a alturas superiores a 2000m y allá cazar al tapir andino en el Parque Nacional Podocarpus al sur del Ecuador (G. Capa com. pers.). Se conoce que el oso frontino, *Tremarctos ornatus*, ha atacado y comido al tapir andino (Peyton 1980, MacKinnon 1984). Se observaron cicatrices de garras en un macho adulto de tapir andino, en el Parque Nacional de Sangay, cerca de 2800m de elevación, que parecieron ser de un oso frontino. Parece probable que jaurías de perros salvajes persiguen y matan al tapir andino en ciertas regiones. Es dudoso que el zorro andino (*Duscicyon culpaeus*), frecuentemente simpátrico con el tapir andino, tenga el suficiente tamaño o sea capaz de matar al tapir andino (Borrero 1967). Pobladores de la vecindad del Parque Nacional Sangay y otras áreas andinas también sugieren que el cóndor andino, *Condor gryphus*, podría matar tapires juveniles o recién nacidos.

Casi todas las enfermedades del tapir andino están asociadas con ganado domesticado (Lee 1993). Estas incluyen un tipo de pulmonía, probablemente contraída del ganado, así como parásitos intestinales inclusive nemátodos (Galey Sedgwick 1968, J. Hernandez-Camacho com. pers., obs. pers.). También *Giardia* puede afligir al tapir andino en regiones con ganado. También se ha notado la presencia de los géneros de nemátodos *Strongylus* y *Strongyloides*, así como ascáridos (Gale y Sedgwick 1968). Estos parásitos pueden provocar mortalidad en los tapires. Caídas accidentales de pendientes muy abruptas o de

taludes también constituyen un factor adicional de mortalidad.

Estado de protección legal

El tapir andino está registrado en el Apéndice I de la CITES que restringe el comercio de animales y sus partes. No obstante, el comercio dentro de países particulares ocurre, en forma de carne y medicina folklórica. Se prohíbe molestar, capturar, o matar al tapir andino por ley nacional en Colombia, Ecuador, y Perú, tanto dentro como fuera de parques nacionales o reservas naturales. Aunque en 1982 fue registrada como una especie Vulnerable a la extinción en el Libro Rojo de IUCN (Thornback and Jenkins 1982), fue reclasificado como En Peligro de Extinción (EN: Alc+2cd, C1, E) según una reciente evaluación realizada por IUCN (IUCN 1996). Sin embargo, aunque muchos países siguen las categorías de IUCN, éstas no tienen un estado legal dentro de los países (Gimenez-Dixon in litt.).

La destrucción del hábitat Andino

Se considera al tapir andino como una "especie bandera" (flagship species) para los Andes altos norteños. En esta región biogeográfica, que se destaca por sus páramos, los hábitats naturales que quedan están siendo fragmentados por caminos, deforestación, cultivos, ganado, y asentamientos humanos. Estas actividades dejan poblaciones fragmentadas expuestas a la endogamia, el aislamiento físico o genético, y la muerte ocasional por enfermedades, depredación, y caza (Soule 1986). La baja tasa reproductiva del tapir andino, su carácter social solitario, así como su dependencia de los hábitats fríos del bosque de niebla exponen esta especie a una vulnerabilidad extrema al desarrollo humano.

El mantenimiento de poblaciones viables del tapir andino ocupando el hábitat adecuado, junto con posibles corredores, también ayudará a la conservación de todo el complejo ecológico que caracteriza la región andina. A menos que las actuales tendencias destructivas sean detenidas, los bosques andinos altos y páramos desaparecerán dentro de relativamente pocos años (Cavelier y Etter 1995, Thornback and Jenkins 1982, 1988).

El Ecuador tiene una tasa alarmante de deforestación, con 3402km² (total 112.028) de bosque perdido en 1985 (World Resources Institute 1993). Si continúa semejante tasa, sin importar que tan alto o bajo en elevación, todos los bosques habrán desaparecido en menos de 30 años (Troya-Rodriguez 1990). En 1985, Colombia destruyó 8902km² (total 506.132) de bosque, mientras que Perú destruyó 2699km² (total 686.679), y Venezuela destruyó 2451 km² (total 304.728) (World Resources Institute 1993).

Debido a su mayor tamaño, Colombia probablemente tiene más tapires andinos que el Ecuador, lo que

convertiría a este país en el refugio más importante para la especie. La decreciente población Peruana de tapires andinos baja peligrosamente con quizás solamente 200 individuos (Grimwood 1969), mientras que la de Venezuela probablemente ha desaparecido (J. Perfaur, F. Bisbal com. pers.) (Fig. 2.1 y Cuadro 2.1).

Amenazas regionales específicas

Venezuela

Considerando su distribución actual, la historia reciente de destrucción del hábitat, y el carácter discreto del animal, esta especie pudo haber existido en los Andes occidentales de Venezuela. Es probable que el tapir andino persistió hasta décadas recientes en la región del Parque Nacional El Tamá, cerca del San Cristóbal. Siendo un parque internacional compartido entre Venezuela y Colombia, se debe considerar a El Tamá como un sitio apropiado para reintroducir el tapir andino, ya que está siendo relativamente bien protegido. Aunque la presencia de los grupos guerrilleros dificulta esta área en cuanto al estudio o ecoturismo, el elemento de peligro ayuda a prevenir la colonización. Las autoridades Venezolanas están interesadas en llevar a cabo un programa de reintroducción para el tapir andino en El Tamá (Downer 1991).

Visitas recientes a la Cordillera de Perijá y su Parque Nacional Perijá no revelaron señales del tapir andino. Sin embargo, cazadores viejos de la tribu Yupa informaron acerca de la presencia del tapir andino a mediados de 1970.

Colombia

Por su tamaño, probablemente Colombia contiene más tapires andinos que el Ecuador, siendo la única otra nación donde se estima que hay por lo menos 1000 adultos reproductivos (Schauenberg 1969). La caza constituye una amenaza primaria, ya que existe una demanda para usos en medicina folklórica (Constantino in litt.). Amenazas adicionales incluyen la producción de carbón, la tala, la producción de amapola y coca, la expansión agrícola y ganadera, la construcción de carreteras, y la actividad militar (Constantino in litt.). Estas amenazas se resaltan por región y se resumen en el Cuadro 2.1.

La Cordillera Oriental: En la cordillera oriental, la caza parece ser la mayor amenaza. Tanto el Parque Nacional Chingaza como el Parque Nacional Sumapaz, cerca de Bogotá, contienen buenos ejemplares de bosque nublado y páramo, pero informes de la venta de carne del tapir en puestos al borde de caminos cercanos indican que la caza furtiva ocurre (E. Constantino in litt.). Hace dos décadas se erradicó al tapir andino y otras especies de grandes mamíferos en el Parque Nacional El Cocuy y sus alrededores, debido a cazadores (obs. pers.). Al sur de La Cocha, en el Departamento de Nariño, hasta la frontera con Ecuador, una red de reservas naturales privadas

contienen una población remanente del tapir andino, especialmente en los páramos inaccesibles y en las cumbres Putumayo/Guamuez en la base sur de la cordillera oriental de Colombia (Constantino in litt.).

La Cordillera Central: En la cordillera central continúa la caza de la especie, cerca de Manizales, Dpto. De Caldas. Amenazado por recogedores de leña y la invasión de ganado, una población muy reducida ocurre en la región del Parque Nacional Natural Los Nevados, quizás incluyendo al Nevado del Tolima, actualmente colonizado intensivamente, donde se habían observado tapires históricamente (Goudot 1843). Aunque una población relativamente segura se encuentra en el Parque Regional de Ucumarí, Dpto. De Risaralda, esta región está amenazada por la expansión de actividad cerca de Los Nevados. Un estudio en marcha del tapir andino tiene lugar en Ucumarí (Acosta *et al.* En prensa). El bosque de Santa Rosa, no protegido legalmente, justamente al norte de Ucumarí, tiene una población de tapir andino muy amenazada por la caza. Una población considerable de tapires andinos sobrevive en partes del Dpto. Del Quindío, al sur de Risaralda, donde existen todavía extensos bosques andinos altos (Constantino in litt., L. Rojas com. pers.).

Más al sur, entre los Departamentos del Valle y Tolima, el tapir andino habita en el Parque Nacional Natural Las Hermosas (Downer 1981). Este parque ha sido densamente invadido por colonos quienes cultivan amapola para heroína y están bajo el control de los narco-guerrilleros. Las poblaciones del tapir junto con su hábitat se han reducido notablemente en Las Hermosas durante los últimos 15 años (Downer obs. pers., Orejuela y Constantino in litt.).

Al sur de Las Hermosas la deforestación extensiva puede haber causado la extinción local del tapir, pero una población razonable existe alrededor del Parque Nacional Natural de Puracé (al este de Popayán, Dpto. Del Cauca). Aquí la actividad guerrillera y el cultivo de opio están reduciendo las poblaciones silvestres nativas, incluyendo al tapir andino (Constantino in litt.).

Todavía más al sur, los tapires sobreviven en los Departamentos del Huila y Nariño en áreas remotas en donde también son cazados (Constantino in litt.). Aunque poco se conoce del estado actual del tapir aquí, se piensa que su número es considerable (J. Hernandez-Camacho com. pers.). Existe un esfuerzo reciente en esta región por parte de entidades colombianas privadas, con el fin de filmar al tapir andino y desanimar su caza con vigilancia pagada, así como para establecer reservas protegidas. También los tapires persisten en las fronteras con Ecuador. El páramo de El Angel queda al sur y al oeste de Ipiales, y fue declarado recientemente una reserva en el lado Ecuatoriano (ver a continuación).

Ecuador

El Ecuador figura en segundo lugar después de Colombia en cuanto al número de tapires andinos sobrevivientes,



C. Downer

Figura 2.2. Hocico y cascos del tapir andino, vendidos para curar enfermedades.

aunque se matan también o se desplazan por la destrucción de su hábitat a paso alarmante.

Al norte, los tapires andinos existen en el Páramo El Angel y alrededores. Una pequeña parte de su extensión está protegida por reservas. Esta zona bordea El Angel Colombiano.

La Reserva Ecológica Nacional Cayambe-Coca: Al sur queda una población razonable en la Reserva Ecológica nacional Cayambe-Coca (403.103 ha) que está amenazada por la producción ganadera. Adicionalmente un oleoducto y una carretera que pasa por Cayambe-Coca pone en peligro el lado sur del santuario. Sin embargo el proyecto SUBIR (una organización no-gubernamental ecuatoriana) está trabajando esforzadamente para proteger esta área.

Al sur de Cayambe-Coca, el Volcán Antisana y alrededores contiene tapires andinos, pero aquí la caza y la deforestación constituyen una amenaza para las poblaciones. Muchos tapires cazados alrededor de

Antisana son vendidos en el mercado callejero en Quito. Los cascos y hocico (Fig. 2.2) son vendidos para curar epilepsia y problemas cardíacos o son utilizados como afrodisíaco, mientras que los intestinos son utilizados en sopa para sanar parásitos intestinales. Se vende el cuero procesado como alfombra, o cubierta, o lo convierten en artículos de cuero, y la carne se come. Estas costumbres tradicionales han sido practicadas desde tiempos precolombinos (Von Hagen 1957).

Al sur de Antisana, en la región de Sumaco, se informa que los tapires andinos bajan hasta 1500 m.s.n.m., y que quizás se hibridan con *T. terrestris* (P. Mena-Vasconez y nativos de Sumaco com. pers.). La región de Los Llanganatis al norte de Baños, Tungurahua, soporta una población de *T. pinchaque*. Esta área fue declarada recientemente como bosque protector nacional por Ecuador.

Parque Nacional Sangay: Al sur de Los Llanganatis se encuentra el Parque Nacional Sangay (5180km²), que fue declarado Sitio de Patrimonio Mundial por UNESCO. Esta región ha sido el sitio principal de estudio del autor desde 1989 y su expansión reciente hasta las cabeceras del río Paute casi ha doblado su tamaño (Fundación Natura 1992). Sin embargo, la extensiva colonización humana sigue siendo una amenaza seria, estimulando a la UNESCO a registrar Sangay como Patrimonio Mundial En Peligro (1992). La región del Volcán Tungurahua, especialmente el Páramo de Minza, tiene una población decreciente de tapires andinos, puestos en peligro por ganado y cazadores. Localizado en la parte central del Sangay, el Volcán El Altar tiene algunos tapires andinos en sus laderas orientales. Aquí y en áreas al sur, incluyendo Culebrillas y hasta la Playa en la base sur del Volcán Sangay, por lo menos 50 tapires han sido cazados desde 1989 (moradores de El Altar y guardaparques com. pers., obs. pers.) (Fig. 2.3).



A. Castellanos-P.

Figura 2.3. Cabeza decapitada del tapir andino tomado por cazador furtivo.

En el Valle superior de Alao, todos los tapires andinos que existían han sido totalmente cazados. Aunque queda algo de bosque apropiado, gran parte del páramo ha sido quemado, resultando rápida la erosión de los suelos superiores, exponiendo el lecho de roca, y causando deslizamientos. El sector El Placer del Parque Nacional Sangay todavía tiene una población razonable de tapires, pero esta población está disminuyendo por los disturbios humanos y la caza (S. McCarthy com. pers., obs. pers.). El sector de Culebrillas es utilizado intensivamente para ganado (Downer 1996) y, según informes, cuatro de los tapires andinos marcados con radio-collares han sido matados por gente local.

En el sector Yanayacu, girando al sur-oriente, la invasión ganadera está provocando la erosión de suelos que modifica deletéreamente el hábitat del tapir. Una comunidad con planes de poner ganado en el Parque Nacional Sangay prevé entrar a Yanayacu. La mayoría del ganado de esta región pertenece a la hacienda Gualaraj, y muchos cazadores de tapir fueron de la comunidad de Etien, al sur de Alao. Sin embargo, según se informa, en una reunión reciente entre el superintendente del P. N. Sangay con miembros de esta comunidad fue exitosa en cuanto a conscientizar a algunos individuos acerca del estado de peligro y presión del tapir andino, y del por qué es tan importante no



Figura 2.4a. El sector sereno del Purshi, del Parque Nacional Sangay (al sur de Culebrillas), antes de la construcción de la carretera.

C. Downer



Figura 2.4b. Construcción de la carretera por el sector de Purshi del Parque Nacional Sangay, arriesgando 600km². prístinas de bosque andino virgen.

C. Downer

cazar o perturbar sin necesidad a está sensible especie (V. Alvarez com. pers.).

Al sur de Culebrillas, el sector de Purshi en el P. N. Sangay contiene uno de los más extensos bosques andinos altos y una de las poblaciones más estables del tapir andino (Fig. 2.4a). Sin embargo, actualmente se piensa seguir con la construcción de esta carretera aprobada por el gobierno de esta región tan pronto reciba más fondos (Fig. 2.4b). Esto fue sujeto de protesta por algunos conservacionistas, pero la construcción siguió (Downer 1990, 1995b). Aunque la construcción inicial obligó a muchos de los tapires andinos a abandonar el área, el constructor agotó sus fondos y quedó sin terminar la carretera. Sin embargo recientemente, el gobierno nacional anunció planes de acabar la carretera y los colonos ya están empezando a entrar en la zona y a quemar bosque (Downer 1995b). Las autoridades ecuatorianas recibieron fondos de la UNESCO para hacer un Estudio del Impacto Ambiental sobre los efectos de la carretera, que se espera, resultará en el abandono de la construcción. Aquí el terreno consiste por lo general de litosoles (suelos superficiales por encima de rocas), de manera que la colonización resultará desastrosa ecológicamente dentro de poco tiempo.

Aunque los tapires habitan la región al sur de Purshi en la nueva extensión del P. N. Sangay, el sobrepastoreo por ganado y ovejas amenaza la mayor parte de esta región. Al sur de Sangay algunos nativos informan que el área de Recreación nacional Las Cajas todavía puede contener una población pequeña remanente en un rincón remoto. Sin embargo, la mayoría creen que los tapires fueron exterminados de aquí antes de mediados de los años '80. Esta región está fuertemente sobrepastoreada por ganado y los bosques están destruidos casi por completo. Esto ha resultado en erosión de los suelos superiores; consecuentemente la región sufre de sequía.

Parque Nacional Podocarpus: El P. N. Podocarpus, al sur de Ecuador, constituye la fuente de agua para la capital departamental de Loja y quizás contiene 500 tapires o más. Sin embargo, los pobladores locales cazan y matan ilegalmente estos tapires a un paso insostenible. Obras ilegales para sacar oro amenazan a la parte oriental de Podocarpus. Riachuelos son contaminados con compuestos de mercurio y los mineros cazan tanto tapires andinos como de tierra baja, así como otras especies en peligro como el pavo barbudo (*Penelope barbota*). El Arcoiris (una organización no gubernamental ecuatoriana) presionó para que los militares saquen a los mineros, pero después del conflicto con el Perú en 1995, los mineros regresaron al parque. El Arcoiris detuvo exitosamente a los madereros que talaban las dos especies raras de coníferas, de *Podocarpus*, que existen dentro del parque.

A lo largo la cumbre de la cordillera del parque, los tapires viven en las Lagunas del Compadre y Lagunas de Campañas. De la última, buena parte está bajo el título de santuario natural privado que está dedicado a la

investigación biológica (obs. pers.). Sin embargo, la quema de bosque y el sobrepastoreo de ganado llegaron a ser más obvios al bajar hacia Vilcabamba, que queda al oeste de Podocarpus y al sur de Loja. Esta región inferior está bastante desertificada debido a la combinación de su posición geográfica, quema tradicional de bosques, y el sobrepastoreo de ganado. Consecuentemente aquí como en otros sitios, mucha de la gente que vive al oeste de los Andes carece de agua casi constantemente. Aunque los tapires persisten al sur de Vilcabamba en la vecindad de Valladolid, están siendo extensivamente cazados. Además, los bosques de esta región están siendo talados o quemados rápidamente.

Cabalgando la frontera peruana, la Cordillera del Cóndor también contiene una población significativa de tapires andinos, aunque éstos están siendo cazados extensivamente y su hábitat destruido rápidamente. El mico lanudo de cola amarilla (*Lagothrix flavicauda*), una especie en peligro, existe en esta área, representando el único caso de un primate simpátrico con *T. pinchaque* (Mittermeier *et al.* 1975).

Perú

Además de la Cordillera del Cóndor ya descrita, los tapires andinos sobreviven en el Perú nor-occidental, en los Departamentos de Piura y Cajamarca. Aunque persistieron al este de Ayabaca por arriba de la hacienda Tapal (obs. pers.), los tapires andinos siguieron siendo objeto del abuso por cazadores de trofeo y de subsistencia cinco años después (Zegarra in litt.). Esta región también tiene colonización extensiva. Cada año los campesinos queman el bosque y el páramo para ganado, constituyendo una amenaza aún más seria que la caza. Los lagos de esta región son visitados por "brujas" (curanderos locales) quienes creen que los lagos están habitados por espíritus. Estos tabúes previenen mucha gente de perturbar y nadar en la Laguna del Tapir, donde existían tapires en 1988. Sin embargo en esta área la cantidad de tapires se ha reducido mucho recientemente (A. Zegarra com. pers.).

Al este de Tapal, en Cajamarca, las poblaciones del tapir están fragmentadas. La nueva reserva ecológica Tabaconas-Namballe también es hogar de los tapires andinos (Downer 1988). Aunque la caza todavía ocurre en esta área, la agricultura de tala y quema, y la ganadería estaban siendo bien controladas en 1988.

Se informa de la presencia del tapir andino más al sur en la Provincia de Jaen, Baez, y otros lugares (Grimwood 1969, B. Peyton com. pers., Barongi in litt.). No se conoce si éste existe todavía en esta área ya que la colonización producida por la reforma agraria y el incremento poblacional peruano constituyen una amenaza grave (World Resources Institute 1993). Ciertamente la población Peruana de *T. pinchaque* corre alto riesgo de extinguirse y probablemente apenas unos cientos de individuos sobreviven.

La crisis de supervivencia de los tapires andinos

Para muchas personas que viven en el área de distribución del tapir andino su supervivencia se hace difícil, debido al hambre de sus familias y a que son desposeídos legal y económicamente, siendo su porvenir incierto (A. Grajal in litt.). Queda difícil convencer a gente muy pobre viviendo en regiones sobrepobladas que deben aprender a apreciar al tapir andino más como un ser vecino que como un mero artículo de consumo. Además, una de las razones primarias para criar ganado bovino y oveja en los Andes altos es que el ganado es una de las pocas maneras que los campesinos y minifundistas tienen dentro del sistema político para obtener derechos económicos, territoriales, y legales. La mayoría de los campesinos no manejan su ganado para la producción de carne, sino para acumular capital. La incertidumbre de la tenencia de la tierra, la inestabilidad económica y la desconfianza de los bancos comerciales obligan que cualquier ahorro sea convertido en ganado. Entonces, los rebaños son trasladados a los páramos altos donde se controlan más fácilmente. Aunque los campesinos sí utilizan y cultivan muchas variedades de plantas, todavía necesitan mantener la ganadería por ser más segura, para tener ahorros y fondos para jubilarse (A. Grajal in litt.). Por lo tanto restringir la ganadería, como medio para conservar las poblaciones de tapires, va a ser difícil debido a la apretada economía de la población rural.

Plan de Acción

Introducción

Quizás solamente 2500 tapires andinos sobreviven en los Andes norteños. Dadas las tendencias actuales, los tapires andinos pueden extinguirse dentro de una o dos décadas. A lo largo de su distribución geográfica, el tapir andino está perdiendo rápidamente territorio y sus poblaciones dispersamente distribuidas están siendo cazadas. Simultáneamente, los bosques nublados andinos y páramos se destruyen o alteran ecológicamente por la quema, el cultivo, y el pastoreo de ganado. Solamente se han identificado alrededor de 12 áreas separadas donde estos mamíferos todavía perduran con certeza (Fig. 2.1, Cuadro 2.1); y todas estas poblaciones y hábitats están desapareciendo rápidamente. Los bosques y páramos, remanentes donde todavía viven tapires andinos son frecuentemente menos hospitalarios, y cada vez se aíslan más unos de otros. Este aislamiento empeora el riesgo de endogamia en la población (Mace y Lande 1991). En esta sección, se propone un Plan de Acción para enfrentar los problemas que padecen los tapires andinos.

I. Sistemas de Información Geográficos (S.I.G.), corredores de hábitat, y refuerzo de áreas protegidas

Los S.I.G. son importantes para monitorear las tendencias en cuanto a la destrucción del hábitat, de manera que las extensas áreas naturales en peligro puedan ser rescatadas antes de que se pierdan. El Dr. Thomas Bradley (Univ. North Wales, School of Biological Sciences) ha propuesto hacer una revisión por computadora de los hábitats apropiados del tapir andino para poblaciones pasadas y actuales. Esto permitirá la identificación de las áreas más amenazadas, empleando una variedad de criterios bien pensados. La UICN tiene un programa actual llamado PRO BONA que evalúa los bosques remanentes de los Andes ecuatorianos utilizando imágenes de satélite y sistemas para la clasificación de hábitats. Esta información puede ser utilizada para ayudar a rescatar el tapir andino (PRO BONA 1995). Se elaboró un mapa del Ecuador que muestra la extensión de los bosques remanentes a lo largo de la Cordillera Oriental. Una evaluación con más detalles de esta información podría ayudar a fijar esfuerzos eficaces para rescatar al tapir andino. Esto podría ser incluido en la propuesta de Bradley para un análisis geográfico. Uno de los más importantes usos del S.I.G. es la identificación de brechas existentes entre hábitats protegidos.

Actualmente la fragmentación del hábitat pone en peligro las poblaciones del tapir andino (Fig. 2.1, Cuadro 2.1). Reuniendo los refugios conocidos por medio de la restauración de bosque y páramo se podría, por turno, restaurar a las poblaciones del tapir andino en su área de distribución anterior. Además, la creación de corredores de hábitat adecuados promueve cruces de linajes entre poblaciones, fortaleciendo así la heterogeneidad. Se deben identificar corredores factibles utilizando análisis de brechas por medio de S.I.G. PRO BONA (1995) recomienda establecer corredores a lo largo de las vertientes orientales. Una región apropiada para fomentar métodos restaurativos para la especie es el área de Recreación Nacional Las Cajas en el Ecuador central. Según informes, ésta tenía tapires andinos en la década de los '70 y primeros años de los '80. Sin embargo, una vez establecidos los corredores, como reservas existentes, necesitarán de protección adecuada.

La adecuada protección de esos fragmentos de tierra declarados como reservas constituye una primera prioridad (Cuadro 2.1). Sí fallan estas reservas en proteger adecuadamente a los tapires, declaraciones de nuevas reservas tendrían menos posibilidad de ser tomadas en serio por la población rural que habita en sus alrededores. Sí las reservas existentes pueden ser bien protegidas, las nuevas deberán también servir como unidades protectoras funcionales. Los gobiernos deben mantenerse firmes en cuanto a la aplicación de leyes que protegen estos santuarios para la vida silvestre. Recientemente Colombia ha hecho

una nueva constitución nacional con un Ministerio del Ambiente fuerte, que pone alta prioridad a la protección de reservas naturales y la vida silvestre, incluyendo especies en peligro de extinción (J. Hernández-Camacho com. pers.). Se espera que Ecuador, que también se encuentra en proceso de crear una nueva constitución nacional, haga hincapié en la preservación de su patrimonio natural (World Resources Institute 1993, Conservation International 1993). La atención internacional y las autoridades deben enfocarse en las necesidades de la gente y de los santuarios para lograr una protección efectiva. Se debe permitir a las personas que ya están haciendo labores de conservación en un parque que ejerzan su influencia. Se debe permitir a la población rural convencerse de que un santuario o reserva los beneficia a ellos mismos. La meta última es que la gente establezca una identidad con el parque y su vida silvestre, llegando así a ser sus defensores.

II. Estudios de monitoreo de campo para identificar el estado y las amenazas

La información del estado preciso, en las regiones identificadas con S.I.G., es de importancia crítica para salvar al tapir andino y su hábitat. Esto permitirá hacer hincapié en las necesidades más urgentes y permitirá la planificación para la sobrevivencia del tapir andino a largo plazo. La investigación de campo identificaría precisamente donde sobreviven los tapires andinos y cuál es su estado actual.

Constantino (in litt.) registra programas de monitoreo para evaluar el estado y las tendencias en las poblaciones colombianas remanentes como prioridad. Específicamente la verificación de la presencia de *T. pinchaque* al sur de Bogotá. Adicionalmente se deben identificar a nivel de especie los tapires que viven en la Cordillera Occidental de Colombia en el Parque Nacional Natural Los Farallones (hasta 3000m) hasta áreas más al norte. Por ejemplo, un informe reciente de los Andes occidentales (al norte de Los Farallones) indica que *T. pinchaque* existe en el Parque Nacional del Tatamá, Risaralda (DeWilde 1994) donde se piensa que también existe *T. bairdii*.

III. El diseño de reservas de adecuado tamaño y hábitat apropiado

Como el tapir andino es un mamífero grande con un rango de acción amplio, tiene potencial como especie clave. Estableciendo reservas adecuadas para el tapir andino, muchas otras especies andinas estarían puestas bajo una "sombrija" de protección. Una vez se hayan identificado las áreas con el S.I.G., y se hayan evaluado sus amenazas y su factibilidad como reservas se podrán iniciar los pasos apropiados para el diseño de las mismas.

A partir de los datos telemétricos (1989-1994) se realizó una estimación del área total de hábitat apropiado,

requerido para albergar una población mínima viable de aproximadamente 1000 adultos reproductivos (proporción de sexos iguales) que podría sobrevivir a largo plazo (Downer 1995a, 1996a, Soule 1986). Utilizando el análisis Kernel (Kenward 1990, Worton 1987, 1989), una estimación de 2.935km² fue obtenida para asegurar la sobrevivencia a largo plazo de una población de tapires andinos por medio de la preservación de su hábitat natural (Boyce 1992). Así, cada santuario para tapires andinos debe esforzarse para tener como mínimo 3000km² de hábitat continuo. En el Cuadro 2.1 las regiones marcadas con X contienen por lo menos 3000km² de hábitat continuo.

Reservas recientemente establecidas no deben tener ganado y cazadores. Donde sea posible la mayoría del hábitat de cada santuario debe estar compuesta por bosque y tener acceso al páramo. Aunque el hábitat del tipo ecotonal bosque-páramo favorece al tapir andino, el corazón del bosque es más esencial como abrigo contra tempestades así como sitios de descanso y refugio. Como los tapires andinos habitan a lo largo de las cordilleras andinas, los refugios deben adoptar una forma alargada paralela con la cresta de la cordillera andina. Por ejemplo, se debe apoyar una iniciativa con fin de crear un parque internacional en la región de la Cordillera del Cóndor. Esto ayudará a proteger un área de gran tamaño para una población substancial de tapires.

IV. Campaña educativa

Se debe hacer un esfuerzo dedicado a informar a la gente sobre la importancia del tapir andino y el carácter de las amenazas a su sobrevivencia, especialmente dentro de las comunidades que afectan directamente a los tapires y/o a su hábitat. Este esfuerzo debe buscar la manera de eliminar a las amenazas existentes para estos animales y sus hábitats. Esta prioridad contendría los siguientes empeños interrelacionados:

A. Propuestas para la conservación del tapir andino

Proyectos de investigación de campo para el tapir andino se han desarrollado en el Parque Nacional Sangay, en Ecuador, desde 1989, y en el Parque Regional Ucumarí, en Risaralda, Colombia, desde 1992. Tales proyectos deben extenderse a lo largo de la distribución geográfica del tapir andino y deben involucrar un equipo internacional de científicos y conservacionistas. La máxima prioridad, para estudios futuros, debe ser el proveer soluciones factibles y realistas a las amenazas actuales a las poblaciones del tapir andino y su hábitat. Se deben explorar inicialmente soluciones posibles, luego seleccionar las mejores por consenso entre los pobladores locales, científicos, y conservacionistas.

1. Educación ambiental y estilos de vida alternativos:

(a) **Proyectos educativos:** Se precisan con urgencia programas docentes para todos los Andes colombianos

(Constantino in litt.) y ecuatorianos, así como para otras regiones que albergan tapires andinos. Proyectos para la educación pública, como excursiones al campo, darían énfasis a las especies raras y en peligro así como a la integridad de los ecosistemas. Hechos acerca de la rareza del tapir andino y su desaparición acelerada, además de su importancia ecológica, deben ser presentados. Por ejemplo, el papel crucial que desempeñan los tapires andinos como dispersores de semillas de muchas plantas andinas podría mostrarse a gente local por medio de experimentos de germinación.

Una película acerca de los tapires andinos y su hábitat fue hecha recientemente en el Parque Nacional Sangay, Parque Regional Ucumarí, y otras regiones andinas. Esta película documenta la variedad de amenazas al tapir andino y presenta entrevistas con nativos. Ya se completó una versión en inglés y pronto saldrán versiones en español y quechua para mostrar a las comunidades que más afectan a la sobrevivencia de los tapires andinos. Definitivamente esta película debe ayudar este aspecto crítico del plan de acción, a crear consciencia del tapir andino y de su peligro a nivel local, nacional, e internacional. Idealmente, tal película sería distribuida y mostrada en todos los Andes nortños.

(b) Alao y Parque Nacional Sangay, Chimborazo, Ecuador: Guinan (1992) realizó un estudio que examinaba la relación entre la comunidad de Alao y el Parque Nacional Sangay y las maneras de desarrollar estilos de vida alternativos para así eliminar las amenazas al tapir y al parque. Guinan (1992) preparó una propuesta a través de University College of North Wales, School of Biological Sciences, para explorar los tipos de estilos de vida alternativos más aceptables para los habitantes locales de la región del Sangay, incluyendo los centros mayores de Baños y Macas. Este proyecto de estilos de vida alternativos podría involucrar inicialmente la comunidad de Alao como modelo, y luego expandirlo a otras.

(c) Parque Regional Ucumarí, Risaralda, Colombia: Un proyecto semejante podría ser realizado en la región del Parque Regional Ucumarí, Risaralda, Colombia, en donde los proyectos que se realizan actualmente han establecido una buena relación de trabajo con los pobladores locales (Acosta *et al.* en prensa, E. Londoño y H. Gaviria com. pers.). Como en el Sangay, esto podría servir como modelo para ser copiado por toda la región del Parque Nacional Natural de Los Nevados de Colombia y otras partes. Aunque Los Nevados actualmente está lleno de ganado bovino y ranchos, si sus hábitats de bosque andino y páramo fueran recuperados, podría tenerse una población saludable de tapires andinos. Durante una visita reciente (Downer 1995a) los altos funcionarios de CARDER (la agencia de recursos naturales de Risaralda) así como los de los Departamentos vecinos de Caldas y Quindío mostraron su disposición para colaborar en el cumplimiento del Plan de Acción para salvar al tapir andino.

2. Futuros Estudios de Campo del Tapir Andino: Los estudios futuros del tapir andino se deben enfocar en la obtención de observaciones más directas de los animales en su estado silvestre. Se necesita más información sobre la estructura poblacional, la dinámica, y los comportamientos sociales, así como evaluación de la dieta y dispersión de semillas en áreas geográficamente diversas. Telescopios infra-rojos y observatorios camuflados en salados o pasos estratégicos podrían ser empleados para facilitar su observación directa. Una cámara de vídeo Hi-8 sería valiosa para filmar a los tapires en estos sitios y podría usarse en campañas educativas. Estudios detallados permitirían una caracterización más precisa del tapir andino, un mejor entendimiento de sus requisitos de sobrevivencia, y una extensa conciencia pública de la especie. También ayudaría a lograr un programa de traslado exitoso hasta áreas donde perduran poblaciones pequeñas o donde aquellas han sido eliminadas, como en el Parque Internacional El Tamá en las fronteras entre Colombia y Venezuela (véase Acción IX).

B. Tapices y juguetes (peluches) del tapir andino

Los juguetes de felpa en forma de animales son mundialmente muy populares. Lo mismo se puede decir de los tapices nativos en donde se representan los animales silvestres en sus ecosistemas. Un proyecto para la manufacturación de estos objetos, que involucre a los indígenas nativos y mestizos ayudaría a la conservación del tapir. Fibras de algodón, o semejantes de plantas nativas, o una mezcla de ellas podrían ser utilizadas. Estos juguetes o tapices podrían representar los animales andinos incluyendo el tapir andino, el oso de anteojos, pacarana (*Dinomys branickii*), los venados (*Mazama* sp.), pudu, y otros animales que comparten como hogar a los altos Andes.

Se podría dar clases en centros comunitarios para instruir como hacer estos artículos. Se podrían fomentar mercados tanto nacionales como internacionales para vender los juguetes y tapices de tapires. Enviados a tiendas en diferentes países, los juguetes podrían estar acompañados por un folleto explicando donde viven, su estado de peligro actual junto con las amenazas a su sobrevivencia. Este folleto podría acompañarse con dibujos del animal en su hábitat andino. La venta de estas creaciones artísticas sería un recurso económico para las familias nativas y serviría como forma de estimular el interés y entusiasmo para salvar estos animales de la extinción. Los ingresos adicionales podrían ser empleados para la compra de hábitat, el desarrollo de programas de educación y el apoyo para la aplicación de leyes conservacionistas.

C. Aprendiendo de nuestras raíces: cultivo orgánico de plantas nativas

Los cultivos orgánicos involucrarán una relación mutua entre personas locales y el ambiente que ellos comparten con los tapires andinos. El cultivo de plantas podría ser iniciado utilizando métodos orgánicos y la construcción de

terrazas, donde sea posible restaurar las partes bajas y erosionadas de los Andes (Uribe 1991). Tales proyectos de cultivo orgánico han sido introducidos en otras partes del Ecuador y Costa Rica (C. Rundo com. pers.).

Plantas que podrían ser factibles de cultivar incluyen quínoa (*Chenopodium* sp., Chenopodiaceae), olluca y oca (tubérculos), taxos y granadilla (Passifloraceae), calabazas (Cucurbitaceae), pepas de *Lupinus* sp. y frijoles (Fabaceae), zanahoria blanca (Apiaceae), arándanos (*Vaccinium*), y la capuchina (*Tropaeolum tuberosum*). Todas estas especies, y muchas otras útiles se encuentran en los Andes (Patzelt 1985, Acosta-Solis 1977).

Se puede complementar el cultivo orgánico con la recolección sostenible de plantas silvestres y sus frutos. Tales plantas incluyen la menta (*Satureja nubigena*), el té sagrado de los Incas, poluela del Inca (Melastomataceae), y una variedad de medicinas vegetales bien apreciadas todavía por la gente local. En estos proyectos se daría mucho énfasis en la preservación y restauración de cuencas hidrográficas vitales de las cuales dependen todos recursos cuesta abajo. Sería valioso disponer de diagramas explicando cómo funciona esto.

Otra posibilidad que merece investigación por su considerable potencial es el cultivo y cosecha de algas verdes azul en los lagos volcánicos ricos en nutrientes que se encuentran en los Andes. Ciertas especies sirven como excelente fuente de proteína y quizás podrían ser comercializadas. Los ancianos amerindios y otros cosechaban las algas verdes azul y las comían (Patterson y Purnell in litt.).

V. Mercados alternativos y su sostenibilidad

Otra prioridad es el desarrollo de mercados alternativos propiciando el intercambio de cosechas andinas nativas. Se precisa urgentemente más énfasis en la sostenibilidad innovativa. Se requieren campañas de educación pública intensiva y su cumplimiento con ejemplos alternativos realistas y factibles. Tales ejemplos exaltarán los intentos cooperativos entre áreas rurales, pueblos, ciudades, y, en ciertos casos, mercados internacionales.

Sin embargo, se debe tener cautela debido a que estos mercados podrían amenazar las prácticas ecológicamente sanas si ciertos productos desarrollan una demanda mayor a lo que la naturaleza pueda abastecer. Las actuales fuerzas económicas y/o mercados internacionales tienden a dictar el tipo y modo de producción andina, forzando a la gente al monocultivo intensivo y a la aplicación de plaguicidas (Castaño-Urbe 1991). Sin la dirección apropiada, los campesinos aplican cantidades demasiado tóxicas para cubrir la demanda del mercado dictada por banqueros y los carteles agro-químicos internacionales. Además, una fuerte demanda para el consumo de productos animales resulta en mayor producción ganadera (Rifkin 1992).

Estás prácticas devastan las vertientes andinas y obligan a la gente a ocupar los bosques más altos y páramos hasta que no exista más hábitat para explotar provocando el colapso del ecosistema.

VI. Agroforestería

La preservación y restauración de la biodiversidad a todos niveles es vital para cualquier solución a la crisis ecológica. Los proyectos de agroforestería andina deben resultar del consenso entre los nativos y ecólogos sobre el bosque y la vida silvestre. En el pasado, la agroforestería ha utilizado árboles no nativos como el pino y *Eucalyptus* que secan e intoxican el suelo (Castaño-Urbe 1991). Aunque son inicialmente resistentes a las plagas nativas, estas plantaciones de árboles mono-cultivados sucumben más tarde a nuevas plagas de manera devastadora. Esto ha pasado con las vastas plantaciones de pinos en el Parque Nacional Cotopaxi, Ecuador. La agroforestería debe enfatizar el cultivo de árboles nativos a los Andes norteños como *Cedrella* y *Podocarpus* que se están utilizando para madera y muebles. Estos árboles nativos deben ser restablecidos con la preparación de suelos y cultivo por la gente local, mientras que dejan la sucesión natural para lograr un balance mutuo entre las especies. El ensamblaje complementario y bien proporcionado de especies arbóreas apoyaría la vida silvestre andina (A. Carvajal com. pers.).

VII. Monitoreo de especies simpátricas con el tapir andino

Simultáneamente con el monitoreo del tapir andino, sería apropiado monitorear las especies simpátricas que también viven en los Andes altos. El oso frontino en peligro debe ser monitoreado simultáneamente con los reconocimientos del estado del tapir andino (J. Jorgensen, B. Peyton, com. pers.). También el pacarana es simpátrico con el tapir andino. Este roedor es muy raro y requiere un mejor monitoreo. Las aves migratorias norteamericanas que pasan el invierno en regiones simpátricas con los tapires andinos incluyen el cerrojillo cerúleo (*Dendroica cerulea*) y el papamoscas alioliva (*Nuttallornis borealis*). La declinación significativa de aves migratorias sirve como un bioindicador de la destrucción acelerada de hábitats vitales. Por ejemplo, se estimó que la población entera de cerrojillos cerúleos había descendido en un 50% desde los años '60, debido en gran parte a la destrucción del hábitat (véase Audubon magazine 1994).

VIII. Proyectos de ecoturismo con el propósito de salvar el tapir andino

El ecoturismo animaría a la gente local a ser guardianes de los tapires y guías turísticos. Por entrar en acuerdos y contratos con el gobierno, gente local calificada obtendría

beneficios económicos de los tapires andinos, tanto de subsidios gubernamentales como de los ingresos del turismo. Adicionalmente, el ecoturismo permitiría a las diferentes tribus andinas como los Puruhaés y Shuares (Jíbaros) compartir su herencia cultural única, incluyendo sus conocimientos de la fauna y flora nativas. Quizás estas tribus juntamente con haciendas locales podrían establecer hosterías turísticas de dos clases: una más lujosa y la otra más rústica. Como en otras áreas andinas como las islas Taquile del Lago Titicaca de Perú-Bolivia, los turistas podrían ser acomodados en cabañas nativas o relacionarse directamente con los indios locales o mestizos. Otras características como el espectacular Volcán Sangay, entre los más activos en el mundo, atraerían fuertemente a los turistas internacionales si se promocionan correctamente con carteles y panfletos.

Organizaciones de ecoturismo orientadas a la protección de regiones silvestres y la vida silvestre podrían ser involucradas, especialmente al inicio de un proyecto cuando se necesita consejo experto. Los beneficios primarios irán al ecosistema, su vida silvestre, y a la gente que forma parte de este ecosistema. Las visitas turísticas serían limitadas al ser rotadas entre los hogares del tapir separados ampliamente. Esto prevendría disturbios a una población de tapires dada, mientras que mantendría la vigilancia pública para su bienestar. Los biólogos podrían asesorar cada proyecto de ecoturismo dando recomendaciones sobre normas ecológicamente compatibles.

IX. Traslocaciones

Se podría investigar el traslado del tapir andino a regiones seguras. Esto es importante no solamente para establecer tapires en toda su distribución anterior, sino también para prevenir un vórtice de extinción por medio del suministro de fundadores adicionales a poblaciones pequeñas y/o aisladas (Soule 1986). Tales traslados deben seguir las normas perfiladas por el Grupo de Especialistas en Reintroducciones (1995) de la UICN-CSE. La introducción de la especie en hábitats apropiados sería para parejas macho-hembra adultos. Adicionalmente se podrían emplear los tapires adultos jóvenes o sub-adultos del mismo sexo ya que ellos sobreviven más que los adultos más viejos (Brooks in litt.).

Los tapires que están siendo desalojados de su hábitat apropiado podrían ser trasladados a regiones más seguras. Por ejemplo, esto está pasando en la región de la Cordillera del Cóndor, Ecuador-Perú, debido al conflicto reciente entre estos países y la colonización extensa. Pero el traslado

solamente se debe emplear después de todo esfuerzo posible para prevenir la destrucción del hábitat. Los tapires podrían ser trasladados en forma segura a hábitats apropiados no ocupados o bajamente poblados por ellos. Estos hábitats deberán ser similares y geográficamente cerca a sus hogares oriundos, hasta donde sea posible.

Alternativamente, en casos donde las poblaciones de tapires son suficientes para soportar la pérdida de una hasta varias parejas en un tiempo, la posibilidad de traslados a regiones diferentes podría ser examinada para complementar las poblaciones aisladas existentes con animales adicionales. Algunas fuentes potenciales de tapires han sido identificadas preliminarmente en distintas regiones, sujeto esto a una evaluación más continua de las poblaciones remanentes del tapir andino. El Parque Nacional Chingaza podría ser una fuente para repoblar Venezuela nor-occidental y la cordillera oriental de Colombia, y la región del Parque Regional de Ucumari y el Parque Nacional Puracé para repoblar la cordillera central de Colombia. La Reserva Ecológica Cayambe-Coca para repoblar el sur de Colombia y el norte del Ecuador. El Parque Nacional Sangay para repoblar al Ecuador central, y el Parque Nacional *Podocarpus* y sus alrededores para repoblar el sur del Ecuador y el norte del Perú.

X. Programas de cría en cautiverio

Los esfuerzos pasados para criar y mantener al tapir andino en cautiverio fracasaron (Schauenberg 1969, El Comercio 1994). Los tapires andinos cautivos frecuentemente adquieren enfermedades del hombre o de animales domesticados, muriendo de infecciones pulmonares o de colapso digestivo (Crandall 1964, Schauenberg 1969, Frädrieh y Thenius 1968, El Comercio 1994, W. Thomas com. pers.). Sin embargo, recientemente la cría en cautiverio de esta especie ha tenido éxito en institutos modernos con la asistencia de veterinarios (Barongi in litt.).

Se podría contemplar la posibilidad de un programa de cría en cautiverio cuidadosamente planificado y monitoreado. Sin embargo, queda en duda que los tapires criados en cautiverio sobrevivan una vez liberados (Ehrlich y Ehrlich 1981). Por ejemplo, el enseñar a los tapires criados en cautiverio a reconocer al hombre como cazador plantea un obstáculo serio. Se debe explorar el valor de animales cautivos para educar a los pobladores locales dentro de la distribución geográfica del tapir andino, especialmente en las ciudades de Quito, Baños, Cali, Pasto, y otras ciudades andinas (Grajal in litt.).

Evaluación del Estado y Plan de Acción del Tapir Mesoamericano (*Tapirus bairdii*)

Sharon Matola¹, Alfredo D. Cuarón², y Heidi Rubio-Torgler³

¹Belice Zoo and Tropical Education Center; Box 1787; Belice City, Belice

²Wildlife Research Group; Department of Anatomy; University of Cambridge; Downing Street; Cambridge CB2 3DY, UK

³Fundación Natura; Calle 31 #17-49; A.A. 55402; Bogotá, Colombia

Resumen

El tapir mesoamericano se encuentra amenazado principalmente por la destrucción del hábitat y, en menor grado, por la caza. La evaluación de las poblaciones, amenazas al hábitat, y amenazas de cacería son prioridades para la acción. Además, es necesario fortalecer las áreas protegidas como unidades de conservación funcionales. Otras acciones incluyen programas educativos e investigaciones.

Historia natural

Descripción

Figura 4.1 muestra una foto de *Tapirus bairdii* (Gill 1865). Un animal adulto mide 2m de longitud y pesa 150-300kg. (Emmons y Feer 1990). Hershkovitz (1954) hizo la revisión de la sistemática y situación taxonómica de la especie.

A lo largo de su área de distribución *T. bairdii* recibe diferentes nombres; los más comunes son tapir, danta, o



Figura 4.1.
Tapir mesoamericano
(*Tapirus bairdii*) adulto.

F. Gohier (proporcionada por M. Cole)

anta. En Belice se le conoce como 'mountain cow' En Costa Rica, Panamá, y Colombia se le llama también macho de monte. En México, se le llama danta en Chiapas y Tabasco, y anteburro en Veracruz y Oaxaca (Emmons and Feer 1990, Cuarón obs. pers.).

El nombre utilizado en México por los lacandones es cash-i-tzimin (caballo de la selva), en Tzeltal es tzemen, y en Tojolabal es tzemen y niguanchan (animal grande) (Cuarón obs. pers., March in litt.). Los Kunas de San Blas, Panamá, llaman al tapir, moli (en Tule kaya, el lenguaje coloquial); loalikinyalilele, olohalikinyappi, y oloswikinyaliler (en Sakla kaya, el lenguaje de los líderes políticos); y ekwilamakkatola y ekwirmakka (en Suar mimmi kaya, el lenguaje de los espíritus, utilizado en los rituales) (Sherzer 1985).

Distribución

Su distribución original fue desde Veracruz, en el sudeste de México, hasta el oeste de los Andes, desde la porción norte de Colombia (al oeste del río Cauca) hasta Guayaquil en Ecuador (Hershkovitz 1954, Emmons and Feer 1990). Se estima que su área original de distribución era de 1,186,300km²(Arita *et al.* 1990).

Las áreas silvestres que persisten en México, Guatemala y Belice constituyen mas del 50% del total de hábitat disponible para *T. bairdii* (March 1992). La existencia de la especie en Sudamérica se desconocía hasta que un individuo fue capturado río arriba de Guayaquil, Ecuador, para ser llevado al Zoológico de San Diego, donde murió en 1945 (Hershkovitz 1954). Actualmente la especie existe

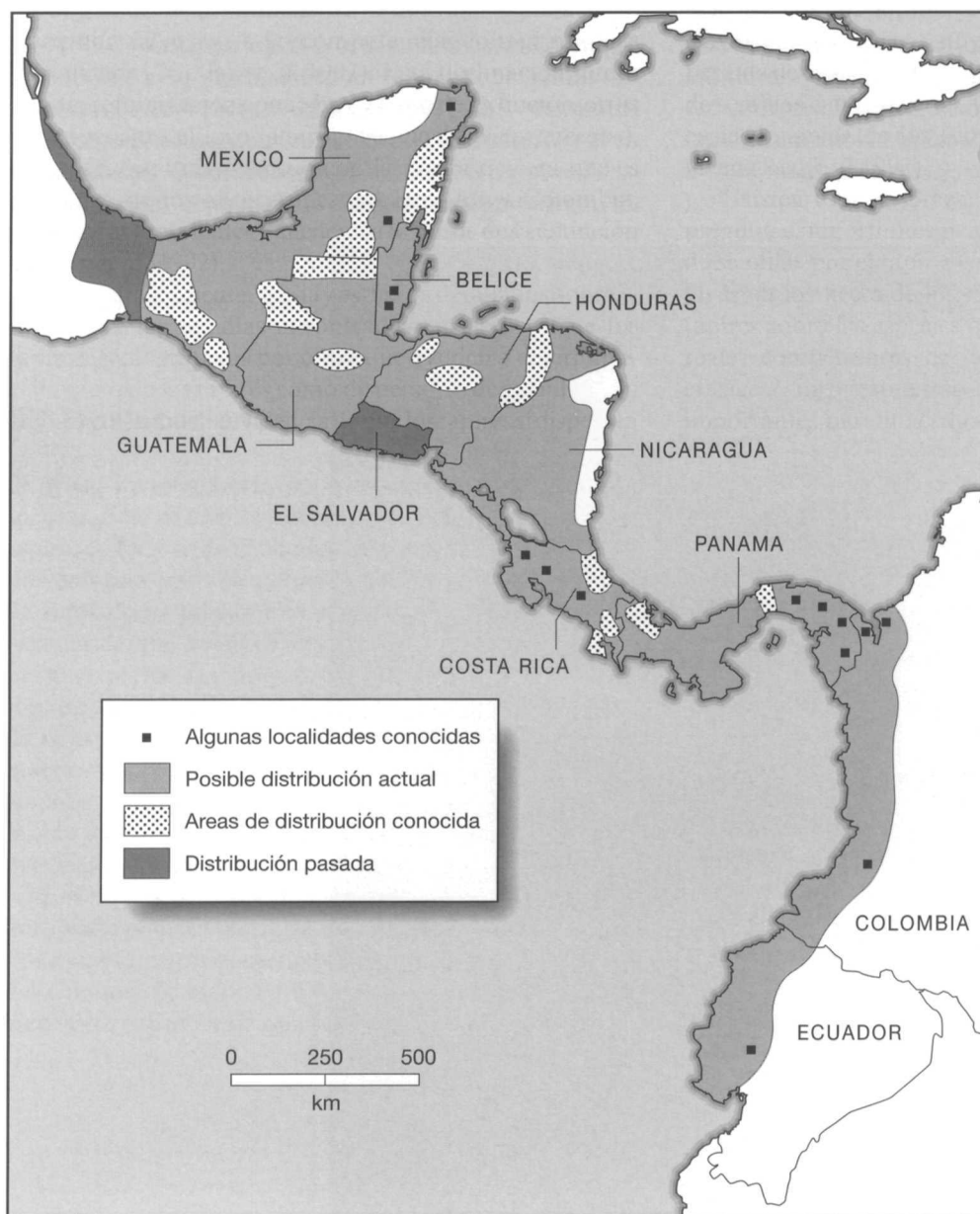


Figura 4.2. Mapa de la distribución del tapir (*Tapirus bairdii*). Aunque el área de distribución actual potencial se muestra de manera continua, debe considerarse que gran parte de esta área este severamente fragmentada.

en Sudamérica al oeste de los Andes en Colombia y Ecuador (Eisenberg 1989).

Una revisión cuidadosa de la distribución actual del tapir indica que la especie sobrevive principalmente en áreas donde el acceso para los humanos es difícil, y por tanto, donde persiste hábitat adecuado. *Tapirus bairdii* se encuentra amenazado a lo largo de su área de distribución (Figura 4.2).

Asociación con el hábitat

En general *T. bairdii* se encuentra asociado con hábitats húmedos, desde el nivel del mar hasta los 3600m. Se incluyen entre ellos al bosque tropical húmedo, bosques riparios, humedales y pantanos, manglares, bosque tropical seco, bosque nuboso e incluso, áreas por encima del límite de la vegetación arbórea (Eisenberg 1989, Thornback and Jenkins 1982, MacKinnon 1985, March 1994, Jorgenson in litt., Naranjo y Vaughan in litt).

Williams (1984) estudió al tapir en el noroeste de Costa Rica usando radio telemetría. Sus resultados sobre la asociación de la especie con diferentes hábitats se informa

Cuadro 4.1. Uso de hábitats por tapires en el noroeste de Costa Rica (Williams 1984).

Tipo de hábitat	%
Macho Adulto - ciclo nocturno	
bosque ripario de tierras bajas	46.4%
bosque ripario secundario de tierras bajas	33.6%
bosque mixto de tierras bajas	6.1%
manglar	4.8%
bosque caducifolio de tierras bajas	3.4%
río	2.7%
bosque mixto de lomeríos	1.6%
playa	0.6%
parte alta de la playa	0.5%
humedal estacional	0.3%
marisma intermareal	0.1%
Macho Adulto - ciclo diurno	
bosque ripario de tierras bajas	46.7%
bosque ripario secundario de tierras bajas	40.2%
bosque caducifolio de tierras bajas	6.5%
bosque mixto de lomeríos	5.4%
río	1.1%
Macho Juvenil - ciclo nocturno	
bosque ripario de tierras bajas	43.8%
bosque ripario secundario de tierras bajas	29.3%
bosque mixto de tierras bajas	11.9%
manglar	5.6%
bosque caducifolio de tierras bajas	3.5%
río	3.2%
bosque mixto de lomeríos	2.6%
Macho Juvenil - ciclo diurno	
bosque ripario secundario de tierras bajas	50.4%
bosque ripario de tierras bajas	48.7%
río	0.9%

en el Cuadro 4.1. Esta información sugiere que *T. bairdii* se asocia a lugares con una cobertura sombreada durante el día (Williams 1984). Naranjo (1995a) encontró que en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, los tapires usan con más intensidad los bosques secundarios de tierras bajas y los palmares de *Raphia taedigera* (yolillales) que el bosque primario de tierras bajas y los bosques premontanos. En Belice, Fragoso (1991b) encontró plantas mordidas por tapir principalmente en las planicies de inundación, sugiriendo que prefieren forrajear en esas áreas.

Sus hábitats tienden a incluir un suministro permanente de agua. No obstante, varias localidades mexicanas, como la Selva de El Ocote, Calakmul, y La Sepultura, carecen de una fuente de agua constante durante todo el año (A. Cuarón obs. pers., March 1994). Usualmente los tapires se refugian durante el día en bosques o entre matorrales y salen a forrajear en la noche. Usan senderos para moverse dentro del bosque y entran y salen de los ríos en sitios definidos (Enders 1935, Williams 1984). La historia natural de *T. bairdii* determina la necesidad de que haya agua en su hábitat; suelen defecar en el agua y consumen vegetación acuática. Naranjo (1995a) observó tapires descansando por al menos 2 horas en pozos de arroyos. Williams (1984) observó dos individuos caminando a lo largo de un río, sumergidos completamente por aproximadamente 15m.

Aspectos de la historia de vida

En cautiverio, los machos pueden alcanzar la madurez reproductiva a los 24 meses de edad y se han registrado los primeros apareamientos de unas hembras a 22 meses de edad, respectivamente. Los intervalos entre celos de individuos cautivos varían de 25 a 38 días, y los periodos estrales duran de 1 a 4 días (Barongi 1986; Brown *et al.* 1994). Aunque las hembras en cautiverio pueden reiniciar su ciclo estral 14 a 18 días después de un parto, los intervalos entre nacimientos rara vez son menores de 18 meses. Nace una sola cría después de una gestación de 390 a 410 días (Alvarez del Toro 1966, Barongi 1986, Eisenberg 1989, Brown *et al.* 1994). Durante la primera semana después del nacimiento la cría permanece oculta en un sitio al cual la madre regresa periódicamente para amamantarla; a los 10 días la cría ya es capaz de seguir a la madre (Eisenberg 1989). Las crías, que nacen manchadas, crecen rápidamente, son capaces de nadar a las tres semanas de edad y son destetadas a los cuatro meses (Barongi 1993).

Los dos tapires machos estudiados por Williams (1984) tenían ámbitos hogareños que se solapaban y fueron vistos acercándose juntos y beber en un pozo. Aunque son principalmente solitarios, no es inusual registrar hembras con crías, adultos con juveniles, y grupos alimentándose juntos (Eisenberg 1989, Terwilliger 1978, Williams 1984). Las vocalizaciones y contactos nasales se asocian con

Cuadro 4.2. Estimaciones de densidad poblacional del tapir en Mesoamérica.				
Densidad (#/km²)	Datos	Localidad	Condiciones	Fuente
0.05-0.16	-	Chiquibul, Belice	bosque tropical húmedo ríos sin cacería	Fragoso 1991a
0.15-0.24	-	Santa Rosa, Costa Rica	bosque tropical seco	Williams 1984-
0.6	-	Corcovado, Costa Rica	bosque tropical húmedo	Naranjo 1995a
0.67-1.33	a	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo reintroducciones en 1929	Enders 1935
0.13	b	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo después de cacería intensa	Enders 1939
0.53	c	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo reintroducciones en los años '50 alimento suplementario animales habituados	Eisenberg y Thorington 1973
0.67	d	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo alimento suplementario animales habituados	Terwilliger 1978
0.53	-	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo alimento suplementario animales habituados	Eisenberg 1980
0.53	e	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo alimento suplementario animales habituados	Glanz 1982
0.19	f	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo censo diurno	Wright <i>et al.</i> 1994
0.36	f	Barro Colorado, Panamá	bosque tropical húmedo censo nocturno	Wright <i>et al.</i> 1994

Datos:
a Informó que había de 10 a 20 tapires en la isla (15km²) en 1932.
b Informó que había 2 tapires en la isla (15km²) en 1937.
c Informaron 8 tapires en la isla (15km²) entre 1964-1971.
d Estimó que había al menos 10 tapires en la isla (15km²) en 1975.
e Estimó que había 8 tapires en la isla (15km²) entre 1977-1978.
f Datos obtenidos durante 1987 y 1988.

estos últimos casos (Terwilliger 1978). Los individuos se localizan unos a otros mediante procesos olfativos cuando están cerca y a la distancia mediante silbidos agudos (Terwilliger 1978).

En Mesoamérica la densidad mínima que se ha registrado es 0.05 tapires/km². Los datos sobre densidades reportadas en la literatura se resumen en el Cuadro 4.2. Es interesante hacer notar que hay una reducción aparente en las poblaciones de tapires en la isla Barro Colorado, Panamá (Figura 4.3). Esto puede ser un artificio de los diferentes métodos de muestreo utilizados (ver abajo la sección sobre estado en Panamá).

En el noroeste de Costa Rica, el ámbito hogareño nocturno de un macho adulto (1.80km²) fue 12 veces mayor que su ámbito diurno (0.15km²). El ámbito nocturno de un macho juvenil (1.61km²) fue 6 veces mayor que su ámbito diurno (0.27km²) (Williams 1984). Los ámbitos hogareños pueden ser utilizados en una manera rotativa; una porción del ámbito hogareño anual es usada intensivamente antes de cambiar a otra porción (Williams 1984).

Alimentación

Forrajean caminando en zigzag, ya sea alimentándose de una sola especie o de varias especies de plantas en un área pequeña, o tomando y consumiendo plantas a medida que van avanzando y se dirigen a otra área (Terwilliger 1978). Consumen especies sin tomar en cuenta la concentración de espinas. Para forrajear más eficientemente, rompen la mayoría de las especies de plantas altas, con un promedio de 2cm de diámetro, a una altura aproximada de un metro (Williams 1984).

Alvarez del Toro (1977), Terwilliger (1978), Janzen (1983) y Dirzo y Miranda (1991) proporcionan información sobre 112 especies de plantas consumidas por *T. bairdii* (tabuladas en March 1994). En el sudoeste de Costa Rica, Naranjo (1995b) observó tapires consumir hojas, tallos tiernos, flores, frutos, y corteza de 94 especies de plantas. En el noroeste de Costa Rica consumen las hojas, tallos tiernos, flores, y frutos de por lo menos 54 especies de hierbas, bejucos, arbustos, plántulas, y un helecho del

sotobosque y del borde del bosque (Williams 1984). En Colombia, se ha observado que comen los frutos caídos de *Couroupita guianensis* (Herskovitz 1954). Véase además Olmos (este volumen) para especies adicionales.

Los tapires forrajean frecuentemente en los claros creados por la caída de árboles, en donde encuentran una abundante cantidad de hojas (Terwilliger 1978). La vegetación de las planicies de inundación proporciona una situación similar, lo mismo que algunos bosques tropicales que han sido talados selectivamente (Fragoso 1991b, Matola 1992). En un bosque tropical seco se encontró que la reducción en la disponibilidad de follaje durante la época seca fue compensada por un incremento en la disponibilidad de frutos (Williams 1984, Naranjo 1995b).

Estado y amenazas

La categoría de conservación global de *T. bairdii* es Vulnerable de acuerdo con los criterios de la UICN. Sin embargo, la especie es considerada en peligro de extinción por la mayoría de los países donde la especie es nativa. Las amenazas principales para la sobrevivencia del tapir varían entre las diferentes regiones y los distintos países. Los factores dominantes que afectan a sus poblaciones son la pérdida de hábitat y la cacería. Los tapires son muy susceptibles a la extinción debido a su baja tasa reproductiva. Después de un periodo de gestación de 13 meses, la cría normalmente pasa hasta dos años con la madre. Esta baja tasa de reclutamiento, además de las amenazas por la cacería, es un serio factor que contribuye a la disminución de las poblaciones de *T. bairdii*. La pérdida de hábitat complica aún más la situación.

En muchas áreas los cazadores evitan cazar tapires. Sin embargo, en algunos lugares los tapires son cazados intensamente, a veces tan solo por unos cuantos cazadores. Por ejemplo, debido a la presión ejercida por los cazadores furtivos, la población de tapir de la isla Barro Colorado, Panamá, se redujo de 20 tapires en 1932 a únicamente 2 en 1937 (Enders 1935, 1939; Figura 4.3). Un cazador mato 36 tapires entre 1947 y 1949 en las partes bajas de lo que actualmente es el Parque Nacional Santa Rosa, en el noroeste de Costa Rica (Janzen y Wilson 1983). En la década de los '60 un cazador de subsistencia (T. Galvez) mató 28 tapires durante unos cuantos años en el área donde se encuentra ahora el campamento principal (en el Polígono I) la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México (C. Galvez com. pers.). Belt describe cómo en 1847 un sólo hombre armado con un cuchillo atacó y mató a un tapir en Peña Blanca, Nicaragua. Al ser perseguidos por perros, los tapires suelen refugiarse en el agua, donde se les puede encontrar y matar (Terwilliger 1978).

Aunque los tapires se pueden adaptar a vivir, e incluso a veces se benefician, en sitios que han sido sujetos a tala

selectiva (Fragoso 1991 b), la especie no es capaz de tolerar la amplia deforestación que ha ocurrido en muchas porciones dentro de su área de distribución. En las siguientes secciones se presentan reseñas sobre el estado de conservación y las principales amenazas en cada uno de los países donde la especie es nativa. Para ello, se sigue un orden de norte a sur.

México

Estado

Los informes que han indicado que el tapir está extinto o casi extinto en México (Thornback y Jenkins 1982; IUCN 1994) han sido muy exagerados. Las poblaciones de *Tapirus bairdii* en este país pueden ser las mayores o una de las mayores de la especie. March (1994) hizo un resumen de algunas de los principales registros de *T. bairdii* en México. El informa que de 1885 a 1993 se documentaron 36 localidades en México. El 44.4% (16) de estos registros se hizo en Chiapas, 16.6% (6) en Veracruz, 13.8% (5) en Quintana Roo, y el 25.5% (9) restante en Oaxaca, Campeche, y Tabasco. Debe notarse que tan solo 61% de estos registros fueron documentados desde 1980 (March 1994).

hábitat: Se determinó, mediante el análisis de imágenes de satélite tipo AVHRR, que en 1986 persistían alrededor de 81,000km² de selvas húmedas y subhúmedas, hábitat potencial para el tapir, en el sur de México (Cuarón 1991). Además, había unos 33,000km² de vegetación secundaria, parte de los cuales pudieron ser utilizados por los tapires, particularmente en las áreas dentro o adyacentes a las principales regiones de bosque tropical.

Sin embargo, las tasas de deforestación fueron muy altas en algunas áreas del sur de México, en particular en los años '70 y a mediados de la década de los '80 (véase abajo la sección sobre amenazas en México). Afortunadamente, las tasas de pérdida de selvas parecen haberse reducido desde entonces en la mayoría de las regiones.

Las regiones principales donde persisten poblaciones de tapir en México son las selvas en el istmo de Tehuantepec (aproximadamente 5000km² incluyendo Los Chimalapas, Oaxaca; la Selva de El Ocote, Chiapas; y Uxpanapa, Veracruz), la Sierra Madre de Chiapas (aproximadamente 3000km²), la Selva Lacandona (aproximadamente 5000km² en Chiapas), y el sur y este de la península de Yucatán (aproximadamente 20,000km² en Campeche y Quintana Roo). La Selva Lacandona y las selvas del sur de la península de Yucatán están conectadas por las selvas de El Petén, Guatemala.

Además de las anteriores, las siguientes áreas pudieran tener poblaciones de tapir: Veinte Cerros, Oaxaca (M.A. Martínez-Morales com. pers.); Cordón Nudo diamante y áreas adyacentes, noreste de Chiapas; Parque Nacional

Lagunas de Montebello, Chiapas; Volcán Tacaná, Chiapas; Volcán Santa Marta y Volcán San Martín, en la región de Los Tuxtlas, Veracruz; Uxpanapa, este de Veracruz; región de La Sierra (Parque Estatal La Sierra, incluyendo las Sierras El Madrigal, Poaná, y Tacotalpa), Tabasco; bosques inundables (Tintales) cerca del río San Pedro (Municipios de Balancán y Tenosique), Tabasco; región de Centla, Tabasco y áreas adyacentes de Campeche; y probablemente la región de Los Petenes, Campeche (March 1994, Cuarón 1991, 1996). En todas estas áreas hay hábitat adecuado para el tapir y/o la presencia de la especie ha sido reportada por los pobladores locales. Algunos de estos lugares están adyacentes a algunas áreas donde la presencia de tapires ha sido verificada, por lo que presumiblemente todavía se les encuentra allí.

Poblaciones: Suponiendo que las densidades de tapir fueran similares en México a las reportadas por Fragoso (1991a) y Williams (1984), y que los tapires se encontraran distribuidos homogéneamente en las principales áreas de hábitat, se esperaría que la población de tapir en México fuera de 1650 a 7920 individuos. Estos animales estarían distribuidos de la siguiente manera: 250-1200 tapires en las selvas de Tehuantepec, 150-720 en la Sierra Madre de Chiapas, 250-1200 en la Selva Lacandona, y 1000-4800 en la porción Mexicana de la península de Yucatán. Debe considerarse que las cifras presentadas aquí son solamente aproximaciones burdas. Mientras no haya estimaciones poblacionales adecuadas para México, se recomienda que como medida precautoria, se utilicen las cifras más bajas para fines de planificación para conservación.

Aún existe cierta continuidad (muy frágil) entre las selvas de la Sierra Madre de Chiapas y las de Tehuantepec, por lo que potencialmente los tapires en esas regiones pudieran constituir una metapoblación. Lo mismo puede decirse de los tapires de la Selva Lacandona y la península de Yucatán en México, con El Petén, Guatemala y algunas áreas de Belice.

Reservas: Las áreas protegidas importantes para el tapir en México incluyen: Reserva Forestal y Fáunica Selva de El Ocote, en el occidente de Chiapas; Reserva de la Biosfera Montes Azules, Reserva de la Biosfera Lacantún, Monumento Natural Bonampak, Monumento Natural Yaxchilan, y Area de Protección de Flora y Fauna Silvestres Chan Kin, todas en la Selva Lacandona; Reserva de la Biosfera El Triunfo y Reserva Ecológica La Sepultura, en la Sierra Madre de Chiapas; Reserva de la Biosfera Calakmul en Campeche; y Reserva de la Biosfera Sian Ka'an en Quintana Roo. En conjunto estas áreas protegidas suman más de 19,000km².

En Oaxaca, se ha propuesto el establecimiento de un área protegida (Reserva Campesina), pero su figura legal es incierta. No sabemos de propuesta alguna para establecer un área natural protegida en la región de Uxpanapa,

Veracruz, pero evidentemente sería de gran importancia que se estableciera una para proteger lo que queda de selvas en esta región. En Tabasco, la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y el Parque Estatal La Sierra pudieran ser importantes para la conservación del tapir, si se confirma la presencia de la especie.

Legislación y educación ambiental

De acuerdo con la legislación Mexicana *Tapirus bairdii* está protegido y está prohibido cazar a la especie. Sin embargo, frecuentemente la ley no se pone en vigor (March in litt.). La especie está incluida en la lista oficial mexicana de especies en peligro de extinción (SEDESOL 1994). Cada año el gobierno mexicano publica el Calendario Cinegético, en cual se detallan las temporadas y límites de cacería, y se mencionan las especies cuya cacería está vedada. La cacería del tapir ha estado vedada al menos desde 1954 (Leopold 1959), aunque fue posible obtener Permisos Especiales durante la temporada de cacería de 1971-1972 (Alcérreca Aguirre *et al.* 1988).

La educación ambiental forma parte oficial del curriculum nacional desde 1987 (L. Barraza com. pers.). El número de programas de educación ambiental en el sur de México se ha incrementado dramáticamente en los últimos diez años. La mayoría de ellos no son específicos para el tapir, pero se enfocan a los bosques tropicales y otros hábitats del tapir. Existe la Asociación de Educadores Ambientales del Sureste, que es muy activa. Un cartel fotográfico del Zoológico Regional Miguel Alvarez del Toro (ZOOMAT) conlleva un importante mensaje de conservación en Chiapas. Adicionalmente, en Campeche, se ha desarrollado un programa de educación para conservar al tapir.

Cría en cautiverio

Hasta 1991 había una hembra en el ZOOMAT (Tuxtla Gutiérrez, Chiapas), un macho en el Zoológico Zacango (Toluca), dos de sexo desconocido en el Zoológico Cholul (cerca de Mérida, Yucatán), y un macho en el Zoológico de Morelia (Michoacán). Lamentablemente, a pesar de algunos intentos, hasta ese entonces no se habían establecido entre estas instituciones programas conjuntos de reproducción en cautiverio.

Amenazas

Deforestación: La principal amenaza para el tapir en México es la pérdida de hábitat. Las razones específicas que han provocado la pérdida del hábitat del tapir varían entre las diferentes regiones, pero una tendencia dominante ha sido la transformación de las áreas boscosas para convertirlas en pastizales para la ganadería. Por ejemplo, la expansión de ganaderías, y fuegos asociado con esa actividad, son las amenazas principales en la Sierra Madre de Chiapas (Naranjo in litt.). Los grandes proyectos de desarrollo, que han promovido la ganadería extensiva, las

plantaciones agrícolas a gran escala (por ejemplo, arrozales), y en ocasiones también induciendo la colonización, han tenido un fuerte impacto sobre las áreas de hábitat del tapir en el sur de México. Los incendios descontrolados han consumido importantes áreas de bosques en algunas regiones. En el área estudiada por Cuarón (1991) una compleja combinación de factores ejercieron presión sobre los bosques tropicales (incluyendo grandes proyectos de desarrollo, inmigración espontánea y forzada debido a catástrofes naturales, y tensión social en otras regiones). En esa región, los bosques tropicales que se perdieron de 1974 a 1986, fueron convertidos en vegetación secundaria (45%), pastizales (41%), suelos desnudos (6.7%), agricultura (3.7%), humedales (2.6%), o fueron cubiertos por agua (0.3%).

En un área de 850km² en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, donde se teme que el tapir ya esté extinto (March 1994), el 84% de los bosques originales se había perdido ya para 1986 (Dirzo y García 1992). Entre 1967 y 1986, se perdieron 173.5km² de bosques, o el 56% de los bosques que había en 1967. Esto es equivalente a una pérdida de 10.9km²/año (4.2%) de bosques entre 1967 y 1976, y de 7.5km²/año (4.3%) de bosques entre 1976 y 1986 (Dirzo y García 1992). Se estima que de continuar las mismas tendencias, para el año 2000 solo quedarían 73.6km² de bosques en esa región (Dirzo y García 1992).

En un área de 25,000km², que incluye porciones de hábitat para el tapir en el noreste de Chiapas (abarcando el norte de la Selva Lacandona), el este de Tabasco, y el sudoeste de Campeche, se perdieron entre 1974 y 1986, aproximadamente 5100km² (60%) de los bosques tropicales húmedos de la región (Cuarón 1991). Esto es equivalente a una pérdida de 426km² de selvas al año, o 7.7% al año en la región. Si las mismas tendencias persisten en esta área, quedarían alrededor de 1000km² de bosques tropicales húmedos para el año 2000, y unos 240km² para 2020 (Cuarón 1991). Debe considerarse que las estimaciones de Cuarón (1991) se refieren únicamente a la pérdida de selva y que la mayoría de las estimaciones sobre deforestación publicadas se refieren a la deforestación o pérdida neta de selvas (es decir, la diferencia entre las selvas perdidas y ganadas).

La pérdida de bosques tropicales ha sido menos severa en la península de Yucatán (con la excepción del estado de Yucatán). Trabajo actual, realizado por Cuarón y otros investigadores, está refinando y actualizando las estimaciones sobre cambio de cobertura vegetal en el sur de México y áreas adyacentes. Densidades en el sur de Quintana Roo son bajas, con posiblemente menos de 25 individuos en el área de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, donde una amenaza principal es la deforestación (Jorgenson in litt.).

Explotación: La cacería continúa siendo un problema en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche y áreas

circundantes (March 1994). Sin embargo, en otras regiones la explotación humana parece no ser importante actualmente. Dos estudios sobre cacería, uno en la Selva Lacandona, Chiapas, (March 1987) y el otro en Quintana Roo (Jorgenson 1995), no reportaron cacería de tapires en esas áreas de estudio. En el área de estudio en Quintana Roo, los tapires eran difíciles de localizar para los cazadores ya que habitaban bosques que se inundan estacionalmente y que están alejados de los poblados, además de que la carne de tapir no se considera agradable; los tapires no han sido cazados en esa localidad por al menos diez años (Jorgenson 1995).

La especie no es importante en el tráfico de animales vivos o el tráfico de pieles en el sur de México (Cuarón 1996, en revisión). Unos cuantos animales han sido capturados para zoológicos desde mediados de los '80. Al menos dos animales fueron capturados en el sur de la península de Yucatán (probablemente donde se encuentra actualmente la Reserva de la Biosfera Calakmul) y fueron llevados al Zoológico Cholul, cerca de Mérida, Yucatán. Personal del ZOOMAT y otros Departamentos del Instituto de Historia Natural, Chiapas, intento capturar tapires en La Sepultura para obtener animales para enriquecer el programa de reproducción en cautiverio del zoológico. Lamentablemente algunos animales murieron en el proceso. La captura de tapires vivos en México no es actualmente un problema grave de conservación, pero necesita ser regulado adecuadamente (Cuarón 1996, en revisión).

Belice

Estado

Más del 60% de Belice tiene algún tipo de cobertura forestal. *T. bairdi* encuentra en todas las áreas naturales protegidas con excepción de Guanacaste National Park y río Blanco, ya que están aislados de otras áreas boscosas. Considerando la cantidad de hábitat disponible, y lo reducido de la población humana (200,000-250,000), se estima que hay alrededor de 680 a 3300 tapires en Belice (basado en las densidades informadas por Fragoso [1991a] y Williams [1984]).

Fragoso (1991b) desarrolló estudios de campo detallados sobre *T. bairdi* y su preferencia de hábitat. El encontró poblaciones saludables de tapir en la parte alta del valle del río Macal en la Reserva Forestal Chiquibul. Estudios posteriores han verificado los hallazgos de Fragoso (Matola 1991, obs. pers.). Existen poblaciones saludables de tapir debido a lo remoto de la localidad, lo cual dificulta el acceso de personas por lo que no hay presión por cacería. Existe vegetación de planicies de inundación en abundancia, la cual es una fuente preferida de alimento para *T. bairdi*.

Un área de particular interés es la parte alta del río Raspaculo, la cual se inunda anualmente y drena hacia el

río Macal. El crecimiento prolífico de vegetación secundaria provoca que esta sea un área de forrajeo favorita para los tapires. La parte alta del río Raspaculo se encuentra dentro del Chiquibul National Park y limita con reservas forestales. Debido a su ubicación remota, la ausencia de presiones humanas, y a la abundancia de vegetación secundaria, el tapir se encuentra en números considerables. Sin embargo, el área no ha sido bien estudiada. Por ejemplo, una breve evaluación de campo sobre la actividad de los tapires en diciembre de 1994, resultó en numerosos avistamientos de la especie. Se recolectó una caña silvestre que mostraba señales claras de que había sido comida por tapires. Dicha caña fue enviada al Missouri Botanical Garden, y fue identificada como *Tripsacum andersonii*, un nuevo registro para el país.

Legislación y educación ambiental

El decreto de protección de fauna silvestre de 1981 (Wildlife Protection Act of 1981) prohíbe la cacería del tapir.

Las siguientes son organizaciones no gubernamentales que trabajan activamente en Belice en proyectos de conservación y educación ambiental: The Belize Audubon Society, The Belize Zoo and Tropical Education Center, The Belize Center for Environmental Studies, y el Programme for Belize.

El tapir es el animal nacional de Belice. Se enseña conservación de vida silvestre en las escuelas de todo el país. El zoológico de Belice ha distribuido por todo el país carteles que muestran una hembra de tapir con su cría. Un nuevo cartel fue distribuido en 1996, con énfasis en la importancia de preservar hábitat para la especie.

El Belize Zoo and Tropical Education Center tiene tres tapires cautivos que utiliza como recurso educativo para informar sobre la importancia de la especie y la necesidad de conservar a los tapires en el estado silvestre. Más de 10,000 niños de escuela visitan el zoológico cada año.

Cría en cautiverio

El zoológico de Belice cuenta actualmente con dos machos y una hembra de *T. bairdii*.

Amenazas

Construcción de presas: La parte alta del río Raspaculo pudiera estar bajo seria amenaza en el futuro debido a un proyecto hidroeléctrico. Se deben hacer esfuerzos para mantener este hábitat intacto para las poblaciones de tapir, así como de otras especies en peligro de extinción que se encuentran en el área.

Cacería: El ingreso de grandes poblaciones provenientes de Asia es una amenaza para la fauna silvestre de Belice, incluyendo al tapir. La cacería ilegal por inmigrantes asiáticos es un problema que va en incremento. Tradicionalmente los beliceños no han cazado al tapir para obtener su carne. Sin embargo, algunos informes del

sur de Belice, donde el grupo étnico Garifuna se ha establecido, indican que el tapir es cazado y consumido ocasionalmente. Es posible que la cacería sea una amenaza significativa, y la abundancia se haya reducido en los sitios con cacería, en contraste con los sitios donde no hay (Fragoso 1991a).

Guatemala

Estado

Discusiones con conservacionistas guatemaltecos indican que en Guatemala hay entre 1000 y 2500 tapires (S. Billy y L. Calvo com. pers.). Sin embargo, no se han realizado estudios de campo detallados sobre *T. bairdii*. Informes de varios biólogos indican cuales son las localidades que tienen poblaciones de *T. bairdii*; estas se detallan a continuación.

La Reserva de la Biosfera Maya, un área protegida de 1.6 millones de ha en el Departamento de El Petén, en el norte de Guatemala, tiene un área núcleo donde no se permite la cacería, la agricultura, u otros tipos de desarrollo. Se calcula que hay más de 1000 tapires en esta área. El Parque Nacional Laguna del Tigre, que es parte de la Reserva de la Biosfera Maya, mantiene poblaciones saludables de tapires (S. Billy com. pers.), ya que el hábitat es ideal para la especie (S. Matola obs. pers.). Esta extensa área de bosque tropical en el norte de Guatemala es una de las más importantes para la especie, proporcionando hábitat para mantener poblaciones estables de tapir. Esta área colinda con otras áreas importantes como el río Bravo Conservation Area (con 1060km² adicionales de hábitat adecuado para el tapir), en Belice; la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche; y áreas protegidas y no protegidas de la Selva Lacandona, Chiapas. La mayor área silvestre (y de hábitat para el tapir) de Mesoamérica esta compuesta por El Petén, junto con las áreas adyacentes de Belice, el este de Chiapas, Campeche, y Quintana Roo.

Otra área protegida donde se encuentra el tapir en Guatemala es la Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas. Un área boscosa de 2400km² que se extienden hasta 3000m, donde se encuentran bosques nubosos. Las personas que dirigen las estrategias de manejo de la Sierra de las Minas calculan que hay entre 50 y 200 tapires en el área.

Las áreas boscosas alrededor del lago Izabal y los bosques que persisten en Alta Vera Paz supuestamente cuentan con poblaciones de *T. bairdii*, pero no hay estimaciones disponibles sobre su tamaño poblacional. Los bosques de Alta Vera Paz y el norte de El Quiché están severamente fragmentados, pero aún tienen considerable potencial de conservación (Cuarón obs. pers.).

Legislación y educación ambiental

La Ley de Areas Protegidas (Decreto 4-89) señala que es ilegal cazar tapires en áreas protegidas debido a que la especie está en peligro de extinción. Sin embargo,

frecuentemente las leyes no se ponen en vigor (March in litt.).

El ambiente institucional en relación a la conservación y manejo de la diversidad biológica en Guatemala es complejo (Lara 1992). Existen varias organizaciones gubernamentales y no gubernamentales que se encargan del manejo de áreas naturales protegidas. La Dirección General de Bosques y Vida Silvestre (DIGEBOS) administra 21 Parques Nacionales, y el Instituto de Antropología e Historia (IDAEH) administra 24 Parques Nacionales asociados con sitios arqueológicos (Lara 1992). El Consejo de Áreas Protegidas (CONAP), que forma parte de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), se encarga también del manejo de áreas protegidas, y ha estado activo principalmente en la Reserva de la Biosfera Maya. El Centro de Estudios Conservacionistas (CECON) de la Universidad de San Carlos de Guatemala controla 7 Biotopos (áreas protegidas) que suman cerca de 1360km² (Lara 1992). La Fundación Defensores de la Naturaleza está involucrada con el manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas. La Fundación Amigos del Bosque, Fundación Mario Dary, la Fundación Interamericana de Investigaciones Tropicales, y Wildlife Preservation Trust International (WPTI) son otras organizaciones no gubernamentales que son activas (Lara 1992). Ellas desarrollan programas de educación ambiental y distribuyen carteles, folletos, y otros materiales educativos.

El Zoológico de La Aurora, el zoológico nacional de Guatemala, incluye la educación ambiental como una parte importante del perfil de la institución. Otros zoológicos han iniciado programas de educación ambiental y conservación. Un programa de especial interés es el que se está formando en un zoológico pequeño (Petencito) en la ciudad de Flores, la cual se ubica cerca de la Reserva de la Biosfera Maya. El desarrollar un programa integral de conservación para esta región sería muy benéfico para el tapir y muchas otras especies amenazadas.

Cría en cautiverio

El Zoológico de La Aurora tiene actualmente un macho de *T. bairdii* que nació en cautiverio en un zoológico de los Estados Unidos. Una institución privada en la ciudad de Guatemala tiene un tapir macho procedente del Departamento de El Petén.

Amenazas

El incremento de la colonización en la Reserva de la *Biosfera Maya*, en el norte de El Petén, es un serio problema. La migración de agricultores de subsistencia procedentes de otras áreas al Dpto. el Petén, Guatemala se incrementa anualmente. El aumento de la actividad humana afectará a todas las especies de fauna de la zona, incluyendo las poblaciones de tapir.

La extracción forestal y la cacería son una amenaza para los tapires en la Sierra de las Minas. Si se permite que

continúen sin ser controladas, estas actividades pueden afectar negativamente a *T. bairdii*.

El Salvador

Estado

La deforestación fue sumamente severa en El Salvador y quedan en el país muy pocos bosques tropicales. El libro rojo de las especies en peligro de 1982 informa que *T. bairdii* está extinto en El Salvador (Thornback y Jenkins 1982), pero no proporciona más detalles al respecto. Además de la pérdida de hábitat, es posible que la guerra haya afectado las poblaciones de tapir en este país. El Parque Nacional El Imposible (con aproximadamente 30km² de bosque tropical húmedo) y el Parque Nacional Montecristo (aproximadamente 20km² de bosque nuboso) son sitios con hábitat potencial para el tapir. Suponiendo que los tapires tuvieran densidades similares en El Salvador a las reportadas por Fragoso (1991a) y Williams (1984), habría sólo de 2 a 7 tapires en El Imposible y 1 a 5 tapires en Montecristo. Montecristo está adyacente a bosques en Honduras y Guatemala (El Trifinio), lo cual pudiera mejorar potencialmente las perspectivas de conservación del tapir en esa área. Evidentemente, aún si la especie no está extinta, las posibilidades de conservación del tapir en El Salvador no son buenas. Es necesario realizar nuevas investigaciones de campo para confirmar si la especie aún está presente o no en El Salvador.

Amenazas

La deforestación ha eliminado casi por completo el hábitat del tapir en El Salvador. No existe información reciente sobre la especie en este país.

Honduras

Estado

Se ha hecho poco trabajo de campo en Honduras para obtener estimaciones de la situación de las poblaciones de *T. bairdii*. En agosto de 1987 se declararon como protegidos la mayoría de los bosques montanos del país (Congreso nacional de Honduras 1987). Es posible que la mayoría de estas áreas tengan hábitat potencial para el tapir.

Se informa que sólo las áreas naturales protegidas y zonas inmediatas adyacentes, tienen tapires. Sin embargo, no hay tapires en todas las áreas protegidas (S. Chalukian in litt.). Como resultado de su trabajo de campo, Marineros (com. pers.) estima que hay entre 1000 y 2000 tapires en las áreas naturales protegidas de Honduras. Se necesitan más estudios de campo para confirmar esta información.

La Reserva de la Biosfera Río Plátano se encuentra en el noreste de Honduras, limitando con el río Coco y el noreste de Nicaragua. La Reserva de la Biosfera Tawahka limita la anterior reserva de la biosfera y el Parque Nacional Patuca. Estas tres áreas contienen más de 6000km²

protegidas, que es hábitat adecuado para mantener poblaciones saludables de *T. bairdii*. Suponiendo que los tapires tuvieran densidades similares a las reportadas por Fragoso (1991a) y Williams (1984), habría una población potencial de 300 a 1440 animales en 6000km² de hábitat. T. Carr contó 47 registros de tapir (huellas, heces, e individuos) durante un viaje a lo largo del río Plátano (R. Barongi com. pers.). La reciente colonización hacia esas áreas estará ejerciendo presión sobre las poblaciones de fauna silvestre en la región.

Legislación y educación ambiental

Como se mencionó anteriormente, la mayoría de los bosques montanos del país fueron declarados protegidos en agosto de 1987 (Congreso nacional de Honduras 1987). El decreto 87-87 creó 37 reservas, estipulando que los límites de las áreas núcleo seguirían las cotas altitudinales de 1800m, 2000m, o 2100m, de acuerdo con estudios posteriores (Campanella 1993). La Ley 001-90 estipula que es ilegal exportar fauna silvestre. Hacia agosto de 1994 se había preparado una propuesta de ley sobre protección de fauna silvestre que se espera sea aprobada.

Hay un mínimo de educación ambiental pero hay planes para incrementar los programas educativos en Honduras. Algunas de las organizaciones no gubernamentales que son activas promoviendo la conservación y la educación ambiental incluyen la Red Ecologista de Honduras para el Desarrollo Sustentable (REHDES), la Fundación río Plátano, Protección de la Mosquitia (MOPAWI), Asociación del Medio Ambiente y Rehabilitación de Animales Silvestres (AMARAS), Asociación de Profesionales de la Educación Ambiental, Fundaciones Pastor Fasquelle, Prolansate, Cuero y Salado, y Amitigra.

Amenazas

Hay cacería en áreas como la región de la Mosquitia (incluyendo río Plátano, Tawahka y Patuca) y los remanentes boscosos del norte, que están habitados por comunidades nativas. Sin embargo, hay poca información disponible para determinar si la cacería es sustentable o si está afectando negativamente a las poblaciones de tapir (Chalukian in litt.).

El desalojo de refugiados de la guerra contra-sandinista Nicaragüense ha provocado que el ejército Hondureño invada colonias, provocando fuerte presión sobre las poblaciones de tapir a lo largo de la Mosquitia. Por ejemplo, los indígenas de la Reserva Tawahka ahora consumen la carne de tapir, cosa que sus ancestros no solían hacer (E. Benítez, indígena Tawahka com. pers.). En 1995 la carne de tapir se vendía por US\$ 0.20/lb y un animal adulto se podía vender por US\$ 80-120 (Marineros in litt.).

Muchas reservas de bosque nuboso son demasiado pequeñas o rápidamente afectadas por las actividades humanas como para poder mantener poblaciones de tapir.

La extracción forestal y la ganadería extensiva son las amenazas más serias para los hábitats del tapir, particularmente en la región de la Mosquitia. La frontera agrícola esta avanzando rápidamente dentro de las reservas de la biosfera y hay colonos estableciendo sus cultivos de subsistencia y pastizales sin control o planificación alguna (S. Chalukian in litt.).

La Conservation Media Center/Rainforest Alliance de San José, Costa Rica, ha reportado recientemente que el gobierno de Honduras ha iniciado la reubicación de hasta 20,000 familias en los valles de los ríos que limitan la Reserva de la Biosfera río Plátano. Las tres áreas naturales protegidas contiguas del noreste de Honduras, están adyacentes a la Reserva de la Biosfera Bosawas de Nicaragua, formando uno de los mayores corredores biológicos de Mesoamérica. El mencionado plan de reubicación pudiera afectar seriamente a las poblaciones de *T. bairdii* y otras especies en peligro de extinción que se encuentran en esta región de Honduras.

Nicaragua

Estado

En Nicaragua se encuentran tapires en la costa Atlántica, en particular en la Mosquitia del noreste del país, la cual colinda con una gran región protegida en el noreste de Honduras. Los funcionarios de fauna silvestre del Instituto Nicaragüense de Recursos Naturales y Ambiente (IRENA) estiman que hay entre 200 y 500 tapires en esta porción de bosque tropical húmedo (M. Camcho com. pers.), que es una de las mayores que quedan en las tierras bajas del Atlántico en Mesoamérica. Adyacente a la frontera con Costa Rica, a lo largo del río San Juan, hay una extensión grande de bosque tropical húmedo. Se estima que en esa región hay también entre 200 y 500 tapires (M. Camacho com. pers.). Es posible que haya más de 50 tapires en áreas protegidas pequeñas de bosque húmedo en el Distrito de Matagalpa. En el noroeste de Nicaragua un área protegida con bosque tropical seco quizás tenga menos de 50 tapires (M. Camacho com. pers.).

Los funcionarios de IRENA estiman que hay aproximadamente 1000 tapires dentro de las áreas naturales protegidas de Nicaragua (M. Camacho com. pers.). Es posible que estas estimaciones no sean confiables ya que no se han realizado muchas investigaciones de campo desde 1982-83, debido al peligro de trabajar en estos bosques por la actividad militar y la presencia de minas explosivas.

Educación ambiental

Las siguientes son organizaciones no gubernamentales activas en Nicaragua: Asociación Audubon de Nicaragua, Centro de Estudios sobre Ecodesarrollo para el Trópico (CECOTROPIC), y la Fundación Nicaragüense para la Conservación y Desarrollo (FUNCOD).

El Ministerio de Educación tiene un programa de educación ambiental. Frecuentemente se presentan en la televisión programas sobre fauna y concientización ambiental. Un problema existente, de acuerdo con los funcionarios de IRENA, es que los agricultores de subsistencia frecuentemente tienen hijos que no asisten a la escuela, por lo que no tienen acceso a los programas de educación ambiental. Para superar este problema, IRENA produce y distribuye folletos concernientes a la fauna silvestre y la legislación relacionada a la fauna.

Amenazas

Las amenazas para las poblaciones de tapir provienen del incremento en la cacería por agricultores de subsistencia e indígenas y por la destrucción de su hábitat con fines agrícolas.

El tapir se considera una especie vulnerable. Sin embargo, las leyes no se ejercen activamente. Es posible que algunos tapires sean comidos por los Miskitos, aunque los funcionarios de IRENA consideran que la mayor amenaza para la fauna en la costa Atlántica es la destrucción de su hábitat.

Algunos tapires son capturados para ser exhibidos en hoteles y restaurantes. IRENA ha propuesto que se realice un inventario de fauna silvestre cautiva y que después de ello no se permitan más capturas de fauna.

Costa Rica

Estado

Se han realizado más estudios de campo sobre la ecología de *T. bairdii* en Costa Rica que en cualquier otro país mesoamericano. Estas investigaciones, junto con el historial de manejo de áreas protegidas en Costa Rica, produce un estimado de aproximadamente 1000 tapires (Vaughan 1990, in litt). Sin tomar en consideración las diferencias metodológicas, es posible que esto indique un decremento en las poblaciones de tapir - diez años antes se estimó que había 1800 a 3500 tapires en las áreas protegidas de Costa Rica (Williams 1984).

Actualmente las poblaciones de *T. bairdii* están restringidas principalmente a las áreas protegidas donde el acceso humano es limitado. Existen un total de 90 áreas protegidas, incluyendo Parques Nacionales, Monumentos, Reservas Biológicas, Reservas Forestales, Zonas Protectoras, Refugios Nacionales de Vida Silvestre, Reservas Indígenas, y Bosques nacionales. Sin embargo, no se encuentran tapires en todas estas áreas protegidas.

Las siguientes Áreas de Conservación contienen poblaciones de tapir (se incluye la población estimada para cada una): Arenal (?), Cordillera Volcánica Central (c. 100), La Amistad (c. 200), Corcovado, Osa (c. 250), Guanacaste-Santa Rosa (c. 20), y las Llanuras de Tortuguero (c. 100). Estas estimaciones poblacionales son solamente aproximaciones burdas.

Legislación y Educación Ambiental

Existen leyes para la conservación de la fauna silvestre como directiva del Presidente de la República de Costa Rica y el Ministerio de Recursos Naturales, Energía y Minas. Estas fueron establecidas con la Ley de Vida Silvestre No. 7317 del 7 de diciembre de 1992. El gobierno costarricense también ha publicado una lista de especies protegidas, las cuales no pueden ser cazadas o ser mantenidas en cautiverio. El tapir se encuentra en esta lista.

El establecimiento de Parques Nacionales empezó en Costa Rica en 1945. A través de los años, el desarrollo y mantenimiento del sistema de áreas naturales protegidas ha sido una parte importante de la imagen de Costa Rica. Hay más de 20 organizaciones no gubernamentales conservacionistas involucradas activamente en la protección de los recursos naturales costarricenses. Muchas de éstas organizaciones desarrollan actividades de educación ambiental.

Amenazas

Aproximadamente el 80% de Costa Rica ha sido deforestado. Existe poca vegetación natural fuera de las áreas protegidas. Es imperativo conservar la integridad de las áreas protegidas para la conservación de *T. bairdii* en Costa Rica en el futuro. La extracción ilegal de oro y el incremento de las plantaciones para madera son amenazas para el tapir en la península de Osa (Naranjo 1994).

No se han desarrollado bien los corredores que vinculen las áreas protegidas Costarricenses. Por lo tanto, las poblaciones de tapir están restringidas a las principales regiones donde se les encuentra y tienen pocas posibilidades de dispersarse naturalmente a otras. Esto resulta en poblaciones que pueden ser vulnerables a los efectos negativos debidos a la estocasticidad demográfica y genética.

La ganadería es perjudicial para las poblaciones de *T. bairdii*. Las cercas de alambre de púas restringen la dispersión natural ya que los tapires sólo pueden cruzar donde las cercas están dañadas y en las quebradas sin cercas (Williams 1984). Además, el ganado y los caballos son vectores de enfermedades que han resultado fatales para poblaciones enteras de ungulados silvestres (Williams 1984).

El tapir representa una importante fuente de proteína animal para los pobladores rurales. El incremento de la cacería persistente pondrán presiones mayores sobre las poblaciones de *T. bairdii*.

Panamá

Estado

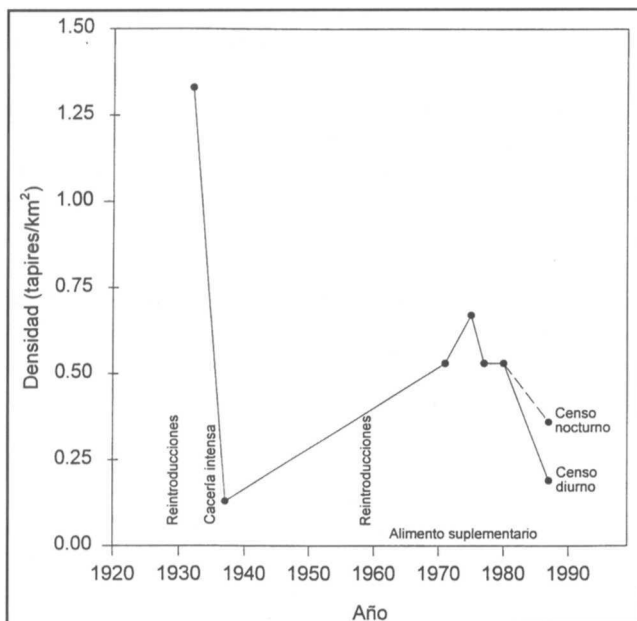
Se encuentran poblaciones de *T. bairdii* básicamente en cuatro o cinco regiones. En la zona fronteriza oeste, donde los bosques son contiguos con los del Área de Conservación La Amistad, en el sudeste de Costa Rica, son comunes los

reportes de avistamientos de tapires y de sus huellas y heces. También hay tapires en la isla Barro Colorado y probablemente también en las selvas vecinas como las del Parque Nacional Soberanía. Se conoce también la especie de Kuna Yala, en San Blas. En la península de Azuero, en el sur de Panamá, se encuentra el Parque Nacional Cerro Hoya, de donde se ha reportado la presencia de tapires. En las selvas de la Provincia del Darién, que continúan hacia el noroeste de Colombia, se han realizado numerosos avistamientos de tapires, y se han obtenido reportes de huellas y heces.

Con base principalmente en la cantidad de bosque que persiste en las regiones mencionadas anteriormente, se estimó que hay entre 200 y 500 tapires en Panamá. Sin embargo, con la excepción de un estudio hecho por Terwilliger en la isla Barro Colorado a fines de los 70, hasta ahora no han habido estudios sobre tapires en Panamá. El estudio de Terwilliger (1978) fue hecho con la descendencia de tapires reintroducidos en la isla en la década de los '50.

La densidad de tapires estimada en la isla Barro Colorado ha vanado a través de los años (Figura 4.3). Los animales estaban habituados a ver humanos y recibieron alimento suplementario por muchos años, aunque esta

Figura 4.3. Tendencias de las densidades poblacionales del tapir en la isla Barro Colorado, Panamá. Las fuentes de información se indican en el Cuadro 4.2. Aunque la isla tenía tapires cuando se formó en 1914, durante la construcción del canal de Panamá, estas poblaciones probablemente se extinguieron. Se realizaron reintroducciones en 1929 y a finales de la década de los '50 (Terwilliger 1978). A partir de esta última fecha, y hasta fines de los '80, se le proporcionó alimento suplementario. Considérese que los métodos de muestreo empleados son diferentes en cada caso.



práctica fue suspendida posteriormente. Los esfuerzos de muestreo de los primeros estudios (por ejemplo, Terwilliger 1978, Glanz 1982) estuvieron muy sesgados a las áreas cerca del campamento principal, donde los animales habituados se concentraban. Estudios posteriores (Wright *et al.* 1994) han incrementado el esfuerzo de muestreo en otras áreas de la isla. Por lo tanto, las diferencias en la densidad puede ser resultado de los distintos métodos de muestreo empleados y del diferente grado de habituación de los tapires. Alternativamente, es posible que desde que se suspendió la provisión de alimento suplementario, la población no fue autosuficiente en la isla (15km²), y que haya habido un decremento real en el tamaño poblacional. Es posible que haya habido una combinación de ambos factores.

Legislación y educación ambiental

Debido a su condición como especie en peligro de extinción, el tapir está protegido por la Orden Ejecutiva 104 de 1967, la Ley 23, y la Resolución 50-080 del INRENARE (Instituto de Recursos Naturales Renovables).

La Asociación para la Conservación de la Naturaleza (ANCON), Fundación Natura, y la Sociedad Audubon de Panamá son organizaciones no gubernamentales activas en Panamá. Además, el Zoológico Summit tiene un activo programa de educación ambiental.

La atención que ha dirigido recientemente la comunidad conservacionista internacional a los tapires que se encuentran en instituciones panameñas, ha servido para elevar la imagen de la especie. Existen planes para producir y distribuir un cartel sobre la conservación del tapir. Este cartel se imprimiría en inglés y español y se distribuiría a lo largo de Mesoamérica. Se prevé que haya más colaboración entre las instituciones panameñas y las organizaciones conservacionistas internacionales y zoológicos.

Cría en cautiverio

El Zoológico Summit, en la Zona del Canal, tiene *T. bairdii*. Los animales del zoológico reciben considerable atención, ya que el zoológico recibe muchos visitantes locales y obtiene un nivel considerable de apoyo gubernamental. Los tapires del Zoológico Summit se han reproducido.

Amenazas

Se ha propuesto la construcción de un camino que conecte Panamá con Colombia a través de las selvas de la Provincia del Darién. De llevarse a cabo estos planes, las selvas serían accesibles. Inevitablemente, los colonos que migren hacia esa región usando el nuevo sistema de caminos, ejercerían presión sobre las poblaciones de tapir y sus hábitats.

La expansión agrícola a lo largo de las planicies aluviales, un hábitat preferido por los tapires (Fragoso 1991 b), continúa siendo una seria amenaza para la especie.

Los humanos prefieren establecer sus cultivos en estas planicies ya que tienen los suelos más fértiles y terreno plano.

En las áreas donde las poblaciones de tapir se encontraban en altas densidades, los tapires eran cazados y consumidos por los indígenas Embera (Bennett 1962; Torres de Arauz 1972). La cacería pudiera ser una presión importante, contribuyendo al decremento de las poblaciones de tapir, debido a que su tasa de reclutamiento es muy baja (Terwilliger 1978).

Colombia

Estado

La existencia de *T. bairdii* en el Parque Nacional Natural Los Katíos, en el norte del Departamento de Chocó, ha sido verificada por la presencia de huellas y por los reportes de los pobladores locales (Raez y Rubio obs. pers., Renjifo com. pers.). Los indígenas Emberas reportan que hay *T. bairdii* en la región del río Salaquí cerca de la Serranía de los Saltos, así como a lo largo del río Sibiru al sur de las bocas del Baudó.

En el Departamento Valle de Cauca, cazadores locales reportaron que un tapir adulto y su cría se ahogaron en el río Aguaclara, alrededor de 1975. Sin embargo, actualmente no están presentes cerca de Achicaya ni Aguaclara, aunque es posible que haya tapires en las regiones montañosas más elevadas (Constantino y Jiménez 1992). Hay tapires cerca del río Micay y en la cuenca del río Guapi, y es posible que haya *T. bairdii* en el Parque Nacional Natural Paramillo (Gast com. pers.). Los indígenas Emberas, pobladores afroamericanos, y otros pobladores locales de la parte noroccidental del Parque Nacional Natural Utría reportaron que la especie existía allí hasta principios de la década de los '70 (Dumasa com. pers., Rubio obs. pers.). Los últimos tapires vistos fueron un adulto y su cría, que fueron cazados (Dojirama com. pers.). En contraste, los pobladores de la región norte de Utría reportan que el tapir estaba presente hasta hace más recientemente; el último animal fue visto en 1986 (Sarco com. pers.).

En el sudoeste de Colombia, en el Dpto. Nariño, las poblaciones de ungulados se han agotado, probablemente debido a la cacería excesiva (Orejuela 1992). El tapir es extremadamente raro en esta región y es poco conocido incluso para los indígenas Awa, que aún tienen un sistema de vida tradicional (Orejuela 1992).

De esta información se deduce que *T. bairdii* fue siempre raro de manera natural en Colombia, pero particularmente en las últimas dos décadas. Aunque se han obtenido registros y reportes confiables en tres áreas protegidas (los Parques Nacionales Naturales Los Katíos, Paramillo, y Utría), la especie nunca ha sido reportada en más de la mitad de las áreas protegidas dentro de su distribución en Colombia. Estas áreas incluyen los Parques Nacionales

Naturales Farallones de Cali, Tatamá, Sanquianga, Munchique, y Orquídeas. Parece ser que la mayoría de los Parques Nacionales Naturales en el Chocó no tienen tapires, con la excepción de Los Katíos donde habita *T. bairdii*.

Legislación y educación ambiental

En Colombia *Tapirus bairdii* se considera como una especie en peligro de extinción (Anónimo 1992). No obstante, es necesario reforzar la protección legal para la especie. Se están llevando a cabo programas de conservación ambiental en el Parque Nacional Natural Los Katíos, Dpto. Chocó, vinculados con programas Panameños.

Amenazas

Aunque *T. bairdii* es raro de manera natural en Colombia debido a las barreras geográficas, actualmente la principal amenaza para la especie es la destrucción de sus hábitats. La agricultura, extracción forestal, y la minería de oro contribuyen a la fragmentación de los hábitats. Dicha fragmentación provoca, a través de los años, aislamiento y reducción de las poblaciones de tapir.

Aunque el tapir es una especie de cacería preferida, en tiempos contemporáneos no son cazados por los indígenas y grupos étnicos de la región. Esto probablemente se debe a lo reducido de sus poblaciones a lo largo de gran parte del Chocó. El hecho que los tapires sean naturalmente raros, que tengan tasas reproductivas bajas, y largos periodos entre nacimientos, los hace ser malos candidatos para establecer programas de aprovechamiento de sus poblaciones.

Hay 43 áreas en el Sistema nacional de Áreas Protegidas de Colombia, totalizando cerca de 95,000km² (8.7% del país). Adicionalmente hay 54 Reservas Forestales Protectoras que abarcan unas 3610km² (Sánchez y Hernández Camacho 1995). Sin embargo, solamente una pequeña proporción de estas áreas da protección a *T. bairdii*. Lamentablemente, el número de áreas protegidas en el Chocó Biogeográfico es claramente insuficiente, no sólo por lo pequeño del área protegida por reservas, sino también por la distribución en patrones de mosaico (en parches) de muchas de las especies (Hernández Camacho *et al.* 1992).

Agricultura: La agricultura ocupa grandes áreas de hábitat para los tapires. Los humanos consideran la topografía al seleccionar las zonas agrícolas. Aunque se usan de una manera rotativa, las planicies de los ríos son preferidas por los humanos (principalmente poblaciones afroamericanas e indígenas) para establecer sus cultivos. Dentro del área de distribución del tapir en Colombia, éste es el hábitat que es afectado más severamente con propósitos agrícolas. La expansión de la frontera agrícola con monocultivos es el factor principal que provoca la pérdida del hábitat de muchas especies. Las plantaciones de plátano y otros

cultivos comerciales predominan en el área de distribución del tapir y representan una importante amenaza. La expansión agrícola ha sido especialmente prevalente en los años recientes en las regiones bajas y medias de la cuenca del río Atrato. Aunque los cultivos comerciales proporcionan un beneficio económico a las poblaciones rurales marginadas, el desarrollo agrícola compite con los tapires que utilizan las planicies de los ríos como un hábitat primario (Fragoso 1991 b). Esto es particularmente evidente en la zona norte, cerca de las serranías de Baudó, de los Saltos, y del Darién, donde la agricultura sólo es factible en los valles aluviales que ofrecen los suelos más fértiles y el terreno más plano.

Se han encontrado restos arqueológicos en estas regiones (Vargas com. pers.), sugiriendo que estos hábitats fueron utilizados por poblaciones humanas antes de la invasión de los españoles. Esto es particularmente relevante a lo largo del valle del río Atrato que mantiene una densidad de población humana mayor que cualquier otra región de la zona norte, y que está dominada por pequeños poblados, zonas agrícolas, y huertos. Es posible que los tapires hayan existido allí durante siglos anteriores. Hacia 1513 los conquistadores de Cabeza de Balboa iniciaron sus expediciones a lo largo de la parte alta del río Atrato y para el siglo 17 se establecieron centros de misioneros en el Atrato (Vargas 1993). Otro factor que contribuyó a la explosión agrícola durante estos siglos, es que las zonas mineras en el oeste de la serranía de Baudó se hicieron más abundantes, pero dependían de los centros agrícolas en la parte este.

Todos estos factores indican que el hábitat preferido de los tapires fue ocupado por poblaciones humanas hacia el siglo 16. El hecho que la ocupación humana haya prevalecido en esta área durante tanto tiempo, puede indicar que la cacería haya sido una posible causa histórica para que el tapir haya llegado a ser tan raro en ésta región.

Silvicultura no sustentable: La extracción forestal provoca desmontes extensos que resultan en la remoción de recursos de alimento para el tapir y otras especies como el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*). Después de la agricultura extensiva, la extracción de madera es la segunda amenaza más importante para el hábitat del tapir. La extracción maderera es especialmente común en los bosques tropicales de la cuenca baja del Atrato y en el sur del Chocó biogeográfico.

Minería de oro: Desde el siglo XVIII, los colonos han explotado los ríos y planicies asociadas, a lo largo de la vertiente del Pacífico, para la minería de oro. Esta explotación ha provocado grandes daños a los ríos por la sedimentación extensiva y la contaminación por mercurio que envenena el agua. Las concesiones para minería de oro son abundantes en la mayor parte de la región sur del Chocó biogeográfico y al este del río Atrato.

Cacería: Los tapires son una presa preferida para consumo humano en la región Neotropical. Sin embargo, en tiempos contemporáneos los tapires no son cazados por los Embera, el grupo étnico nativo predominante en el Chocó Biogeográfico (Raez y Rubio obs. pers.). Aparentemente los Embera han reducido, en general, la utilización de la fauna silvestre. La ausencia del tapir en las dietas parece ser un patrón general de los indígenas que habitan el Chocó biogeográfico, como lo han señalado varias investigaciones previas sobre el uso de la fauna por los grupos nativos de la región. Los pecaríes de labios blancos eran una de las presas preferidas de los Embrea a lo largo del río San Juan (Wassen 1935); como consecuencia, los pecaríes son escasos actualmente en esa región. De manera similar, los Wauana de la parte baja del río San Juan no cazaban tapir (Reichel-Dolmatoff 1960). Los indígenas tampoco consumían tapir en el río Chicue, un tributario de la cuenca media del río Atrato (Isacson 1975). Los Awa, que aún tienen una forma de vida tradicional, no están ya familiarizados con los tapires (Orejuela 1992).

Las razones por las que los indígenas y poblaciones afroamericanas no utilizan al tapir no parecen estar relacionadas a tabúes (Rubio datos no publicados). Los Embera consumían tapir en otras regiones, como Panamá, cuando las poblaciones de tapir eran concentradas (Bennett 1962, Torres de Arauz 1972). El tapir es una fuente importante y preferida de proteína para diferentes grupos étnicos debido a su gran tamaño y a la cantidad de carne que puede proporcionar. Sin embargo, la expansión agrícola y otras formas de perturbación del hábitat han reducido las poblaciones de tapir substancialmente, especialmente en los últimos 100 años. Más aún, con un incremento en el número de tapires cazados por colonos, los tapires no son tan abundantes como en décadas previas. Por ejemplo, el tapir y el pecarí de labios blancos fueron tradicionalmente importantes especies de caza, pero las poblaciones de ambas especies están diezgadas actualmente en el Parque Nacional Natural Utría (Rubio obs. pers., Raez y Rubio obs. pers. 1994).

Ecuador

Estado

El límite más sureño de la distribución histórica de *T. bairdii* fue el sudoeste de Ecuador continental, cerca de Guayaquil (Hershkovitz 1954). No existe información de campo reciente sobre el tapir en este país, pero es posible que la especie esté seriamente amenazada, sino es que ya está extinta en Ecuador (G. Paz y Miño com. pers.).

El Sistema Nacional de Areas Protegidas de Ecuador tenía establecidas 18 áreas en junio de 1994 (Mena-Vasconez 1995). En total protegían 40,533km², lo cual es equivalente al 15% del país. Existen además otras áreas que han sido propuestas para ser incluidas en el sistema.

Como sucede en muchos otros países, las áreas protegidas de Ecuador tienen serios problemas de deforestación, colonización no planificada, y cacería ilegal (G. Paz y Miño com. pers.).

De todas las áreas naturales protegidas de Ecuador, es probable que *T. bairdii* se encuentre únicamente en la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas (2040km²), en la vertiente occidental de los Andes. La reserva está incluida en el proyecto SUBIR (siglas en Inglés del Proyecto de Usos Sustentables de los Recursos Biológicos), que es uno de los mayores esfuerzos de conservación en Ecuador (Mena-Vasconez 1995). En las partes bajas de la reserva viven los Chachi (Cayapas) y hay unos cuantos asentamientos de los Tsachela (Colorados) (Mena-Vasconez 1995).

Además, la Reserva Etnica y Forestal Awa, que incluye áreas tanto en Colombia como Ecuador, protege la tierra y recursos de los Awa. Se ha propuesto la creación de un corredor protegido de 264km² para vincular la Reserva Ecológica Cotacachi Cayapas y la Reserva Etnica y Forestal Awa, pero su establecimiento puede ser difícil (Ortíz y Quishpe 1993). Estas reservas protegen la última área extensa, relativamente continua, de bosque tropical en el occidente de Ecuador.

Amenazas

Los bosques del occidente de Ecuador están severamente amenazados. Más del 90% de los bosques de las tierras bajas del Pacífico y de las laderas de los Andes por debajo de los 900 m.s.n.m. en el occidente de Ecuador han sido transformados para agricultura (Dodson y Gentry 1991). Los tres tipos de vegetación principales de la región eran el bosque tropical muy húmedo, el bosque tropical húmedo, y el bosque tropical seco. Se ha estimado que sólo el 4% del bosque tropical húmedo, el 0.8% del bosque tropical muy húmedo, y el 1% del bosque tropical seco persiste en el occidente de Ecuador (Dodson y Gentry 1991).

Se ha reportado que los Awa, del noroeste de Ecuador y sudoeste de Colombia, solían comer la carne de *T. bairdii*, pero que la especie ahora es considerada rara incluso por ellos (Orejuela 1992). Aparentemente los Cayapas también comían al tapir (G. Paz y Miño com. pers.). No ha habido registros de la especie por varias décadas y la mayoría de la información disponible sobre *T. bairdii* en Ecuador es incierta (G. Paz y Miño com. pers.).

Plan de Acción

Son muchas las circunstancias, internacionales y nacionales, sociales, políticas, y económicas, que afectan las perspectivas de conservación de la diversidad biológica en un país o una región dada. Aquí nos concentramos particularmente en las acciones específicas que pueden

promover la conservación de *T. bairdii*. Es importante señalar que aunque las recomendaciones que se presentan aquí enfatizan el caso del tapir, es esencial que cualquiera de las acciones dirigidas a su conservación complementen y realcen las iniciativas para conservar la diversidad biológica en general en la región.

I. Evaluaciones de disponibilidad y transformación del hábitat

La disponibilidad de hábitat es clave para la sobrevivencia de cualquier especie. Las principales áreas con hábitat para el tapir ya han sido identificadas. Sin embargo, es posible que existan otras que no hayan sido detectadas. Además, las tasas de deforestación son altas en la mayoría de los países donde *T. bairdii* es nativo. Por lo tanto, es necesario tener un sistema de monitoreo que permita detectar las áreas de hábitat e identificar las regiones donde los cambios de cobertura vegetal puedan ser un problema de conservación. Los diversos sistemas de percepción remota son herramientas efectivas para evaluar la disponibilidad de hábitat y sus cambios. Existen ya varios estudios sobre los cambios de cobertura vegetal para algunas regiones dentro del área de distribución de *T. bairdii*, pero es necesario actualizar periódicamente estos esfuerzos y ampliarlos a otras regiones.

II. Estudios de campo para determinar la presencia o ausencia de tapires

Es necesario confirmar si aún hay, o no, tapires en muchas regiones a través de su área de distribución. Si los tapires han sido eliminados de algunas áreas, se deben identificar los principales factores causales. Así mismo, se deben determinar las amenazas principales en los sitios donde todavía haya tapires. Se deben normar y unificar las técnicas y métodos de inspección de campo, de tal forma que los resultados sean comparables entre distintos sitios y a través del tiempo. Algunas de las áreas que cuentan con hábitat potencial, y donde es necesario realizar este tipo de investigaciones, ya han sido mencionadas en las secciones de los países. Se necesitan urgentemente evaluaciones de campo en regiones de Ecuador, El Salvador, Colombia, Nicaragua, Honduras, y México. A raíz de estos estudios se podrán hacer recomendaciones de acción conservacionista más específicas.

III. Evaluación y seguimiento poblacional

En la mayoría de los países se han identificado ya, al menos las áreas principales en donde todavía existe el tapir. Sin embargo, todavía hay muy pocas estimaciones de densidad poblacional. Muchas de las estimaciones poblacionales que se han presentado en este documento se han basado principalmente en el área conocida o estimada

de hábitat disponible para tapires en una región o país determinado, y en las densidades de tapires reportadas por Williams (1984) para un bosque tropical seco en Costa Rica, y por Fragoso (1991b) para un bosque tropical húmedo en Belice. Como se mencionó en el texto, las estimaciones de poblaciones indicadas son solamente aproximaciones burdas, y deben considerarse con toda reserva. Es posible que algunas de las áreas con hábitat carezcan ya de tapires, y también es posible que las estimaciones de densidad utilizadas no sean representativas de otras poblaciones. Por lo tanto, es imprescindible obtener estimaciones confiables de densidad y tamaño poblacional para hábitats (por ejemplo, bosque de neblina, bosque tropical seco, bosque tropical húmedo) y regiones clave en cada país.

Se deben obtener estimaciones de densidad y tamaño poblacional del tapir para áreas con diferentes circunstancias. Por ejemplo, es importante obtener información de áreas que han sido sujetas a cacería y áreas donde no ha habido cacería. Asimismo, de áreas donde ha habido extracción forestal y otras donde no la ha habido. Se debe tener en consideración la cantidad disponible de hábitat para el tapir, así como la posibilidad de detectar posibles efectos de borde o de fragmentación de hábitat que afecten de alguna manera a las poblaciones de tapir. Se debe hacer un esfuerzo para obtener, siempre que sea posible, información demográfica más detallada (por ejemplo, proporciones de sexo y categorías de edad). Es importante que se haga un esfuerzo continuo para obtener este tipo de información, de tal manera que se pueda realizar un seguimiento a largo plazo de las poblaciones. Esta información pudiera ser la base para tomar mejores decisiones sobre el manejo de las poblaciones de tapir.

IV. Explotación humana y relaciones tapir-humano

Los tapires tienen una tasa reproductiva baja, por lo que sus poblaciones son muy susceptibles a la cacería. Esta situación, junto con la falta de estudios poblacionales, sugiere que por el momento se debe prohibir la cacería de tapires que no tenga fines de subsistencia. Se deben asignar suficientes recursos y personal entrenado para hacer cumplir las regulaciones de caza. Donde los tapires sean un elemento importante de la dieta de una sociedad de subsistencia, se deberá realizar un seguimiento y una regulación cuidadosa. Idealmente, esto deberá ser mediante regulaciones de la propia sociedad de subsistencia, que limite las posibilidades de cosecha excesiva. Donde las poblaciones de tapir se han visto afectadas por la pérdida de hábitat, aún las cosechas tradicionales pueden ser una amenaza severa.

En las áreas donde se identifique la explotación de tapires como una amenaza para su sobrevivencia, se deberán realizar estudios cuantitativos sobre la cacería,

para evaluar su impacto. También es importante evaluar la importancia social y cultural de las poblaciones de tapir para los pobladores rurales e indígenas, ya que esto puede ser clave para la conservación de la especie. Asimismo, porque la pérdida de las poblaciones de tapir, además de tener consecuencias biológicas y económicas para esas personas, puede tener implicaciones culturales.

V. Planificación regional del uso del suelo, áreas protegidas, y corredores biológicos

Mantener la continuidad e integridad de las áreas silvestres más extensas del sur de México, Centroamérica, y el norte de Sudamérica, es la mayor prioridad para la conservación de *Tapirus bairdii*. Estas son las áreas donde hay un mayor potencial para tener poblaciones viables de especies, como el tapir, que requieren de mucho espacio, además de que muchas de estas regiones tienen un alto grado de endemismo de especies. Probablemente con una sola excepción – las selvas del istmo de Tehuantepec (compartidas entre los estados mexicanos de Oaxaca, Veracruz, y Chiapas), todas las áreas extensas de hábitat de tapir son compartidas entre dos o más países. Algunas de estas áreas (de norte a sur, aproximadamente) son:

- Las Selvas Mayas (E Chiapas, Campeche, Quintana Roo, El Petén, y Belice)
- La Mosquitia (E Honduras y N Nicaragua)
- El Parque para la Paz (Nicaragua y Costa Rica)
- La Amistad (Cordilleras de Talamanca y Chiriquí en Costa Rica y Panamá, respectivamente)
- Darién-Chocó (Panamá y Colombia)
- Sur del Chocó Biogeográfico, Nariño-Esmeraldas (SW Colombia y NW Ecuador)

Ya existen áreas naturales protegidas en la mayoría de las principales regiones con hábitat para el tapir. Sin embargo, todavía hay algunas áreas que necesitan protección legal y algunas áreas (protegidas y no protegidas) que están en proceso de ser fragmentadas y separadas de las grandes áreas de hábitat. Es importante vincular las áreas de hábitat y las áreas naturales protegidas que han sido fragmentadas o aisladas, con el fin de incrementar las posibilidades de sobrevivencia de las poblaciones de tapir. Esto puede lograrse con el establecimiento de nuevas áreas naturales protegidas en sitios clave – creando corredores protegidos - pero en algunos casos otras estrategias de uso del suelo pueden ser más apropiadas. Dado que en la región la tierra agrícola productiva es limitada, el establecimiento de áreas naturales protegidas no debe ser visto como el único mecanismo para promover la conservación *in-situ*. Por ejemplo, en algunas circunstancias esto se pudiera lograr favoreciendo usos del suelo potencialmente ventajosos para el tapir (por ejemplo, agroforestería) y restringiendo otros que sean perjudiciales para la fauna silvestre (por ejemplo, arrasar el hábitat a

gran escala y ganadería extensiva). Además, se debe controlar a los ungulados domésticos asilvestrados ya que son vectores de enfermedades (por ejemplo, encefalitis equina) que puede ser fatal para los ungulados silvestres. Por tanto, la planificación regional integral del uso del suelo es fundamental para la conservación del tapir y de la diversidad biológica en estos países. Como la mayoría de las áreas principales de hábitat para el tapir son compartidas por dos o más países, la colaboración internacional en el proceso de planificación es esencial.

Aunque ha habido un avance significativo en la última década, la cobertura y efectividad de los sistemas de áreas naturales protegidas en los países de la región es variable. Desafortunadamente, todavía hay muchas áreas con protección sólo en el papel. Frecuentemente esto se debe a que las instituciones responsables de su administración carecen de recursos financieros y materiales, y de suficiente personal entrenado. Además, en algunos países los mecanismos legales y la estructura institucional para la protección de la diversidad biológica y áreas naturales no están bien desarrollados, lo cual limita las posibilidades de éxito. Es necesario que estas restricciones sean superadas.

VI. Desarrollo de incentivos económicos para las comunidades en regiones en donde se distribuye el tapir

Con el fin de que se reduzca la necesidad de transformar las selvas tropicales y otros hábitats de tapir, o de explotar sus poblaciones, se deben desarrollar incentivos económicos para las personas que viven cerca, o dentro, de dichas regiones. En particular es importante desarrollar programas que demuestren los beneficios para las comunidades de proteger y usar sabiamente las selvas y las poblaciones de fauna silvestre. Los proyectos con una base comunitaria deben ser una parte integral de todas las áreas naturales protegidas en la región. Se deben promover las oportunidades de cooperación entre las áreas naturales protegidas y la población local, con el propósito de desarrollar estrategias de conservación con base en la comunidad.

VII. Educación ambiental y concientización de la población

La educación ambiental a todos niveles y las campañas de concientización de la población son fundamentales para promover la conservación del tapir. Estos programas deben destacar el importante papel de los tapires en la ecología de los bosques tropicales, su interesante historia natural, y la necesidad de garantizar su futuro en beneficio de las próximas generaciones. Los programas se deben dirigir tanto a personas de los países donde los tapires son nativos, como a personas de otros países, donde frecuentemente se toman muchas de las decisiones que

afectan a la diversidad biológica. En los países donde el tapir es nativo, los programas deben dirigirse tanto a la población rural como a la urbana. Se debe dar atención especial a los funcionarios y tomadores de decisiones, ya que sus valores y percepciones ambientales determinarán sus juicios, y por tanto la conservación del tapir y la diversidad biológica.

La conservación del tapir y las posibilidades de recuperación de sus poblaciones dependen en gran medida de las percepciones políticas y socioculturales. Las poblaciones locales y los gobiernos deben estar conscientes de la importancia de proteger a esta especie de la extinción, así como a otras especies amenazadas. Los gobiernos y las organizaciones no gubernamentales deben trabajar en conjunto con las poblaciones rurales para educar sobre el tapir a través de programas viables de conservación ambiental. De hecho, una de las razones por las que muchos planes de conservación han fallado es porque no ha habido una entidad reconocida que los apoye a nivel local, regional, o nacional.

VIII. Cría en cautiverio para promover la educación y desarrollar investigación científica

No se recomienda que se realicen reintroducciones de tapir en el futuro próximo. El costo y los riesgos involucrados en la reintroducción sobrepasan los posibles beneficios, y las perspectivas de conservación de la especie no se mejorarían de manera alguna. A pesar de ello, se considera que los programas de reproducción de tapires en cautiverio pueden ser importantes para promover su conservación, por medio de los programas de educación ambiental y concientización de la población y el desarrollo de investigación científica. Los zoológicos que poseen tapires, y en especial aquellos en países donde la especie no es nativa, pueden (y deben) atraer fondos y otro tipo de apoyos para estimular las actividades de conservación *in-situ* del tapir y sus hábitats. Como la población cautiva de tapires es mayor en los países donde la especie no es nativa, se debe considerar repatriar animales a zoológicos de países donde hay tapires silvestres. Esto eliminaría la necesidad de capturar animales en el campo y permitiría integrar los individuos solitarios que hay en algunos zoológicos mesoamericanos a la población reproductiva cautiva de la especie. Además, de esta manera, más zoológicos de la región podrían exhibir a la especie, con lo cual se reforzarían los programas locales de educación ambiental. Donde sea necesario, se deberá proporcionar asistencia técnica y financiera a zoológicos de la región para que amplíen su capacidad.

Toda la población en cautiverio de *Tapirus bairdii*, en su conjunto, debe estar sujeta a un manejo demográfico sensible con sólidas bases científicas. Los zoológicos mesoamericanos que tiene tapires deben establecer

acuerdos formales de colaboración entre ellos y con los zoológicos con tapires en otros países.

IX. Entrenamiento de personal y facilitación del acceso a la información científica

A pesar de los importantes esfuerzos que se han realizado, aún existe en los países donde *T. bairdii* es nativo, un déficit de personal calificado en el manejo de áreas naturales protegidas, manejo de vida silvestre, y técnicas de evaluación para la conservación. Es necesario ampliar el número de personas entrenadas en estas áreas. Esto resultaría en el fortalecimiento institucional de las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales de la región. Es importante que se dé entrenamiento a todos niveles. En particular es importante el entrenamiento técnico para guardaparques, administradores de áreas naturales protegidas, biólogos de campo, especialistas en el manejo de fauna silvestre, trabajadores sociales, y educadores ambientales. Asimismo es necesario fomentar el entrenamiento a nivel de posgrado (maestría y doctorado) de profesionales que trabajen en esas y otras disciplinas.

X. Investigación científica

Aunque la investigación básica es de gran importancia, se debe dar especial prioridad a las investigaciones que contemplen preguntas aplicadas que ayuden a mejorar el manejo y conservación de la especie. En las secciones anteriores se han mencionado preguntas de investigación importantes. A continuación se describen otras más:

- Desarrollo y uniformización de técnicas de estimación de tamaños poblacionales basadas en el uso de rastros de tapires (huellas, heces, senderos). Es importante calibrar los índices poblacionales obtenidos con dichas técnicas, comparándolos con otro tipo de estimaciones (por ejemplo, obtenidas de trayectos lineales) y con poblaciones de tapir de tamaño conocido (por ejemplo, en sitios donde se realicen estudios con radiotelemetría).
- Evaluación de los efectos de la cacería y la extracción forestal sobre las poblaciones de tapir.
- Determinación del uso de hábitat por tapires en paisajes con diferentes características, evaluando sus requerimientos mínimos de hábitat, y su capacidad para usar corredores biológicos y distintos tipos de sistemas agroforestales y de plantaciones agrícolas.
- Investigación sobre las estrategias ecológicas y conductuales de los tapires para subsistir en ambientes sin o con escasa agua superficial. Determinar si las poblaciones de tapir pudieran favorecerse en localidades con esas características, al incrementar la disponibilidad de agua (por ejemplo, proporcionando pozos artificiales con agua).
- Desarrollo de técnicas no obtrusivas (quizás utilizando heces) que permitan la recolección de información sobre el sexo, estado reproductivo, y otra información fisiológica de tapires en el campo.
- Determinar los sitios donde *Tapirus bairdii* se encuentre en simpatría con otras especies de tapir (*T. pinchaque* o *T. terrestris*) en Colombia y Ecuador. Evidentemente, de existir áreas donde se encuentren tapires simpátricos, estas serían de gran interés científico y de importancia para la conservación.

Evaluación del Estado y Plan de Acción del Tapir de Tierra Baja (*Tapirus terrestris*)

Por Richard E. Bodmer¹ y Daniel M. Brooks²

¹University of Florida; Tropical Conservation and Development Program;
315 Grinter Hall; Gainesville, Florida 32611, USA

²Department of Wildlife and Fisheries Sciences; Texas A&M University;
c/o Ecotropix; 1537 Marshall; Suite #1; Houston, Texas 77006, USA

Resumen

El tapir de tierra baja se encuentra amenazado de extinción local en muchas partes de Sudamérica, por la sobrecaza y la destrucción selectiva de su hábitat preferido. El tapir es muy susceptible a la sobrecaza, y sus poblaciones demuestran una disminución rápida cuando son cazadas. En muchos países suramericanos, las leyes de subsistencia permiten la caza del tapir, porque la susceptibilidad del tapir a la sobrecaza no había sido reconocida cuando las leyes fueron establecidas inicialmente. De hecho, no se debe incluir al tapir en listas de especies de subsistencia. El tapir también está amenazado por la destrucción de bosques de palmas y otros hábitats preferidos, los cuales están siendo tumbados a pasos alarmantes en ciertas regiones por proyectos de desarrollo o por los moradores nativos. Los frutos de palmas constituyen comestibles importantes para el tapir, y la destrucción de este recurso alimenticio va a dañar indudablemente sus poblaciones. Significativamente, los tapires desempeñan un importante

papel en el mantenimiento de los bosques de palmas y otros hábitats por la dispersión de semillas. Los campesinos experimentarán algunos costos económicos si la caza del tapir es puesta en marcha. Sin embargo, estos costos probablemente serán más que compensados por los beneficios económicos que proveen los tapires en cuanto al mantenimiento de las selvas económicamente productivas. Se precisa, con urgencia, de acciones conservacionistas para el tapir de tierra baja y se deben implementar rápidamente programas para asegurar la sobrevivencia de este importante mamífero.

Historia natural

Descripción

Aunque al principio Linneo describió esta especie en 1758 (*Systemae Naturae*, 10 Edición), el género *Tapirus* no fue dado hasta 1868 por Gray (Hershkovitz 1954).



Figura 5.1. Tapir de tierra baja adulto (*Tapirus terrestris*).

J. U. Peters.

Los amerindios llaman a este tapir por diferentes nombres. Los Guaraníes lo llaman tapii, los Guaraníes del Paraguay lo llama mborebi, la tribu Tupi en Brasil lo llama tapir, los Quechua de las regiones amazónicas del Perú y Ecuador lo llaman huagra, y las tribus Gahibi y Macusimaipuri en Guáiana lo llaman manipuri (Hershkovitz 1954; Emmons and Feer 1990).

El nombre común entre los campesinos varía de un país al otro. En Brasil y Ecuador *T. terrestris* se llama anta, en Colombia y Ecuador danta o gran bestia, en Ecuador marebis, en Guiana bushcow, en Perú y Argentina sacha vaca, y en Surinam boskoe o bosfro. Los nombres comunes ingleses incluyen como prefijos 'lowland', 'South American', 'Brazilian', o 'Common' antes de 'tapir' (Hershkovitz 1954; Emmon and Feer 1990). Aquí nos referimos a la especie como 'lowland tapir' o en español 'tapir de tierra baja' (Fig. 5.1).

Los tapires de tierra baja adultos miden en promedio 2m de largo. Cerca de Santa Marta, Colombia, en los

bosques montañosos, los cazadores informan de individuos que exhiben una amplia marca blanca sobre su espalda, como *T. indicus*, que puede ser sencillamente una pinta (Hershkovitz 1954). La cresta sagital está más desarrollada en esta especie (Hershkovitz 1954). También se destaca la crin corta y erecta, que se piensa ayuda al animal a escapar de los depredadores que lo agarren dorsalmente del cuello (MacKinnon 1985).

Distribución

Esta especie se encuentra en las zonas tropicales de Sudamérica desde el río Grande do Sul, Brasil y el Gran Chaco, girando al norte por la Amazonia de Brasil, Bolivia, Perú, Ecuador y Colombia; a través de las Guayanas y Venezuela hasta Colombia, al este del río Atrato, y está ausente al oeste de los Andes (Hershkovitz 1954; Emmons y Feer 1990) (Fig. 5.2). Se estima que el área de distribución total sea de 1 1,838,500km²(Arita *et al.*, 1990). Sin embargo,

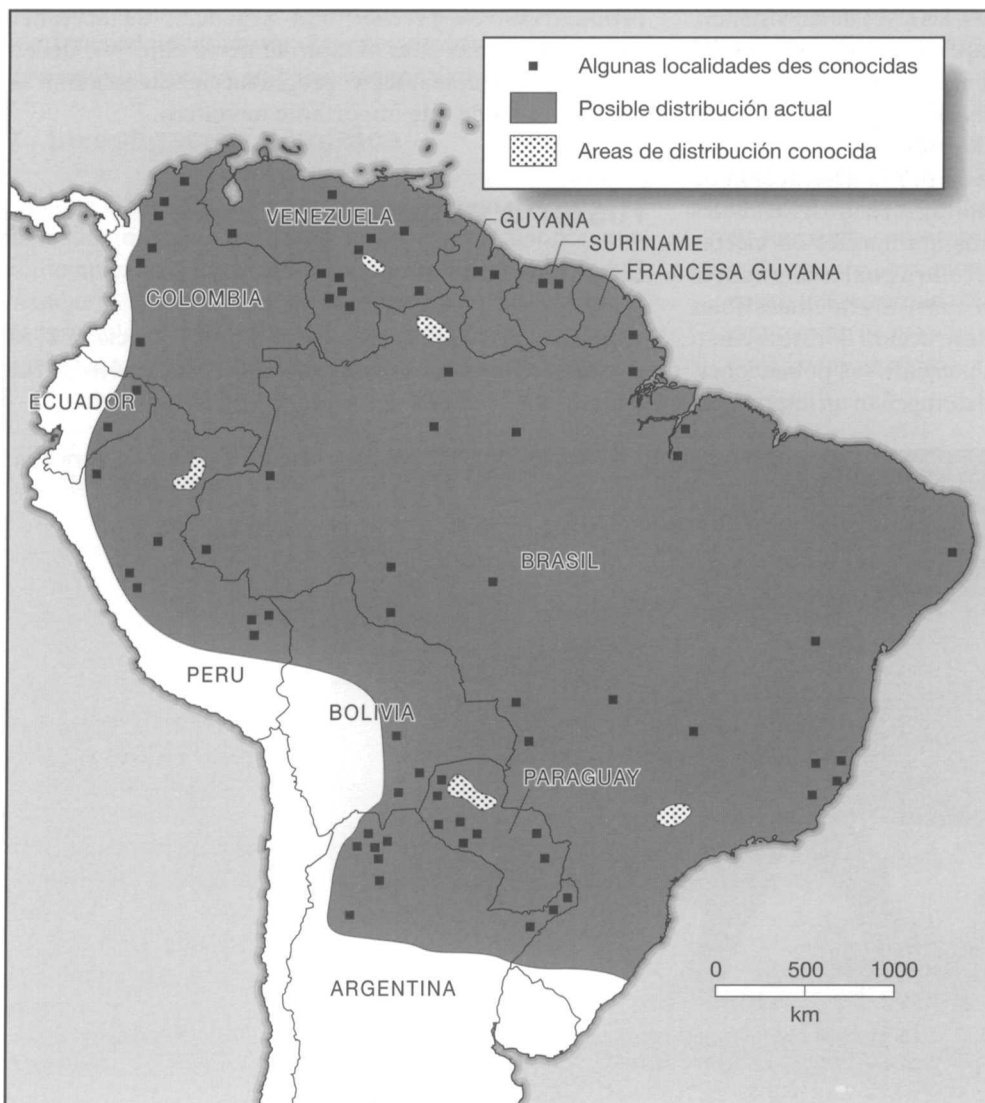


Figura 5.2. Mapa de distribución del tapir de tierra baja (*Tapirus terrestris*). Aunque la distribución probable se presenta con un sombreado continuo, se debe considerar que una gran parte de esta área está fragmentada

dicha área está sobre estimada, ya que la mayoría del este y sur de Brasil está muy fragmentado por deforestación, particularmente en el bosque Sur Atlántico donde las poblaciones relictuales de tapires están restringidas a solamente unas pocas regiones aisladas (Olmos, Chiarello in litt.). Aunque Goldman (1920) registró un ejemplar de Talamanca, Costa Rica, Hershkovitz (1954) duda la validez del espécimen debido a la ausencia de los datos originales de localidad.

Asociación con el hábitat

Como lo indica su nombre, el tapir de tierra baja habita comúnmente las selvas bajas de Sudamérica. La especie se ha registrado hasta 2000m en Jujuy, Argentina (Olrog 1979) y 1500m en P.N. Sangay, Ecuador (Downer in litt.). En el sudeste de Brasil, los tapires se pueden encontrar ocasionalmente en elevaciones mayores de 1700m. En cuanto a la asociación con su hábitat, ésta varía

ampliamente. Sin embargo, por toda su distribución, los hábitats más importantes para el tapir de tierra baja son las áreas húmedas o inundadas estacionalmente (Cuadro 5.1).

Aspectos de la historia de vida

Las hembras cautivas demuestran poli-estro (Carter 1984). El periodo de gestación dura aproximadamente 13 meses (Wilson y Wilson 1973). Los individuos son solitarios excepto durante la estación reproductiva (Acosta *et al.* in litt.).

La actividad del tapir es principalmente nocturna, aunque parcialmente diurna (Emmons y Feer 1990). En algunas áreas como el Parque Nacional El Rey, Argentina, los tapires son típicamente diurnos, posiblemente por la ausencia de disturbio humano (Chalukian in litt.). En la parte semixérica del Chaco, la actividad se correlaciona negativamente con la lluvia, indicando más tiempo invertido viajando en busca de sitios con agua (Brooks

Cuadro 5.1. Asociaciones de hábitat del tapir de tierra baja en diferentes sitios a lo largo de su distribución.

Región	hábitat	% Occ.	Referencia
Valle del río Tabaro, S Venezuela	riachuelos llanos inundados y no-inundados	1° hab. 2° hab.	Salas in litt.
Río Aguarico, NE Ecuador	bosque tropical pluvial no perturbado interdigitado con los tributarios de aguas blancas Amazónicas		Vickers 1991
NE Amazonia Perú	aguas blancas y negras, tierra baja, hábitat de bosque/de palmas		Bodmer 1990
	áreas húmedas	45%	Bodmer 1991
	áreas inundadas	40%	
	áreas secas	15%	
N Roraima, Brasil	bosque y sabana de palmas		Fragoso in litt.
W Cerrado, Brasil	bosque de galería decíduo húmedo y de palmas, bosque abierto y cerrado de Cerrado seco, y sabanas abiertas		Leeuwenberg in litt.
N Pantanal, Brasil	bosque galería y líneas de drenaje radiales bosques deciduos y secundarios bajos Cerrado y playas	1° hab. 2° hab. 3° hab.	Schaller 1983
Sao Paulo, Brasil	cerros cubiertos con bosques densos, con muchos riachuelos y tributarios pequeños en base de los valles		Olmos in litt.
Espirito Santo, Brasil	bosque semi-decíduo, mesofítico		Chiarello in litt.
Río Pilcomayo, Paraguay	bosque Chaqueño, ribereño estratificado		Brooks 1991,93
Central Chaco, Paraguay	sabana intermezclada con bosque, con agua < 5km, y bosque espinoso cercano		
N Chaco, Paraguay	albuferas estacionalmente inundadas, y bosques xéricos estratificados subtropicales		
Formosa, N-centro Argentina	pastizales y sabanas bosque bajo bosque alto bosque en formación	26% 25% 25% 23%	Mercolli y Yanosky 1991
PN El Rey, NW Argentina	bosque montano siempre verde en sucesión, bosque subtropical en formación, bosque ripario y riachuelos, y pastizales en la cima del cerro		Chalukian in litt.

1993). La utilización del territorio cambia estacionalmente en esta especie (Fragoso in litt.). En el bosque Sur Atlántico los pobladores indican migración estacional a elevaciones más altas durante el invierno (M. Galetti com. pers.). Relaciones simbiótico-mutualistas ocurren entre los tapires y aves como *Crotophaga* sp. y *Daptrius ater*. En esos casos las aves comen parásitos externos que viven en la piel de los tapires (Acosta *et al.* in litt., Peres 1996).

Alimentación

Salas (in litt.) descubrió que los tapires en Venezuela son más selectivos cuando ramonean plantas bajo dosel cerrado (49%, N=198) versus claros originados por la caída de árboles (46%, N=193); las plantas más comunes encontradas en las heces fueron *Amphirox latifolia*, *Mabea piriri*, y *Heteropsis flexuosa*. En la Amazonia peruana los frutos más comunes encontrados en el estómago y muestras fecales fueron *Mauritia flexuosa* (76,3%), *Jessenia* sp. (23,7%), *Scheelea* sp. (13,2%), Sapotaceae (10,5%), y Aracaceae (10,5%) (Bodmer 1990). Frutos sin daño en la nuez (*Juglans australis*) se encontraron en las heces de tapires, en el noroeste de Argentina (Chalukian in litt.). Olmos (este libro) provee un sumario completo de las especies de las que se alimentan los tapires y los patrones de dispersión y depredación de semillas.

Estado y amenazas

Los tapires de tierra baja son los mamíferos nativos terrestres más grandes de la Amazonia, cuyos adultos pesan entre 150 y 250kg. También el tapir de tierra baja es un animal antiguo cuyos antepasados datan del Eoceno. Sin embargo, debido a la presión creciente del hombre moderno, este animal prehistórico se encuentra vulnerable a la extinción y actualmente está enlistado en el Apéndice 1 de la CITES.

El gran tamaño de los tapires de tierra baja los hace una presa valorada por campesinos nativos en Sudamérica (Pierret y Dourojeanni 1967, Redford y Robinson 1987), la carne de tapir se utiliza como comida de subsistencia y para vender en los mercados de las ciudades. En la Amazonia, el Cerrado, y los bosque sur Atlánticos, las poblaciones de tapir están amenazadas por la destrucción del bosque de palmeras, que constituye uno de sus principales recursos alimenticios (Bodmer 1990, Fragoso 1994). El tapir de tierra baja desempeña un papel importante en cuanto al mantenimiento de bosques económicamente importantes, actuando como dispersor de semillas. Sin embargo, a pesar de su importancia para estos bosques, los proyectos de desarrollo y los campesinos están matando tanto los palmerales como los tapires por beneficios económicos de corto plazo.

En esta sección examinamos el estado de las poblaciones del tapir de tierra baja presentando información sobre el nivel actual de explotación debido a la caza, la importancia económica de la carne de tapir para los campesinos, la vulnerabilidad del tapir de tierra baja a la sobrecaza, la importancia de frutos de palma en la dieta del tapir, y el papel que desempeñan los tapires en el mantenimiento de los bosques. Teniendo en cuenta esta información, haremos recomendaciones para la conservación del tapir de tierra baja.

La importancia del tapir de tierra baja para los nativos en toda la Sudamérica tropical

El valor de la carne del tapir tanto para subsistencia como para ganar dinero es probablemente la mayor causa de la sobrecaza del tapir de tierra baja. Este tapir es uno de los animales de caza más importantes para los nativos de la Sudamérica tropical (Cuadro 5.2). Los tapires no son los mamíferos más comúnmente cazados en cuanto a número

Cuadro 5.2. La importancia del tapir de tierra baja como carne de caza por la gente Sudamericana.

Números N (%-Rango)*	Biomasa Kg(%-Rango)*	Localidad	Grupos Etnicos	Referencia
5 (0.28%-18)	750 (3.8%-8)	Beni, Bolivia	Indígenas Siriono	Townsend 1995
8 (5.44%-5)	1180 (37.75%-1)	Para, Brasil	Pueblo Cabcolo	Smith 1976
6 (4.05%-8)	490 (20.50%-2)	Para, Brasil	Pueblo Cabcolo	Smith 1976
19 (3.95%-9)	3040 (31.89%-2)	Madre de Dios, Perú	Piro/Machiguenga	Alvard 1993
3 (1.43%-12)	682 (23.87%-2)	sur de Venezuela	Ye'kwana	Hames 1979
2 (1.71%-10)	391 (19.45%-2)	sur de Venezuela	Yanamomo	Hames 1979
8 (0.46%-18)	1314 (7.85%-5)	este de Ecuador	Indígenas Waorani	Yost y Kelley 1983
2 (1.90%-6)	360 (26.37%-2)	central Para, Brasil	Indígenas Parakana	Milton 1991
1 (2.94%-6)	180 (36.65%-1)	central Para, Brasil	Indígenas Arawete	Milton 1991
1 (2.08%-6)	180 (17.31%-2)	Amazonas, Brasil	Mayoruna	Milton 1991
1 (0.93%-8)	180 (17.24%-3)	Acre, Brasil	Seringueiros	Almeida 1992
38 (2.97%-11)	5320 (24.03%-2)	Perú nor-oriental	Ribereños	Bodmer 1994
(4.21%-7)	(22.42%)	Mato Grosso, Brasil	Xavante	Leeuwenberg 1993
26 (2.75%-7)	4680 (23.88%-2)	Ecuador nor-oriental	Siona-Secoya	Vickers 1991

*Medidas de % y rango fueron calculados respecto de todos los mamíferos cazados.

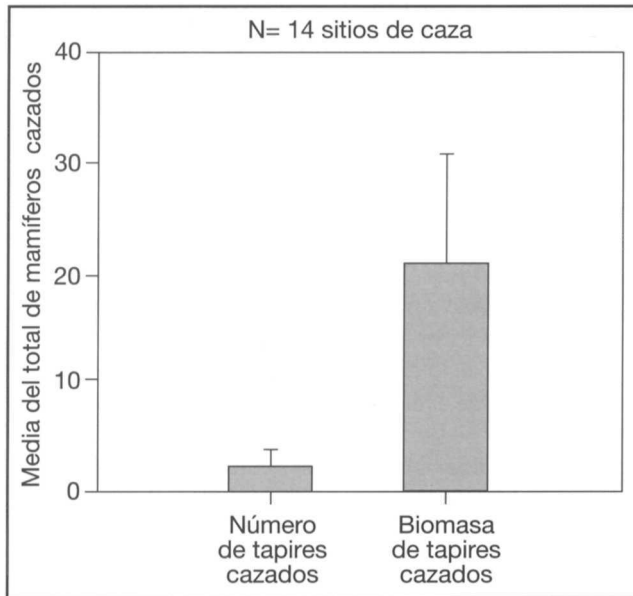


Figura 5.3. La figura muestra la importancia de la caza de los tapires de tierra baja en cuanto a la biomasa.

de individuos. Sin embargo debido a que su tamaño es el más grande de los mamíferos terrestres nativos, la biomasa extraída como carne frecuentemente lo hace una de las especies más importantes. Por ejemplo, en 14 estudios de la caza de mamíferos por toda Sudamérica, el tapir de tierra baja explica en promedio solamente 2,5% en cuanto al número de los mamíferos de caza. En contraste, el tapir de tierra baja explica un promedio de 22,3% de la carne mamífera tomada por la caza (Figura 5.3). De igual forma, el tapir de tierra baja estuvo en un rango promedio de noveno en cuanto al número de individuos tomados, pero en términos de carne de caza tenía un rango promedio un poco superior a dos.

La carne del tapir se vende frecuentemente en los mercados de las ciudades por toda Sudamérica. Por ejemplo, cazadores en el sitio de estudio Tahuayo en la parte amazónica del noreste del Perú, obtienen beneficios económicos de la venta de la carne de tapir, pecarí, venado, paca, y capibara, en mercados de la ciudad de Iquitos (Bodmer *et al.* 1990). Los cazadores matan estos animales por su valor comercial, y solo ocasionalmente comen o utilizan partes de estas especies en regiones rurales. La venta comercial de la carne de mamíferos, durante un periodo de un año, en Tahuayo, significó una ganancia US\$ 17.270 para el conjunto de cazadores. La carne del tapir de tierra baja constituyó 17,6% de este ingreso y 27,8% de la biomasa mamífera extraída por la venta comercial. Por eso, si la caza del tapir de tierra baja fuera detenida en esta región de 500km², los cazadores experimentarían un costo económico total de aproximadamente US\$ 3.040 por año. Es difícil hacer cumplir leyes de cacería en áreas remotas cuando hay un beneficio económico directo. Sin embargo si esos

regímenes de caza continúan, la extinción del tapir será una realidad.

Susceptibilidad del tapir de tierra baja a la sobrecaza en la cuenca de la Amazonia occidental

Algunos métodos ha sido utilizados por evaluar si los tapires son sobrecazados, causando o amenazando con una declinación de la población. Estos incluyen modelos de crecimiento poblacional, modelos de producción poblacional, comparaciones de densidad, modelos de la estructura de edades dentro de la población, y comparaciones en cuanto a esfuerzos de caza.

Modelos de crecimiento poblacional y un caso en la Amazonia Peruana

Robinson y Redford (1991, 1994) produjeron un modelo de crecimiento poblacional que evalúa si la caza del tapir de tierra baja sea posiblemente sostenible cuando la población se encuentra en producción máxima. Este modelo genera la producción máxima potencial (P_{max}) del tapir utilizando la ecuación

$$P_{max} = (0.6K \times f_{max}) - 0.6K$$

en donde K representa la densidad a la capacidad de carga y f_{max} representa la tasa máxima finita de crecimiento, que es la exponencial de la tasa intrínseca de crecimiento (r_{max}) del tapir. Esta fue calculada según la ecuación de Cole 1954)

$$1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}(a)} - be^{-r_{max}(w+1)}$$

donde (a) representa la edad de la primera reproducción, (w) representa la edad de la última reproducción, y (b) representa la tasa anual de nacimientos. La edad de la primera reproducción para el tapir de tierra baja fue determinada de la literatura de ser 3,7 años, la edad de la última reproducción de ser 23,5 años, y la tasa anual de nacimientos de ser 0,38. Esto dio un valor de r_{max} de 0,20 y un valor de P_{max} de 0,16, utilizando una capacidad de carga de 1,61 individuos/km² que fue calculado de la densidad promedio del tapir de tierra baja (Robinson y Redford 1991).

Como se conoce poco acerca de la reacción de la fauna tropical a la caza, Robinson y Redford (1991) asumieron que la reproducción máxima del tapir de tierra baja sería el 60% de la capacidad de carga debida a efectos dependientes de la densidad poblacional. Así, en la ecuación de producción máxima, la capacidad de carga (K) está multiplicada por 0,6. Robinson y Redford (1991) también asumen que la duración promedio de vida sería un buen índice de la proporción de producción que podría ser matada, dejando el resto para la mortalidad natural. Para animales longevos, como el tapir, la mortalidad natural usualmente es baja, y la cosecha debe ser una baja

proporción de la producción si la población fuera estable en el tiempo, vale decir, sostenible. Robinson y Redford (1991) pusieron al tapir de tierra baja en la categoría longeva que solamente permite 20% de la producción ser cosechada para así mantener una población estable. Así, Robinson y Redford (1991) estimaron que 0,03 tapires podrían ser cosechados por km^2 a un nivel sostenible bajo producción máxima ($0,2 \times P_{\text{max}}$).

Robinson y Redford (1994) reconocen que este modelo es más preciso cuando evalúa si una cosecha es sostenible. Sin embargo, este modelo no puede decir si una cosecha dada es sostenible, porque no considera densidades de animales agotadas, tasas de nacimiento menores del máximo, o tasas de mortalidad mayores que el mínimo, dentro de otros factores.

Alvard (1993) aplicó el modelo de crecimiento poblacional de Robinson y Redford calculando la cosecha potencial anual en kg/km^2 que podría ser tomada sin causar un agotamiento de las poblaciones del tapir. Este valor estimado fue $4,47\text{kg}/\text{km}^2$ (Robinson y Redford 1991). Entonces Alvard (1993) comparó esta cosecha potencial con las cosechas del tapir observadas en dos comunidades indígenas en Madre de Dios, Perú. Ambas comunidades, el Piro de Diamante y la Machiguenga de Yomiwato, tuvieron cosechas a niveles por encima de los predichos para ser sostenibles, con el Piro haciendo una cosecha anual de $14,1\text{kg}/\text{km}^2$ del tapir y la Machiguenga de $10,6\text{kg}/\text{km}^2$.

Modelos de producción poblacional en Perú y Bolivia

También se utilizan los modelos de producción para evaluar si las poblaciones del tapir de tierra baja han sido sobrecazadas. Bodmer (1994) ideó un modelo de producción que compara la productividad con la cosecha. Se calcula la productividad multiplicando el rendimiento reproductivo (crías producidas/individuo/año) por la densidad de individuos ($\text{individuos}/\text{km}^2$). Esto da un valor de producción en términos de crías producidas/ km^2 /año que se puede comparar directamente con la presión de caza (estimada como individuos cazados/ km^2 /año) para obtener el porcentaje de producción eliminado por la caza. Por lo tanto, en áreas donde la caza del tapir de tierra baja elimina más de 20% de la producción de tapir probablemente hay sobrecaza. Esto se debe al hecho de que los tapires de tierra baja son animales que pueden soportar solamente una eliminación de 20% de su producción para así mantener una población estable (Robinson y Redford 1991).

Townsend (1995) utilizó este modelo de producción para evaluar la caza por los indios Sironos de Bolivia. Townsend calculó la reproducción del tapir examinando las hembras de tapires matadas por cazadores. El 50% de las hembras de tapires de tierra baja estaban reproductivamente activas. Este valor fue multiplicado por 0,5 gestaciones por año, 1,0 cría por parto, y una

proporción entre los sexos de 0,5 para dar una productividad de 0,13 crías/individuo/año (Townsend 1995). Townsend (1995) estimó las densidades del tapir de tierra baja de la literatura y empleó una estimación mínima y una máxima. Esto dio una estimación de producción baja y una alta. La estimación baja por Townsend (1995) indicó que 45% de la producción del tapir estaría siendo cazado por los Sironos y la estimación alta que sería el 179% de la producción. Ambos exceden el límite del 20% del modelo de producción, indicando que los Sironos estaban sobrecazando los tapires de tierra baja.

Bodmer *et al.* (1993) también utilizaron este modelo de producción para evaluar la caza del tapir de tierra baja en la Amazonia peruana nororiental. Al examinar tapires hembras de tierra baja cazadas por la gente rural ribereña, Bodmer *et al.* (1993) estimaron que el 50% de éstas fueron reproductivamente activas. Este valor fue multiplicado por el número promedio de gestaciones por año, estimado de la literatura como 0,5%, y el tamaño de la camada promedio de 1,0 cría por gestación. Suponiendo una proporción entre los sexos de 1:1, el número promedio de crías/individuo/año fue calculado como 0,12 crías/individuo/año (Bodmer 1993). Los estudios estimaron una densidad general del tapir de tierra baja para el área de estudio como 0,4 individuos/ km^2 dando así una producción de 0,05. Los estudios de la caza en la misma área revelaron una caza del tapir de 0,08 individuos/ km^2 /año. Así, los cazadores tomaron 160% de la producción del tapir de tierra baja, que excede muchísimo - 8 veces el límite del 20%. Realmente la cosecha está tomando más animales de los que produce la población, lo cual, a la vez, resulta en una rápida declinación poblacional debida a la sobrecaza.

Comparaciones de densidad y modelos de la estructura de edad en Perú

Bodmer *et al.* (1993) corroboran una declinación del tapir de tierra baja en Perú nororiental utilizando comparaciones de densidad y modelos de estructura de edad. Las densidades del tapir de tierra baja fueron comparadas entre sitios poco cazados y sitios constantemente cazados dentro de los mismos hábitats. En este estudio, la densidad bajó considerablemente de 0,4 tapires/ km^2 en sitios de caza constante, a 0,6 tapires/ km^2 en sitios con poca presión de cacería (Bodmer 1993). Estas diferencias parecen reflejar una declinación de las poblaciones del tapir de tierra baja en el sitio de caza constante. En contraste, los pecaríes del bosque lluvioso, los venados (*Mazama* sp.), y los grandes roedores caviomorfos demostraron pocas diferencias en las densidades de los dos sitios.

En segundo lugar, las curvas de estructura de edad del tapir pueden responder a las presiones de caza y proveer un índice de sobrevivencia que se puede utilizar para evaluar la condición de una población. La estructura de edad del tapir de tierra baja fue comparada entre sitios constantemente cazados y sitios poco cazados. En los

sitios constantemente cazados, las poblaciones del tapir de tierra baja tenían proporciones más bajas en cuanto a individuos viejos en comparación con el sitio ligeramente cazado. Esto puede indicar sobrecaza en los sitios con caza constante (Bodmer 1995). En contraste, las curvas de la estructura de edad de los pecaríes del bosque lluvioso y venados (*Mazama* sp.), en estos mismos sitios, muestran pequeñas diferencias en las proporciones de individuos en la clase de mayor edad. Esto da la idea que las poblaciones del pecarí y del venado no están tan impactadas por la caza como son las poblaciones del tapir de tierra baja.

Comparación de esfuerzo de caza en Bolivia y Ecuador

También se empleó el esfuerzo de caza para evaluar si las poblaciones del tapir de tierra baja han sido sobrecazadas. El ausencia del tapir de tierra baja entre las presas de campesinos y nativos hace pensar que el tapir de tierra baja ha sido seriamente erradicado en ciertas regiones. Por ejemplo, el tapir de tierra baja no fue cazado por los Yuqui en Bolivia, hecho que sugiere que la población del tapir ha sido erradicada (Stearman 1990).

Vickers (1991) también empleó el esfuerzo de caza para evaluar la cacería del tapir de tierra baja por los indios Siona-Secoya del Ecuador nororiental. Vickers (1991) comparó la tasa de matanza en 1150km² del Territorio Shushufindi de los indios Siona-Secoya entre 1973-1982. El número de matanzas del tapir de tierra baja por hora-hombre declinó durante el periodo comprendido entre 1973-1975, pero fue estable entre 1979-1982. Un cambio en cuanto a la tasa de matanza puede indicar un cambio en la abundancia y se puede utilizar como una medida de la sostenibilidad de la presión de caza. Parece que la caza del tapir por los indios Siona-Secoya en esta área es relativamente sostenible, ya que hubo poco cambio en la tasa de matanza del tapir en el último periodo (Vickers 1991).

Resumen - son susceptibles a la sobrecaza los tapires de tierra baja?

En general, el tapir de tierra baja es muy susceptible a la sobrecaza. La sobrecaza del tapir ha sido demostrada en 5 casos examinados, de los cuales solamente un caso tenía aparentemente una caza sostenible (Cuadro 5.3). La baja productividad reproductiva del tapir de tierra baja, medida

como r_{max} (tasa intrínseca de crecimiento natural) parece influir esta susceptibilidad a la sobrecaza. Realmente, la productividad reproductiva de mamíferos de caza amazónicos simpátricos medida como r , tiene buena correlación con la susceptibilidad de especies a la sobrecaza. Las especies con altos valores de r_{max} son menos susceptibles a las declinaciones de población debidas a la sobrecaza de especies con valores menores de r_{max} (Bodmer 1995). El tapir de tierra baja tiene un valor relativamente bajo de r_{max} siendo así susceptible a la sobrecaza.

Cacería como una amenaza en otras regiones: Colombia, Venezuela, Guyana Francesa, Brasil, y Argentina

Es claro que la sobrecaza constituye una amenaza mayor para el tapir de tierra baja en toda su distribución geográfica. En Colombia el tapir está listado como en peligro por la cacería indiscriminada, entre otros factores (Inderena 1986). Su extinción local ya ha sucedido en ciertas áreas de los Llanos Venezolanos, en donde la observación de un individuo solitario al comienzo de la década de 1980 fue el primer registro de esta especie en la región durante más o menos 30 años. Aunque está listada como una especie de caza en la Guyana Francesa, su abundancia ha disminuido en las regiones donde la cacería ocurre en comparación con zonas donde no (C. Julliot com. pers.). Adicionalmente, la sobrecaza constituye una amenaza mayor en el Cerrado y Amazonia de Brasil, incluyendo los estados de Roraima, Acre, Rondônia, Mato Grosso, y Goias (Fragoso, Leeuwenberg in litt.); el bosque sur Atlántico, incluyendo los estados de Espirito Santo, Sao Paulo, y Paraná (Pinder, Chiarello, Olmos in litt., Galetti y Chivers 1995); y en el norte del Argentina (Bárquez *et al.* 1991) entre otras áreas.

Otros usos del tapir diferentes de alimentación en Paraguay, Argentina, y Perú

A veces la aristocracia del Paraguay y del Perú mantienen tapires domesticados en sus jardines donde los animales están mal cuidados y con frecuencia mueren de desnutrición, lo cual resulta en más tapires capturados de la selva (Brooks 1991, sin fecha). Los indios de Misiones del

Cuadro 5.3. Los estudios que examinaron la sostenibilidad de la caza del tapir.				
Localidad	Grupos Etnicos	Métodos de Análisis	Conclusión	Referencia
Beni, Bolivia	Siriono	Modelo de Producción	No sostenible	Townsend 1995
sur de Perú	Piro	Mod. Crecimiento Poblac.	No sostenible	Alvard 1993
sur de Perú	Machiguenga	Mod. Crecimiento Poblac.	No sostenible	Alvard 1993
Loreto, Perú	Ribereños	Modelo de Producción	No sostenible	Bodmer <i>et al.</i> 1993
Loreto, Perú	Ribereños	Mod. Estructura de Edad	No sostenible	Bodmer 1993
Loreto, Perú	Ribereños	Comparación Densidad	No sostenible	Bodmer 1993
N. Ecuador	Siona-Secoya	Comparación Esfuerzos	Sostenible	Vickers 1991

Paraguay (principalmente Moros) utilizan la piel gruesa del tapir para hacer sandalias, frecuentemente vendidas a turistas como recuerdos (Brooks 1991). Similarmente, en la zona centro-norte de Argentina, los tapires están siendo más escasos debido a cacería por la piel (Mercolli y Yanosky 1991). En el centro-norte de Argentina era típico utilizar el cuero de la espalda, cuello, y piernas delanteras para hacer riendas y aparejos (Chalukian in litt.). Hoy en día estas cosas son usadas principalmente por los hacendados ricos, como ornamentación (Chalukian in litt.).

Tapires y palmas

Los tapires de tierra baja se encuentran a lo largo de las selvas tropicales y sabanas de Sudamérica. Sin embargo, el tapir de tierra baja no utiliza todos los hábitats al mismo nivel, si no que utiliza selectivamente ciertos tipos de paisaje, específicamente aquellos importantes para comida. Un tipo de comida de importancia para el tapir de tierra baja es el fruto de palmas. De hecho, los tapires de tierra baja comen grandes cantidades de frutos por su tamaño corporal. En un estudio en el Perú nororiental, los frutos constituyeron 33% de la dieta de los tapires, mientras que las hojas y fibras constituyeron 66% (Bodmer 1990). Los frutos consumidos más frecuentemente por el tapir de tierra baja son de especies de palmas, especialmente la pulpa de la palma *Mauritia flexuosa* (Bodmer 1990) y la pulpa y semilla de la palma *Maximilliana maripa* (Fragoso 1994). Otros frutos de palmas comúnmente consumidos por el tapir de tierra baja incluyen las de *Oenocarpus batana*, *Scheelea* sp., y *Euterpe edulis* (M. Galetti com. pers.).

El tapir de tierra baja busca activamente los bosquecillos de las palmeras y utiliza selectivamente estos hábitats. Adicionalmente, el tapir de tierra baja desempeña un papel importante en el mantenimiento de los bosques de palma por la dispersión de sus semillas (Fragoso 1994, Bodmer 1991, Rodrigues *et al.* 1993). Los tapires dispersan las semillas del *Mauritia flexuosa* escupiéndolas fuera de los bosquecillos de palmas (Bodmer 1991). Esto permite a los jóvenes de *Mauritia flexuosa* crecer en áreas separadas de los árboles padres y en áreas con menos competencia por la luz solar.

Los tapires de tierra baja son los dispersores más efectivos de *Maximilliana maripa* en la isla de Maraca, al norte de Brasil (Fragoso 1994). Ellos dispersan esta especie al pasar semillas enteras por su ducto digestivo y defecándolas en agrupaciones conocidas como letrinas. A su vez los roedores frecuentemente actúan como dispersores secundarios sacando las semillas de *Maximilliana maripa* de las heces de los tapires (Fragoso 1994).

Amenazas al bosque de palmas en Amazonia y otras regiones

Los campesinos por toda Sudamérica también cosechan grandes cantidades de los frutos de palmas. Los frutos de

palmas constituyen el recurso más importante entre plantas no maderables en la Amazonia y contribuyen en un 61% al valor del mercado de la producción de frutos silvestres en la Amazonia peruana (calculado de Peters *et al.* 1989) siendo los frutos de *Mauritia flexuosa* y *Oenocarpus batana* los más importantes. Los manchales de *Mauritia flexuosa* ocurren virtualmente en bosquecillos mono típicos en la Amazonia peruana y corresponden a aproximadamente el 2,35% del bosque pluvial peruano (CORESPA 1986).

En la Amazonia peruana, se tumban las palmas de *Mauritia flexuosa* y *Oenocarpus batana* a pasos alarmantes, para cosechar así sus frutos (Vasquez y Gentry 1989). Los campesinos cortan las palmas, porque la estructura física y la altura de estos árboles imposibilita treparlos sin correr mucho peligro. Por ejemplo, los árboles de *Mauritia flexuosa* frecuentemente alcanzan a 40m de altura y tienen una corteza leñosa tipo stegmata (con cuerpos de sílice) que es muy rígida y resbalosa (Uhl y Dransfield 1987). La cosecha de *Mauritia flexuosa* la está conduciendo a la extinción local en muchas regiones de la Amazonia peruana. La distribución en parches de esta palma ayuda a los campesinos a localizar y recoger sus frutos. La cosecha de *Mauritia flexuosa* ya ha destruido muchas de las zonas pantanosas, que se encuentran próximas a los pueblos, donde crecen estas palmas.

Las amenazas al bosque de palmas son comunes en otras regiones además de la Amazonia. La sobrecosecha de palmas, especialmente *Euterpe edulis*, que es una comida predilecta del tapir, está amenazada seriamente en Sao Paulo, Brasil (Galetti y Aleixo 1995). Adicionalmente, la sobrecosecha de palmas también es una amenaza en el Cerrado de Brasil (Leeuwenberg in litt.).

Desafortunadamente, tanto tapires como humanos utilizan frutos de palmas. En contraste con campesinos, el tapir ayuda a mantener a la reproducción de los bosques de palmas por dispersar sus semillas. Así, el tapir desempeña un papel importante para la producción de muchas palmas.

Campesinos en muchas partes de Sudamérica venden productos provenientes de las palmas en los mercados urbanos los cuales constituyen un ingreso económico importante para muchas familias. Destruyendo los bosques de palmas, la gente local también daña las poblaciones de tapires por reducir el ingreso nutritivo potencial del tapir, que a su vez bajará su productividad reproductiva. A su vez, esto hará más susceptibles las poblaciones de tapires a extinciones locales, especialmente si la caza coincide con la destrucción de los bosques de palmas.

Amenazas a otros hábitats en Guyana, Suriname, Brasil, Paraguay, y Argentina

En atención al estrecho mutualismo entre tapires y palmas, la preservación de los hábitats de estas plantas es imperativo para mantener poblaciones de tapires. La destrucción de otros tipos de hábitat es excesivo en otras partes de la distribución del tapir de tierra baja. Aunque tales paisajes

no siempre se caracterizan por tipos de comunidades de plantas dominadas por palmas, es igualmente importante identificar las amenazas a esos otros hábitats del tapir.

El Escudo de las Guayanas y el Cerrado: Actividades como tala, minería, y construcción de caminos están aumentando en toda la Guyana (Parker *et al.* 1993), y la invasión de Suriname por compañías maderas Malayas esta apenas comenzando (Barongi com. pers.). La fragmentación y aislamiento del hábitat apropiado constituye la amenaza mayor para el tapir en el Cerrado de Matto Grosso, Brasil (Leeuwenberg in litt.). Desde la década de los '70, la amenaza mayor para el tapir en el Cerrado es la creación de megaplantaciones de soja, principalmente para exportación (Olmos in litt.).

El Bosque Sur Atlántico: Solamente el 8% del bosque nativo queda en el Espirito Santo, Brasil, donde la tala ilegal todavía ocurre (Chiarello in litt.). La tala total de bosques para crear pastos y plantaciones de soja constituyen la amenaza mayor para el tapir en las fronteras del Pantanal Brasileño (Pinter in litt.). La tala pobremente manejada y el desarrollo de plantaciones extensivas de café y caña de azúcar ha resultado en deforestación virtualmente completa en el bosque Atlántico de Sao Paulo, Brasil (Olmos in litt.). Recorridos en el nororiente del Paraguay Oriental (Depto. Curuguaty) no revelaron evidencia de tapires en las áreas con actividad maderera (Brooks obs. pers.).

El Chaco: El Chaco paraguayo está siendo talado principalmente para ganadería (Brooks obs. pers.). Además, la autopista Ruta Trans-Chaco que divide el Chaco, fue iniciada en los años '60, y está siendo construida a una tasa de aproximadamente 28km/año (Benirshcke *et al.* 1989). La construcción de ese camino facilita el acceso a todas partes del Chaco. La transformación del hábitat es una de las mayores amenazas para el tapir al norte de Argentina (Bárquez *et al.* 1991). En el centro norte de Argentina la mayor amenaza para el tapir se atribuye principalmente al incremento de la agricultura que causa deterioro ambiental (Mercolli y Yanosky 1991).

Tapires y reservas

Algunos países tienen muy pocas reservas. Por ejemplo en todo el país de Guyana, hay solamente una reserva establecida durante los inicios de 1990. En otros casos, las áreas protegidas no son de tamaño suficiente para mantener poblaciones de por lo menos 500 tapires (Redford y Robinson 1991). Por lo menos el 72% de los parques Brasileños en bosque lluvioso tropical, y el 32% de las unidades de conservación de la Amazonia, son demasiado pequeñas para mantener poblaciones de por lo menos 500 tapires de tierra baja (Redford y Robinson 1991). Aunque los tapires sobreviven en islas fragmentadas de un mínimo de 15km² en el bosque Sur Atlántico, es probable que las poblaciones solamente sobrevivan en fragmentos más

grandes de 50km² en el futuro (Chiarello in litt.). Poblaciones fragmentadas sin corredores están sujetas a efectos deletéreos de consanguinidad, disminución de la tasa de encuentros entre individuos para reproducción, y apiñamiento debido a insuficientes rutas para la dispersión.

Además del tamaño de una reserva, la distancia a áreas pobladas por humanos constituye un factor significativo. Por ejemplo, las poblaciones del tapir de tierra baja brasileñas dentro de la Reserva de Isla Maracas, Roraima (Fragoso in litt.), Parque Nacional Iguacú, Paraná (Pinder in litt.), reservas en Espirito Santo (Chiarello in litt.), Parque Estadual Serra do Mar y en la vecindad de Parque Estadual Morro do Diabo en Sao Paulo (Olmos in litt., Galetti y Chivers 1995), y tal vez otras reservas y parques en Brasil sufren de caza furtiva (Pinder in litt.). El tapir es una especie extirpada recientemente por caza ilegal en el Parque Estatal Ilha do Cardoso (P. Martuscelli com. pers.). Otro factor de mortalidad son los caminos que intersectan los Parques Morro do Diabo y Serra do Mar; ya que los tapires son matados frecuentemente por automóviles (Olmos in litt.). La colonización de áreas remotas es la amenaza general en el estado de Roraima (Fragoso in litt.) y Sao Paulo, Brasil (Olmos in litt.). Una amenaza adicional es que los guardaparques son escasos y pobremente equipados (Galetti y Chivers 1995). Como modelo, el Parque Nacional Defensores del Chaco, Paraguay, contiene una baja población humana permitiendo así las mayores concentraciones de poblaciones del tapir en el Chaco Paraguayo (Brooks 1991). La baja población humana permite el aumento de las poblaciones de tapires, debido a la reducida caza, menor disturbio, o una combinación de los dos factores.

Plan de Acción

El tapir de tierra baja está amenazado de extinción local en muchas partes de Sudamérica, por la sobrecaza y la destrucción selectiva de su hábitat preferido. Por ende, se precisa la acción conservacionista para reducir tanto el nivel de caza del tapir de tierra baja como la destrucción de sus hábitats.

I. Se precisan proyectos para reducir la caza

La caza sin manejo del tapir de tierra baja amenaza claramente sus poblaciones. Una de las acciones más urgentes es el establecimiento de programas efectivos del manejo de vida silvestre en áreas rurales de Sudamérica.

A. Establecer y apoyar reservas comunitarias

Los estudios conducidos en toda Sudamérica claramente demuestran que el tapir de tierra baja es más susceptible a

la sobrecaza que otras especies de mamíferos usadas por campesinos y nativos. Sin embargo, será difícil frenar la caza del tapir, porque dicho animal tiene mucho valor económico tanto por su carne para subsistencia como para la venta mercantil debido al gran tamaño de su cuerpo. Si se frena la caza del tapir, los costos económicos deben ser reemplazados, de otra forma los campesinos y nativos no podrán superar los costos corto-plazistas de la reducción de la caza del tapir.

Las reservas comunitarias constituyen una alternativa que puede ayudar a reducir la caza del tapir de tierra baja involucrando activamente a las comunidades locales en su manejo, especialmente en las áreas más pobres de la cuenca amazónica. Dado que la mayoría de los tapires son cazados por campesinos, en áreas remotas no será posible frenar la caza del tapir sin que esta gente esté involucrada activamente en las decisiones de manejo.

La cantidad de la tierra de tales reservas comunitarias debe ser grande. Por ejemplo, en Brasil los territorios indígenas ocupan 800,000km². La caza es sostenible y manejada de acuerdo con los amerindios nativos por lo menos en algunas de esas áreas (F. Leeuwenberg in litt.).

B. Establecer y apoyar reservas privadas

Las reservas privadas por toda Sudamérica han sido exitosas para refrenar a la caza ilegal, sobre todo en el Pantanal y algunos de los bosques atlánticos de Brasil, y en algunas áreas de los Llanos Venezolanos. Los dueños reconocen sus derechos propietarios que frecuentemente les permiten ser efectivos en cuanto al manejo y protección de sus reservas privadas. En contraste, otras regiones tienen pocas reservas privadas con manejo exitoso de las poblaciones. En esos casos se necesita asesorar a los administradores de reservas para iniciar un programa de manejo sostenible.

C. Desarrollar y manejar zonas de amortiguamiento y áreas protegidas

Las zonas de amortiguamiento de áreas protegidas deben ayudar a reducir la caza del tapir de tierra baja dentro del área protegida. Sin embargo, estas áreas de amortiguamiento frecuentemente están sobre-utilizadas, lo cual obliga a los campesinos a penetrar áreas de plena protección para cazar más animales. Al trabajar con la gente local, las áreas protegidas podrían ser zonificadas de mejor manera, y el manejo de las zonas de amortiguamiento podría ser realizado de manera que se acomoden mejor a las necesidades de la gente local. A su vez, esto ayudaría a la gente local a respetar las áreas con total protección legal.

D. Trabajar con cazadores rurales y deportivos

Adicionalmente, para ayudar a frenar a la deforestación, es de suma importancia que la gente rural continúe

valorando el bosque íntegro para el uso de sus productos vegetales y animales. Sin embargo, se debe manejar este uso para evitar la sobre-explotación. Por consiguiente, es importante que la gente responsable del manejo de animales de caza trabaje con los cazadores rurales, para que así puedan continuar la caza de animales para su subsistencia y los beneficios mercantiles, pero sin la sobrecaza.

Los cazadores rurales necesitan el ingreso económico de la venta de carne de caza. Por ende, estos cazadores buscarán la manera de vender su producto, aunque haya control sobre los vendedores en el mercado. Sin embargo, los cazadores solamente frenarían la caza del tapir de tierra baja si las autoridades de manejo trabajan con ellos para establecer programas que excluyan a tapires de la lista de caza (ver Acción I.-E).

En otros casos los tapires están siendo explotados por cazadores deportivos que viven en las ciudades con otras fuentes de ingreso. Aunque una cuota legal de carne de caza se puede obtener en los mercados urbanos, los cazadores aficionados visitan las reservas para caza deportiva. La mayoría de los cazadores aficionados son apáticos al manejo de los recursos naturales para uso sostenible, o no comprenden la importancia de las reservas en la prevención de extinción local de muchas especies. En esos casos, la represión de cacería ilegal es posible, junto con programas de educación ambiental para jóvenes que viven cerca de las reservas. Tales programas aumentan las oportunidades de supervivencia de especies como tapir de tierra baja.

E. Los tapires de tierra baja se deben eliminar de la lista de especies de subsistencia

Será difícil implementar el manejo de la caza del tapir de tierra baja mientras que el tapir esté en la lista de especies de subsistencia. Estudios en algunas regiones muestran que los tapires son mucho más susceptibles a la caza que los venados (*Mazama* sp.), pecaríes de bosque lluvioso, y roedores caviomorfos. Por ende, a fin de desanimar o eliminar la cacería, se debe eliminar al tapir de la lista de especies de subsistencia. Esto permitirá a las autoridades de manejo tener una manera de disminuir la caza del tapir a través de programas factibles de manejo (ver Acción I.-D arriba).

F. Los animales silvestres no deben ser vendidos como mascotas

En muchos mercados urbanos por toda la distribución del tapir de tierra baja es posible encontrar frecuentemente animales silvestres jóvenes vendidos como mascotas. Se observaba esto en mercados de Iquitos, Perú, y de Asunción, Paraguay, y seguramente esto ocurre también en otras partes. Mientras se vendan y compren los jóvenes, existirá una demanda para que más tapires sean extraídos de la selva.

Para capturar a las jóvenes, se debe matar a la madre, lo que baja la población potencialmente reproductiva. Más aun, la mayoría de los tapires capturados mueren por desnutrición o mal cuidados, obligando a tomar más tapires de la selva.

II. Se precisa proyectos para reducir la destrucción del hábitat del tapir

La conservación del tapir de tierra baja requiere programas de conservación y manejo para la extracción de los frutos del bosque, para mantener o posiblemente aumentar la oferta de nutrientes para estas poblaciones de animales. Las especies frutales que necesitan acción más urgentemente son las palmas.

A. Establecer programas agroforestales

Muchas comunidades han reconocido del daño causado por la tumba de las palmas, y han iniciado programas agroforestales que involucran estas especies. Los campesinos no destruirán las palmas cuando ellas crecen en parcelas pequeñas. Las palmas que crecen en estas parcelas son más cortas, debido a mayor luz solar y de esta forma no requieren ser cortadas o trepadas con equipos especiales para cosechar sus frutas.

Las parcelas agroforestales que contienen grandes números de *Mauritia flexuosa* y *Oenocarpus batana* se deben promocionar por toda la Amazonia Peruana. También se debe promocionar el manejo de corazonces de las palmas de *Euterpe edulis* en el Bosque Atlántico de Brasil (Galetti and Aleixo 1995). Esto es importante por varias razones. Una es que los habitantes tendrán un recurso renovable de frutos de palma para vender en el mercado y para consumir como subsistencia. Adicionalmente, en hábitats naturales, los frutos de palmas serán dejados principalmente para los animales, lo que a su vez ayudará a aumentar las poblaciones de ciertas especies animales, especialmente las del tapir de tierra baja.

B. Operación de manejo de madera

En muchas partes rurales de Sudamérica, las empresas madereras dependen de cazadores para abastecer de carne de caza a sus trabajadores y a menudo venden la carne en los mercados urbanos. Las actividades madereras se deben manejar para que el consumo y la venta de carne del tapir por estas empresas sean detenidos.

III. Diseño de reservas

Cada reserva debe comprender un tamaño suficiente para mantener poblaciones viables de aproximadamente 500 individuos (Redford y Robinson 1991). Dado que los tapires son altamente susceptibles a la sobrecaza. Las reservas deben tener el menor número de gente posible. Las mayores tasas de supervivencia del tapir ocurren en áreas con baja densidad de población humana, debido a la escasa cacería. Esto puede facilitarse limitando el acceso a las reservas por el cierre de vías existentes y evitando la creación de otras nuevas. Finalmente, se deben mantener rutas de dispersión viables entre reservas. Tales corredores son importantes para maximizar la heterocigocidad genética, y disminuyendo la posibilidad de cuellos de botella genéticos.

IV. Moratoria sobre cría en cautiverio

Debido a que los tapires de tierra baja son la especie más abundante de tapires en los Zoológicos de América del Norte y a que es el tapir menos amenazado en la selva comparado con las otras especies del género, se han realizado guías contraceptivas. Se piensa así reducir a las poblaciones del tapir de tierra baja para crear espacio que pueda ser ocupado por *M. bairdii* y *M. indicus*.

Comentarios finales

Si no se implementan acciones para la conservación del tapir de tierra baja rápidamente el tapir puede extinguirse localmente en muchas partes de su distribución geográfica. Sin embargo, se debe considerar a las necesidades económicas de gente local cuando se implementen estos programas conservacionistas. Existen beneficios económicos definitivos y de largo-plazo derivados de la conservación de poblaciones viables del tapir. Uno de ellos es el mantenimiento de bosques importantes de palmas para el uso futuro. Ciertamente, los beneficios de bosques de palmas productivos bien puedan compensar a los costos de la gente local involucrada en la restricción de la caza del tapir. El establecimiento de estos programas de conservación requerirán un esfuerzo concertado de las autoridades de manejo, instituciones científicas, universidades, y organizaciones de conservación trabajando en manera coordinada con las comunidades rurales.

Situação atual e plano de ações para conservação

Antas

Editado por Daniel M. Brooks, Richard E. Bodmer e Sharon Matola

Traduzido por Craig C. Downer e Fábio Olmos

UICN/SSC Grupo de Especialistas em Antas



UICN
União Internacional para a Natureza



Conteúdo

Resumo Executivo	122
Introdução	123
<i>John F. Eisenberg</i>	
Antas Como Dispersores e Predadores de Sementes ... 126	
<i>Fábio Olmos</i>	
Resumo.....	126
Introdução.....	126
Antas como herbívoros.....	126
Quais frutos as antas comem?.....	127
Antas como predadores de sementes.....	131
Antas como dispersores de sementes.....	131
Conclusão.....	132
Diagnóstico e Plano de Ação para a Anta Comum (<i>Tapirus terrestris</i>)	134
<i>Richard E. Bodmer e Daniel M. Brooks</i>	
Resumo.....	134
História natural.....	134
Descrição.....	134
Distribuição.....	135
Associações com habitats.....	136
Aspectos do ciclo de vida.....	136
Alimentação.....	137
Status e ameaças.....	137
Importância da anta comum para populações locais na América do Sul tropical.....	137
Suscetibilidade da anta comum à caça excessiva na Amazônia ocidental.....	138
Modelos de crescimento populacional e um caso no Peru Amazônico.....	138
Modelos de produção populacional no Peru e Bolívia.....	139
Comparações de densidades e modelos de estrutura etária no Peru.....	139
Comparações de esforço de caça na Bolívia e Equador.....	140
Conclusões - a anta comum é vulnerável à caça excessiva?.....	140
Caça como uma ameaça em outras regiões: Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa, Brasil e Argentina.....	140
Outros usos no Paraguai, Argentina e Peru.....	140
As antas e as palmeiras.....	141
Ameaças às florestas ricas em palmeiras na Amazônia e outras regiões.....	141
Ameaças a outros habitats na Guiana, Suriname, Brasil, Paraguai e Argentina.....	141
As antas e as reservas.....	142
Plano de Ação.....	142
I. Projetos são necessários para reduzir a caça às antas.....	142
II. Projetos são necessários para reduzir a destruição dos habitats das antas.....	143
III. Projetos de reservas.....	144
IV. Moratória na reprodução em cativeiro.....	144
Conclusões.....	144
Referências	145
Apêndice I Projetos do Plano de Ação que Necessitam de Apoio	152
Apêndice II Grupo de Especialistas em Antas da Comissão de Sobrevivência das Espécies da UICN	155
Apêndice III Categorias da Lista Vermelha da UICN	156
(O texto do Apêndice III, sobre as Categorias das Listas Vermelhas, pode ser solicitado ao escritório da CSE em Gland)	

Resumo Executivo

As antas de hoje são sobreviventes de uma linhagem antiga de importantes dispersores de sementes nas florestas tropicais. Entretanto, todas estão ameaçadas pela destruição dos seus habitats e pela caça. A anta da montanha, restrita ao Andes do noroeste da América do Sul, é considerada ameaçada pelos critérios da UICN e deve receber prioridade para trabalhos de conservação. A anta Malaia, um endemismo do sudeste asiático, e a anta mesoamericana da América Central e noroeste da América do Sul, são consideradas como vulneráveis. A anta comum das áreas tropicais da América do Sul é considerada quase ameaçada - a de menor gravidade dentre as categorias da UICN (Tabela A.1). Todas as espécies de antas estão listadas no Apêndice I da CITES.

Este Plano de Ação foi elaborado com o intuito principal de ser usado por biólogos, ecólogos, administradores, educadores e conservacionistas daqueles países que abrigam populações de antas. O objetivo deste documento é servir de guia para auxiliar a conservação das antas, bem como um catalisador para ações conservacionistas.

Eisenberg apresenta uma introdução informativa, comparando e contrastando diferentes aspectos da história natural das antas. Também inclui informações sobre a história da linhagem e sua distribuição, assim como aspectos de sua conservação.

Olmos mostra que embora conheçamos muito sobre o papel das antas como dispersores e predadores de sementes, ainda há questões a serem respondidas. Tópicos para futura pesquisa incluem o destino das sementes viáveis nas fezes das antas, o impacto sobre as espécies predadas e se antas são competidores de predadores de sementes mais eficientes.

A destruição do habitat e a caça são as principais ameaças à anta da montanha, para a qual Downer apresenta uma estratégia de ação integrada. Esta inclui a proteção dos santuários existentes e a implantação de corredores, identificação do status e ameaças, monitoramento da anta da montanha juntamente com outras espécies indicadoras simpátricas, programas educacionais incluindo de filmes a atividades de ecoturismo não invasivo, e o desenvolvimento de modos de subsistência alternativos que não ameacem a espécie.

A destruição do habitat é a maior ameaça à anta Malaia. Khan prioriza trabalhos de campo, como levantamentos do status das populações, como o passo inicial de ação, já que pouco se conhece sobre o status regional e ameaças à espécie. Análises de viabilidade de populações e habitats, juntamente com reservas adequadamente projetadas e manejadas são identificadas como a segunda prioridade. Outras ações incluem a integração das organizações que lidam com a fauna nativa e seus recursos humanos adequadamente treinados com as necessidades das comunidades locais e o monitoramento do comércio envolvendo a espécie.

A anta mesoamericana é ameaçada primariamente pela destruição de seu habitat e, em grau menor, pela caça. Matola, Cuarón, e Rubio-Torgler apresentam levantamentos de populações, as ameaças aos habitats e a caça como tópicos prioritários para a ação. Além disso, é necessário transformar áreas protegidas em unidades de conservação que realmente funcionem. Outras ações incluem programas educação e pesquisas.

A anta comum é uma espécie que não pode ser caçada de maneira sustentável sem que suas populações sejam reduzidas. Bodmer e Brooks enfatizam a importância de iniciar projetos que reduzam a caça, incluindo o estabelecimento de reservas privadas e comunitárias, e o trabalho direto com comunidades locais visando um aproveitamento sustentável da fauna silvestre. A segunda prioridade é a redução da destruição do habitat através de projetos agro florestais. Considerações finais incluem o projeto de reservas e uma moratória na reprodução em cativeiro para abrir espaço para tapirídeos mais ameaçados.

Finalmente, são apresentados dois apêndices. O primeiro é uma série de projetos sobre antas que necessitam de apoio; estes projetos devem obter mais dados sobre a história natural das antas, aumentando a eficiência dos esforços conservacionistas em prol destes animais. O segundo apêndice é uma lista dos autores dos capítulos deste Plano de Ação, assim como dos membros do Grupo de Especialistas em Antas da Comissão de Sobrevivência das Espécies da IUCN.

Tabela A.1 Categorias da Ameaças da UICN.

Espécies	Status da Categoria UICN	Critério da Categoria
Anta da Montanha (<i>Tapirus pinchaque</i>)	Em Perigo	EN: A1c+2cd, C1, E
Anta Malaia (<i>T. indicus</i>)	Vulneráveis	VU: A1c+2c, B2cd+3a, C1+2b
Anta Mesoamericana (<i>T. bairdii</i>)	Vulneráveis	VU: A1abcd+2bce, C2a
Anta Comum (<i>T. terrestris</i>)	Baixo Risco - quase ameaçada	LR - nt

Introdução

John F. Eisenberg

University of Florida; Department of Natural Sciences; Florida Museum of Natural History;
P.O. Box 117800; Gainesville, Florida 32611, USA

A família Tapiridae, como uma entidade taxonômica, é primeiro reconhecida no Eoceno da América do Norte (há quase 50 milhões de anos atrás). Naquela época a família Equidae estava começando a divergir dos Tapiridae. O gênero *Tapirus* surge no Mioceno, de modo que as antas atuais derivam de uma linhagem antiga. Devido à conexão intermitente entre a América do Norte e a Ásia através do Estreito de Bering, as antas logo surgiram na Eurásia. Com o estabelecimento da ponte entre as Américas do Norte e do Sul durante o Plioceno, as antas colonizaram a América do Sul.

Enquanto as antas desapareceram da maior parte de sua antiga área de distribuição, elas persistem no Sudeste da Ásia e nas Américas central e do Sul. Há quatro espécies sobreviventes - uma na Ásia, uma principalmente na América Central e duas na América do Sul, todas ameaçadas de alguma forma, se não em perigo. As principais ameaças para todas as espécies de antas são a destruição do habitat e a caça. Reconhecemos que apontar estas ameaças e acenar uma vara de condão para que se dissipem todos os fatores responsáveis pelo violento declínio das populações de antas é certamente uma ilusão. As ações propostas neste plano, entretanto, são baseadas em estratégias bastante ponderadas, cada uma elaborada por uma ou mais pessoas que tem vivido ou trabalhado extensivamente em áreas onde as antas vivem. Reconhecemos que todas as espécies estão se tornando cada vez mais escassas devido a fatores sociais bastante complexos e arraigados entre as antas e o homem. Diferentes estudos de caso abordando estes problemas são mostrados e discutidos no Plano de Ação. Por exemplo, considere-se uma linhagem de Ameríndios que tem explorado as antas de maneira sustentável por éons. No caso de *T. terrestris* o Plano de Ação mostra o valor de mercado de sua carne, enquanto que para outras espécies, como *T. pinchaque*, a carne pode ser usada para fins medicinais. Julgando a partir da história, é provável que um del estreito relacionamento simbiótico existiu entre as antas e seus predadores humanos, as antas fornecendo carne para os Ameríndios, que por sua vez mantinham as populações animais fortes e impediam que excedessem a capacidade de suporte. Entretanto, tudo mudou no período pós-Colombiano. Com o rápido influxo, colonização e contínuo crescimento populacional no Hemisfério Ocidental ocorreram mudanças drásticas na maneira como estes animais eram capturados, isto é, a

captura tornou-se cada vez mais indiscriminada, sendo conduzida de modo não sustentável. Para algumas pessoas, contribuir para a redução das populações das antas não é nada mais além de um esporte ilegal; para outros é uma questão de sobrevivência diária. Em regiões onde o futuro legal e econômico é tudo menos certo, a noção de não caçar, criar gado ou desmatar para outras atividades agrícolas é irreal quando há ganho financeiro nestas práticas. Na verdade, o gado é frequentemente mantido não como uma fonte de proteína para uso diário, mas sim como um investimento contra a incerteza econômica, ou como uma forma de reivindicar a posse da terra.

Este plano de ação sumariza a maior parte da literatura a respeito do status e ecologia das espécies sobreviventes. Oferece ainda planos para a preservação das populações remanescentes. As antas são importantes para os ecossistemas em que vivem, atuando como dispersores de sementes e assim colaborando na conservação da biodiversidade. Por esta razão é justificável que iniciemos o Plano de Ação com um capítulo a respeito do papel das antas como dispersores e predadores de sementes. Capítulos subsequentes fornecem informações sobre a história natural e a conservação de cada uma das quatro espécies. Cada seção sobre história natural resume informações com a descrição de cada espécie e sobre sua distribuição, habitat, aspectos de sua biologia e alimentação. A estas se segue uma seção que descreve o status e as ameaças nos países onde as antas ocorrem, finalizando com um Plano de Ação compreensivo para cada espécie.

A quem se destina o Plano de Ação ? Este documento sem dúvida servirá como uma referência geral para aqueles interessados em antas. Embora isto seja verdadeiro, o motivo por trás da elaboração deste e de todos os outros Planos de Ação é beneficiar os taxa para os quais foram elaborados, neste caso as antas. Emoramuitos entusiastas da vida silvestre mantida ex-situ irão se interessar pelo documento, este foi elaborado tendo em mente os pesquisadores, educadores e administradores que trabalham com as espécies em seu habitat natural, na esperança de que gerará informação e estimulará estudos conservacionistas e ações onde são mais necessários. Por esta razão nada mais apropriado que traduções em Espanhol e Português tenham sido elaboradas para os latino-americanos que vivem na área de distribuição das antas.

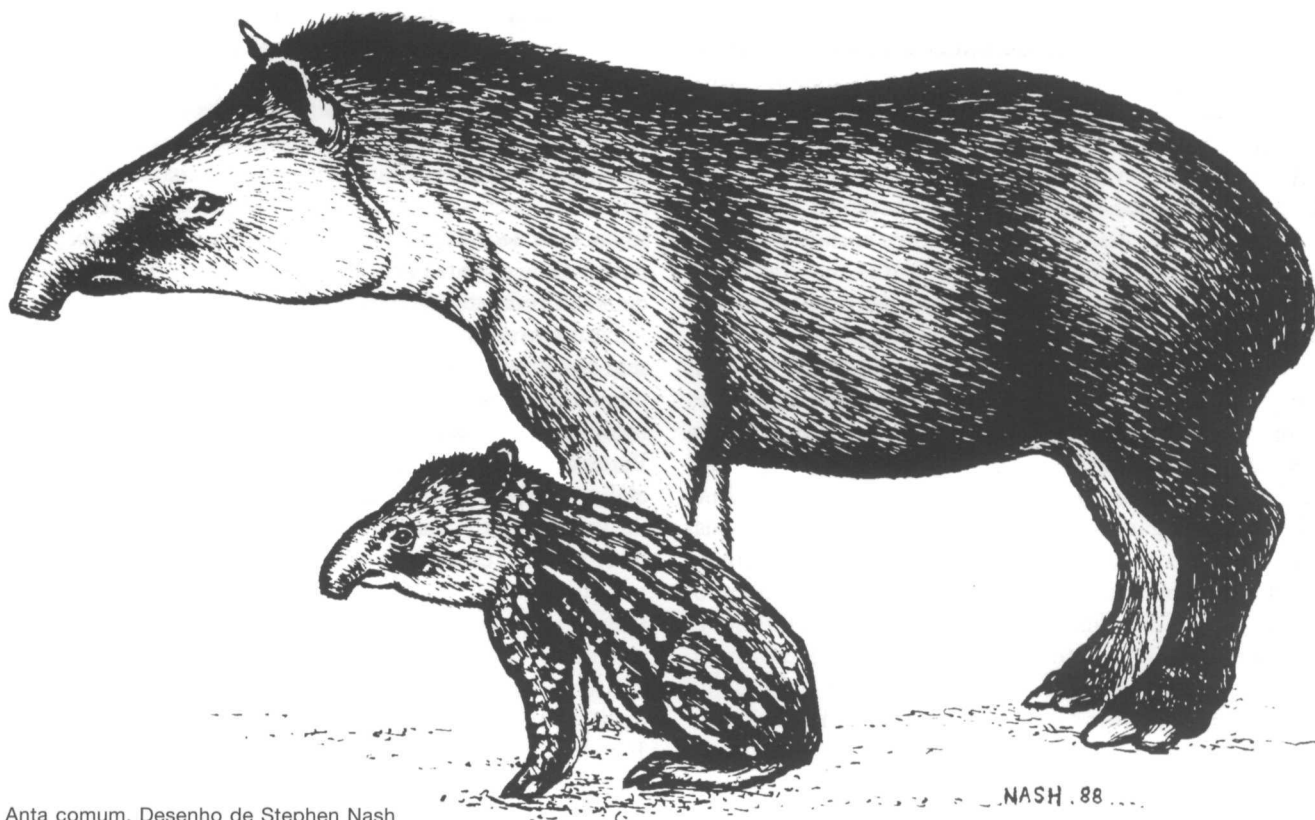
Tapirus indicus sobrevive em pequenas populações isoladas em sua área de distribuição na Península Malaia e em Sumatra. Ela antes se distribuía até Burma e partes adjacentes da Tailândia, onde ainda pode persistir. *T. bairdii* existe em populações fragmentadas entre Chiapas, México, através da Mesoamérica até o noroeste da Colômbia, e a oeste dos Andes até as áreas baixas do noroeste do Equador. A anta da montanha *Tapirus pinchaque*, como seu nome sugere, é encontrada em áreas de altitudes elevadas nos Andes da Colômbia, Equador, e Peru. A anta comum, *T. terrestris*, tem a maior distribuição entre as quatro espécies existentes, espalhando-se da região norte-central da Colômbia em florestas tropicais de baixada, e daí a leste dos Andes pela maior parte da América do Sul tropical.

Como um gênero, as quatro espécies utilizam tanto habitats de montanha como de baixada, sempre nos trópicos. Nunca ocorreram na África ou na Austrália. Estão caracteristicamente associadas a florestas tropicais ou florestas montanas tropicais. *T. terrestris* pode ocupar savanas ou florestas secas e decíduas, mas geralmente na proximidade de florestas ribeirinhas. A probóscide elástica é usada para arrancar folhas e colher frutos. Sua dieta inclui uma diversidade impressionante de espécies de plantas e suas partes. Frutos podem ser apanhados de arbustos baixos ou caídos no chão. Vagens com pequenas sementes podem ser mastigadas, causando considerável

dano às sementes, mas frutos carnosos com sementes grandes podem ser consumidos inteiros, as sementes atravessando o trato digestivo com dano mínimo e uma maior capacidade de germinação.

Os requisitos espaciais das antas variam com a capacidade de suporte dos habitats. Um indivíduo de *T. indicus* pode ocupar uma área de mais de 12km². Indivíduos de *T. pinchaque* podem ocupar áreas menores, com metade deste tamanho, enquanto a área nuclear usada por *T. bairdii* pode ser tão pequena quanto 1 km² em habitat adequado. Excetuando um casal em cortejo ou uma mãe com sua cria, as antas se deslocam e alimentam-se sozinhas. *T. pinchaque* pode formar associações mais permanentes, os pares exibindo um padrão de áreas de vida exclusivas. As densidades das antas tendem a ser baixas, variando entre valores de 1/km² a menos de 0,3/km². O estilo de vida individualista e suas densidades relativamente baixas significam que as espécies não atingem grandes abundâncias locais, e que sob uma pressão de caça elevada podem facilmente ser localmente extintas. A fragmentação dos habitats preferidos aumenta a vulnerabilidade à extinção. Antas, ao longo de toda sua distribuição, tem sido caçadas como fonte de carne por povos indígenas.

As antas tem um pequeno potencial reprodutivo. A maior parte dos detalhes sobre reprodução referem-se a *T. terrestris*, mas algumas generalizações podem ser feitas.



Anta comum, Desenho de Stephen Nash

Um único filhote nasce após uma gestação de treze meses. Embora uma fêmea possa engravidar um mês após dar à luz, esta não é uma regra fixa. É seguro dizer que nas melhores circunstâncias um filhote pode ser produzido a cada 14 meses em habitats com pouca sazonalidade na produção de alimento. Em habitats sazonalmente áridos os intervalos entre nascimentos podem ser maiores. Uma fêmea não se torna sexualmente ativa até atingir a idade de quase dois anos, nas melhores circunstâncias. Uma fêmea pode ter uma vida reprodutiva de pelo menos dez anos. Na América do Sul a taxa de reprodução das antas é menor do que a dos veados e porcos do mato que podem ocorrer nas mesmas áreas.

A mortalidade das antas pode ser elevada durante o primeiro ano de vida, já que grandes predadores (tigres na Ásia; onças-pintadas nas Américas Central e do Sul) podem e capturam os animais mais jovens. Todas as antas são perseguidas por humanos como uma caça apreciada, e a predação humana descontrolada combinada com a destruição de seus habitats para a agricultura são as ameaças principais para sua sobrevivência a longo termo.

Embora as antas não compartilhem do glamour dos elefantes, pandas e grandes gatos, elas certamente merecem uma atenção maior. O que observamos hoje são os remanescentes de um taxon muito bem sucedido, pertencentes a uma linhagem distinta e muito antiga. Embora aparentadas aos cavalos e rinocerontes, estes

animais tímidos e discretos são frequentemente ignorados. Um grupo dedicado de cientistas tem, nos últimos 30 anos, explorado as sutilezas de seu comportamento e seu papel na manutenção da estrutura de seu ambiente. A maior parte dos observadores casuais não percebe o importante papel que as antas tem em dispersar as sementes dos frutos dos quais se alimentam. Este papel de dispersores de sementes desempenhado pelas antas assegura que algumas das plantas das quais se alimentam sejam propagadas em ambientes adequados. O papel dos grandes herbívoros na dispersão de sementes é pouco apreciado pelo público leigo, ou mesmo por ecólogos que não se aprofundaram no assunto. O papel dos mamíferos herbívoros na estruturação da floresta tropical está apenas agora sendo explorado ativamente. As relações entre todas as espécies, plantas e animais, em uma floresta tropical são inacreditavelmente complexos. Mas enquanto continuamos a pesquisar, deveremos descobrir pouco a pouco as interações entre as espécies que estruturam as comunidades tropicais que tão ansiosamente desejamos preservar.

Esta breve sinopse toca em apenas alguns aspectos da história natural das antas. Nós atingimos muito em nossos estudos sobre este grupo tanto na natureza como em cativeiro durante as últimas duas décadas. E não necessitamos mencionar que construímos este corpo de conhecimento embasados nos antigos dados de história natural que foram reunidos pelos naturalistas que nos precederam.

Antas Como Dispersores e Predadores de Sementes

Fábio Olmos

R. Antonio F. Gandra 182
São Vicente, SP, 11390-250 Brasil

Resumo

Antas incluem uma porcentagem razoável de frutos em sua dieta, atuando simultaneamente como dispersores e predadores de sementes. Embora haja falta de dados quantificados, a evidência existente sugere que as antas são os principais dispersores de alguns grupos de plantas, como algumas palmeiras coloniais, ou mesmo em algumas comunidades, sendo também capazes de dispersar espécies primariamente adaptadas para outras síndromes de dispersão, como a ornito e a anemocoria. Por outro lado, atuando como predadores de sementes, antas podem ter um impacto significativo sobre algumas espécies ou indivíduos. As relações entre as antas e as plantas das quais se alimentam são um campo aberto para pesquisas, incluindo aspectos básicos como a porcentagem de sementes viáveis dispersadas, a distância de dispersão e o destino das sementes.

Introdução

Há muito as antas vem se alimentando de folhas, ramos, e frutos pelas florestas do mundo, talvez por um tempo maior do que a existência de algumas das famílias de plantas que hoje são seu alimento. Esta longa história nos faz especular a respeito das relações que possam ter evoluído entre estes animais e as plantas de que se alimentam.

Nas Américas Central e do Sul as antas são os maiores mamíferos florestais sobreviventes após a extinção da megafauna do Pleistoceno pelo homem (veja Diamond 1989, Burney 1993). Como Janzen (1982b) colocou, as antas são prováveis dispersores adotivos para espécies com frutos grandes que antes eram dispersadas pela megafauna pleistocênica (Janzen e Martin 1982), podendo ser as espécies-chave que permitem sua sobrevivência hoje. Por outro lado, muitas sementes são provavelmente incapazes de sobreviver à mastigação e ao aparato digestivo das antas, que nesse caso atuam como predadores de sementes.

O papel das antas como predadores e dispersores de sementes começou a ser estudado recentemente (Janzen 1981, 1982b), e ainda estamos começando a

compreender a importância destes grandes animais e seu relacionamento ambivalente com as plantas de que se alimentam. Neste capítulo é feita uma revisão da informação disponível sobre o assunto e os padrões que dela surgem.

Antas como herbívoros

Antas são podadores/frugívoros (Bodmer 1990a), alimentando-se de uma variedade bastante grande de folhas de árvores, arbustos, ervas de sub-bosque e bordas, e de frutos (Medway 1974, Terwilliger 1978, Williams e Petrides 1980, Janzen 1982a, Fragoso 1983, Williams 1984, Bodmer 1990b, Rodrigues *et al.* 1993, Naranjo 1995, Downer 1996). Antas comuns (*Tapirus terrestris*) também se alimentam de quantidades consideráveis de gramíneas e plantas aquáticas quando habitam as planícies de inundação da Amazônia e do Pantanal (Bodmer 1990c, obs. pes.) e de folhas e ramos de taquara na Mata Atlântica do sudeste brasileiro (Rodrigues *et al.* 1993, obs. pes.). Antas da montanha (*Tapirus pinchaque*) também se alimentam em boa parte de gramíneas, bambús, ciperáceas, e bromélias em seu habitat de altitude (Downer 1996) e parece que ambas as espécies aproveitam-se da abundância daquelas espécies naqueles ambientes.

Embora não haja registro de antas procurando ativamente e capturando alimento de origem animal, Downer (1996) encontrou restos de artrópodes (élitros de besouros) em fezes de anta da montanha, talvez ingeridos acidentalmente.

Os fatores que influenciam a escolha de algumas plantas em lugar de outras parecem ser complexos e não são bem compreendidos, merecendo maior estudo. Aparentemente tanto idiosincrasias individuais quanto defesas por parte das plantas estão envolvidas, já que folhas jovens e brotos são frequentemente preferidos (Terwilliger 1978, Williams e Petrides 1980, Downer 1996). Antas cativas são suscetíveis a prolapso retal, atribuído à ingestão de alimento fibroso e indigerível (Crandall 1964, Deutsch e Puglia 1988) e isto pode estar relacionado à sua seletividade alimentar. Downer (1996) descobriu que plantas que fixam nitrogênio e cavalinhas

ricas em sílica são um componente significativo da dieta da anta da montanha, de forma que é muito provável que antas selecionem seu alimento com base no conteúdo de nutrientes e compostos secundários.

Da mesma forma que outros Perissodactyla, as antas não são ruminantes, utilizando um ceco hipertrofiado para fermentar seu alimento. Embora seu aparato digestivo seja melhor adaptado para lidar com alimento de baixa qualidade e alto teor de fibras (Demment e Van Soest 1985, Bodmer 1990b), a seletividade apresentada por todas as espécies de anta e a razoável porcentagem de frutos em sua dieta encontrada em alguns estudos (Williams e Petrides 1980, Williams 1984; Bodmer 1990b, 1990c) sugerem que antas selecionam alimento de maior qualidade quando disponível, uma hipótese apoiada pelo fato de que concentrações de frutos são ativamente procuradas e determinam padrões de forrageamento (Bodmer 1990b, Naranjo 1995, Downer 1996).

Há alguma variação na importância relativa dos frutos na dieta das antas, tanto entre as espécies como entre habitats. Frutos corresponderam a 33% da dieta da anta comum no Peru amazônico (Bodmer 1990b), enquanto 2 de 15 pilhas de fezes tinham restos de frutos em uma localidade de Mata Atlântica no sudeste brasileiro (pers. obs.). Grandes quantidades de frutos foram ingeridas por antas mesoamericanas (*Tapirus bairdii*) durante a estação seca em uma área no noroeste da Costa Rica (Williams 1984), mas foram um item de pouca importância na dieta da mesma espécie na ilha de Barro Colorado (Terwilliger 1978). Em uma área no sudoeste da Costa Rica pelo menos 23 espécies de frutos perfizeram 3,8% da dieta da anta mesoamericana durante a estação chuvosa, comparado a 12% durante a seca (Naranjo 1995). Antas da montanha procuram ativamente os frutos de três espécies de *Vaccinium* e *Pernettya* (Ericaceae) nos páramos andinos durante a estação seca. Williams e Petrides (1980) descobriram que a anta Malaia (*Tapirus indicus*) tanto busca como inclui uma quantidade significativa de frutos em sua dieta, restos dos quais foram encontrados em quase todas as amostras de fezes que ele examinou, enquanto Khan (este livro) aponta que 8,1% da dieta da espécie na Tailândia são compostos por frutos, mas mais informação quantificada é necessária para aquela espécie.

Ao contrário dos ruminantes, que matam a maioria ou todas as sementes ingeridas (Bodmer 1989, 1991), as sementes de diversas espécies podem sobreviver a passagem através do sistema digestivo da anta (Janzen 1982a, 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1992, 1996, Rodrigues *et al.* 1993). Estas sementes devem superar tanto o aparato de mastigação quanto o longo tempo de passagem (4-23 dias em uma anta mesoamericana cativa, veja Janzen 1981), que é mais longo para sementes maiores e pode permitir que a germinação se inicie no interior da anta, matando a semente.

Quais frutos as antas comem ?

Antas são conhecidas por procurar e comer uma grande diversidade de frutos (Tabela 1.1). As frutas ingeridas pelas antas variam de figos pequenos e macios e bagas com 1-3cm de diâmetro às frutas da Cabaceira *Crescentia alata*, com 5-12cm de diâmetro. A impressão geral é a de que antas são oportunistas, alimentando-se da maioria dos frutos disponíveis, mas sem deixar de procurar concentrações de espécies preferidas (Bodmer 1990b, Downer 1996).

Frutas com odor ou sabor adocicado parecem ser preferidas tanto em cativeiro (Janzen 1982a) e na natureza (Janzen 1982b, Williams 1984, Bodmer 1991, Downer 1996), mas frutos com sabor amargo como a Bicuíba *Virola oleifera*, e a Canela Preta *Ocotea catharinensis* (adaptados para dispersão por aves), ou a Sucupira *Sweetia fruticosa* (espécie anemocórica) são também consumidos em grande número por antas comuns quando disponíveis (Rodrigues *et al.* 1993, P. Martuscelli com. pes., Brisola 1989). Da mesma forma, centenas dos frutos adstringentes do Carvalho de Guanacaste *Quercus oleoides* podem ser consumidos de cada vez pela anta mesoamericana (Williams 1984).

Há poucas informações sobre o conteúdo nutricional dos frutos consumidos pelas antas. As drupas da palmeira *Mauritia flexuosa*, um alimento básico para as antas comuns na Amazônia, tem uma polpa com 53,2% de gordura, 43% de açúcar, e 3,8% de proteína (Bodmer 1990b). O arilo da bicuíba *Virola oleifera*, também consumido pelas antas comuns, é 23% lipídeos, 1,72% proteína, e 12% açúcares por peso (Galetti *et al.* 1997). Antas da montanha alimentam-se das sementes ricas em óleo da palmeira de cera *Ceroxylum quindiuense* (Downer 1996), mas a maioria dos frutos consumidos pelas antas não parecem especialmente ricos em lipídeos como os exemplos acima. Por exemplo, os frutos do palmitero *Euterpe edulis*, utilizados pela anta comum, contém 21% de açúcares, 6% de lipídeos e 2,3% de proteínas (peso úmido), enquanto que os de *Cryptocaria moschata*, utilizados pela mesma espécie, tem 12,7% de açúcares, 1,2% de proteínas e apenas 0,63% de lipídeos (Galetti *et al.* 1997).

Outra categoria de frutos consumidos pelas antas são aqueles ingeridos juntamente com a folhagem (para o conceito veja Janzen 1983a, Malo e Suárez 1995). Downer (1992, 1996) encontrou sementes de uma diversidade impressionante de gramíneas e herbáceas nas fezes da anta da montanha, a maioria aparentemente ingerida enquanto o animal pastava folhas e talos, embora em alguns casos as antas pudessem estar selecionando as sementes (Downer in litt.). Sementes viáveis de gramíneas também foram encontradas em amostras de fezes e do ceco de antas comuns (Bodmer 1991). Tanto Janzen (1982b) como Williams (1984) encontraram sementes vivas nas

Tabela 1.1. Espécies de frutos consumidos por antas na natureza e o destino das sementes.

Espécies	Predada/Dispersa	Fonte
Anta Comum (<i>Tapirus terrestris</i>)		
<i>Spondias</i> sp. (Anacardiaceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
Anacardiaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Xylopia sericea</i> (Annonaceae)	?	Brisola (1989)
Annonaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Acrocomia aculeata</i> (Arecaceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Euterpe edulis</i> (Arecaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Mauritia flexuosa</i> (Arecaceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Maximilliana maripa</i> (Arecaceae)	dispersa*	Fragoso (1994)
<i>Oenocarpus bataua</i> (Arecaceae)	dispersa*	Bodmer e Brooks (este livro)
<i>Scheelea phalerata</i> (Arecaceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Scheelea</i> sp. (Arecaceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Arecaceae)	dispersa*	Barbosa (pers. com.)
Araceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Protium heptaphyllum</i> (Burseraceae)	dispersa*	Martuscelli (pers. com.)
<i>Jacaratia spinosa</i> (Caricaceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
<i>Maytenus</i> spp. (Celastraceae)	dispersa*	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
Chrysobalanaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Buchenavia</i> sp. (Combretaceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae-Caesalpinioideae)	predada	Brisola (1989)
<i>Inga</i> sp. (Fabaceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Sweetia fruticosa</i> (Fabaceae-Papilionidae)	predada	Brisola (1989)
Graminae	dispersa*	Bodmer (1991)
Icacinaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Juglans australis</i> (Juglandiaceae)	dispersa*	Chalukian (pers. comm.)
<i>Cryptocaria moschata</i> (Lauraceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Lauraceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Ocotea catharinensis</i> (Lauraceae)	dispersa*	Martuscelli (pers. com.)
<i>Ocotea odorifera</i> (Lauraceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Ocotea velutina</i> (Lauraceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Gustavia coriacea</i> (Lecythidaceae)	?	L. Salas (in litt.)
<i>Cabralea canjerana</i> (Melicaceae)	dispersa*	Brisola (1989)
Menispermaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Coussapoa</i> sp. (Moraceae)	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Ficus insípida</i> (Moraceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
<i>Virola oleifera</i> (Myristicaceae)	45%	Rodrigues <i>et al.</i> (1993)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Myrtaceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Tetrastylidium grandiflorum</i> (Olacaceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
<i>Quiina glaziovii</i> (Quiinaceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
Rubiaceae	dispersa*	Bodmer (pers. obs.)
<i>Chrysophyllum flexuosum</i> (Sapotaceae)	dispersa*	Galetti (pers. com.)
<i>Microphilis cf. eggensis</i> (Sapotaceae)	?	L. Salas (in litt.)
Sapotaceae	dispersa*	Bodmer (1991)
<i>Apeiba tibourbou</i> (Tiliaceae)	dispersa*	Brisola (1989)
<i>Cytharexylum myrianthum</i> (Verbenaceae)	dispersa*	Martuscelli (pers. com.)
Anta Mesoamericana (<i>Tapirus bairdii</i>)		
<i>Anacardium occidentale</i> (Anacardiaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Spondias mombim</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias purpurea</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Spondias radlkoferi</i> (Anacardiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Acrocomia vinifera</i> (Arecaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Astrocaryum standleyanum</i> (Arecaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Bactris balanoidea</i> (Arecaceae)	predada	Naranjo (in litt.)
<i>Bactris gasipaes</i> (Arecaceae)	predada	Naranjo (in litt.)
<i>Raphia taedigera</i> (Arecaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Scheelea rostrata</i> (Arecaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Crescentia alata</i> (Bignoniaceae)	88%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Cordia guanacastensis</i> (Boraginaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Bromelia pinguin</i> (Bromeliaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Bromelia karatas</i> (Bromeliaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Bursera simaruba</i> (Burseraceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Cochiospermum vitifolium</i> (Cochiospermaceae)	dispersa*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Margaritaria nobilis</i> (Euphorbiaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Bauhinia unguolata</i> (Fabaceae)	dispersa*	Janzen (1982b)
<i>Caesalpinia coriari</i> (Fabaceae)	predada	Janzen (1982b)

Tabela 1.1. Espécies de frutos consumidos por antas na natureza e o destino das sementes.

Espécies	Predada/Dispersa	Fonte
<i>Cassia emarginata</i> (Fabaceae)	17.5%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i> (Fabaceae)	22%, dispersa*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Hymenaea courbaril</i> (Fabaceae)	predada	Williams (1984)
<i>Inga vera</i> (Fabaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Pithecelobium saman</i> (Fabaceae)	33-60%	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Prosopis juliflora</i> (Fabaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Quercus oleoides</i> (Fagaceae)	predada	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Symponla globulifera</i> (Guttiferae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Brosimum alicastrum</i> (Moraceae)	predada	Williams (1984)
<i>Ficus costaricana</i> (Moraceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Ficus insípida</i> (Moraceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Ficus</i> spp. (Moraceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Musa paradisiaca</i> (Musaceae)	predada	Naranjo (in litt.)
<i>Ardisia revoluta</i> (Myrsinaceae)	dispersa*	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Virola</i> sp. (Myristicaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Averrhoa carambola</i> (Oxalidaceae)	?	Terwilliger (1978)
<i>Karwinskia calderoni</i> (Rhamnaceae)	dispersa*	Janzen (1982b)
<i>Ziziphus guatemalensis</i> (Rhamnaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Alibertia edulis</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Janzen (1982b)
<i>Genipa americana</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Guettarda macrosperma</i> (Rubiaceae)	100%	Williams (1984)
<i>Psychotria microdon</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Psychotria nervosa</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Psychotria trichotoa</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Williams (1984)
<i>Randia armata</i> (Rubiaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Randia echinocarpa</i> (Rubiaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Citrus aurantium</i> (Rutaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Psidium guajava</i> (Rutaceae)	dispersa	Naranjo (in litt.)
<i>Manilkara sapota</i> (Sapotaceae)	predada	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Mastichodendron capiri</i> (Sapotaceae)	predada	Janzen (1982b), Williams (1984)
<i>Pouteria</i> sp. (Sapotaceae)	predada	Naranjo (in litt.)
<i>Guazuma ulmifolia</i> (Sterculiaceae)	20%	Williams (1984)
Anta da Montanha (<i>Tapirus pinchaque</i>)		
<i>Amaranthus hybridus</i> (Amaranthaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Arracacia elata</i> (Apiaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Arracacia toluencis</i> (Apiaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Baccharis</i> sp. (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Cotula mexicana</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Erechtites hieracifolia</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga americana</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Galinosoga quadriradiata</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Gamochaeta purpurea</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
Asteraceae spp.	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Greigia vulcanica</i> (Bromeliaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Puya</i> sp. (Bromeliaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Centropogon glaucotomentosum</i> (Campan.)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Centropogon ursinus</i> (Campanulaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Cerastium glomeratum</i> (Caryophyllaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Cortaria ruscifolia</i> (Coriariaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Eleocharis acicularis</i> (Cyperaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Scirpus inundatus</i> (Cyperaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Equisetum bogotense</i> (Equisetaceae)	esporos dispersos*	Downer (1992, 1996)
<i>Ceratostema alatum</i> (Ericaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Disterigma empetrifolium</i> (Ericaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Pernettya prostata</i> (Ericaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Vaccinium attenuatum</i> (Ericaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Vaccinium campanulatus</i> (Ericaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Lupinus caucensis</i> (Fabaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Trifolium cf. dubium</i> (Fabaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Geranium hirtum</i> (Geraniaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Gunnera magellanica</i> (Gunneraceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Satureja nubigena</i> (Lamiaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Stachys elliptica</i> (Lamiaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Buddleja incana</i> (Loganiaceae)	dispersa*	Downer (1996)

Tabela 1.1. Espécies de frutos consumidos por antas na natureza e o destino das sementes.

Espécies	Predada/Dispersa	Fonte
<i>Brachyotum alpinum</i> (Melastomataceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Brachyotum ledifolium</i> (Melastomataceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Miconia crocea</i> (Melastomataceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Fuchsia vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Fuchsia aff. vulcanica</i> (Onagraceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Oxalis lotoides</i> (Oxalidaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Oxalis microphylla</i> (Oxalidaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Oxalis mollis</i> (Oxalidaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Passiflora mixta</i> (Passifloraceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Plantago australis</i> (Plantaginaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Plantago lanceolata</i> (Plantaginaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Plantago nubigena</i> (Plantaginaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Bromus lanatus</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Bromus pitiensis</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Cortaderia nítida</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Cortaderia</i> sp. (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Eragrostis tenuifolia</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Eragrostis</i> sp. (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Neurolepis aristata</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Neurolepis</i> sp. (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Paspalum prostratum</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Poa annua</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Poa</i> sp. (Poaceae)	dispersa*	Downer (1992, 1996)
<i>Triticum aestivum</i> (Poaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Rumex crispus</i> (Polygonaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Rumex obtusifolius</i> (Polygonaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Rumex tolimensis</i> (Polygonaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla aphanoides</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla cf. guatemalensis</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla hispidula</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla orbiculata</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla sprucei</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Alchemilla verticillata</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles escalloniifolia</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Hesperomeles pernettyoides</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Polylepis quadrijuga</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Rubus acanthophyllus</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Rubus loxensis</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Prunus serotina</i> (Rosaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Galium hypocarpium</i> (Rubiaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Ribes andicola</i> (Saxifragaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. cuneifolium</i> (Saxifragaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Ribes cf. lehmannii</i> (Saxifragaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Calceolaria adenantha</i> (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Calceolaria calycina</i> (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Calceolaria ferruginea</i> (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Calceolaria parotrichia</i> ? (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Calceolaria spruceana</i> (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Veronica peregrina</i> (Scrophularaceae)	dispersa*	Downer (1992, in litt.)
<i>Nicandra physalodes</i> (Solanaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Valeriana microphylla</i> (Valerianaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Valeriana plantaginea</i> (Valerianaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Valeriana pyramidales</i> ? (Valerianaceae)	dispersa*	Downer (1996)
<i>Cissus cf. andina</i> (Vitaceae)	dispersa*	Downer (1996)
Anta Malaia (<i>Tapirus indicus</i>)		
Cangris	?	Williams e Petrides (1980)
Perancah	?	Williams e Petrides (1980)
Kelat	?	Williams e Petrides (1980)
Jaba	?	Williams e Petrides (1980)
<i>Baccaurea parviflora</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams e Petrides (1980)
<i>Elateriospermum tapos</i> (Euphorbiaceae)	?	Williams e Petrides (1980)

* representa que uma porcentagem de sementes provavelmente predada, mas sem informação quantificada disponível.
% representa a porcentagem de sementes vivas encontradas nas fezes.

fezes de antas mesoamericanas, que provavelmente foram ingeridas juntamente com folhas.

Tamanho é importante para determinar se uma semente será engolida, cuspidada, ou mastigada e esmagada. Sementes maiores que 2cm são geralmente cuspidadas ou esmagadas (Janzen 1982a,b; Bodmer 1991), mas isto não é obrigatório. Centenas de sementes do umbú *Spondias mombim*, cada uma com 2-3cm, foram encontradas nas fezes de antas mesoamericanas por Williams (1984), enquanto que uma única pilha de fezes de anta comum tinha cerca de 100 sementes de *Virola oleifera*, cada uma com 2,2-2,4cm (Rodrigues *et al.* 1993). Sementes usualmente cuspidadas são às vezes engolidas (Janzen 1982a). É possível que idiosincrasias individuais, tão patentes em indivíduos cativos, tenham um papel nesse caso.

Antas como predadores de sementes

O primeiro modo pelo qual as antas matam sementes é mastigando-as. Sementes que não são pequenas ou duras o suficiente são esmagadas, algumas vezes em grande número. Janzen (1982b) e Williams (1984) encontraram fezes de anta mesoamericana compostas quase que exclusivamente das cascas dos frutos do carvalho *Quercus oleoides*, cada pilha de estrume com os restos de aproximadamente 500 sementes. Aqueles autores também observaram que antas mesoamericanas mastigavam as sementes frágeis de *Brosimum alicastrum* (Moraceae), *Mastichodendrum capiri*, e *Manilkara sapota* (Sapotaceae), sendo predadores efetivos daquelas espécies. A mastigação também danifica as sementes grandes e duras do jatobá *Hymenaea courbaril*, que são em sua maior parte cuspidadas após a remoção da polpa, embora algumas sejam totalmente mastigadas e engolidas pela anta comum (Brisola 1989).

Antas também matam sementes pelo processo mais complexo de digestão. A vulnerabilidade de uma semente à digestão depende da dureza de sua casca, seu tamanho e se foi ou não danificada durante a mastigação. Comparadas a folhas ou pequenos objetos, que levam 1-3 dias para atravessar o trato digestivo de uma anta, sementes maiores podem passar mais de 10 dias ali, aumentando as chances de germinarem e serem mortas (Janzen 1981). Uma casca mais resistente ajuda a proteger a semente tanto da mastigação quanto da digestão, desde que não tenha sido danificada.

Janzen (1981) demonstrou que uma anta mesoamericana era capaz de matar 78% das sementes da leguminosa *Enterolobium cyclocarpum* ingeridas, aparentemente devido ao fato delas germinarem ainda no interior da anta. No entanto, Williams (1984) obteve resultados diferentes estudando antas em vida livre, encontrando uma razoável porcentagem de sementes vivas nas fezes,

indicando que o processo não é sempre eficiente e pode variar em diferentes circunstâncias (e talvez espécies e/ou indivíduos). Brisola (1989) descobriu que antas comuns são predadores das sementes das leguminosas *Hymenaea courbaril* e *Sweetiafruticosa*, e danificam (provavelmente matando) mais de 50% das sementes de algumas lauráceas que foram ingeridas.

Eficiência parcial em digerir sementes parece ser a regra entre as antas, conforme deduzido dos dados disponíveis. Janzen (1982b) encontrou proporções aproximadamente iguais de sementes vivas e digeridas (conforme observado a partir de suas cascas vazias) da leguminosa *Pithecelobium saman* nas fezes de antas de vida livre que examinou, enquanto que Williams (1984) mostrou que em apenas 6 das 33 espécies de frutos consumidos por antas mesoamericanas a totalidade de sementes passava incólume pelo tubo digestivo. Segundo Bodmer (1991), antas comuns na Amazônia peruana danificam menos sementes que as espécies simpátricas de ungulados, 54% das amostras de sementes estando intactas. É interessante que muitas destas sementes (12,5%) eram de sapotáceas, um grupo predado pela anta mesoamericana (veja acima).

Antas podem matar um grande número de sementes por vez, dependendo da disponibilidade e das características das sementes, talvez chegando ao ponto de eliminar toda a progênie de um indivíduo isolado. A eficiência apenas parcial em digerir sementes geralmente permite que ao menos parte das mesmas sobrevivam à passagem através do tubo digestivo e sejam dispersas. Dessa forma, quando comparados a ungulados simpátricos como ruminantes e porcos do mato, seus competidores por frutos, as antas são predadores de sementes bem menos eficientes (Bodmer 1991).

Antas como dispersores de sementes

Antas podem transportar sementes engolindo-as e defecando-as mais tarde, ou comendo frutos e cuspidando suas sementes. Embora o último método implique na impossibilidade de dispersão para longe da planta-mãe, Bodmer *et al.* (1993) considera que este hábito por parte da anta comum é importante para a regeneração e manutenção dos buritizais de *Mauritia flexuosa*. Da mesma forma, Naranjo (in litt.) indica que a anta mesoamericana é importante na manutenção de pântanos dominados por *Raphia taedigera* na Costa Rica e Nicarágua.

Janzen (1981) percebeu que as antas tem o potencial de produzir "seed shadows" muito complexas e remotas, devido à possibilidade das sementes serem transportadas por muitos quilômetros e ao fato das sementes serem defecadas a intervalos variados, mesmo quando ingeridas ao mesmo tempo, maximizando seu espalhamento. Deve-

se também levar em consideração o grande número de sementes que uma anta pode dispersar por vez, que pode chegar a centenas ou mesmo milhares (Janzen 1982b, Williams 1984, Rodrigues *et al.* 1993). As plântulas vivas, algumas vezes em grande número, encontradas germinando a partir das fezes de antas mostram que estas tem sucesso em transportar sementes vivas. De 205 espécies de plantas ingeridas, 86 (ou 42%) germinaram a partir das fezes de anta da montanha em um estudo feito no Parque Nacional Sangay, no Equador (Downer 1996).

Um fator importante quando se considera a habilidade das antas como dispersores de sementes é sua propensão em defecar na água (Janzen 1981, Williams 1984, Bodmer 1991). De fato, em um estudo feito na Costa Rica, 94% (n= 136) das fezes de anta mesoamericana foram encontradas na água (Naranjo in litt.). Este hábito pode levar à perda de plântulas devido ao excesso de umidade, mas também pode colocar as sementes em um ambiente propício para dispersão secundária e recolonização, geralmente com poucos predadores de sementes (Janzen 1981, mas veja Goulding 1981 sobre predação de sementes por peixes amazônicos). Entretanto, embora preferindo defecar na água, antas também o fazem em lugares secos, especialmente em áreas montanhosas.

A resposta das sementes viáveis à passagem através do trato digestivo da anta varia. Algumas espécies parecem ser indiferentes, mostrando um potencial de germinação retardado que permite posterior dispersão por agentes bióticos ou abióticos (Williams 1984). Este grupo é provavelmente melhor adaptado à incerteza de onde a anta irá defecar, a germinação retardada permitindo que sejam secundariamente transportadas a um habitat mais favorável. Entre as espécies neste grupo estão as várias espécies de umbús e cajás *Spondias* spp., sementes vivas dos quais são encontradas algumas vezes em grande número nas fezes de antas (Williams 1984, Bodmer 1991). As sementes de *Spondias* tem um longo período de tolerância à submersão e um revestimento fibroso flutuante, sugerindo adaptações para dispersão secundária pela água (Williams 1984).

Outras espécies mostraram diferentes taxas de germinação quando comparadas a sementes extraídas dos frutos. Williams (1984) descobriu que as sementes da leguminosa *Pithecelobium saman* germinam mais rapidamente e em maior número após a passagem pela anta. O mesmo é verdadeiro para as sementes da cabaceira *Crescentia alata*, uma espécie adaptada para a dispersão por grandes mamíferos, e para as de *Alibertia edulis* (Rubiaceae), cujos frutos são consumidos por uma grande diversidade de frugívoros (Janzen 1982b).

Algumas espécies mostram germinação mais rápida, provavelmente devido à escarificação, juntamente com um decréscimo na porcentagem de sementes que germinam. Rodrigues *et al.* (1993) descobriram que os 45% de sementes do palmitero *Euterpe edulis* que germinaram após serem

ingeridas por uma anta comum o fizeram quase simultaneamente no primeiro mês após serem semeadas. Sementes controle apanhadas na planta-mãe tiveram uma taxa de germinação de 85%, mas a maioria das sementes germinou 2-3 meses após a semeadura, algumas germinando 5 meses depois (obs. pes.). O mesmo aparentemente ocorre com as sementes da algaroba *Prosopis juliflora*, consumidas pela anta mesoamericana.

Rodrigues *et al.* (1993) encontraram evidência de um efeito interessante da passagem através do tubo digestivo sobre as sementes da bicuíba *Virola oleifera*. Comparadas a sementes-controle, aquelas recolhidas em fezes de anta germinaram posteriormente e em maior número. Mais estudos comparativos sobre os efeitos da passagem através do trato digestivo sobre a dormência das sementes e sua sobrevivência deverão esclarecer aspectos ainda obscuros como este.

Como já mencionado, as antas são menos eficientes em digerir sementes do que os ruminantes. Para as espécies que escapam à mastigação, esta incompetência digestiva é o que torna as antas tanto dispersores quanto predadores de sementes, uma ambivalência que dificulta as análises. Embora às vezes uma grande parte das sementes ingeridas seja morta, deve-se lembrar que, quando lidamos com dispersão de sementes, quantidade não equivale a qualidade (Janzen 1981). Talvez mais importante do que o número de sementes dispersas seja o seu destino.

A maioria das sementes ingeridas pelas antas são provenientes de frutos caídos sob as plantas-mãe, onde seriam provavelmente mortas por predadores de sementes como roedores e besouros, ou sofreriam os efeitos da competição (Howe e Smallwood 1982). Sendo competidores daqueles predadores mais eficientes, e capazes de remover grandes quantidades de sementes por vez, as antas podem proporcionar uma chance de sobrevivência a pelo menos algumas das sementes (Fragoso 1994). Isto não é limitado a espécies mais obviamente adaptadas à dispersão por mamíferos, já que as antas se alimentam se frutos adaptados a outros agentes de dispersão, como aves (Silvius 1995). Antas também ingerem sementes de gramíneas e ervas, dispersando com sucesso espécies sem adaptações especiais para a endozocoria (Downer 1992, 1996).

Conclusão

Ainda temos dados limitados para que possamos responder quão importantes são as antas como dispersores de sementes, embora a evidência disponível aponte para um papel significativo. O fato das antas comuns serem os dispersores mais efetivos da palmeira inajá *Maximiliana maripa* (Fragoso 1994), que sementes vivas foram encontradas em todas menos em uma das defecações de anta Malaia analisadas por Williams (1980), que 22 de 33

espécies de plantas que a anta mesoamericana consome são dispersas por aquela espécie (Williams 1984), e que a anta da montanha dispersa 86 de 264 espécies de traqueófitas existentes em seu habitat (Downer 1996) sugerem um papel bastante importante. Deve-se considerar que antas podem (e o fazem) dispersar centenas e mesmo milhares de sementes a grandes distâncias (talvez quilômetros).

Da mesma forma, a descoberta de Downer (1992, 1996) de que antas da montanha dispersam as sementes de muitas das gramíneas, ciperáceas e ervas das quais se alimentam, e a possibilidade de uma influência significativa da deposição de suas fezes sobre a formação do solo, especialmente nas "latrinas", apontam para a real possibilidade das antas terem um papel-chave na constituição de seus habitats, pelo menos em algumas situações. Nos Andes, onde vulcões ativos algumas vezes cobrem extensas áreas com cinzas, antas da montanha podem ser os mais importantes dispersores de sementes a iniciar o processo de sucessão nestas áreas (Downer 1996).

É possível que a anta da montanha seja a espécie mais importante na estruturação de seu habitat, devido ao grande número de plantas da flora andina que são adaptadas à dispersão por aquela espécie (Downer 1996). Por exemplo, antas da montanha são consideradas os principais dispersores da palmeira de cera *Ceroxylum quindiuense*, uma espécie ameaçada devido à falta de regeneração, possivelmente em grande parte devido à extinção local da anta (Downer 1996) e à competição com gramíneas exóticas (Collar *et al.* 1992). Este declínio, juntamente com o desmatamento, está ameaçando outras espécies como o papagaio *Ognorhynchus icterotis*, um especialista naquela espécie de palmeira endêmico dos Andes do Equador e Colômbia, criticamente ameaçado de extinção (Collar *et al.* 1992).

Infelizmente não há estudos detalhados sobre o destino das sementes encontradas nas fezes de anta ou cuspidas por elas que nos ajudem a ter uma idéia mais clara de seu impacto como dispersores. Entretanto há muita evidência de que antas efetivamente dispersam sementes, às vezes em grande número, e que são importantes pelo menos para algumas das espécies das quais se alimentam. Algumas, como as espécies de *Spondias*, a palmeira de cera e muitas espécies andinas, dependem das antas como seus dispersores naturais principais. Outras, como a cabaceira e algumas leguminosas, órfãs após a extinção da megafauna, dependem das antas como os dispersores que lhes permitem sobreviver. Mais ainda, as antas não respeitam regras, alimentando-se de e dispersando espécies adaptadas para outros agentes de dispersão. Desta forma, as antas são importantes, e provavelmente tem um papel-chave, na manutenção da diversidade biológica de seus ambientes; atuando tanto como dispersores como predadores ajudam a moldar as comunidades vegetais. Este efeito é ampliado pelo fato de que algumas das espécies que as antas dispersam, como as palmeiras, são espécies-chave com ampla influência em seus ecossistemas. A perda das antas e de outros grandes mamíferos frugívoros provavelmente acarreta impactos importantes e talvez irreversíveis na dinâmica das florestas onde vivem (Redford 1992).

Embora atualmente saibamos mais a respeito das relações entre as antas e as sementes do que a alguns anos, ainda há grandes lacunas em nosso conhecimento. Qual é o destino das sementes vivas encontradas nas fezes das antas? Qual o seu impacto sobre as espécies predadas? As antas são reais competidores de outros predadores de sementes mais eficientes? As respostas a estas questões são tópicos importantes para a pesquisa futura.

Diagnóstico e Plano de Ação para a Anta Comum (*Tapirus terrestris*)

Richard E. Bodmer¹ e Daniel M. Brooks²

¹University of Florida; Tropical Conservation and Development Program;
315 Grinter Hall; Gainesville, Florida 32611, USA

²Department of Wildlife and Fisheries Sciences; Texas A&M University;
c/o Ecotropix; 1537 Marshall; Suite #1; Houston, Texas 77006, USA

Resumo

A anta comum está ameaçada de extinção local em muitas áreas da América do Sul devido à caça excessiva e à destruição seletiva de seus habitats preferidos. Ao longo de toda sua área de distribuição a anta é altamente vulnerável à caça, suas populações entrando em rápido declínio quando exploradas. Em muitos países sul-americanos a legislação que regula a caça de subsistência permite que isto ocorra, uma vez que esta vulnerabilidade não foi percebida quando de sua criação. De fato, as antas não devem fazer parte das espécies cuja caça para subsistência é permitida. A anta também é ameaçada pela destruição das florestas de palmeiras e outros habitats preferidos, que estão desaparecendo a ritmo alarmante em algumas regiões devido a projetos de desenvolvimento e às atividades das populações locais. Os frutos de palmeiras são um importante recurso alimentar para as antas, sua destruição indubitavelmente prejudicando as populações da espécie. É interessante notar que as antas tem um papel importante na manutenção das florestas de palmeiras e

outros habitats através da dispersão de sementes. Populações rurais sofrerão alguns prejuízos econômicos se a caça às antas for proibida. No entanto, estes prejuízos serão provavelmente mais do que compensados pelos benefícios econômicos futuros que as antas proporcionam através da manutenção de florestas produtivas. Ações conservacionistas são urgentemente necessárias para a anta comum e programas que assegurem a sobrevivência deste importante mamífero devem ser implementados.

História natural

Descrição

Embora Linnaeus tenha descrito esta espécie pela primeira vez em 1758 (*Systemae Naturae*, 10^a Ed.), o gênero *Tapirus* não foi criado até 1868 por Gray (Hershkovitz 1954).

Povos indígenas se referem à espécie através de vários nomes. Os Guarani a chamam *tapii*, os Guarani do Paraguai de *mborebi*, os Tupi brasileiros de *tapir*, os



Figura 5.1. Anta comum adulta (*Tapirus terrestris*).

J. U. Peters.

Quechua na parte amazônica do Peru e Equador a chamam huagra, enquanto os Gahibi e Macusimaipuri da Guiana usam o nome manipuri (Hershkovitz 1954, Emmons e Feer 1990).

O nome comum entre as populações rurais varia de um país para o outro. No Brasil e Equador *T. terrestris* é chamado de anta, na Colômbia e partes do Equador o nome é danta ou gran bestia, em outras regiões do Equador usa-se danta cafe ou marebis, na Guiana o nome comum é bushcow, no Peru e Argentina sacha vaca, e no Suriname boskoe ou bosfroe. Nomes comuns utilizados na literatura de língua inglesa incluem lowland, South American ou common tapir (Hershkovitz 1954, Emmons and Feer 1990). Aqui nos referimos à espécie como anta comum. (Fig. 5.1).

Antas comuns adultas medem aproximadamente 2m de comprimento. Próximo a Santa Marta, nas florestas montanas da Colômbia, caçadores registraram indivíduos com uma larga faixa branca nos ombros, semelhante à de

T. indicus, que são provavelmente apenas malhados (Hershkovitz 1954). A crista sagital é mais proeminente nesta espécie (Hershkovitz 1954). A crina curta e ereta é proeminente e pensa-se que funcionaria como uma proteção contra predadores que tentem morder o pescoço da anta (MacKinnon 1985).

Distribuição

A espécie ocorre nas zonas tropicais da América do Sul a oeste dos Andes, entre o Rio Grande do Sul, Brasil, e o Gran Chaco, em direção norte através do Brasil amazônico, Bolívia, Peru, Equador, e Colômbia; incluindo a parte norte do continente através das Guianas e Venezuela até a Colômbia a leste do rio Atrato (Hershkovitz 1954, Emmons e Feer 1990). A área total de distribuição é estimada em 11.838.500km² (Arita *et al.* 1990) (Fig. 5.2). Entretanto, este deve ser considerado como um valor máximo, já que a maior parte do leste e sul brasileiros foi

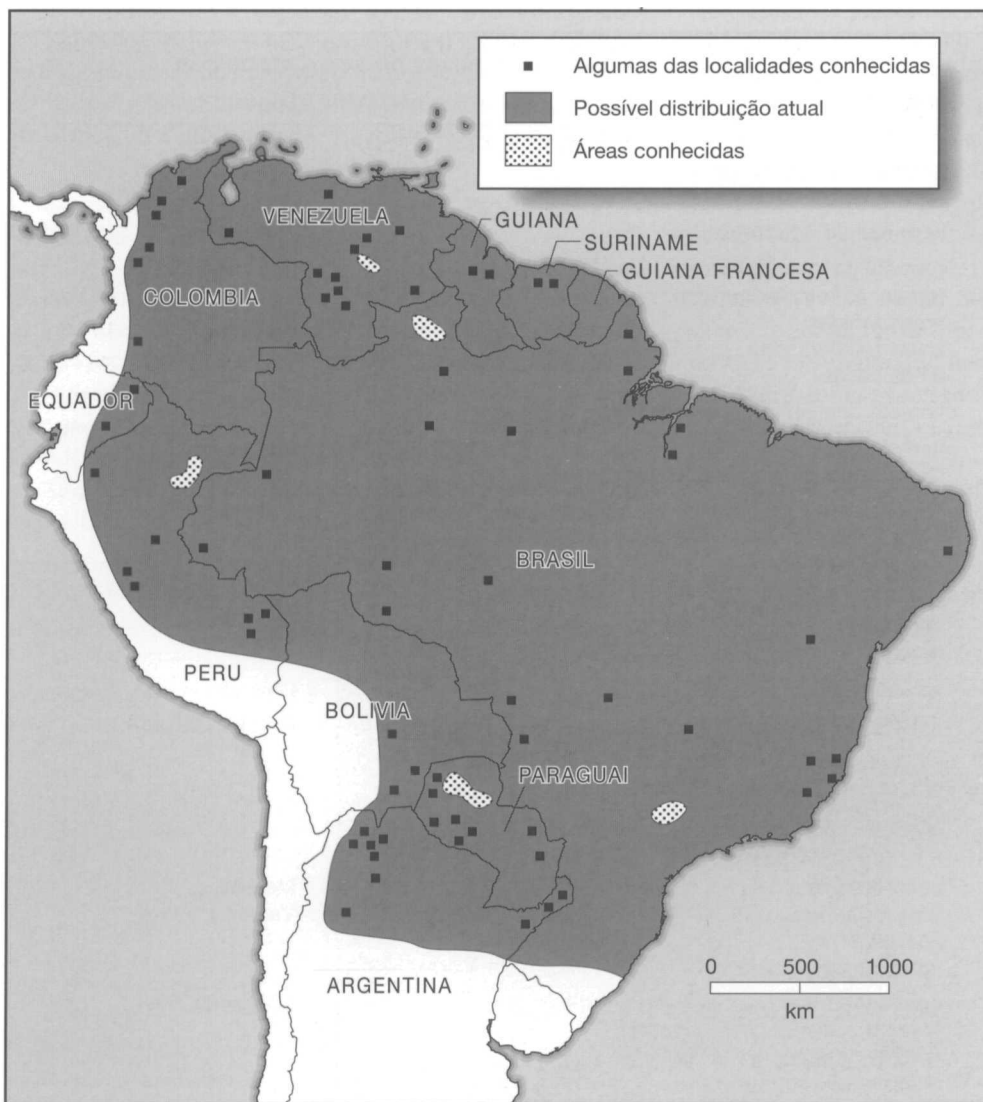


Figura 5.2. Mapa de distribuição da anta comum (*Tapirus terrestris*). Embora a a distribuição atual possível esteja sombreada, deve-se notar que os ambientes naturais em boa parte dessa área encontram-se bastante fragmentados.

desmatada e os ambientes fragmentados, particularmente na Mata Atlântica, onde populações relictuais de antas estão restritas a apenas umas poucas áreas isoladas (Olmos, Chiarello in litt.). Embora um único espécime de Talamanca, Costa Rica, tenha sido registrado por Goldman em 1920, Hershkovitz (1954) duvida da validade deste registro, já que faltam os dados originais da localidade.

Associações com habitats

Como um de seus nomes populares em inglês sugere, a anta comum geralmente habita florestas localizadas a baixas altitudes. No entanto a espécie tem sido encontrada a altitudes de 2.000m em Jujuy, Argentina (Olrog 1979) e 1.500m no Parque Nacional de Sangay, Equador (Downer in litt.). No sudeste do Brasil, as antas são ocasionalmente encontradas a altitudes superiores a 1.700m. As associações da espécie com habitats variam bastante, mas ao longo de toda a sua

distribuição geográfica os habitats mais importantes para a anta comum são áreas úmidas, com grande precipitação ou sazonalmente inundadas (Tabela 5.1).

Aspectos do ciclo de vida

Fêmeas cativas são poliétricas (Carter 1984). O período de gestação é de aproximadamente 13 meses (Wilson e Wilson 1973). Indivíduos são solitários, exceto no período reprodutivo (Acosta *et al.* in litt.).

A atividade das antas ocorre principalmente durante a noite, embora possa ser parcialmente diurna (Emmons e Feer 1990). Entretanto, em algumas regiões como no Parque Nacional El Rey, Argentina, as antas são tipicamente diurnas, talvez devido à ausência de perturbação humana (Chalukian in litt.). No Chaco semi-árido a atividade é negativamente correlacionada à chuva, sugerindo um maior tempo de movimentação sendo gasto em busca de barreiros ainda com água (Brooks 1993). O uso do espaço varia sazonalmente

Tabela 5.1. Associações de habitats da anta comum em diferentes partes de sua distribuição.			
Região	Habitat	% Oc.	Fonte
Vale do Rio Tabaro, S. Venezuela	riachos planícies de inundação e não inundação	1º hab. 2º hab.	Salas in litt.
Rio Aguarico, NE Ecuador	floresta amazônica úmida entremeada com rios de água branca		Vickers 1991
NE Peru Amazônico	planície de inundação de rios de água preta e branca, floresta com palmeiras		Bodmer 1990
	áreas úmidas	45%	Bodmer 1991
	áreas encharcadas	40%	
	áreas secas	15%	
N Roraima, Brasil	floresta amazônica e savana com palmeiras		Fragoso in litt.
W Cerrado, Brasil	floresta decídua de galeria e buritizal, Cerrado denso e aberto, e campos sujos		Leeuwenberg in litt.
N Pantanal, Brasil	floresta galeria e linhas de drenagem radiais florestas decíduas e secundárias baixas Cerrado e praias	1º hab. 2º hab. 3º hab.	Schaller 1983
São Paulo state, Brasil	áreas montanhosas recobertas por Mata Atl. densa com muitos riachos nos fundos de vale, floresta mesofítica semi decídua		Olmos in litt.
Espirito Santo, Brasil	floresta mesofítica semi-decídua		Chiarello in litt.
Rio Pilcomayo, Paraguai	floresta chaquenha ribeirinha estratificada		Brooks 1991, 1993
Chaco central, Paraguai	savana com capões de mata, com água < 5km e florestas espinhosas nas proximidades		
N Chaco, Paraguai	savanas e lagoas sazonalmente inundadas, e florestas subtropicais estratificadas		
Formosa, N-central Argentina	campo/savana floresta baixas floresta alta florestas secundárias	26% 25% 25% 23%	Mercolli e Yanosky 1991
PN El Rey, NW Argentina	floresta montana sempre verde e decídua, floresta subtropical secundária, florestas ripárias e riachos, campos no topo de colinas		Chalukian in litt.

nesta espécie (Fragoso in litt.). Na Mata Atlântica, habitantes locais informam que as antas se mudam para altitudes mais elevadas nas serras durante o inverno (M. Galetti com. pes.). Relações mutualísticas ocorrem entre antas e aves como o anu-preto (*Crotophaga ani*) e o gavião-de-anta (*Daptrius ater*), as aves removendo ectoparasitas, como carrapatos, da pele das antas (Acosta *et al.* in litt., Peres 1996).

Alimentação

Salas (in litt.) descobriu que antas na Venezuela eram mais seletivas ao se alimentar de plantas na floresta fechada (49%, N=198) do que em clareiras (46%, N=193); as espécies mais comuns em amostras de fezes foram *Amphirox latifolia*, *Mabea piriri*, e *Heteropsis flexuosa*. Na Amazônia peruana as frutas mais comuns encontradas no estômago, ceco e em amostras fecais foram *Mauritia flexuosa* (76,3%), *Jessenia* sp. (23,7%), *Scheeleasp.* (13,2%), Sapotaceae (10,5%), e Araceae (10,5%) (Bodmer, 1990). Frutos intactos da castanha *Juglans australis* foram encontradas em fezes no noroeste da Argentina (Chalukian in litt.). Olmos (este livro) faz uma boa revisão das espécies de frutos consumidos por antas, bem como sobre formas de dispersão e predação de sementes.

Status e ameaças

A anta comum é o maior mamífero terrestre nativo da Amazônia, adultos pesando entre 150 e 250kg. A anta é uma espécie antiga cuja linhagem ancestral data do Eoceno. Entretanto, com a crescente pressão do homem moderno este animal pré-histórico é vulnerável à extinção, estando listado no Apêndice 1 da CITES.

O grande porte das antas comuns as tornam uma presa favorita para as comunidades indígenas e rurais

habitando a América do Sul (Pierret e Dourojeanni 1967, Redford e Robinson 1987), a carne de anta sendo usada tanto para a subsistência como para a venda em mercados nas cidades. Na Floresta Amazônica, Cerrado, e Mata Atlântica as populações de antas também são ameaçadas pela destruição das florestas ricas em palmeiras que constituem uma das principais fontes de alimento da espécie (Bodmer 1990, Fragoso 1994). Antas comuns desempenham um importante papel na manutenção destas florestas economicamente importantes como dispersores de sementes. Entretanto, apesar de sua importância para estas florestas, projetos de desenvolvimento e comunidades rurais estão destruindo tanto as palmeiras como as antas visando ganhos econômicos imediatos.

Nesta seção examinaremos o status das populações da anta comum através da apresentação de dados sobre o atual nível de exploração devido à caça, a importância econômica da carne de anta para as comunidades rurais, a vulnerabilidade da anta à caça excessiva, a importância dos frutos de palmeiras na dieta das antas, e o papel das antas na manutenção de habitats florestais. Usando esta informação fazemos recomendações para a conservação da anta comum.

Importância da anta comum para populações locais na América do Sul tropical

O valor da sua carne tanto para usos de subsistência como fonte de renda é provavelmente a principal causa da caça excessiva que tem sido dirigida à anta comum. A anta é uma das espécies de caça mais importantes para as populações locais (ou "tradicionais") na América do Sul tropical (Tabela 5.2). A anta não é a espécie mais comumente caçada em termos de indivíduos capturados mas, sendo o maior mamífero terrestre, a

Tabela 5.2. Importância da anta comum como fonte de carne para populações sul-americanas.

N Caçado (% - Rank)*	Biom. Caçada Kg (%-Rank)*	Localidade	População	Fonte
5 (0.28%-18)	750 (3.8%-8)	Beni, Bolívia	Siriono	Townsend 1995
8 (5.44%-5)	1180 (37.75%-1)	Pará, Brasil	Caboclos	Smith 1976
6 (4.05%-8)	490 (20.50%-2)	Pará, Brasil	Caboclos	Smith 1976
19 (3.95%-9)	3040 (31.89%-2)	Madre de Dios, Peru	Piro/Machiguenga	Alvard 1993
3 (1.43%-12)	682 (23.87%-2)	Sul da Venezuela	Ye'kwana	Hames 1979
2(1.71%-10)	391 (19.45%-2)	Sul da Venezuela	Yanamomo	Hames 1979
8 (0.46%-18)	1314 (7.85%-5)	Leste do Equador	Waorani	Yost e Kelley 1983
2(1.90%-6)	360 (26.37%-2)	Pará central, Brasil	Parakanã	Milton 1991
1 (2.94%-6)	180 (36.65%-1)	Pará central, Brasil	Arawetê	Milton 1991
1 (2.08%-6)	180 (17.31%-2)	Amazonas, Brasil	Mayoruna	Milton 1991
1 (0.93%-8)	180 (17.24%-3)	Acre, Brasil	Seringueiros	Almeida 1992
38(2.97%-11)	5320 (24.03%-2)	Nordeste do Peru	Riberenos	Bodmer 1994
(4.21%-7)	(22.42%)	Mato Grosso, Brasil	Xavante	Leeuwenberg 1993
26 (2.75%-7)	4680 (23.88%-2)	Nordeste do Equador	Siona-Secoya	Vickers 1991

*Medidas de porcentagem e rank foram calculadas com relação a todos os mamíferos caçados.

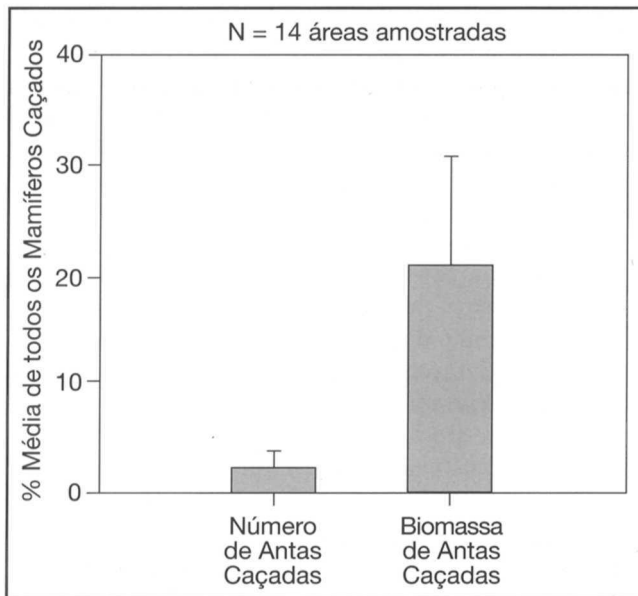


Figura 5.3. Importância da anta comum considerando-se biomassa de carne caçada.

biomassa extraída representada pela carne de anta frequentemente a torna uma das espécies mais importantes. Por exemplo, em 14 estudos que examinaram a captura de mamíferos para consumo em várias partes da América do Sul, antas comuns representaram, em média, apenas 2,5% dos mamíferos capturados em termos de indivíduos. Em contraste, responderam por uma média de 22,3% do total de carne obtido (Fig. 5.3). Da mesma forma, no geral, a anta comum foi a nona espécie em termos de indivíduos caçados, mas em termos de quantidade de carne obtida teve um ranking pouco maior que dois.

A carne de anta é frequentemente vendida em cidades em várias partes da América do Sul. Por exemplo, caçadores na área de estudo Tahuayo, no nordeste do Peru amazônico, obtêm benefícios econômicos através da venda da carne de antas, porcos do mato, veados, pacas, e capivaras nos mercados da cidade de Iquitos (Bodmer *et al.* 1990). Os caçadores matam estes animais pelo seu valor de mercado, só raramente consumindo-os nas áreas rurais. O comércio de carne de mamíferos silvestres durante um ano em Tahuayo rendeu US\$ 17.270,00 para todos os caçadores combinados. A carne de anta respondeu por 17,6% desta renda e 27,8% da biomassa de mamíferos extraída do ambiente para venda. Dessa forma, se a caça de antas for proibida nessa área de 500km², os caçadores sofrerão um prejuízo de aproximadamente US\$ 3.040,00 por ano. É um fato que é difícil fazer com que se cumpram leis de caça em regiões distantes quando aquela atividade produz um benefício econômico direto. No entanto, se essa exploração continuar, a extinção local das antas será certa, o que não produziria benefício algum.

Suscetibilidade da anta comum à caça excessiva na Amazônia ocidental

Diversos métodos tem sido utilizados para avaliar se as antas são caçadas de forma não sustentável, causando declínios populacionais. Estes incluem modelos de crescimento populacional, de produção, de comparações de densidades, de estrutura etária, e comparações de esforço de captura.

Modelos de crescimento populacional e um caso no Peru Amazônico

Robinson e Redford (1991, 1994) desenvolveram um modelo de crescimento populacional que avalia se a caça da anta comum é teoricamente sustentável se a população está sob regime de exploração máxima. O modelo gera uma produção potencial máxima (P_{max}) para as antas através da equação

$$P_{max} = (0.6K \times f_{max}) - 0.6K$$

onde K é a densidade populacional quando na capacidade de suporte e f_{max} a taxa máxima finita de crescimento, que equivale à exponencial da taxa de crescimento intrínseco (r_{max}). r_{max} foi calculado utilizando a equação de Cole (1954)

$$1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}(a)} - be^{-r_{max}(w+1)}$$

onde (a) é a idade de primeira reprodução, (w) é a idade da última reprodução, e b é a taxa de natalidade anual. A idade de primeira reprodução para a anta comum foi determinada a partir da literatura como sendo de 3,7 anos, a idade da última reprodução em 23,5 anos, e a taxa de natalidade anual em 0,38. Isto produziu um valor de r_{max} de 0,20 e um P_{max} de 0,16, utilizando uma capacidade de carga de 1,61 ind./km², calculada a partir da densidade populacional média para a anta comum (Robinson e Redford 1991).

Já que pouco se conhece sobre a resposta da fauna tropical à caça, Robinson e Redford (1991) assumiram que a produção máxima da anta comum seria equivalente a 60% da capacidade de suporte devido a efeitos dependentes da densidade. Assim, na equação de produção máxima, a capacidade de suporte (K) é multiplicada por 0,6. Robinson e Redford (1991) também assumiram que a vida média seria um bom índice da proporção daquela produção que poderia ser colhida, o restante sofrendo mortalidade natural. Em animais com vida longa, como a anta, a mortalidade natural é geralmente baixa, e a colheita deve abranger uma pequena parte da produção se a população deve permanecer estável ao longo do tempo, ou seja, se se pretende que o manejo seja sustentável. Robinson e Redford (1991) colocaram a anta na categoria de animais com uma vida longa que permite que apenas 20% da produção seja colhida, a fim de manter uma população estável. Dessa maneira, Robinson e Redford (1991)

estimaram que 0,03 antas poderiam ser colhidas (caçadas) por km² de uma forma sustentável sob regime de produção máxima (0,2 x P_{max}).

Robinson e Redford (1994) reconhecem que esse modelo é mais rigoroso quando avalia se um regime de exploração é sustentável. No entanto, o modelo não pode afirmar com segurança se uma colheita é sustentável, já que não considera se as densidades populacionais já estão depletadas, ou se ocorrem taxas de natalidade menores que a máxima e de mortalidade maiores que a mínima, entre outros fatores.

Alvard (1993) aplicou o modelo de crescimento populacional de Robinson e Redford calculando a colheita potencial anual em kg/km² que poderia ser obtida sem depletar as populações de antas. Este valor foi estimado em 4,47kg/km² (Robinson e Redford 1991). Alvard (1993) comparou então esta colheita potencial com aquela observada em duas comunidades de índios em Madre de Dios, Peru. Ambas as comunidades, Piro de Diamante e Machiguengua de Yomiwato, tinham níveis de exploração superiores àquele teoricamente sustentável, com os Piro colhendo 14,1kg/km² e os Machiguengua 10,6kg/km² de carne de anta por ano.

Modelos de produção populacional no Peru e Bolívia

Modelos de produção também tem sido utilizados para avaliar se as populações de antas tem sido caçadas em excesso. Bodmer (1994) desenvolveu um modelo de produção que compara produtividade com colheita. A produtividade é calculada multiplicando-se a produtividade reprodutiva (filhotes produzidos/indivíduo/ano) pela densidade de indivíduos (indivíduos/km²). Isto fornece um valor de produção em termos de filhotes produzidos/km²/ano que pode ser diretamente comparado à pressão de caça (estimada em termos de indivíduos caçados/km²/ano) para fornecer a porcentagem da produção que é removida pela caça. Dessa forma, em áreas onde a caça está retirando mais do que 20% da produção de uma população de antas, provavelmente estará ocorrendo caça excessiva. Novamente, isto ocorre devido ao fato de antas comuns serem animais de vida longa que podem suportar que apenas 20% de sua produção seja colhida, a fim de manter sua população estável (Robinson e Redford 1991).

Townsend (1995) usou este modelo de produção para avaliar a caça pelos índios Siriono da Bolívia. Este autor calculou a reprodução das antas através do exame de fêmeas caçadas pelos índios, descobrindo que 50% delas estavam reprodutivamente ativas. Este valor foi multiplicado por 0,5 gerações por ano, 1,0 filhote por ninhada, e uma razão sexual de 0,5 para resultar em uma produtividade de 0,13 filhotes/ind./ano (Townsend 1995). Townsend (1995), a partir de densidades populacionais máxima e mínima de antas comuns registradas na literatura

também calculou quais seriam a produção máxima e mínima. A estimativa mínima indicou que 45% da produção das antas estaria sendo colhida pelos Siriono, enquanto que a estimativa máxima era de 179% da produção. Ambos os valores estão bem acima do limite de 20% do modelo de produção, indicando que os Siriono estavam caçando as antas de maneira não sustentável.

Bodmer *et al.* (1993) também usaram esse modelo de produção para avaliar a caça da anta no nordeste do Peru. Examinando fêmeas caçadas por populações ribeirinhas, Bodmer *et al.* (1993) estimaram que 50% das fêmeas estavam reprodutivamente ativas. Este valor foi multiplicado pelo número médio de gestações por ano estimado a partir da literatura, 0,5, e o tamanho médio de ninhada de 1 filhote/gestação. Assumindo uma razão sexual de 1:1, o número médio de filhotes/indivíduo/ano foi calculado como sendo de 0,12 (Bodmer 1993). Censos estimaram uma densidade de 0,4 ind/km² na área de estudo, correspondendo a uma produção de 0,05. Estudos sobre a caça na mesma área mostraram uma colheita da ordem de 0,08 ind./km²/ano. Dessa forma, os caçadores estavam utilizando 160% da produção das antas, muito acima do nível de 20%. De fato, sendo superior a 100%, a colheita envolve mais animais do que a população está produzindo, o que significaria um rápido declínio populacional devido à caça excessiva.

Comparações de densidades e modelos de estrutura etária no Peru

Bodmer *et al.* (1993) corroboram o declínio na população de antas comuns na mesma área do Peru através de comparações de densidades e modelos de estrutura etária. As densidades das populações de antas foram comparadas entre áreas ocasionalmente e persistentemente caçadas dentro dos mesmos habitats. Neste estudo a densidade diminui consistentemente, com 0,4 antas/km² na área persistentemente caçada contra 0,6 antas/km² na ocasionalmente caçada (Bodmer 1993). Estas diferenças parecem refletir o declínio populacional na população de anta comum na área sob maior pressão de caça. Em contraste, porcos do mato, veados (*Mazama spp.*), e roedores caviomorfos mostraram apenas pequenas diferenças entre as áreas.

Curvas de estrutura etária podem responder à pressão de caça e fornecer um índice de sobrevivência que pode ser usado para avaliar a condição de uma população. A estrutura etária de populações de anta foi comparada entre áreas ocasionalmente e persistentemente caçadas (Bodmer 1995). Na área persistentemente caçada a população de antas tinha menor proporção de indivíduos mais velhos que na área sob menor pressão, o que pode indicar caça excessiva (Bodmer 1995). Em contraste, curvas de estrutura etária de porcos do mato e veados (*Mazama spp.*) das mesmas áreas mostrou populações com maiores porcentagens de indivíduos de classes etárias mais velhas.

Isto sugere que as populações de porcos do mato e veados nesta região não são tão afetadas pela caça quanto as antas.

Comparações de esforço de caça na Bolívia e Equador

O esforço de caça (ou de captura) também foi usado para avaliar se populações de antas comuns tem sido excessivamente exploradas. A ausência de antas comuns entre os animais caçados por comunidades rurais e indígenas sugere que a espécie foi severamente depletada em algumas áreas. Por exemplo, as antas não figuraram entre as espécies caçadas pelos Yuqui na Bolívia, sugerindo que suas populações haviam sido bastante diminuídas (Stearman 1990).

Vickers (1991) também utilizou modelos de esforço de captura para avaliar a caça de antas comuns pelos índios Siona-Secoya do nordeste do Equador, comparando a taxa de captura em um território Shushufindi, com 1.150km², entre 1973-1982. O número de capturas por homem/hora de caça dirigida à anta comum diminuiu no período 1973-1975, mas permaneceu estável em 1979-1982. Presume-se que uma mudança na taxa de captura reflete uma mudança na abundância de uma espécie, e pode ser usada para medir a sustentabilidade do esforço de caça. Aparentemente a caça de antas pelos Siona-Secoya nesta área é relativamente sustentável, já que houve pouca alteração na taxa de captura no último período (Vickers 1991).

Conclusões - a anta comum é vulnerável à caça excessiva ?

De maneira geral a anta comum é muito vulnerável à caça excessiva. Em 5 casos revistos houve evidência de que as antas eram caçadas de forma não sustentável, e em apenas um caso esta exploração se deu em níveis que não depletavam a população (Tabela 5.3). A baixa produtividade reprodutiva da espécie, medida como r_{max} (taxa intrínseca de crescimento) parecer ter influência nesta vulnerabilidade à caça. De fato, a produtividade reprodutiva de mamíferos simpátricos também caçados (seus r_{max}) é bastante correlacionada com o fato de serem vulneráveis ou não à caça. Espécies com valores altos de r_{max} são menos suscetíveis a

declínios populacionais devido à caça do que espécies com menor r_{max} (Bodmer 1995). Antas comuns tem um pequeno valor de r_{max} sendo dessa forma vulneráveis à caça.

Caça como uma ameaça em outras regiões: Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa, Brasil e Argentina

É um fato que a caça excessiva é uma das maiores ameaças à anta comum ao longo de toda a sua área de distribuição. Na Colômbia a espécie é considerada ameaçada devido à caça indiscriminada, entre outros fatores (Inderena 1986). Virtual extinção tem ocorrido em áreas dos Llanos da Venezuela, onde um único indivíduo foi observado no início dos anos 80, sendo o primeiro registro para aquela área em cerca de três décadas. Embora listada como espécie cinética na Guiana Francesa, sua abundância decresce em regiões caçadas, quando comparadas a áreas não caçadas (C. Julliot com. pes.). Da mesma forma, a caça é uma das maiores ameaças em áreas da Amazônia e do Cerrado brasileiros, como nos estados de Roraima, Acre, Rondônia, Mato Grosso, e Goiás (Fragoso, Leeuwenberg in litt.), e também na Mata Atlântica do sudeste do Brasil nos estados do Espírito Santo, São Paulo e Paraná (Pinder, Chiarello, Olmos in litt., Galetti and Chivers 1995), além da região norte da Argentina (Barquez *et al.* 1991), entre outros lugares.

Outros usos no Paraguai, Argentina e Peru

A aristocracia paraguaia e peruana algumas vezes mantém animais de estimação em suas fazendas, onde geralmente recebem tratamentos inadequados e sucumbem de desnutrição, resultando em mais indivíduos sendo capturados (Brooks 1991, s.d.). Os índios paraguaios que vivem em missões, principalmente os Moros, usam o couro espesso das antas para fabricar sandálias que são vendidas a turistas como recordações (Brooks 1991). No nordeste da Argentina é comum utilizar-se o couro das costas, pescoço, e pernas dianteiras para fabricar rédeas e arreios, que atualmente são principalmente utilizados como ornamentação por fazendeiros de posses (Chalukian in litt.).

Tabela 5.3. Estudos que examinaram a sustentabilidade da exploração da anta comum.

Localidade	População	Método de Análise	Conclusão	Fonte
Beni, Bolívia	Siriono	Modelo de Produção	Não-sustentável	Townsend 1995
Sul da Peru	Piro	Mod. Crescimento Pop.	Não-sustentável	Alvard 1993
Sul da Peru	Machiguenga	Mod. Crescimento Pop.	Não-sustentável	Alvard 1993
Loreto, Peru	Riberenos	Modelo de Produção	Não-sustentável	Bodmer <i>et al.</i> 1993
Loreto, Peru	Riberenos	Modelo Estrutura Etária	Não-sustentável	Bodmer 1993
Loreto, Peru	Riberenos	Comparações Densidade	Não-sustentável	Bodmer 1993
N. Ecuador	Siona-Secoya	Compar. Esforço Captura	Sustentável	Vickers 1991

As antas e as palmeiras

Antas comuns distribuem-se ao longo das florestas e savanas da América do Sul. No entanto, a espécie não utiliza estes habitats de forma homogênea, mas seletivamente, a partir de alguns componentes do ambiente, particularmente as fontes de alimento mais importantes. Uma importante fonte de alimento são os frutos de palmeiras. De fato, para um animal de seu tamanho, a anta comum consome uma grande quantidade de frutos. Em um estudo no nordeste do Peru frutos compreendiam 33% da dieta das antas, enquanto folhas e fibra perfaziam os restantes 66% (Bodmer 1990). Os frutos mais frequentemente consumidos são aqueles de algumas espécies de palmeiras, especialmente a polpa do buriti *Mauritia flexuosa* (Bodmer 1990) e a polpa e sementes do inajá *Maximilliana maripa* (Fragoso 1994). Outros frutos de palmeiras comumente consumidos pela anta comum incluem os do bacabá *Oenocarpus bataua*, do bacuri *Scheelea* sp., e do palmiteiro *Euterpe edulis* (M. Galetti com. pes.).

A anta comum ativamente procura agrupamentos de palmeiras e usa este habitat de maneira seletiva. Adicionalmente, a anta desempenha um importante papel na manutenção das florestas ricas em palmeiras através da dispersão de sementes (Fragoso 1994, Bodmer 1991, Rodrigues *et al.* 1993). As antas cospem as sementes de *Mauritia flexuosa* após retirarem a polpa, dispersando-as no interior dos agrupamentos de palmeiras (Bodmer 1991). Isto permite que os Buritis jovens cresçam em áreas distantes das plantas-mãe e com menos competição por luz.

Antas comuns são o mais eficientes dispersores do Inajá *Maximilliana maripa* na Ilha de Maracá, no norte do Brasil (Fragoso 1994). As antas dispersam esta palmeira pela passagem intacta de sementes através de seu trato digestivo, defecando em latrinas. Roedores frequentemente atuam como dispersores secundários, removendo as sementes de *Maximilliana maripa* das latrinas (Fragoso 1994).

Ameaças às florestas ricas em palmeiras na Amazônia e outras regiões

Populações rurais em toda a América do Sul também colhem grandes quantidades de frutos de palmeiras. Estes frutos são o mais valioso recurso, depois da madeira, explorado na região amazônica, contribuindo com 61% do valor de mercado da produção de frutos na Amazônia peruana (calculado de Peters *et al.* 1989), os frutos mais importantes sendo os de *Mauritia flexuosa* e de *Oenocarpus bataua*. Palmeiras de *Mauritia flexuosa* formam agrupamentos monotípicos (buritizais) na Amazônia peruana que perfazem 2,35% da floresta peruana (CORESPA 1986).

Na Amazônia peruana tanto *Mauritia flexuosa* como *Oenocarpus bataua* estão sendo cortadas a taxas alarmantes

para a colheita de frutos (Vasquez e Gentry 1989). Populações rurais cortam as palmeiras devido à sua altura e estrutura, que tornam escaladas quase impossíveis e muito perigosas. Por exemplo, Buritis frequentemente atingem 40m de altura e tem uma casca extremamente dura e escorregadia devido à presença de corpos silicosos (Uhl e Dransfield 1987). A coleta de frutos está causando a extinção local do Buriti em muitas áreas do Peru amazônico. De fato, a distribuição localizada desta palmeira colabora para que os caboclos encontrem e colem os frutos. Esta atividade já destruiu muitos buritizais localizados próximos a vilas.

Ameaças às palmeiras são prevalentes em outras regiões além da Amazônia. A exploração predatória do Palmiteiro *Euterpe edulis*, uma fonte de frutos utilizados não apenas por antas mas também por uma grande diversidade de frugívoros, é uma séria ameaça na Mata Atlântica de São Paulo, Brasil (Galetti e Chivers 1995). A exploração predatória também é uma ameaça no Cerrado brasileiro (Leewenberg in litt.).

Infelizmente, tanto antas como humanos utilizam os frutos de palmeiras. Em contraste com as comunidades rurais ou tradicionais, as antas ajudam a manter florestas produtivas através da dispersão de sementes, desempenhando um importante papel na produção de novas palmeiras.

Populações rurais em muitas partes da América do Sul vendem produtos de palmeiras nas cidades, e estes produtos são uma importante fonte de renda para muitas famílias. Ao destruir as florestas de palmeiras, as populações locais também estão prejudicando as antas ao reduzir a disponibilidade de alimento, o que resulta em uma menor produtividade reprodutiva. Isto, por sua vez, tornará as populações de antas ainda mais vulneráveis à extinção local, especialmente se caça ocorre juntamente com a destruição das palmeiras.

Ameaça a outros habitats na Guiana, Suriname, Brasil, Paraguai e Argentina

Considerando a estreita relação entre antas e palmeiras, a preservação do habitat das palmeiras é imperativo para manter populações daqueles animais. A destruição de outros tipos importantes de habitat é generalizada em outras partes da área de distribuição da anta comum. Embora estas paisagens nem sempre sejam caracterizadas por uma comunidade vegetal dominada por palmeiras, é igualmente importante identificar as ameaças a estes habitats, também utilizados pelas antas.

O Escudo das Guianas e o Cerrado: Exploração de madeira, mineração, e construção de estradas estão em crescimento em toda a Guiana (Parker *et al.* 1993). Companhias madeireiras malaias iniciaram uma invasão ao Suriname (Barongi com. pes.). A fragmentação e isolamento de áreas de habitat adequado são algumas das maiores ameaças ao Cerrado do Acre, Rondônia, Mato

Grosso, e Goiás, Brasil (Leewenberg in litt.)- O corte raso para plantações de soja é uma das maiores ameaças nos limites do Cerrado desde os anos 70 (Olmos in litt.).

A Mata Atlântica: Restam apenas 8% da floresta nativa no estado do Espírito Santo, Brasil, e desmatamentos ilegais ainda ocorrem (Chiarello in litt.). O corte raso para a implantação de pastagens e plantações de soja é uma das maiores ameaças nos limites do Pantanal de Mato Grosso (Pinder in litt.). A exploração predatória de madeira e a expansão de monoculturas e pastagens teve como resultado a quase total destruição da Mata Atlântica no estado de São Paulo (Olmos in litt.). Levantamentos na região nordeste do Departamento Curuguaty, Paraguai, falharam em revelar a presença de antas em áreas de exploração madeireira (Brooks obs. pes.).

O Chaco: O Chaco Paraguai está sendo desmatado principalmente para a implantação de pastagens (Brooks obs. pes.). Adicionalmente, a estrada Trans-Chaco, que cruza toda a região, foi iniciada nos anos 60 e está sendo expandida numa taxa de 28km/ano (Bernirshcke *et al.* 1989). A construção desta estrada facilita o acesso a outras regiões do Chaco. A conversão do habitat é uma das maiores ameaças no norte da Argentina (Barquez *et al.* 1991). Na região norte-centro da Argentina isto é largamente atribuído à expansão da agricultura, trazendo degradação do ambiente (Mercolli e Yanosky 1991).

As antas e as reservas

Alguns países tem muito poucas áreas protegidas. Por exemplo, na Guiana havia uma única reserva implantada no início dos anos 90 (Parker *et al.* 1993). Em outros casos as áreas protegidas não são de tamanho suficiente para manter populações de pelo menos 500 indivíduos (Redford e Robinson 1991). Embora atualmente algumas populações de antas sobrevivam em áreas fragmentadas de Mata Atlântica com pelo menos 15km², é improvável que estas populações sobrevivam, a longo prazo, em fragmentos menores que 50km² (Chiarello in litt.). Mesmo assim, populações isoladas sem corredores que conectem os fragmentos estarão sujeitas aos efeitos deletérios da endogamia, a uma menor chance de encontrar parceiros para reprodução, ou a densidades populacionais excessivas devido à falta de rotas para dispersão.

Em adição ao tamanho das reservas, sua distância de áreas povoadas também é um fator significativo. Por exemplo, populações de anta comum no Brasil são ilegalmente caçadas na Estação Ecológica de Maracá, Roraima (Fragoso in litt.), Parque Nacional do Iguçu, Paraná (Pinder in litt.), em várias reservas no Espírito Santo (Chiarello in litt.), no Parque Estadual da Serra do Mar e matas vizinhas ao Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo (Olmos in litt., Galetti e Chivers 1995), outras reservas no Brasil com toda a probabilidade sofrendo deste fator de mortalidade (Fragoso in litt.). A

anta comum foi uma das espécies recentemente extintas pela caça no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (P. Martuscelli com. pes.). Um outro fator de mortalidade é o atropelamento de indivíduos em estradas que cruzam os parques do Morro do Diabo e Serra do Mar (Olmos in litt.). Uma ameaça adicional é fato de que os parques, como regra, possuem poucos guardas, e estes são mal equipados (Galetti e Chivers 1995). Como um modelo, o Parque Nacional Defensores do Chaco possui uma baixa densidade populacional humana, ao mesmo tempo que suporta a população mais densa de antas em todo o Chaco Paraguai (Brooks1991). Baixas densidades populacionais humanas aumentam as populações de antas devido à menor incidência de caça, menor perturbação, ou uma combinação dos dois fatores.

Plano de Ação

A anta comum encontra-se ameaçada de extinção em muitas partes da América do Sul, devido à caça excessiva e à destruição seletiva de seus habitats preferidos. Dessa maneira, ações de conservação são necessárias tanto para reduzir os níveis de pressão de caça sobre a espécie e de destruição de seus habitats.

I. Projetos são necessários para reduzir a caça às antas

A caça não sustentável à anta comum está claramente ameaçando suas populações. Uma das ações mais urgentes é a implantação efetiva de programas de manejo da fauna nas áreas rurais da América do Sul.

A. Implantar e apoiar reservas comunitárias

Estudos realizados em várias partes da América do Sul claramente demonstram que a anta comum é mais vulnerável à pressão de caça do que outras espécies de mamíferos utilizadas por populações nativas e rurais. Infelizmente, em muitos casos, será difícil eliminar a caça às antas, pois um animal do seu porte tem um valor econômico considerável em termos de carne tanto para uso próprio como para venda em mercados. Se a caça às antas deve ser eliminada, estes custos econômicos devem ser repostos ou de outra forma as populações nativas e rurais serão incapazes de arcar com os custos imediatos que aquela medida implica.

Reservas comunitárias são uma alternativa que pode ajudar a reduzir a caça das antas através do envolvimento ativo daquelas comunidades no manejo da caça, especialmente nas áreas mais pobres da Bacia Amazônica. Já que a maioria das antas é caçada por populações rurais em áreas remotas, é quase impossível eliminar a caça a menos que estas pessoas sejam ativamente envolvidas nas decisões de manejo.

A extensão destas reservas comunitárias é vasta. Por exemplo, apenas no Brasil povos indígenas ocupam uma área de 800.000km². Pelo menos em parte destas áreas as espécies são caçadas de maneira sustentável e manejadas pelas populações nativas (F. Leewenberg in litt.).

B. Implantar e apoiar reservas particulares

Reservas particulares em toda a América do Sul tem sido bem sucedidas em evitar a caça ilegal, especialmente no Pantanal de Mato Grosso, em parte da Mata Atlântica brasileira, e em algumas áreas dos Llanos da Venezuela. Proprietários com direitos reconhecidos frequentemente manejam e protegem suas reservas de maneira efetiva. Em contraste outras regiões possuem relativamente poucas reservas privadas que manejam suas populações animais de maneira adequada. Neste caso os administradores destas reservas devem ser trabalhados visando a implementação de esquemas sustentáveis de manejo e colheita.

C. Criar e manejar zonas-tampão ao redor de áreas protegidas

Zonas-tampão envolvendo áreas protegidas devem auxiliar a reduzir a caça de antas no interior destas áreas protegidas. No entanto, estas zonas são frequentemente superexploradas, forçando os caçadores a entrar em áreas sob proteção mais estrita. Através do trabalho com comunidades locais as áreas protegidas poderiam ser melhor zoneadas, e o manejo das zonas-tampão atingido de maneiras que melhor suprissem as necessidades das populações locais. Em retorno, isto ajudaria as populações locais a respeitarem as áreas sob proteção mais estrita.

D. Trabalhar com os caçadores esportivos e de subsistência

A fim de reduzir o desmatamento é vital que as populações rurais continuem a valorizar as florestas intactas através do uso de alguns produtos animais e vegetais. No entanto, esse uso deve ser manejado de forma a evitar a superexploração. Dessa forma, é muito importante que as pessoas responsáveis pelo manejo da fauna trabalhem juntamente com os caçadores de subsistência, de forma que estes possam continuar a abater algumas espécies para seu consumo e para venda, mas de maneira sustentável.

A carne de anta é uma fonte de renda substancial para caçadores de subsistência, de forma que estes encontrarão uma forma de vender seu produto mesmo se controles forem implantados sobre os vendedores nos mercados. No entanto, estes caçadores poderão evitar a caça à anta se as autoridades trabalharem diretamente com eles, a fim de excluir as antas do grupo de espécies que são caçadas. No entanto, esses programas não serão levados a sério a menos que as antas sejam retiradas da lista de espécies cuja caça de subsistência é permitida (veja Ação E. adiante).

Em outros casos as antas são exploradas de maneira não sustentável por caçadores esportivos residentes em cidades, e com outras fontes de renda. Embora uma cota legal de carne de caça esteja disponível nos mercados de alguns países, caçadores esportivos invadem reservas com o objetivo de caçar por esporte e diversão. A maior parte destes caçadores é inconsequente a respeito do manejo sustentável dos recursos naturais ou desinformada sobre a importância das reservas para prevenir a extinção local. Nestes casos, a repressão à caça ilegal juntamente com programas de educação ambiental visando os jovens que vivem nas vizinhanças das reservas pode aumentar a chance de sobrevivência de espécies de animais como a anta comum.

E. A anta comum deve ser retirada das listas das espécies caçadas para subsistência

Será difícil implementar o manejo da caça da anta comum enquanto a espécie permanecer nas listas de espécies cuja caça de subsistência é permitida. Estudos em várias regiões mostram que as antas são muito mais vulneráveis à caça do que veados (*Mazama* spp.), porcos do mato, e roedores caviomorfos. Desta forma, a anta comum deve ser retirada daquelas listas a fim de desencorajar ou evitar que caçadores de subsistência vendam, ou comerciantes nas cidades comprem, carne de anta. Uma vez isto feito, as autoridades responsáveis terão um meio de eliminar ou desencorajar a caça à anta através de programas de manejo factíveis (ver Ação I.D. acima).

F. Animais capturados não devem ser vendidos como mascotes

Em muitos mercados de cidades ao longo da área de distribuição da anta comum é possível encontrar animais jovens capturados para serem vendidos como mascotes. Isto tem sido diretamente observado em mercados nas cidades de Iquitos, Peru, e Ascension, Paraguai, certamente ocorrendo em outras áreas. Enquanto esses animais tiverem um mercado, haverá demanda para que mais sejam retirados da natureza.

A fim de se capturar os filhotes as mães devem ser mortas, o que diminui o estoque reprodutivo potencial da região. Adicionalmente, a maior parte das antas cativas acabam morrendo devido à má nutrição e maus tratos, resultando em mais indivíduos sendo retirados da natureza para repô-los.

II. Projetos são necessários para reduzir a destruição dos habitats das antas

A conservação da anta comum requer que programas de manejo para a extração de frutos silvestres, visando a manutenção, ou aumento daquela fonte de nutrientes. As espécies de frutos que necessitam de atenção mais urgente são os de palmeiras.

A. Implantar projetos agroflorestais

Muitas comunidades perceberam o dano causado pelo corte de palmeiras e iniciaram projetos agroflorestais que incorporam estas espécies. Populações rurais não destroem as palmeiras quando estas ocorrem em pequenos cultivos. É interessante notar que as palmeiras cultivadas são muito mais baixas, devido à maior incidência de luz, não necessitando ser derrubadas ou de equipamento especial para escaladas.

A implantação de lotes agroflorestais com grandes populações das palmeiras *Mauritiaflexuosa* e *Oenocarpus bataua* deveria ser incentivada em toda a Amazônia peruana. Da mesma forma o manejo do Palmiteiro *Euterpe edulis* na Mata Atlântica brasileira deveria ser encorajado (Galetti in litt.). Isto é importante por diversas razões. A primeira é que os habitantes terão um suprimento renovável de frutos de palmeiras para comercialização e consumo próprio, esta sendo uma verdadeira opção auto-sustentável. Adicionalmente, os frutos de palmeiras em habitats naturais serão, em sua maior parte, deixados como alimento para os animais, beneficiando as suas populações, especialmente as de antas.

B. Manejar operações madeireiras

Companhias madeireiras em muitas áreas da América do Sul dependem da carne de caça para abastecer seus trabalhadores, frequentemente também vendendo esta carne em mercados nas cidades. Operações madeireiras devem ser manejadas de forma que o consumo ou venda da carne de anta seja proibida.

III. Projetos de reservas

Ao se projetar unidades de conservação é importante considerar diversos fatores. Em primeiro lugar, áreas protegidas devem ser de tamanho adequado para manter populações viáveis de aproximadamente 500 indivíduos/reserva (Redford e Robinson 1991). Adicionalmente, as antas são altamente vulneráveis à caça excessiva, como já mencionado. Antas atingem as maiores densidades populacionais em reservas que abrigam as menores

concentrações de pessoas. Isto sugere que maiores taxas de sobrevivência são atingidas em áreas com baixa densidade populacional humana devido ao acesso mais limitado de caçadores. Isto pode ser atingido ao se limitar o acesso a reservas através do fechamento de estradas e trilhas existentes, e pela proibição de abertura de novos caminhos (L. Salas in litt.). Finalmente, rotas de dispersão viáveis devem ser mantidas entre reservas. Estes corredores são importantes para maximizar o fluxo gênico, reduzindo a chance de perda da variabilidade genética.

IV. Moratória na reprodução em cativeiro

Devido ao fato da anta comum ser o tapirídeo mais comum nos zoológicos norte-americanos, além de ser a espécie menos ameaçada na natureza, recomendações quanto a medidas contraceptivas tem sido adotadas (Barongi 1994). A idéia é reduzir as populações cativas de antas comuns para possibilitar a manutenção de maior número de *T. bairdii* e *T. indicus*.

Conclusões

Se ações conservacionistas para a anta comum não forem prontamente implementadas, esta espécie pode ser localmente extinta em muitas partes de sua distribuição. No entanto, considerações econômicas envolvendo as populações locais devem ser pesadas ao se implementar programas de conservação. Há benefícios econômicos a longo prazo definidos que seriam consequência da conservação das antas. Por exemplo, florestas de palmeiras economicamente importantes serão mantidas para uso futuro. De fato, os benefícios de se manter florestas de palmeiras produtivas devem superar os custos impostos pela restrição à caça de antas impostas às populações locais. Implementar estes programas de conservação necessitará de um esforço coordenado das autoridades responsáveis, das instituições científicas, das universidades, e organizações conservacionistas, trabalhando em parceria com as comunidades rurais.

References/Referencias/Referências

- Acosta, H., Cavelier, J., and Londono, S. In press. Aportes al conocimiento de la biología de la danta de monte (*Tapirus pinchaque*), en los Andes centales de Colombia. *Biotrop*.
- Acosta-Solis, M. 1977. *Conferencias Fitogeograficas*. Biblioteca Ecuador, Quito.
- Alcérreca Aguirre, C., Consejo Dueñas, J.J., Flores Villela, O., Gutiérrez Carbonell, D., Hentschel Ariza, E., Herzig Zuercher, M., Pérez-Gil Salcido, R., Reyes Gómez, J.M., and Sánchez-Cordero Dávila, V. 1988. *Fauna silvestre y areas naturales protegidas*. Universo Veintiuno, México.
- Allen, G.M. 1942. *Extinct and Vanishing Mammals of the Western Hemisphere with the Marine Species of All Oceans*.
- Almeida, M. 1992. *Reservas extrativistas como estratégia de conservação o defauna*. In: Padua, C. and Bodmer, R.E. (Eds.), *Manejo e Conservação da Fauna Silvestre no Brasil*. Soe. Civ. Mamirauá El, Brasil.
- Alvard, M. 1993. *Testing the ecologically noble savage hypothesis: Conservation and subsistence hunting in Amazonian Perú*. Unpubl. Dissert., Univ. New Mexico, Albuquerque, NM.
- Alvarez del Toro, M. 1966. A note on the breeding of Baird's tapir at Tuxtla Gutiérrez Zoo. *Int. Zoo Ybk*. 6:196-197.
- Alvarez del Toro, M. 1977. *Los mamíferos de Chiapas*. Universidad Autónoma de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, 147 pp.
- Am. Comm. Int. Wildl. Protec, Spec. Publ. No. 11.
- Anderson, S. 1982. *Simon and Schuster's Guide to Mammals*. Simon and Schuster, New York. Account No. 344.
- Anon. 1992. *Especies de vertebrados extintas y en peligro de extinción en Colombia*. In: Halffter, G. (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Acta Zool. Mex.* (Vol. Espec).
- Anon. 1994. No place to land. *Audubon*.
- Arita, H.T., Robinson, J.G., and Redford, K.H. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conserv. Biol.* 4:181-192.
- Barongi, R. A. 1986. Tapirs in captivity and their management at Miami Metrozoo. *AAZPA Ann. Proc*: 96-103.
- Barongi, R. A. 1993. Husbandry and conservation of tapirs. *I.Z.Y.* 32:7-15.
- Barongi, R. A. 1994. AZA Tapir TAG Mid-Year Meeting. AZA/CBSG Ungulate CAMP. Los Angeles, CA.
- Barquez, R.M., Mares, M.A., and Ojeda, R.A. 1991. *Mammals of Tucuman*. Oklahoma Mus. Nat. Hist., Norman.
- Benirschke, K.B., Byrd, M.L., and Lowe, R.J. 1989. The Chaco region of Paraguay: peccaries and mennonites. *Inter. Sci. Rev.* 14:144-147.
- Bennett, C. 1962. The Bayano Cuna Indians, Panamá: an ecological study of livelihood and diet. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 52:32-50.
- Blouch, R.A. 1984. *Current status of the Sumatran rhino and other large mammals in southern Sumatra*. WWF rpt. 4. Bogor, Indonesia.
- Bodmer, R.E. 1989. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. *J. Zool.* 219:457-67.
- Bodmer, R.E. 1990a. Ungulate frugivores and the browser-grazer continuum. *Oikos* 57:319-325.
- Bodmer, R.E. 1990b. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*) *J. Zool.* 222:121-128.
- Bodmer, R.E. 1990c. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *J. Trop. Ecol.* 6:191-201.
- Bodmer, R.E. 1993. Managing wildlife with local communities: the case of the reserva comunal Tamshiyacu-Tahuayo. *Liz Claiborne/Art Ortenberg Found. Comm. Based Conserv. Workshop*. Case study 12-B.
- Bodmer, R.E. 1994. Estado de las poblaciones del Tapir en la Amazona Perúana: en el camino de la extincion. *Bol. Lima*
- Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecol. Appl.* 5: 872-877
- Bodmer, R.E., Bendayan A., N.Y., Ibanez, L.M., and Fang, T.G. 1990. Manejo de ungulados en la Amazonia Perúana: analisis de su caza y comercializacion. *Bol. Lima*. 70:49-56.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya-I, L., and Gill, R. 1993. Managing wildlife to conserve Amazonian rainforests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biol. Conserv.* 67:1-7.
- Bodmer, R.E., Puertas, P.E., Moya, L.A., and Fang, T.G. 1993. Evaluacion de las poblaciones de tapir de la Amazonia Perúana: fauna en camino de extincion. *Bol. de Lima* 88:33-42.
- Bonney, S. and Crotty, M.J. 1978. Breeding the mountain tapir at the L.A. Zoo. *Int. Zoo Ybk*. 18: 198-200.
- Borrero, J.I. 1967. *Mamíferos Neotropicales*. Depto. de Biología, Univ. de Valle, Cali, Colombia.
- Boyce, M.S. 1992. Population Viability Analysis. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 23:481-506.

- Brisola, L.M.L. 1989. *Estudo do hábito alimentar de Tapirus terrestris (Lineu 1778, Ordem Perissodactyla) e sua atuação como dispersor de sementes no Parque Estadual do Morro do diabo*. B.Sc. Thesis, Univ. Estadual Paulista - UNESP, Rio Claro, São Paulo.
- Brooks, D.M. 1991. Report on *Tapirus terrestris* in the Paraguayan Chaco. *Tapir Conserv.* 2:7-10.
- Brooks, D.M. 1993. *Distribution, habitat association, and factors determining assemblage composition of mammals in the Paraguayan Chaco*. Unpubl. Thesis, Texas Tech Univ., Lubbock, TX.
- Brown, J.L., Citino, S.B., Shaw, J., and Miller, C. 1994. Endocrine profiles during the estrous cycle and pregnancy in the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). *Zoo Biol.* 13:107-117.
- Burney, D.A. 1993. Recent animal extinctions: recipes for disaster. *Am. Scientist* 81:531-541.
- Burton, J.A. and Pearson, B. 1987. Tapirs. Pp. 166-167 In: *Collins Guide to the Rare Mammals of the World*. W. Collins Sons and Co., London
- Campanella, R. 1993. *The role of GIS in evaluating contour-based limits of cloud forest reserves in Honduras*. Pp. 72-77 In: Hamilton, L.S., Juvik, J.O., and Scatena, F.N. (Eds.), *Tropical Montane Cloud Forests Intl. Symp. Proa*, East-West Center, Honolulu, USA.
- Carter, D.C. 1984. *Perissodactyls*. Pp. 549-562 In: Anderson, S. and Jones, Jr., J.K. (Eds.), *Orders and Families of Recent Mammals of the World*. John Wiley and Sons, New York.
- Castaño-Uribe, C. 1991. *Impacto y Conservación*. In: Uribe, C. (Ed.) *Bosque de Niebla de Colombia*, op. cit.
- Cavelier, J. and Etter, A. 1995. *Deforestation of Montane Forest in Colombia, as a result of illegal plantation of Opio, Papaver somniferum*. Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium at New York Botanical Garden, Bronx, NY June 21-23, 1993.
- Cole, L.C. 1954. The population consequences of life history phenomena. *Q. Rev. Biol.* 29:103-137.
- Collar, N.J., Gonzaga, L.P., Krabbe, N., Madroño Nieto, A., Naranjo, L.G., Parker, T.A., and Wege, D.C. 1992. *Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book. Third Edition (part 2)*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- Congreso Nacional de Honduras. 1987. *Decreto 87-87*. Tegucigalpa, Honduras: La Gaceta.
- Conservation International. 1993. *Report on biodiversity in Ecuador*. Washington, D.C. Distributed to workshop in Quito.
- Constantino, E. and Jiménez, C. 1992. *Mamíferos de la Cuenca del Pacífico Vallecaucano, con énfasis en el Río Anchacaya*. Fund. Herencia Verde. 32 pp.
- CORESPA. 1986. *Plan Maestro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria*. Editorial e Imprenta DESA, Loreto, Peru.
- Crandall, L.S. 1964. *The management of wild animals in captivity*. Fam. Tapiridae. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Cuarón, A.D. 1991. *Conservación de los primates y de sus hábitats en el sur de México*. MSc thesis, Universidad Nacional, Costa Rica, 113 pp.
- Cuarón, A.D. 1996. *Land-cover changes and mammal conservation in southern México*. PhD Dissertation, University of Cambridge.
- Cuarón, A.D. In review. *Wild Mammal use in southern México: I. Live animal trade*.
- Cuarón, A.D. In review. *Wild Mammal use in southern México: II. Skin trade*.
- Cuvier, B. 1829. Memoire pour servir a l'histoire du Tapir et description d'une espece nouvelle appartenant aux hautes regions de la Cordillera del Andes. *Ann. Sc. Nat.*, Paris, France, Premiere Serie 17:107-112.
- De Wilde, A.J. 1994. *Caramanta, un Proyecto para la Creacion de un Nuevo Parque Nacional Natural*. In: Cavelier, J. and Uribe A. (Eds.), *Simposia Nac. Diversidad Biologica, Conservacion y Manejo de los Ecosistemas de Montana en Colombia.*, Univ. Los Andes, June 6-10, 1994. Colciencias, Bogota.
- Demment, M.W. and Van Soest, P.J. 1985. A nutritional explanation for body-size patterns of ruminant and non-ruminant herbivores. *Am. Nat.* 125:641-672.
- Deutsch, L.A. and Puglia, L.R.R. 1988. *Os animais silvestres: proteção, doenças e manejo*. Editora Globo, Rio de Janeiro.
- Diamond, J. 1989. Quarternary megafaunal extinctions: variations on a theme by Paganini. *J. Archaeol. Sci.* 16:167-175.
- Dirzo, R. and Garcia, C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a Neotropical area in south-east México. *Cons. Biol.* 6:84-90.
- Dirzo, R. and Miranda, A. 1991. *Altered patterns of herbivory and diversity in the forest under story: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation*. Pp. 273-287. In: Price, P.W., Lweinsohn, T.M., Wilson, G. and Benson, W.W. (Eds.), *Plant-Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. Wiley and Sons. NY.
- Dodson, C.H. and A.H. Gentry. 1991. Biological extinction in western Ecuador. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 78:273-295.
- Downer, C.C. 1981. *A Paramo Paradise: Colombia's Las Hermosas National Park*. Org. Amer. States, Wash. D.C.
- Downer, C.C. 1988. *Report on expedition to Piura and Cajamarca, northern Peru*. Dept. Biol., Univ. Durham, U.K.
- Downer, C.C. 1990. *Informe sobre Purshi, Parq. Nac. Sangay*. Min. Agric & Ganad. (Nat. Parks), Quito, Ecuador.
- Downer, C.C. 1991. *Semiannual report NYZS-WCS*, Bronx, NY.

- Downer, C.C. 1992. Mountain Tapir Study - Ecuador, June 9, 1992. Semi-annual Report for Wildlife Conservation International.
- Downer, C.C. 1995a. The gentle botanist. *Wildl. Cons.* 30-35.
- Downer, C.C. 1995b. Road alert. *Wildl. Cons.* 10.
- Downer, C.C. 1996. The mountain tapir, endangered flagship of the high Andes. *Oryx* 30:45-58.
- DWNP (Department of Wildlife and National Parks). 1990. Unpubl. Data base records for 1992-1995.
- Ehrlich, P. and A. 1981. *Extinction*. Ballantine, New York.
- Eisenberg, J.F. 1980. *The density and biomass of tropical mammals*. Pp.35-55 In: Soulé, M.E. and Wilcox, B.A. (Eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, USA.
- Eisenberg, J.F. 1989. *Mammals of the Neotropics, Vol. 1: The Northern Neotropics*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Eisenberg, J.F. and Thorington, R.W. Jr. 1973. A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. *Biotrop.* 5:150-161.
- El Comercio. 1994. *Cierre temporal del Pasochoa*. Quito, Ecuador.
- Emmons, L.H. and Feer, F. 1990. *Neotropical Rainforest Mammals: a field guide*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Enders, R.K. 1935. Mammalian life histories from Barro Colorado Island, Panama. *Bull. Mus. Compar. Zool.* 73:383-502.
- Enders, R.K. 1939. Changes observed in the mammal fauna of Barro Colorado Island, 1929-1937. *Ecol.* 20:104-106.
- Foener, E.C. 1952. *Big Game of Malaya*. Batchworth Press, London.
- Forest Department. 1995. Unpubl. Forest Department Records.
- Fradrich, M. and Thenius, E. 1968. Pp. 17-33 In: Grzimek, B. (Ed.) *Grzimek's Animal Life Encyclopedia*.
- Fragoso, J.M. 1983. *The ecology and behavior of Baird's Tapir in Belize*. B.S. Thesis, Trent Univ., Peterborough, Ontario, Canada
- Fragoso, J.M. 1991a. *The effect of hunting on tapirs in Belize*. Pp. 154-162 In: Robinson, J.G. and Redford, K.H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Fragoso, J.M. 1991b. *The effect of selective logging on Baird's tapir*. Pp. 295-304 In: Mares, M.A. and Schmidly, D.J. (Eds.), *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation*. Univ. of Oklahoma Press, Norman and London.
- Fragoso, J.M. 1994. *Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest*. Ph.D. Dissertation, University of Fla., Gainesville, USA.
- Fundacion Natura. 1992. *Parques Nacionales y otras areas naturales protegidas del Ecuador*. Quito.
- Gale, N.B. and Sedgwick, C.J. 1968. A Note on the Woolly Tapirs (*Tapirus pinchaque*) at Los Angeles Zoo. *Int. Zoo Ybk.* 8:211-212.
- Galetti, M. and Aleixo, A. 1995. Hearts of palm. *Wildl. Cons.* 9.
- Galetti, M. and Chivers, D. 1995. Palm forest threatens Brazil's best protected area of Atlantic forest. *Oryx* 9: 225-226.
- Galetti, M., Martuscelli, P., Olmos, F., and Aleixo, A. 1997. Ecology and Conservation of the Jacutinga in the Atlantic forest of Brazil. *Biological Conservation* 82: 31-39.
- Geist, V. 1974. On the relationships of ecology and behavior and in the evolution of ungulates and its relation to management. *IUCN Publ. New Ser.* 24:235-246.
- Gill. 1865. *Proc. Acad. Nat. Sci* 17: 183
- Glanz, W.E. 1982. *The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: Censuses and long-term changes*. Pp. 455-68. In: Leigh, E.G., Rand, A.S., and Windsor, D.M. (Eds.), *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Goudot, J. 1843. Nouvelles observations sur le Tapir Pinchaque. *CR. Academie. Sciences. Paris* 15:331-334.
- Goulding, M. 1981. *The Fishes and the Forest: exploration in Amazonian natural history*. University of California Press.
- Grimwood, I.R. 1969. *Notes on the distribution and status of some Peruvian mammals in 1968*. Am. Comm. Int. Wildl. Prot., Spec. Publ. 21.
- Guinan, Y.N. 1992. *Resolving People Park Conflicts at Sangay National Park, Ecuador: A Case Study of Alao*. M.Sc. Dissert., Univ. Col. N. Wales, Bangor.
- Hames, R. 1979. A comparison of the efficiencies of the shotgun and the bow in Neotropical forest hunting. *Hum. Ecol.* 7:219-252.
- Hernández-Camacho, J., Hurtado Guerra, A., Ortiz Quijano, R., and Walschburger, T. 1992. Unidades biogeográficas de Colombia. In: Halffter, G. (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Acta Zool. Mex.* (Volumen Espec.) 106-151.
- Hershkovitz, P. 1954. Mammals of Northern Colombia, preliminary report No. 7: Tapirs (Genus *Tapirus*), with a systematic review of American species. *Proc. U.S. Nat. Mus.* 103:465-96.
- Hislop, J.A. 1950. The story of tapir. *Malay J. Nat Hist.* 5:92-95.
- Hislop, J.A. 1961. The distribution of elephant, rhinoceros, seladang and tapir in King George V National Park, Malaya. Pp. 95-99. In: *Nature Conservation in Western Malaysia. Malay Nat. J.* (Spec. Issue).
- Howe, H.H. and Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 13:201-218.

- INDERENA. 1986. Amazonia: la ultima frontera. *Rev. Parques Nac. Col.* 1:1-17.
- Isacson, S.E. 1975. Observations on Chocó slash-mulch culture. *Gote. Etnograf. Mus. Arstryck* 20-48.
- ISIS. 1993. Pp. 136-137 In: International Species Inventory System. Apple Valley, MN.
- IUCN. 1994. *IUCN Redlist of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN. 1996. *IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Janzen, D.H. 1981. Digestive seed predation by a Costa Rican Baird's Tapir. *Biotrop.* 13:59-63.
- Janzen, D.H. 1982a. Wild plant acceptability to a captive Costa Rican Baird's Tapir. *Brenesia* 19/20:99-128.
- Janzen, D.H. 1982b. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19/20:129-135.
- Janzen, D.H. 1983a. The dispersal of small seeds by big herbivores: foliage is the fruit. *Am. Nat.* 123:338-353.
- Janzen, D.H. 1983b. *Tapirus bairdii* (Danto, Danta, Baird's Tapir). Pp. 496-497 In: Janzen, D.H. (Ed.), Costa Rican Natural History. University of Chicago Press, Chicago.
- Janzen, D.H. and Martin, P.S. 1982. Neotropical anachronisms: fruits the gomphotheres ate. *Science* 215:19-27.
- Janzen, D.H. and Wilson, D.E. 1983. *Mammals*. Pp. 426-442 In: Janzen, D.H. (Ed.), Costa Rican Natural History. University of Chicago Press, Chicago.
- Johnsingh, A.J.T. and Dung, N.H. 1995. Conservation status of felids in Viet Nam. *IUCN Cat News*. 22:16-18.
- Jorgenson, J.P. 1995. Maya subsistence hunters in Quintana Roo, Mexico. In: Reford, K.H. and Bodmer, R.E. (Eds.), *Wildlife Use in the Neotropics*. *Oryx* (Spec. Vol.) 29:49-57.
- Kenward, R. 1990. Ranges IV. Software for Analyzing Animal Location Data. *Inst. Terr. Ecol.*, Wareham, Dorset, UK.
- Khan, M. bin M.K. 1971. The distribution of large animals in Taman Negara. *Malay Nat. J.* 24:125-131.
- Khan, M. bin M.K. 1976. Man's impact on the Primates of Peninsular Malaysia. In: *VI Congr. Intl. Primatol. Soc.* Cambridge, Engl.
- Kuiper, K. 1926. On a black variety of the Malay tapir (*Tapirus indicus*). *P.Z.S.*
- Lara, O.F. 1992. Diversidad biológica: estado actual y perspectivas en Guatemala. In: Halffter, G. (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica*. *Ada Zool. Mexic.* (Vol. Espec).
- Lee, A.R. 1993. *Management guidelines for the welfare of zoo animals*. Tapirs, *Tapirus* spp. Federation of Zoological Gardens of Great Britain and Ireland, London.
- Leeuwenberg, F. 1993. Ethno-zoological analysis and wildlife management report in the Xavante Reserve, Pimental Barbosal. Unpubl. report, C.I.P.A./W.W.F., U.S.
- Lekagul, B. and McNeely, J.A. 1977. *Mammals of Thailand*. Assoc. Conserv. Wildl., Bangkok.
- Leopold, A.S. 1959. *Wildlife in Mexico*. Univ. Cal. Press, Berkeley.
- Mace G.M. and Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Cons. Biol.* 5:148-157.
- MacKinnon, K. 1985. *Tapirs*. Pp. 488-489 In: MacDonald, D. (Ed.) *The Encyclopedia of Mammals*. Facts on File Publications, New York.
- Malo, J.E. and Suárez, F. 1995. Herbivorous mammals as seed dispersal in a Mediterranean dehesa. *Oecol.* 104:246-255.
- March, I.J. 1987. Los lacandones de México y su relation con los mamíferos silvestres: un estudio etnozoológico. *Biótica* 12:43-56.
- March, I.J. 1992. The situation of *T. bairdii* in Mexico. *Tapir Conserv.* 3:3-6.
- March, I.J. 1994. *Situation actual del tapir en Mexico*. Centro de Investigaciones Ecologicas del Sureste, Serie Monogr. No. 1. San Cristobal de las Casas, Chiapas, Mexico. 37 pp.
- Matola, S. 1991. Tapir Specialist Group Report. *Species* 16:59.
- Matola, S. 1992. News from the field: Belize. *Tapir Conserv.* 3.
- Medway, L. 1969. *The Wild Mammals of Malaya*. O.U.P.
- Matola, S. 1974. Food of a tapir, *Tapirus indicus*. *Malay. Nat. J.* 28:90-93.
- Mena Vásconez, P. 1995. *Las áreas protegidas con bosque montano en el Ecuador*. Pp. 627-635. In: Churchill, S.P., Baslev, H., Forero, E., and Luteyn, J.L. (Eds.), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. N.Y. Bot. Gard., Bronx, NY.
- Mercolli, C. and Yanosky, A.A. 1991. Estimaciones sobre la selección del medio y el nivel de actividad del tapir (*Tapirus terrestris*) en la reserva ecológica el Bagual (Formosa, Argentina). *Misc. Zool.* 15:227-231.
- Milton, K. 1991. *Comparative aspects of diet in Amazonian forest-dwellers*. *Phil. Trans. Royal Soc. London.* 1270:253-263.
- Mittermeier, R.A., Macedo Ruiz, H., and Luscombe, A. 1975. A woolly monkey rediscovered in Peru. *Oryx* 13:41-46.
- Moehlman, P.D. 1985. *The odd-toed ungulates: order Perissodactyla*. In: Brown, R.E. and MacDonald, D.W. (Eds). *Social Odours in Mammals*, Vol. 2. Clarendon Press, Oxford.
- Naranjo-P., E.J. 1994. *Abundancia, uso de hábitat, y dieta del tapir (Tapirus bairdii) en un bosque tropical humedo de Costa Rica*. M.S. Thesis, Univ. Nac, Costa Rica. 75 pp.
- Naranjo-P., E.J. 1995a. *Abundancia y uso de hábitat del tapir (Tapirus bairdii) en un bosque tropical humedo de Costa Rica*. *Vida Silv. Neotrop.* 4:20-31.

- Naranjo-P., E.J. 1995b. Hábitos de alimentación del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical humedo de Costa Rica. *Vida Silv. Neotrop.* 4:32-39.
- Naranjo, E.J. 1995. Hábitos de alimentación del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. *Vida Silv. Neotrop.* 4:108-113.
- National Textbook Company. 1986. *Vox Modern Spanish and English Dictionary*. Lincolnwood, IL.
- Olrog, C.C. 1979. Los mamíferos de la selva húmeda, Cerro Calilegua, Jujuy. *Acta Zool. Lilloana* 33:9-14.
- Orejuela, J.E. 1992. *Traditional productive systems of the Awa (Cuaiquer) Indians of southwestern Colombia and neighboring Ecuador*. Pp. 58-82 In: Redford, K.H. and Padoch, C. (Eds.), *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, New York.
- Ortiz, A. and Quishpe, F. 1993. *Análisis preliminar e inventario de avifauna del corredor ubicado entre la Reserva Ecológica Cotacachi-Cayapas y reserva Awa*. CECIA/UTEPA.
- Parker, T.A., Foster, R.B., Emmons, L.H., Freed, P., Forsyth, A.B., Hoffman, B., and Gill, B.D. A. 1993. Biological Assessment of the Kanuku Mountain Region of Southwestern Guyana. *RAP Wrkng. Pap.* 5.
- Patzelt, E. 1985. *Flora del Ecuador*. Banco Central del Ecuador, Quito.
- Patzelt, E. 1989. *Fauna del Ecuador*. Banco Central del Ecuador, Quito.
- Peres, C. 1996. Ungulate ectoparasite removal by black caracaras and pale-winged trumpeters in Amazonian forests. *Wils. Bull.* 108:170-175.
- Peters, C. Gentry, A. & Mendelsohn, R. 1989. Valuation of a tropical forest in the Peruvian Amazon. *Nature* 339: 655-656.
- Peyton, B. 1980. Ecology, distribution and food habits of spectacled bears, *Tremarctos ornatus*. *J. Mamm.* 61:639-652.
- Pierret, P.V. & Dourojeanni, M.J., 1967. Importancia de la caza para alimentación humana en el curso inferior del Río Ucayali, Perú. *Rev. For. Peru* 1:10-21.
- PRO BONA. 1995. *Mapa de Bosques Andinos del Ecuador*. Inst. Geogr. Militar (with "UICN-Sur"), Quito, Ecuador.
- Rabinowitz, A. 1991. *Chasing the dragon's tail*. Doubleday, New York.
- Raffles, T.S. 1821. Descriptive catalogue of a zoological collection ... made in the Island of Sumatra and its vicinity. *Trans. Linn. Soc. Lond.* 13(1):293-340.
- Ramsay, P.M. 1992. *The paramo vegetation of Ecuador: the community dynamics and productivity of tropical grassland in the Andes*. Ph.D. Thesis., Univ. Col. N. Wales, Bangor.
- Read, B. 1986. Breeding and management of Malayan Tapir (*Tapirus indicus*) at the St. Louis Zoo. *Intl. Zoo Ybk.* 24/25:294-296.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* 42:412-422.
- Redford, K.H. and J.G. Robinson. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the neotropics. *Am. Anthro.* 89:650-667.
- Redford, K.H. and J.G. Robinson. 1991. *Park size and the conservation of forest mammals in Latin America*. Pp. 227-234 In: Mares, M.A. and Schmidly, D.J. (Eds.), *Latin American Mammalogy: history, biodiversity, and conservation*. Univ. of Oklahoma Press, Norman.
- Reichel-Dolmatoff, G. 1960. Notas etnográficas sobre los Indios del Chocó. *Rev. Col. Ant.* 9:73-158.
- Re-introduction Specialist Group. 1995. *Guidelines for re-introductions*. Annex 6, 41st Mtg. of IUCN Council.
- Rifkin, J. 1992. *Beyond Beef: The Rise and Fall of the Cattle Culture*. Dutton, NY.
- Ripley, S.D. 1964. *Animals of Tropical Asia*. Amsterdam.
- Robinson, J.G. and Redford, K.H. 1991. *Sustainable harvest of Neotropical forest mammals*. Pp. 415-429 In: Robinson, J.G. and Redford, K.H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Robinson, J.G. and Redford, K.H. 1994. *Community-based approaches to wildlife conservation in Neotropical forests*. Pp. 300-322. In: *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*, (Eds.), Western, D., Wright, R.M. and Strum, S.C. Island Press, Washington, D.C.
- Rodrigues, M., Olmos, F., and Galetti, M. 1993. Seed dispersal by tapir in southeastern Brazil. *Mammalia* 57:460-461.
- Roulin, X. 1829. Memoire pour servir a l'histoire du Tapir; et description d'une espece nouvelle appartenant aux hautes regions de la Cordillere des Andes. *Ann. Sc. Nat. Paris* (1re Serie) 17:26-56.
- Sanborn, C.C. and Watkins, A.R. 1950. Notes on the Malay tapir and other game animals in Siam. *J. Mamm.* 31:430-433.
- Sanchez, H. and J. Hernández-Camacho. 1995. *La biodiversidad de los Andes de Colombia y su Conservacion en los parques Nacionales*. Pp. 619-626 In: Churchill, S.P., Baslev, H., Forero, E., and Luteyn, J.L., (Eds.), *Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests*. N.Y. Bot. Gard., Bronx, NY.
- Santiapilli, C. and Ramono, W.S. 1989. *The status and conservation of the Malayan tapir (Tapirus indicus) in Sumatra, Indonesia*. WWF Rprt. 3769. Bogor, Indonesia. 8 pp.
- Schaller, G.B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian Ranch. *Arq. Zool.* 31:1-36.
- Schauenberg, P. 1969. Contribution a l'etude du tapir pinchaque, *Tapirus pinchaque*. *Rev. Suisse de Zool.* 76:211-256.

- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059ECOL-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a Protección especial, y que establece especificaciones para su Protección. *Diario Oficial de la Federación* 488(10): 2-60.
- Seitz, A. 1970. Beitrag zur Hultung de SchaBrackentapirs (*Tapirus indicus*). *Der Zool. Gart.* (NF) 39:271-283.
- Sherzer, J. 1985. *What's in a name in San Blas? Kuna plant, animal, and human names*. Pp. 351-355 In: D'Arcy, W.G. and Correa, M.D. (Eds.), *The Botany and Natural History of Panamá: La Botánica e Historia Natural de Panamá*. Monog. Syst. Bot. 10. Mo. Bot. Gard., St. Louis, MO, USA.
- Silvius, K. 1995. Avian consumers of Cardon fruits (*Stenocereus griseus*: Cactaceae) on Margarita Island, Venezuela. *Biotrop*. 27:96-105.
- Smith, N.J. 1976. Utilization of game along Brazil's transamazon highway. *Acta Amazon.* 6:455-466.
- Soulé, M.E. 1986. *Viable Populations*. Cambridge Univ Press, Cambridge, England
- Stearman, A.M. 1990. The effects of settler incursion on fish and game resources of the Yuquí, a native Amazonian society of eastern Bolivia. *Human Org.* 49: 373-385.
- Stummer, M. 1971. The woolly tapir, *Tapirus pinchaque* (Roulin) in Ecuador. *Zool. Garten N.F.* Leipzig 40.
- Terwilliger, V.J. 1978. Natural history of Baird's tapir on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotrop*. 10:211-220.
- Thornback, J. and Jenkins, M. 1982. *The IUCN Mammal Red Data Book, Part 1*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Torres de Araúz, R. 1972. Hábitos dietarios y dieta cuantitativa de los Indios Chocóes (Panamá). *Am. Ind.* 32:169-178.
- Townsend, W.R. 1995. *Living on the edge: Siriono hunting and fishing in lowland Bolivia*. Unpubl. Dissert., Univ. Florida, Gainesville, FL.
- Troya-Rodríguez, J.V. 1990. A deforestar ... a deforestar, la consigna apocalíptica. *Hoy*, Quito, Ecuador.
- Uhl, N.W. and Dransfield, J. 1987. *Genera Palmarum: A Classification of Palms Based on the Work of Harold E. Moore, Jr.* Allen Press, Inc., Lawrence, KS.
- UNESCO, 1992. *List of World Heritage Sites - In Danger*. UNESCO, Paris.
- Uribe, C. 1991. *Bosques de Niebla de Colombia*. Banco del Occidente Credential, Bogota, Colombia.
- Van der Zon, A.P.M. 1976. *The present distribution of the tapir (Tapirus indicus) in Indonesia*. Unpubl. Report. 3pp.
- Van der Zon, A.P.M. 1979. *Mammals of Indonesia*. Van Gelder, R.G. 1972. *Tapirs*. P. 68 In: *The Illustrated Encyclopedia of the Animal Kingdom*, Vol. 4. Danbury Press, USA.
- Van Strien, N. 1991. *Tapirus indicus* in Sumatra. *Tapir Conserv.* 2:12.
- Vargas, P. 1993. *Los Emberos y los Cuna: Impacto y reacción ante la Ocupación Española Siglos XVI y XVII*. CEREC, Inst. Col. Antropol. 199 pp.
- Vasquez, R. & Gentry, A.H. 1989. Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. *Cons. Biol.* 3:350-61.
- Vaughan, C. 1990. *Pilot study on the population status of Baird's tapir, Tapirus bairdii, a Costa Rican endangered species*. Organizacion de Estudios Tropicales, San Jose, Costa Rica.
- Vaughan, C. 1994. *Management of conservation units: the Costa Rican national system of Conservation Areas*. In: Meffe, G.K. and Carroll, C.R. (Eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer and Assoc, Sunderland, MA.
- Vickers, W.T. 1991. *Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian territory*. Pp. 53-81 In: Robinson, J.G. and Redford, K.H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Univ. of Chicago Press, Chicago.
- Von Hagen, V.W. 1957. *Realm of the Incas*. Mentor Books, NY.
- Von Humboldt, Alexander. 1850. *Views of Nature*. Bohn's Library, London, England.
- Walker, E.P. 1964. *Mammals of the World. Vol. II*. The John Hopkins Press, Baltimore, MD.
- Wassen, H. 1935. *Notes on southern groups of Chocó Indians in Colombia*. Pp. 35-182 In: *Etnologiska Studier*. Gotherburg Swed. Mus.
- Whitten, A.J., Damanik, S.J., Anwar, J., and Hisyam, N. 1984. *The Ecology of Sumatra*. Gadjah Mada Univ. Press, Yogyakarta.
- Williams, K.D. 1979. Radio-tracking tapirs in the rainforest of west Malaysia. *Malay Nat. J.* 32:253-258.
- Williams, K.D. 1984. *The Central American tapir (Tapirus bairdii Gill) in northwestern Costa Rica*. Unpubl. Ph.D. Dissert., Michigan State Univ., 83 pp.
- Williams, K.D. and Petrides, G.A. 1980. Browse use, feeding behavior, and management of the Malayan tapir. *J. Wldlfe. Mgmt.* 44:489-494.
- Wilson, R. and Wilson, S. 1973. *Tapirs in Captivity*. Tapir Research Institute, Claremont, CA, 24 pp.
- World Resources Institute. 1993. *The 1993 Information Please Environmental Almanac*. Houghton Mifflin Co., Boston and NY.
- Worton, B.J. 1987. A review of models of home range for animal movement. *Ecol. Model.* 38:277-298.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home range studies. *Ecol.* 70:164-168.

Wright, S.J., Gompper, M.E., and DeLeon, B. 1994. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71:279-294.

Yost, J.A. and Kelley, P.M. 1983. *Shotguns, blowguns, and spears: the analysis of technological efficiency*. In: Hames, R.B. and Vickers, W.T. (Eds.), *Adaptive Responses of Native Amazonians*. Academic Press, NY.

Tapir Action Plan Projects Seeking Support

I. Action plan implementation for the mountain tapir in the northern Andes

Craig C. Downer / Andean Tapir Fund; PO Box 456; Minden, Nevada 89423 USA

This project would perpetuate 6 years of intensive radio-tracking study and nearly two decades of observation of mountain tapirs in an effort to save these indispensable seed dispersers of the high northern Andes. Operating primarily in Ecuador's world heritage Sangay National Park, important data on status, natural survival requirements, ecological niche, and trends in population and habitat would be ascertained for this seriously endangered species. Both the Central University (Quito) and the University of North Wales (Bangor) would collaborate on the project.

The aim of this project will be to obtain precise knowledge of the survival requirements of the mountain tapir, including its home range size, habitat types occupied and their relative proportion, classification of dietary plants and their relative importance, and yearly movements of individual mountain tapirs. During the study notes will be gathered on the tapir's social life, identifying critical reproductive requirements. The tracking study will employ Telonics radio receivers and the trigonometric method of triangulation will be used to locate the tapirs. By means of geographical analysis the most advantageous positioning of each receptor will be determined for each of the three study areas: El Placer, La Playa, and Purshi. The coordinated readings will permit individual tapir locations at 30 or 60 min intervals. This year-round data set will be correlated with a variety of other noted factors such as temperature, weather, and tapir occupied habitat. The study will include one week of tracking at each site per month providing the basis of comparison among the study sites. These comparisons will consider abiotic factors such as elevation, climate, and vegetation as well individual age-sex class variables among different tapirs under collar. Additionally, human expansion into suitable habitat and its influences upon tapir populations will be noted, while solutions will be explored through meetings.

Of great conservation importance, the project will include an evaluation of the state of appropriate mountain tapir habitats along the entire length of the Ecuadorian Andes. This will incorporate data and maps of existing vegetative zones in the Ecuadorian Andes. Areas of appropriate extension and habitat composition will be identified, permitting a viable strategy for rescuing the mountain tapir. The project will promote corridors between

and among existing tapir habitats, designed to allow exchange of sufficient genetic diversity to prevent the deleterious effects associated with inbreeding. A similar program will be conducted in collaboration with Colombian entities with whom I have worked.

A film will be employed to educate natives on the importance of the mountain tapir and alternative life styles that can save it and associated sympatric species. Programs will be initiated where possible to reverse destructive trends threatening the mountain tapirs and the northern Andean cloud forests and paramos. In these programs, largely educative and grass-roots in nature, the vital importance of mountain tapir habitat as a watershed or living sponge would be emphasized, along with the intimately related and crucial seed disperser role which the mountain tapir plays in the cloud forest and paramo ecosystems.

Budget: \$49,691/yr.

II. Mountain tapir ecology and habitat analysis in the Ucumari Reserve in the central Andes of Colombia

Jaime Cavalier / Wildlife Conservation Society; 185th St. and Southern Blvd.; Bronx, NY 10460-1099 USA

In this project we would like to study habitat availability, population size, and home range size of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in the central Andes of Colombia. The study area includes the montane forests and paramo vegetation of the Ucumari Natural Park, the Los Nevados National Natural Park, and the protected upper watersheds of the Departamento del Quindío. Habitat availability will be estimated by means of aerial photography, available vegetation maps, and ground controls. Population size will be determined by combining information on density along tapir trails (length and frequency of use), foot prints (size and direction), and other tapir sites such as sleeping places, scratching sites, and accumulation of feces. Home range size will be determined by combining information on habitat availability, tapir trails, and radio telemetry. In the long term, we would like to evaluate the viability of these populations knowing the current extension of montane forests and paramo vegetation, and the trends of deforestation and habitat degradation. Environmental education programs and law enforcement by CARDER, the regional corporation in charge of the conservation and management of Ucumari Natural Park, guarantees the

conservation and study of the mountain tapir in this region of the central Andes of Colombia.

Budget: \$23,800/yr.

III. Radio tracking and habitat use by mountain tapirs in Sangay National Park, Ecuador (part of project I)

Craig C. Downer / Wildlife Conservation Society; 185th St. and Southern Blvd.; Bronx, NY 10460-1099 USA

Continued mountain tapir tracking, radio-collaring, and educational efforts depend entirely upon P.I.'s receiving additional funding. The permit issued to the P.I. allows the capture and radio-collaring of eight additional mountain tapirs. Four radio collars are currently in the possession of P.I. but three of these have been used for a period and their three-year battery life has diminished. It is suggested that satellite transmitters be obtained for further collarings and that the four collars now in possession all be placed on tapirs in the Purshi area. P.I. has obtained a verbal agreement with Park Superintendent Lic. Vincente Alvarez and Park Ranger Sr. Gonzalo Verena to place the collars on mountain tapirs in this Purshi sector of the park and to train Gonzalo and another park ranger, and additional rangers which may be hired, in the telemetric radio-tracking procedure.

P.I. would like to foment an international campaign through grass-roots presentation of the film and accompanying talks. This campaign would be designed to reverse long-standing destructive trends which jeopardize the future of the mountain tapir, through the promotion of alternative lifestyles including ecotourism, agroforestry, and organic farming. These alternatives would be designed to restore degraded land and alleviate the need to occupy remaining, but fast dwindling, native forests and paramos.

Budget: \$18,000/yr.

IV. Status and conservation strategy of Baird's tapir in the northern Colombian Choco

Heidi Rubio-Torgler / Fundacion Natura; Avenida 13 #87-43; A.A. 55402; Bogota, Colombia

The primary objective of this conservation strategy is determining actual distribution and habitat availability to the species in the northern Choco. Identifying and evaluating the actual and possible impacts to existing populations will also be imperative. Another important objective will be to identify whether viable tapir dispersion corridors are in place. This information will be put together to define a conservation strategy which is both socially and biologically viable. The results will be divulged to base, governmental,

and non-governmental organizations, as well as local authorities and communities within the region.

Budget: \$25,000/yr.

V. The impact of human activities upon baird's tapirs in La Mosquitia, Honduras

Silvia C. Chalukian / Departamento de Recursos Naturales; EAP/Zamorano; Aptdo. 93; Tegucigalpa, Honduras

Little work has been done with *Tapirus bairdii* in Honduras. Moreover, the species is becoming rare in this country, with the only individuals occurring in some of the protected regions. What appears to be the largest region (c. 600,000ha) harboring tapirs is an area known as La Mosquitia in northeastern Honduras. This region includes the Rio Plátano, Tawahka, and Patuca Reserves. The Rio Plátano Biosphere Reserve borders the Rio Coco in northeastern Nicaragua. The Tawahka Biosphere Reserve borders Rio Plátano B.R. to the southwest, and south of Tawahka is Patuca National Park.

Although the area these three regions provide is of sufficient scale to allow for a viable population of *T. bairdii*, recent colonization into La Mosquitia puts pressure on tapir populations found there. One of the primary purposes of this investigation will be to evaluate the impact of hunting upon these populations. For example, Tawahka Reserve Indians who did not consume tapirs historically have been recently introduced to tapir meat by rural and subsistence hunters. The effects of logging and agrarian expansion upon tapir habitat will also be evaluated simultaneously.

Budget: \$15,000/yr.

VI. Habitat selection and movement patterns of Baird's tapir in Corcovado National Park, Costa Rica

Charles R. Forester / Wildlife Conservation Society; 185th St. and Southern Blvd.; Bronx, NY 10460-1099 USA

Once common throughout Mesoamerica and northern South America, the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) is now in danger of extinction throughout its range. Destruction of habitat and overhunting are the main causes for declining numbers. Future conservation of the Baird's tapir will depend on ecologically sound management of existing populations and the natural areas where they are found. This can only be accomplished when wildlife managers have reliable information about the ecology of the species.

This study will be conducted in the southwestern corner of Corcovado National Park (CNP), located in southwestern Costa Rica. The primary goal of the

investigation is to provide information on Baird's tapir foraging behavior and habitat utilization. Specifically, the study will: (a) determine temporal variations in home range, habitat use, and movement patterns of five adult tapirs in CNP, (b) describe seasonal variation in tapir diet in CNP, (c) describe tapir foraging strategy in CNP, and (d) provide management guidelines for CNP and other protected areas which support tapir populations. This information will aid in the assessment and development of sound management strategies for existing and future tapir conservation plans.

Radio-telemetry will be used to monitor tapir movements from June 1995 through May 1996. Home range will be calculated using the harmonic mean method and minimum convex polygon. Chi-squared analysis and Bonferroni confidence intervals will be used to evaluate habitat selection. Tapirs will be observed directly in the field during night-time activity bouts to document diet and foraging behavior. The relationship of habitat use, home ranges, and activity patterns to the seasonal diet will be used to test whether Baird's tapir in CNP fit predictions of optimal foraging theory.

Budget: \$23,000/yr.

VII. Lowland tapirs and white-lipped peccaries as interacting seed predators and dispersers in Maracas, Brazil

Jose Fragoso / Wildlife Conservation Society; 185th St. and Southern Blvd.; Bronx, NY 10460-1099 USA

The management and conservation of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Amazonia is essential to the cultural if not physical survival of many Amerindian

populations, whose primary source of protein comes from these large animals. Elucidating white-lip population dynamics is crucial to the management of Neotropical rain forests because these animals, remnants of the previously extensive Pleistocene megafauna that coevolved with fruiting forest plants (Janzen and Maring 1982), interact as seed predators and dispersers with tapir (*Tapirus terrestris*) and bruchid beetles to influence the distribution and density of palm clumps within the forest (Fragoso 1993). How accurate is our current knowledge of tropical forest dynamics, derived as it is from sites such as La Selva and Barro Colorado Island? At these sites white-lipped peccaries have long since disappeared, tapirs are absent or recently re-introduced, and seed dynamics have shifted to a lower level dominated by the smaller, less mobile rodents. In spite of their ecological and economic importance, white-lip population dynamics remain virtually unstudied (March 1993, Sowls 1984, Bodmer 1993, in press).

The proposed research will last for three years and will take place in several study sites. Data will be gathered at two different scales: Detailed data will be gathered on Maracas Island Ecological Reserve (Roraima, Brazil) by continuously radio-tracking several peccary herds and monitoring the demography and reproductive phenology of the dominant plants, and in particular arborescent palms, for three years. These data will allow an interpretation of larger scale, less detailed information gathered during annual visits to five sites in the Brazilian and Venezuelan Amazon. At each of the sites, past peccary population status and current hunting intensity will be assessed through interviews with local inhabitants (Amerindians, gold prospectors, and others).

Budget: \$25,000/yr.

Tapir Action Plan Authors and Specialist Group Members

Ric Barongi
General Manager, Animal Operations
Walt Disney Imagineering
1401 Flower St.
Glendale, CA 91221 USA

Richard E. Bodmer
Tropical Conservation and Development Program
315 Grinter Hall
University of Florida
Gainesville, FL 32611 USA

Daniel M. Brooks
Department of Wildlife and Fisheries Sciences
Texas A&M University
c/o Ecotropix, 1537 Marshall, Suite #1
Houston, TX 77006 USA

Lorena Calvo
Wildlife Preservation Trust International
Ave. Las Americas 17-11 A
Zona 14
GUATEMALA

Silvia Chalukian
Panamerican Agricultural School (ZAMORANO)
PO Box 93
Tegucigalpa
HONDURAS

Alfredo D. Cuaron
Wildlife Research Grp., Anatomy Dept.
University of Cambridge;
Downing Street
Cambridge CB2 3DY, UK

Craig C. Downer
Mountain Tapir Chapter Author
IUCN/SSC Tapir Specialist Group
P.O. Box 456
Minden, NV 89423 USA

John F. Eisenberg
Florida Museum of Natural History
Univ. of Florida
PO Box 117800
Gainesville, FL 32611-7800 USA

Mohd Khan bin Momin Khan
No. 10 Jalan Bomoh
Off Jalan Keramat Hujung
54200 Kuala Lumpur, MALAYSIA

Karl Kranz
Vice President/Animal Management
Philadelphia Zoological Gardens
3400 W. Girard Ave.
Philadelphia, PA 19104 USA

Ignacio J. March
El Colegio de la Frontera Sur
Apartado Postal #63
29-290 San Cristobal de las Casas
Chiapas, MEXICO

Leonel Marineros
Biologist
Secretary of the Environment
Bella Vista, Calle 9, #814
Comayagua, HONDURAS

Sharon Matola
Chair, IUCN Tapir Specialist Group
Belize Zoo and Tropical Education Center
Box 1787
Belize City, BELIZE

Fabio Olmos
R. Antonio F. Gandra 182
Sao Vicente, SP, 11390-250
BRAZIL

Ed Ramsay
University of Tennessee, Knoxville
Dept of Comparative Medicine
PO Box 1071
Knoxville, TN 37919-1071 USA

Heidi Rubio-Torgler
Fundacion Natura
Calle 31 #17-49
A.A. 55402
Bogota, COLOMBIA

Oliher Ryder
Geneticist, CRES
Zoological Society of San Diego
PO Box 551
San Diego, CA 92112-0551 USA

Nico Van Strien
Julianaweg 2
3g41 DM
Doom
NETHERLANDS

IUCN Red List Categories

Prepared by the IUCN Species Survival Commission
As approved by the 40th Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland
30 November 1994

I) Introduction

1. The threatened species categories now used in Red Data Books and Red Lists have been in place, with some modification, for almost 30 years. Since their introduction these categories have become widely recognised internationally, and they are now used in a whole range of publications and listings, produced by IUCN as well as by numerous governmental and non-governmental organisations. The Red Data Book categories provide an easily and widely understood method for highlighting those species under higher extinction risk, so as to focus attention on conservation measures designed to protect them.

2. The need to revise the categories has been recognised for some time. In 1984, the SSC held a symposium, 'The Road to Extinction' (Fitter & Fitter 1987), which examined the issues in some detail, and at which a number of options were considered for the revised system. However, no single proposal resulted. The current phase of development began in 1989 with a request from the SSC Steering Committee to develop a new approach that would provide the conservation community with useful information for action planning.

In this document, proposals for new definitions for Red List categories are presented. The general aim of the new system is to provide an explicit, objective framework for the classification of species according to their extinction risk.

The revision has several specific aims:

- to provide a system that can be applied consistently by different people;
- to improve the objectivity by providing those using the criteria with clear guidance on how to evaluate different factors which affect risk of extinction;
- to provide a system which will facilitate comparisons across widely different taxa;
- to give people using threatened species lists a better understanding of how individual species were classified.

3. The proposals presented in this document result from a continuing process of drafting, consultation and validation. It was clear that the production of a large number of draft proposals led to some confusion, especially as each draft has been used for classifying some set of species for conservation purposes. To clarify matters, and to open the way for modifications as and when they became necessary, a system for version numbering was applied as follows:

Version 1.0: Mace & Lande (1991)

The first paper discussing a new basis for the categories, and presenting numerical criteria especially relevant for large vertebrates.

Version 2.0: Mace *et al.* (1992)

A major revision of Version 1.0, including numerical criteria appropriate to all organisms and introducing the non-threatened categories.

Version 2.1: IUCN (1993)

Following an extensive consultation process within SSC, a number of changes were made to the details of the criteria, and fuller explanation of basic principles was included. A more explicit structure clarified the significance of the non-threatened categories.

Version 2.2: Mace & Stuart (1994)

Following further comments received and additional validation exercises, some minor changes to the criteria were made. In addition, the Susceptible category present in Versions 2.0 and 2.1 was subsumed into the Vulnerable category. A precautionary application of the system was emphasised.

Final Version

This final document, which incorporates changes as a result of comments from IUCN members, was adopted by the IUCN Council in December 1994.

All future taxon lists including categorisations should be based on this version, and not the previous ones.

4. In the rest of this document the proposed system is outlined in several sections. The Preamble presents some

basic information about the context and structure of the proposal, and the procedures that are to be followed in applying the definitions to species. This is followed by a section giving definitions of terms used. Finally the definitions are presented, followed by the quantitative criteria used for classification within the threatened categories. It is important for the effective functioning of the new system that all sections are read and understood, and the guidelines followed.

References:

Fitter, R., and M. Fitter, ed. (1987) *The Road to Extinction*. Gland, Switzerland: IUCN.

IUCN. (1993) *Draft IUCN Red List Categories*. Gland, Switzerland: IUCN.

Mace, G. M. *et al.* (1992) "The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List." *Species* 19: 16-22.

Mace, G. M., and R. Lande. (1991) "Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories." *Conserv. Biol.* 5:2: 148-157.

Mace, G. M. & S. N. Stuart. (1994) "Draft IUCN Red List Categories, Version 2.2". *Species* 21-22: 13-24.

II) Preamble

The following points present important information on the use and interpretation of the categories (= Critically Endangered, Endangered, etc.), criteria (= A to E), and sub-criteria (= a,b etc., i,ii etc.):

1. Taxonomic level and scope of the categorisation process

The criteria can be applied to any taxonomic unit at or below the species level. The term 'taxon' in the following notes, definitions and criteria is used for convenience, and may represent species or lower taxonomic levels, including forms that are not yet formally described. There is a sufficient range among the different criteria to enable the appropriate listing of taxa from the complete taxonomic spectrum, with the exception of micro-organisms. The criteria may also be applied within any specified geographical or political area although in such cases special notice should be taken of point 11 below. In presenting the results of applying the criteria, the taxonomic unit and area under consideration should be made explicit. The categorisation process should only be applied to wild populations inside their natural range, and to populations resulting from benign introductions (defined in the draft

IUCN Guidelines for Re-introductions as "...an attempt to establish a species, for the purpose of conservation, outside its recorded distribution, but within an appropriate habitat and eco-geographical area").

2. Nature of the categories

All taxa listed as Critically Endangered qualify for Vulnerable and Endangered, and all listed as Endangered qualify for Vulnerable. Together these categories are described as 'threatened'. The threatened species categories form a part of the overall scheme. It will be possible to place all taxa into one of the categories (see Figure 1).

3. Role of the different criteria

For listing as Critically Endangered, Endangered or Vulnerable there is a range of quantitative criteria; meeting any one of these criteria qualifies a taxon for listing at that level of threat. Each species should be evaluated against all the criteria. The different criteria (A-E) are derived from a wide review aimed at detecting risk factors across the broad range of organisms and the diverse life histories they exhibit. Even though some criteria will be inappropriate for certain taxa (some taxa will never qualify under these however close to extinction they come), there should be criteria appropriate for assessing threat levels for any taxon (other than micro-organisms). The relevant factor is whether any one criterion is met, not whether all are appropriate or all are met. Because it will never be clear which criteria are appropriate for a particular species in advance, each species should be evaluated against all the criteria, and any criterion met should be listed.

4. Derivation of quantitative criteria

The quantitative values presented in the various criteria associated with threatened categories were developed through wide consultation and they are set at what are generally judged to be appropriate levels, even if no formal justification for these values exists. The levels for different criteria within categories were set independently but against a common standard. Some broad consistency between them was sought. However, a given taxon should not be expected to meet all criteria (A-E) in a category; meeting any one criterion is sufficient for listing.

5. Implications of listing

Listing in the categories of Not Evaluated and Data Deficient indicates that no assessment of extinction risk has been made, though for different reasons. Until such time as an assessment is made, species listed in these categories should not be treated as if they were non-threatened, and it may be appropriate (especially for Data Deficient forms) to give them the same degree of protection as threatened taxa, at least until their status can be evaluated.

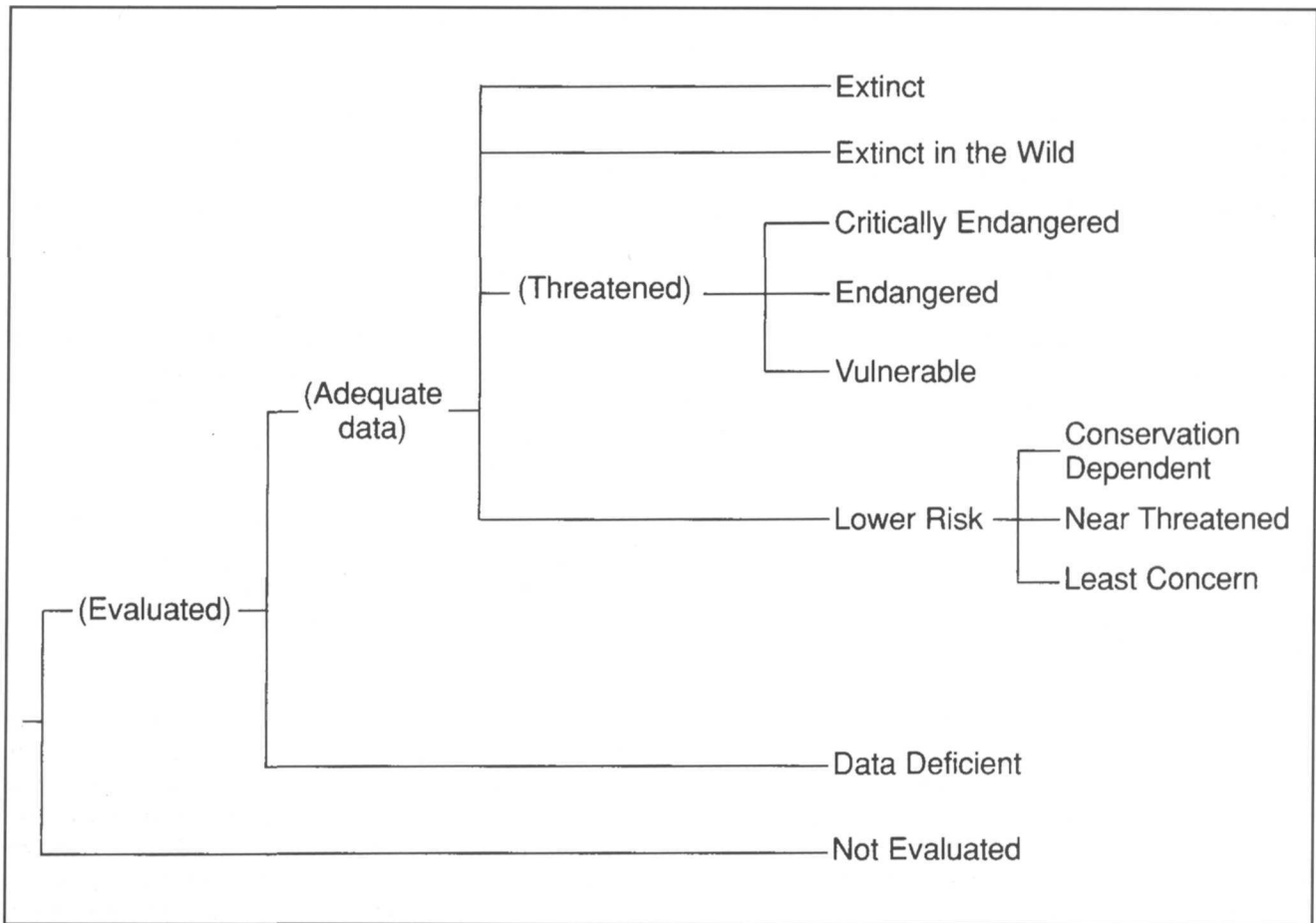


Figure 1: Structure of the Categories

Extinction is assumed here to be a chance process. Thus, a listing in a higher extinction risk category implies a higher expectation of extinction, and over the time-frames specified more taxa listed in a higher category are expected to go extinct than in a lower one (without effective conservation action). However, the persistence of some taxa in high risk categories does not necessarily mean their initial assessment was inaccurate.

6. Data quality and the importance of inference and projection

The criteria are clearly quantitative in nature. However, the absence of high quality data should not deter attempts at applying the criteria, as methods involving estimation, inference and projection are emphasised to be acceptable throughout. Inference and projection may be based on extrapolation of current or potential threats into the future (including their rate of change), or of factors related to population abundance or distribution (including dependence on other taxa), so long as these can reasonably be supported. Suspected or inferred patterns in either the recent past, present or near future can be based on any of a series of related factors, and these factors should be specified.

Taxa at risk from threats posed by future events of low probability but with severe consequences (catastrophes) should be identified by the criteria (e.g. small distributions, few locations). Some threats need to be identified particularly early, and appropriate actions taken, because their effects are irreversible, or nearly so (pathogens, invasive organisms, hybridization).

7. Uncertainty

The criteria should be applied on the basis of the available evidence on taxon numbers, trend and distribution, making due allowance for statistical and other uncertainties. Given that data are rarely available for the whole range or population of a taxon, it may often be appropriate to use the information that is available to make intelligent inferences about the overall status of the taxon in question. In cases where a wide variation in estimates is found, it is legitimate to apply the precautionary principle and use the estimate (providing it is credible) that leads to listing in the category of highest risk.

Where data are insufficient to assign a category (including Lower Risk), the category of 'Data Deficient' may be assigned. However, it is important to recognise that this category indicates that data are inadequate to determine

the degree of threat faced by a taxon, not necessarily that the taxon is poorly known. In cases where there are evident threats to a taxon through, for example, deterioration of its only known habitat, it is important to attempt threatened listing, even though there may be little direct information on the biological status of the taxon itself. The category 'Data Deficient' is not a threatened category, although it indicates a need to obtain more information on a taxon to determine the appropriate listing.

8. Conservation actions in the listing process

The criteria for the threatened categories are to be applied to a taxon whatever the level of conservation action affecting it. In cases where it is only conservation action that prevents the taxon from meeting the threatened criteria, the designation of 'Conservation Dependent' is appropriate. It is important to emphasise here that a taxon require conservation action even if it is not listed as threatened.

9. Documentation

All taxon lists including categorisation resulting from these criteria should state the criteria and sub-criteria that were met. No listing can be accepted as valid unless at least one criterion is given. If more than one criterion or sub-criterion was met, then each should be listed. However, failure to mention a criterion should not necessarily imply that it was not met. Therefore, if a re-evaluation indicates that the documented criterion is no longer met, this should not result in automatic down-listing. Instead, the taxon should be re-evaluated with respect to all criteria to indicate its status. The factors responsible for triggering the criteria, especially where inference and projection are used, should at least be logged by the evaluator, even if they cannot be included in published lists.

10. Threats and priorities

The category of threat is not necessarily sufficient to determine priorities for conservation action. The category of threat simply provides an assessment of the likelihood of extinction under current circumstances, whereas a system for assessing priorities for action will include numerous other factors concerning conservation action such as costs, logistics, chances of success, and even perhaps the taxonomic distinctiveness of the subject.

11. Use at regional level

The criteria are most appropriately applied to whole taxa at a global scale, rather than to those units defined by regional or national boundaries. Regionally or nationally based threat categories, which are aimed at including taxa that are threatened at regional or national levels (but not necessarily throughout their global ranges), are best used with two key pieces of information: the global status category for the taxon, and the proportion of the global

population or range that occurs within the region or nation. However, if applied at regional or national level it must be recognised that a global category of threat may not be the same as a regional or national category for a particular taxon. For example, taxa classified as Vulnerable on the basis of their global declines in numbers or range might be Lower Risk within a particular region where their populations are stable. Conversely, taxa classified as Lower Risk globally might be Critically Endangered within a particular region where numbers are very small or declining, perhaps only because they are at the margins of their global range. IUCN is still in the process of developing guidelines for the use of national red list categories.

12. Re-evaluation

Evaluation of taxa against the criteria should be carried out at appropriate intervals. This is especially important for taxa listed under Near Threatened, or Conservation Dependent, and for threatened species whose status is known or suspected to be deteriorating.

13. Transfer between categories

There are rules to govern the movement of taxa between categories. These are as follows: (A) A taxon may be moved from a category of higher threat to a category of lower threat if none of the criteria of the higher category has been met for five years or more. (B) If the original classification is found to have been erroneous, the taxon may be transferred to the appropriate category or removed from the threatened categories altogether, without delay (but see Section 9). (C) Transfer from categories of lower to higher risk should be made without delay.

14. Problems of scale

Classification based on the sizes of geographic ranges or the patterns of habitat occupancy is complicated by problems of spatial scale. The finer the scale at which the distributions or habitats of taxa are mapped, the smaller the area will be that they are found to occupy. Mapping at finer scales reveals more areas in which the taxon is unrecorded. It is impossible to provide any strict but general rules for mapping taxa or habitats; the most appropriate scale will depend on the taxa in question, and the origin and comprehensiveness of the distributional data. However, the thresholds for some criteria (e.g. Critically Endangered) necessitate mapping at a fine scale.

III) Definitions

1. Population

Population is defined as the total number of individuals of the taxon. For functional reasons, primarily owing to

differences between life-forms, population numbers are expressed as numbers of mature individuals only. In the case of taxa obligately dependent on other taxa for all or part of their life cycles, biologically appropriate values for the host taxon should be used.

2. Subpopulations

Subpopulations are defined as geographically or otherwise distinct groups in the population between which there is little exchange (typically one successful migrant individual or gamete per year or less).

3. Mature individuals

The number of mature individuals is defined as the number of individuals known, estimated or inferred to be capable of reproduction. When estimating this quantity the following points should be borne in mind:

- Where the population is characterised by natural fluctuations the minimum number should be used.
- This measure is intended to count individuals capable of reproduction and should therefore exclude individuals that are environmentally, behaviourally or otherwise reproductively suppressed in the wild.
- In the case of populations with biased adult or breeding sex ratios it is appropriate to use lower estimates for the number of mature individuals which take this into account (e.g. the estimated effective population size).
- Reproducing units within a clone should be counted as individuals, except where such units are unable to survive alone (e.g. corals).
- In the case of taxa that naturally lose all or a subset of mature individuals at some point in their life cycle, the estimate should be made at the appropriate time, when mature individuals are available for breeding.

4. Generation

Generation may be measured as the average age of parents in the population. This is greater than the age at first breeding, except in taxa where individuals breed only once.

5. Continuing decline

A continuing decline is a recent, current or projected future decline whose causes are not known or not adequately controlled and so is liable to continue unless remedial measures are taken. Natural fluctuations will not normally count as a continuing decline, but an observed decline should not be considered to be part of a natural fluctuation unless there is evidence for this.

6. Reduction

A reduction (criterion A) is a decline in the number of mature individuals of at least the amount (%) stated over the time period (years) specified, although the decline need not still be continuing. A reduction should not be interpreted as part of a natural fluctuation unless there is good evidence for this. Downward trends that are part of natural fluctuations will not normally count as a reduction.

7. Extreme fluctuations

Extreme fluctuations occur in a number of taxa where population size or distribution area varies widely, rapidly and frequently, typically with a variation greater than one order of magnitude (i.e. a tenfold increase or decrease).

8. Severely fragmented

Severely fragmented refers to the situation where increased extinction risks to the taxon result from the fact that most individuals within a taxon are found in small and relatively isolated subpopulations. These small subpopulations may go extinct, with a reduced probability of recolonisation.

9. Extent of occurrence

Extent of occurrence is defined as the area contained within the shortest continuous imaginary boundary which can be drawn to encompass all the known, inferred or projected sites of present occurrence of a taxon, excluding cases of vagrancy. This measure may exclude discontinuities or disjunctions within the overall distributions of taxa (e.g. large areas of obviously unsuitable habitat) (but see 'area of occupancy'). Extent of occurrence can often be measured by a minimum convex polygon (the smallest polygon in which no internal angle exceeds 180 degrees and which contains all the sites of occurrence).

10. Area of occupancy

Area of occupancy is defined as the area within its 'extent of occurrence' (see definition) which is occupied by a taxon, excluding cases of vagrancy. The measure reflects the fact that a taxon will not usually occur throughout the area of its extent of occurrence, which may, for example, contain unsuitable habitats. The area of occupancy is the smallest area essential at any stage to the survival of existing populations of a taxon (e.g. colonial nesting sites, feeding sites for migratory taxa). The size of the area of occupancy will be a function of the scale at which it is measured, and should be at a scale appropriate to relevant biological aspects of the taxon. The criteria include values in km², and thus to avoid errors in classification, the area of occupancy should be measured on grid squares (or equivalents) which are sufficiently small (see Figure 2).

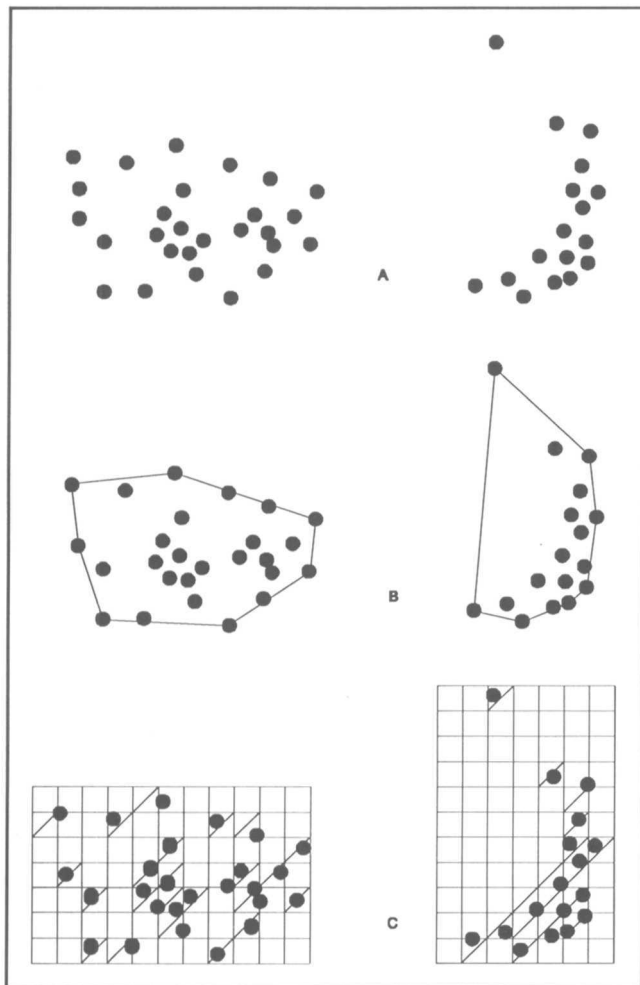


Figure 2: Two examples of the distinction between extent of occurrence and area of occupancy. (a) is the spatial distribution of known, inferred or projected sites of occurrence. (b) shows one possible boundary to the extent of occurrence, which is the measured area within this boundary. (c) shows one measure of area of occupancy which can be measured by the sum of the occupied grid squares.

11. Location

Location defines a geographically or ecologically distinct area in which a single event (e.g. pollution) will soon affect all individuals of the taxon present. A location usually, but not always, contains all or part of a subpopulation of the taxon, and is typically a small proportion of the taxon's total distribution.

12. Quantitative analysis

A quantitative analysis is defined here as the technique of population viability analysis (PVA), or any other quantitative form of analysis, which estimates the extinction probability of a taxon or population based on the known life history and specified management or non-management options. In presenting the results of quantitative analyses the structural equations and the data should be explicit.

IV) The Categories ¹

EXTINCT (EX)

A taxon is Extinct when there is no reasonable doubt that the last individual has died.

EXTINCT IN THE WILD (EW)

A taxon is Extinct in the wild when it is known only to survive in cultivation, in captivity or as a naturalised population (or populations) well outside the past range. A taxon is presumed extinct in the wild when exhaustive surveys in known and/or expected habitat, at appropriate times (diurnal, seasonal, annual), throughout its historic range have failed to record an individual. Surveys should be over a time frame appropriate to the taxon's life cycle and life form.

CRITICALLY ENDANGERED (CR)

A taxon is Critically Endangered when it is facing an extremely high risk of extinction in the wild in the immediate future, as defined by any of the criteria (A to E) on page 162.

ENDANGERED (EN)

A taxon is Endangered when it is not Critically Endangered but is facing a very high risk of extinction in the wild in the near future, as defined by any of the criteria (A to E) on pages 162 and 163.

VULNERABLE (VU)

A taxon is Vulnerable when it is not Critically Endangered or Endangered but is facing a high risk of extinction in the wild in the medium-term future, as defined by any of the criteria (A to D) on pages 163 and 164.

LOWER RISK (LR)

A taxon is Lower Risk when it has been evaluated, does not satisfy the criteria for any of the categories Critically Endangered, Endangered or Vulnerable. Taxa included in the Lower Risk category can be separated into three subcategories:

1. **Conservation Dependent (cd).** Taxa which are the focus of a continuing taxon-specific or habitat-specific conservation programme targeted towards the taxon in question, the cessation of which would result in the taxon qualifying for one of the threatened categories above within a period of five years.
2. **Near Threatened (nt).** Taxa which do not qualify for Conservation Dependent, but which are close to qualifying for Vulnerable.
3. **Least Concern (lc).** Taxa which do not qualify for Conservation Dependent or Near Threatened.

DATA DEFICIENT (DD)

A taxon is Data Deficient when there is inadequate information to make a direct, or indirect, assessment of its risk of extinction based on its distribution and/or population status. A taxon in this category may be well studied, and its biology well known, but appropriate data on abundance and/or distribution is lacking. Data Deficient is therefore not a category of threat or Lower Risk. Listing of taxa in this category indicates that more information is required and acknowledges the possibility that future research will show that threatened classification is appropriate. It is important to make positive use of whatever data are available. In many cases great care should be exercised in choosing between DD and threatened status. If the range of a taxon is suspected to be relatively circumscribed, if a considerable period of time has elapsed since the last record of the taxon, threatened status may well be justified.

NOT EVALUATED (NE)

A taxon is Not Evaluated when it has not yet been assessed against the criteria.

¹ Note: As in previous IUCN categories, the abbreviation of each category (in parenthesis) follows the English denominations when translated into other languages.

V) The Criteria for Critically Endangered, Endangered and Vulnerable

CRITICALLY ENDANGERED (CR)

A taxon is Critically Endangered when it is facing an extremely high risk of extinction in the wild in the immediate future, as defined by any of the following criteria (A to E):

A) Population reduction in the form of either of the following:

- 1) An observed, estimated, inferred or suspected reduction of at least 80% over the last 10 years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of the following:
 - a) direct observation
 - b) an index of abundance appropriate for the taxon
 - c) a decline in area of occupancy, extent of occurrence and/or quality of habitat
 - d) actual or potential levels of exploitation
 - e) the effects of introduced taxa, hybridisation, pathogens, pollutants, competitors or parasites.

- 2) A reduction of at least 80%, projected or suspected to be met within the next 10 years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of (b), (c), (d) or (e) above.

B) Extent of occurrence estimated to be less than 100km² or area of occupancy estimated to be less than 10km², and estimates indicating any two of the following:

- 1) Severely fragmented or known to exist at only a single location.
- 2) Continuing decline, observed, inferred or projected, in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) area, extent and/or quality of habitat
 - d) number of locations or subpopulations
 - e) number of mature individuals.
- 3) Extreme fluctuations in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) number of locations or subpopulations
 - d) number of mature individuals.

C) Population estimated to number less than 250 mature individuals and either:

- 1) An estimated continuing decline of at least 25% within three years or one generation, whichever is longer or
- 2) A continuing decline, observed, projected, or inferred, in numbers of mature individuals and population structure in the form of either:
 - a) severely fragmented (i.e. no subpopulation estimated to contain more than 50 mature individuals)
 - b) all individuals are in a single subpopulation.

D) Population estimated to number less than 50 mature individuals.

E) Quantitative analysis showing the probability of extinction in the wild is at least 50% within 10 years or three generations, whichever is the longer.

ENDANGERED (EN)

A taxon is Endangered when it is not Critically Endangered but is facing a very high risk of extinction in the wild in the near future, as defined by any of the following criteria (A to E):

A) Population reduction in the form of either of the following:

- 1) An observed, estimated, inferred or suspected reduction of at least 50% over the last 10 years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of the following:

- a) direct observation
- b) an index of abundance appropriate for the taxon
- c) a decline in area of occupancy, extent of occurrence and/or quality of habitat
- d) actual or potential levels of exploitation
- e) the effects of introduced taxa, hybridisation, pathogens, pollutants, competitors or parasites.

2) A reduction of at least 50%, projected or suspected to be met within the next 10 years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of (b), (c), (d), or (e) above.

B) Extent of occurrence estimated to be less than 5000km² or area of occupancy estimated to be less than 500km², and estimates indicating any two of the following:

- 1) Severely fragmented or known to exist at no more than five locations.
- 2) Continuing decline, inferred, observed or projected, in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) area, extent and/or quality of habitat
 - d) number of locations or subpopulations
 - e) number of mature individuals.
- 3) Extreme fluctuations in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) number of locations or subpopulations
 - d) number of mature individuals.

C) Population estimated to number less than 2500 mature individuals and either:

- 1) An estimated continuing decline of at least 20% within five years or two generations, whichever is longer, or
- 2) A continuing decline, observed, projected, or inferred, in numbers of mature individuals and population structure in the form of either:
 - a) severely fragmented (i.e. no subpopulation estimated to contain more than 250 mature individuals)
 - b) all individuals are in a single subpopulation.

D) Population estimated to number less than 250 mature individuals.

E) Quantitative analysis showing the probability of extinction in the wild is at least 20% within 20 years or five generations, whichever is the longer.

VULNERABLE (VU)

A taxon is Vulnerable when it is not Critically Endangered or Endangered but is facing a high risk of extinction in the wild in the medium-term future, as defined by any of the following criteria (A to E):

A) Population reduction in the form of either of the following:

- 1) An observed, estimated, inferred or suspected reduction of at least 20% over the last 10 years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of the following:
 - a) direct observation
 - b) an index of abundance appropriate for the taxon
 - c) a decline in area of occupancy, extent of occurrence and/or quality of habitat
 - d) actual or potential levels of exploitation
 - e) the effects of introduced taxa, hybridisation, pathogens, pollutants, competitors or parasites.
- 2) A reduction of at least 20%, projected or suspected to be met within the next ten years or three generations, whichever is the longer, based on (and specifying) any of (b), (c), (d) or (e) above.

B) Extent of occurrence estimated to be less than 20,000km² or area of occupancy estimated to be less than 2000km², and estimates indicating any two of the following:

- 1) Severely fragmented or known to exist at no more than ten locations.
- 2) Continuing decline, inferred, observed or projected, in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) area, extent and/or quality of habitat
 - d) number of locations or subpopulations
 - e) number of mature individuals
- 3) Extreme fluctuations in any of the following:
 - a) extent of occurrence
 - b) area of occupancy
 - c) number of locations or subpopulations
 - d) number of mature individuals

C) Population estimated to number less than 10,000 mature individuals and either:

- 1) An estimated continuing decline of at least 10% within 10 years or three generations, whichever is longer, or

- 2) A continuing decline, observed, projected, or inferred, in numbers of mature individuals and population structure in the form of either:
 - a) severely fragmented (i.e. no subpopulation estimated to contain more than 1000 mature individuals)
 - b) all individuals are in a single subpopulation

D) Population very small or restricted in the form of either of the following:

- 1) Population estimated to number less than 1000 mature individuals.
- 2) Population is characterised by an acute restriction

in its area of occupancy (typically less than 100km²) or in the number of locations (typically less than five). Such a taxon would thus be prone to the effects of human activities (or stochastic events whose impact is increased by human activities) within a very short period of time in an unforeseeable future, and is thus capable of becoming Critically Endangered or even Extinct in a very short period.

E) Quantitative analysis showing the probability of extinction in the wild is at least 10% within 100 years.

Note: copies of the IUCN Red List Categories booklet, are available on request from IUCN (address on back cover of this Action Plan)

IUCN/SSC Action Plans for the Conservation of Biological Diversity

- Action Plan for African Primate Conservation: 1986-1990.* Compiled by J.F. Oates and the IUCN/SSC Primate Specialist Group, 1986, 41 pp. (Out of print.) *Action Plan for Asian Primate Conservation: 1987-1991.* Compiled by A.A. Eudey and the IUCN/SSC Primate Specialist Group, 1987, 65 pp. (Out of print.)
- Antelopes. Global Survey and Regional Action Plans. Part 1. East and Northeast Africa.* Compiled by R. East and the IUCN/SSC Antelope Specialist Group, 1988, 96 pp. (Out of print.)
- Dolphins, Porpoises and Whales. An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988-1992. Second Edition.* Compiled by W.F. Perrin and the IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, 1989, 27 pp. (Out of print.)
- The Kouprey. An Action Plan for its Conservation.* Compiled by J.R. MacKinnon, S.N. Stuart and the IUCN/SSC Asian Wild Cattle Specialist Group, 1988, 19 pp. (Out of print.)
- Weasels, Civets, Mongooses and their Relatives. An Action Plan for the Conservation of Mustelids and Viverrids.* Compiled by A. Schreiber, R. Wirth, M. Riffel, H. van Rompaey and the IUCN/SSC Mustelid and Viverrid Specialist Group, 1989, 99 pp. (Out of Print.)
- Antelopes. Global Survey and Regional Action Plans. Part 2. Southern and South-central Africa.* Compiled by R. East and the IUCN/SSC Antelope Specialist Group, 1989, 96 pp. (Out of print.)
- Asian Rhinos. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by Mohd Khan bin Momin Khan and the IUCN/SSC Asian Rhino Specialist Group, 1989, 23 pp. (Out of print.)
- Tortoises and Freshwater Turtles. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, 1989, 47 pp.
- African Elephants and Rhinos. Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled by D.H.M. Cumming, R.F. du Toit, S.N. Stuart and the IUCN/SSC African Elephant and Rhino Specialist Group, 1990, 73 pp. (Out of print.)
- Foxes, Wolves, Jackals, and Dogs. An Action Plan for the Conservation of Canids.* Compiled by J.R. Ginsberg, D.W. Macdonald, and the IUCN/SSC Canid and Wolf Specialist Groups, 1990, 116 pp.
- The Asian Elephant. An Action Plan for its Conservation.* Compiled by C. Santiapillai, P. Jackson, and the IUCN/SSC Asian Elephant Specialist Group, 1990, 79 pp.
- Antelopes. Global Survey and Regional Action Plans. Part 3. West and Central Africa.* Compiled by R. East and the IUCN/SSC Antelope Specialist Group, 1990, 171 pp.
- Otters. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by P. Foster-Turley, S. Macdonald, C. Mason and the IUCN/SSC Otter Specialist Group, 1990, 126 pp.
- Rabbits, Hares and Pikas. Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled by J.A. Chapman, J.E.C. Flux, and the IUCN/SSC Lagomorph Specialist Group, 1990, 168 pp.
- Insectivora and Elephant-Shrews. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by M.E. Nicoll, G.B. Rathbun and the IUCN/SSC Insectivore, Tree-Shrew and Elephant-Shrew Specialist Group, 1990, 53 pp.
- Swallowtail Butterflies. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by T.R. New, N.M. Collins and the IUCN/SSC Lepidoptera Specialist Group, 1991, 36 pp.
- Crocodiles. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by J. Thorbjarnarson, H. Messel, F.W. King, J.P. Ross and the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, 1992, 136 pp.
- South American Camelids. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by H. Torres and the IUCN/SSC South American Camelid Specialist Group, 1992, 58 pp.
- Australasian Marsupials and Monotremes. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by M. Kennedy and the IUCN/SSC Australasian Marsupial and Monotreme Specialist Group, 1992, 103 pp.
- Lemurs of Madagascar. An Action Plan for their Conservation: 1993-1999.* Compiled by R.A. Mittermeier, W.R. Konstant, M.E. Nicoll, O. Langrand and the IUCN/SSC Primate Specialist Group, 1992, 58 pp. (Out of print.)
- Zebras, Asses and Horses. An Action Plan for the Conservation of Wild Equids.* Compiled by P. Duncan and the IUCN/SSC Equid Specialist Group, 1992, 36 pp.
- Old World Fruit Bats. An Action Plan for their Conservation.* Compiled by S. Mickleburgh, A.M. Hutson, P.A. Racey and the IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group, 1992, 252 pp. (Out of print.)
- Seals, Fur Seals, Sea Lions, and Walrus. Status Survey and Conservation Action Plan.* Peter Reijnders, Sophie Brasseur, Jaap van der Toorn, Peter van der Wolf, Ian Boyd, John Harwood, David Lavigne, Lloyd Lowry, and the IUCN/SSC Seal Specialist Group, 1993, 88 pp.
- Pigs, Peccaries, and Hippos. Status Survey and Conservation Action Plan.* Edited by William L.R. Oliver and the IUCN/SSC Pigs and Peccaries Specialist Group and the IUCN/SSC Hippo Specialist Group, 1993, 202 pp.
- The Red Panda, Olingos, Coatis, Raccoons, and their Relatives. Status Survey and Conservation Action Plan for Procyonids and Ailurids.* (In English and Spanish) Compiled by Angela R. Glatston and the IUCN/SSC Mustelid, Viverrid, and Procyonid Specialist Group, 1994, 103 pp.
- Dolphins, Porpoises, and Whales. 1994-1998 Action Plan for the Conservation of Cetaceans.* Compiled by Randall R. Reeves and Stephen Leatherwood together with the IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, 1994, 91 pp.
- Megapodes. An Action Plan for their Conservation 1995-1999.* Compiled by Rene W.R.J. Dekker, Philip J.K. McGowan and the WPA/BirdLife/SSC Megapode Specialist Group, 1995, 41 pp.
- Partridges, Quails, Francolins, Snowcocks and Guineafowl. Status Survey and Conservation Action Plan 1995-1999.* Compiled by Philip J.K. McGowan, Simon D. Dowell, John P. Carroll and Nicholas J.A. Aebischer and the WPA/BirdLife/SSC Partridge, Quail and Francolin Specialist Group. 1995, 102 pp.
- Pheasants: Status Survey and Conservation Action Plan 1995-1999.* Compiled by Philip J.K. McGowan and Peter J. Garson on behalf of the WPA/BirdLife/SSC Pheasant Specialist Group, 1995, 116 pp.
- Wild Cats: Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled and edited by Kristin Nowell and Peter Jackson and the IUCN/SSC Cat Specialist Group, 1996, 406 pp.
- Eurasian Insectivores and Tree Shrews: Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled by David Stone and the IUCN/SSC Insectivore, Tree Shrew and Elephant Shrew Specialist Group. 1996, 108 pp.
- African Primates: Status Survey and Conservation Action Plan* (Revised edition). Compiled by John F. Oates and the IUCN/SSC Primate Specialist Group. 1996, 80 pp.
- The Cranes: Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled by Curt D. Meine and George W. Archibald and the IUCN/SSC Crane Specialist Group, 1996, 401 pp.
- Orchids: Status Survey and Conservation Action Plan.* Edited by Eric Hagsater and Vinciane Dumont, compiled by Alec Pridgeon and the IUCN/SSC Orchid Specialist Group, 1996, 153 pp.
- Palms: Their Conservation and Sustained Utilization. Status Survey and Conservation Action Plan.* Edited by Dennis Johnson and the IUCN/SSC Palm Specialist Group, 1996, 116 pp.
- Conservation of Mediterranean Island Plants. 1. Strategy for Action.* Compiled by O. Delanoe, B. de Montmollin, L. Olivier and the IUCN/SSC Mediterranean Islands Plant Specialist Group, 1996, 106 pp.
- Asian Rhinos: Status Survey and Conservation Action Plan* (Second edition). Edited by Thomas J. Foose and Nico van Strien and the IUCN/SSC Asian Rhino Specialist Group, 1997, 112 pp.
- Wild Sheep and Goats and their relatives: Status Survey and Conservation Action Plan.* Edited by David M. Shackleton and the IUCN/SSC Caprinae Specialist Group, 1997, 390 pp.
- The Ethiopian Wolf: Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled and edited by Claudio Sillero-Zubiri and David Macdonald and the IUCN/SSC Canid Specialist Group, 1997, 123pp.
- Cactus and Succulent Plants.* Compiled by Sara Oldfield and the IUCN/SSC Cactus and Succulent Specialist Group, 1997, 212 + x pp.
- Dragonflies: Status Survey and Conservation Action Plan.* Compiled by Norman W. Moore and the IUCN/SSC Odonata Specialist Group, 1997, 28 + vpp.

A complete list of IUCN/SSC publications is available from the SSC office, Rue Mauverney 28, CH 1196 Gland, Switzerland. Tel: +41 22 999 0150, Fax: +41 22 999 0015, E-mail: sns@hq.iucn.org

IUCN/Species Survival Commission

The Species Survival Commission (SSC) is one of six volunteer commissions of IUCN - The World Conservation Union, a union of sovereign states, government agencies and non-governmental organizations. IUCN has three basic conservation objectives: to secure the conservation of nature, and especially of biological diversity, as an essential foundation for the future; to ensure that where the earth's natural resources are used this is done in a wise, equitable and sustainable way; and to guide the development of human communities towards ways of life that are both of good quality and in enduring harmony with other components of the biosphere.

The SSC's mission is to conserve biological diversity by developing and executing programs to save, restore and wisely manage species and their habitats. A volunteer network comprised of nearly 7,000 scientists, field researchers, government officials and conservation leaders from 188 countries, the SSC membership is an unmatched source of information about biological diversity and its conservation. As such, SSC members provide technical and scientific counsel for conservation projects throughout the world and serve as resources to governments, international conventions and conservation organizations.

The IUCN/SSC Action Plan series assesses the conservation status of species and their habitats, and specifies conservation priorities. The series is one of the world's most authoritative sources of species conservation information available to nature resource managers, conservationists and government officials around the world.

IUCN Species Survival Commission
Rue Mauverney 28, CH-1196 Gland, Switzerland.
Tel: + +41 22 999 01 53, Fax: + +41 22 999 00 15
E-mail: lwh@hq.iucn.org

IUCN Publications Services Unit,
219c Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, UK.
Tel: + +44 1223 277894, Fax: + +44 1223 277175
E-mail: iucn-psu@wcmc.org.uk

IUCN

The World Conservation Union



SPECIES SURVIVAL COMMISSION