

Exhibit R-007

WWF, “Money Talks: economic aspects of marine turtle
use and conservation”

2004



Sebastian Troëng and Carlos Drews

MONEY TALKS

economic aspects
of marine turtle use
and conservation





FRAN & EARLE KETLEY

Sebastian Troëng

Sebastian Troëng is Scientific Director of Caribbean Conservation Corporation in Costa Rica (www.cccturtle.org). He has worked with marine turtle conservation in Central America, Europe, Asia, Australia and Oceania since 1991.

Carlos Drews

Carlos Drews is WWF's Regional Coordinator for Marine Turtle Conservation in Latin America and the Caribbean.

Cite as: Troëng, S. and Drews C. (2004)
Money Talks: Economic Aspects of Marine Turtle Use and Conservation, WWF-International, Gland, Switzerland www.panda.org

Money Talks:

Economic Aspects of Marine Turtle Use and Conservation

Acknowledgements

This study would not have been possible had it not been for the generous assistance of a large number of people. Alberto Abreu, Windia Adnyana, Joanna Alfaro, Harry Andrews, Hyacinthe Angoni, Gary Appleson, Randall Arauz, Annette Arjoon, Rob Atkinson, Roger Bailye, George Balazs, Beverly Ball, Robert Baldwin, Claudio Bellini, Brenda Bossman, Mario Boza, Andy Caballero, Charles Caillouet, Juan Carlos Cantú, Herman Cesar, Didiher Chacón, Stéphane Ciccione, Gordon Claridge, Becky Crane, Carlos Diez, Dimitrios Dimopoulos, Jose Luis Di Paola, Marydele Donnelly, Dave Eastham, Dan Evans, Alejandro Fallabrino, Helen Fazakerley, Jerris Foote, Angela Formia, Jack Frazier, Jacques Fretey, Mauricio Garduño, David Godfrey, María Elena González, Raúl de J. González Díaz Mirón, Brendan Godley, Vicente Gúzman, Tim Harvey, Eve Haverfield, Gail Hearn, Roberto Herrera, Wendy Herron, Ron Holland, Julia Horrocks, Charlotte Hudson, Anna Hywel-Davies, Marzena Jankowska, Thushan Kapurusinghe, Vishwas Katdare, Laurent Kelle, Ali Al Kiyumi, Sujeet Kumar Dongre, Yaniv Levy, Carl Lloyd, Edna López, Luis Felipe López, Jeff Mangel, Marina (Kido team), Rod Mast, Sara Maxwell, Sharon Maxwell, Pat McCloskey, Miguel Medina, Pascal Melot, Anne Meylan, Badaruddin Mohamed, Somchai Monanunsap, Félix Moncada, Anthony Mora, Natalia Morales, Catharine Muir, M.Rama Murty, Wallace J. Nichols, Celia Nicholls, Amanda Nickson, Calina Norton, Erasmus Owusu, Joel Palma, Rudi Permana, Jocelyn Peskin, George Petro, Rotney Piedra, Nick Pilcher, Earl Possardt, Wagner Quiros, Marissa Ramjattan, Sue Ranger, Adam Roberts, Salim Al-Saady, Carl Safina, Dennis Sammy, Dewi Satriani, Kartik Shanker, Debbie Sherman, Marco Solano, Jules Soto, Guy-Philippe Sounguet, Todd Steiner, Joca Thomé, Sara Townsend, Robin Trindell, Tony Tucker, Robert van Dam, Lily Venizelos, Roger Villavicencio, Richard Winn, Simon Wilson, Larry Wood, Richard Zanre and Patricia Zárate shared data, contacts and their wisdom.

Special thanks go to all those who provided great hospitality, logistic support and valuable information during visits to case study sites:

In Ostional, Costa Rica: ADIO, Carlos-Mario Orrego and Rodrigo Morera

In Tortuguero, Costa Rica: CCC, Zelmira Williams and Eduardo Chamorro

In Malaysia: Nick Pilcher, Paul Basintal, Pauline Chin, Terengganu tourism board, Kamaruddin Ibrahim and his staff at TUMEC, EH Chan, HC Liew, Malaysia Tourism Board, Central Bank of Malaysia, Andrew Ng, and Chris Shepherd

In Maldives: Hussein Zahir

In Seychelles: Jeanne Mortimer, Frauke Dogley, Eddy Belle, John Nevill, George and Margaret Norah, Steven Barbe, Selby Remie, Nirmal Shah, David Rowat, Jude Bijoux, and Michel Mellie

In South Africa: George Hughes, Ronel Nel, Patrick Boddam-Parker, Mike Bower, Sandy Ferguson, Dean Morton, Richard Penn-Sawyers, and Walter Baard

In Brazil: TAMAR, Neca and Guy Marcovaldi, Lali Guardia, Gustavo Lopez, Fernando Rodriguez, Betânia Ferreira, Luciana Brondizio, Victor de Andrade, Gonzalo Rostan, Cristiana Coimbra and Gilberto Sales

Lisa Campbell, Karen Eckert, Cynthia Lagueux, Sue Lieberman, Warwick Moss, Adrian Reuter, Kirsten Schuyt and Scott Whiting provided constructive comments on an earlier draft and presentation that greatly strengthened the final version of this report. The contents are entirely the responsibility of the authors. The study was encouraged and funded by WWF International Species Programme. Support by Sue Lieberman, Amanda Nickson and Joanna Benn was instrumental to make it happen.

Contents

Summary	6
Why consider economic aspects of marine turtle use and conservation?	8
Analytical framework and methodology	12
Direct use	15
Consumptive marine turtle use	16
Non-consumptive marine turtle use	18
Direct use options: economic consequences of a fundamental policy decision	22
Passive use	25
Replacement cost	28
Policy and management implications	30
Direct use	31
Passive use	32
Cost of marine turtle loss	32
Replacement cost	33
Conclusions	34
Recommendations	36
Appendices	38
1 Case studies – marine turtle use and conservation	39
2 Sites with non-consumptive marine turtle use	54
References	56

Summary



For thousands of years, marine turtles have provided sustenance to coastal communities around the world. Unfortunately, their populations have declined drastically due to human overexploitation, fisheries by-catch and habitat destruction. Six of seven species are classified by the World Conservation Union (IUCN) as endangered or critically endangered. Marine turtles occur predominantly in developing countries. These countries stand to lose most from continued decline and have most to gain from reversing negative population trends. Economic factors are often behind marine turtle declines. Therefore, we set out to analyze economic aspects of marine turtle use and conservation. Decision-makers defining policies for sustainable economic development and poverty alleviation may incorporate the results of this study as additional criteria to reconcile their agendas with marine turtle conservation goals.

We estimate gross revenue from consumptive use of marine turtle meat, eggs, shell, leather and bone at nine case study sites in developing countries. Gross revenue from consumptive use range from US\$158 to US\$1,701,328 yr⁻¹ per case study with an average of US\$581,815 yr⁻¹. Direct beneficiaries from consumptive use vary from a handful to several hundred. Gross revenue for nine case studies where non-consumptive use of marine turtles, such as tourism, is a major revenue generator range from US\$41,147 to US\$6,714,483 yr⁻¹ per site with an average of US\$1,659,250 yr⁻¹. Gross revenue at four sites where marine turtles are one of many attractions varies between US\$3,387-US\$105,997 yr⁻¹ with an average of US\$40,791 yr⁻¹. Direct beneficiaries from non-consumptive use range from ten tourism operators to 1,280 persons per case study.

Non-consumptive use generates more revenue, has greater economic multiplying effects, greater potential for economic growth, creates more support for management, and generates proportionally more jobs, social development and employment opportunities for women than consumptive use. Both consumptive and non-consumptive uses result in leakage of revenue from local to national and international levels. Rivalry between uses means that population decline caused by consumptive use can have negative economic impacts on uses at other locations. Consumptive and non-consumptive uses may in many cases be incompatible at the same location. In addition to gross revenue and number of beneficiaries, other variables to consider

when evaluating use options are contribution to poverty alleviation, cost of production, distribution of revenues and potential for economic diversification. Environmental and social impacts should also be examined when evaluating use options for a particular site. Thus, promotion of non-consumptive use needs to go along with careful planning, and it may not be a feasible option at some sites. The case studies suggest that promotion of consumptive uses of endangered marine turtles is not precautionary, either from an ecological or an economic perspective.

Marine turtles have a wide range of passive use values including option, intrinsic, ethical, existence and bequest values. We chose to quantify a lower boundary for the passive use value as the expenditure of a sample of 162 conservation organizations and conventions in marine turtle conservation. Current global marine turtle conservation expenditure is estimated at a minimum of US\$20 million per year.

In order to maintain the intrinsic values of marine turtles, their roles in ecosystem functioning and in providing benefits to people, their populations need to be restored worldwide to healthy levels. Failure to reverse marine turtle decline would imply a replacement cost for nesting females through captive breeding estimated at US\$245.9-US\$263.3 million for green and US\$2.5 billion for leatherback turtles. The cost of rearing turtles in captivity suggests that conservation of marine turtles in the wild is less expensive.

Overexploitation of marine turtles and other negative impacts on their populations continue unabated in many places because of local economic incentives. Governments, international agencies and non-governmental organizations can prevent over-exploitation by creating local economic incentives in favour of adequate management through employment and/or retraining of people overexploiting marine turtles, promoting use regulations, enforcing restrictive legislation, establishing fines comprehensive of marine turtle values, facilitating funding, subsidies and/or microcredits for non-consumptive use where pertinent, eliminating perverse subsidies, and establishing concessions and use fees. Such economic incentives, once in place, will add value to the marine turtles and thereby encourage measures to mitigate additional threats, such as habitat destruction and fisheries by-catch.

Why consider economic aspects of marine turtle use and conservation?



For thousands of years, marine turtles have been a source of food and sustenance for coastal communities in tropical and subtropical regions. Today, six of the world's seven species of marine turtle are classified as endangered or critically endangered and lack of information prevents classification of the status of the flatback turtle (IUCN 2003). Human activities, noticeably overexploitation, fisheries by-catch and habitat destruction, have been identified as the main reasons for marine turtle declines (Seminoff 2002, Spotila *et al.* 2000). Clearly, there is a pressing need to identify and implement policies and actions that will reverse the trend so that these endangered species and the benefits they provide to human societies and ecosystems are not lost forever (WWF 2003).

Marine turtles are highly migratory and represent an open-access resource. Many countries recognize the need to reduce marine turtle mortality from human sources and have provided partial or total legal protection for marine turtles. However, attempts to exclude users and reduce human impacts have met with limited success, particularly in countries where funds to enforce restrictive legislation are scarce. We need to understand the underlying factors driving human impacts on marine turtles in order to appropriately address threats to marine turtle survival.

In recent decades, there has been increased recognition that economic factors are behind many human activities that cause declines in habitats and species. Economists and ecologists to a large extent agree that methods combining economic and biological information can help us to identify strategies to reverse biodiversity and ecosystem loss. The methodological approaches used in environmental economics have met with criticism from economists (e.g. Bockstael *et al.* 1998) and ecologists (e.g. Mooney 2000). In spite of shortcomings, fusion of biological and economic information reflects interactions that are pertinent to biodiversity management decisions.

Marine turtle management policies need to consider, among other things, the ecological roles of turtles (Bjorndal & Jackson 2003), biological limitations such as slow growth and late maturation (Heppell *et al.* 2003; Thorbjarnarson *et al.* 2000), risk of extinction (IUCN 2003), institutional capacity to regulate use (Epperly

2003, Trinidad & Wilson 2000), as well as cultural and social impacts (Campbell 2003). However, the economic importance of the flow of goods and services provided by marine turtles is often ignored when policies are formulated.

Quantification of the economic consequences of marine turtle use and conservation could contribute significantly to our understanding of use options and their ecological impacts, and hence further the process of defining adequate management policies. This is a timely and urgent issue. Motivations behind the use of marine turtles are currently influenced more by economic incentives than any other impetus. Growing human populations, decline in other natural resources and societies striving for greater wealth mean that economic considerations are likely to become even more dominant factors controlling marine turtle use and conservation in the future.

Goods and services provided by marine turtles are valued by societies around the world. The values put on these goods and services are defined by user groups and are relative in nature (Daily *et al.* 2000). An economic perspective on marine turtle values addresses one of many dimensions through which humans interact with these animals. A framework of universal, basic values of nature discriminates the utilitarian, naturalistic, ecologicistic-scientific, aesthetic, symbolic, dominionistic, humanistic, moralistic and negativistic dispositions associated with the human inclination to affiliate with the natural world (Kellert 1996). The economics of marine turtle uses are an expression of their utilitarian value, for this reflects the traditional notion of material benefit derived from exploiting nature to satisfy various human needs and desires. In addition, non-consumptive uses that generate economic revenue capitalize on other dispositions that make marine turtles attractive to tourists and scientists, such as the naturalistic, ecologicistic-scientific and aesthetic values.

The cultural meanings of marine turtles can be quite diverse, even within a small region. For example; the

In recent decades, there has been increased recognition that economic factors are behind many human activities that cause declines in habitats and species.

ethnic diversity and cultural change on the Caribbean coast of Costa Rica have historically generated meanings that include the marine turtle as deity, food, merchandise, medicine, aphrodisiac, scientific object, protected animal, managed animal, tourist attraction, and object of art (Vargas-Mena 2000). Although values associated with some of the meanings can conflict with each other, in principle these are not mutually exclusive and several can be present simultaneously in the same person or institution. Due to a lack of information on the economic value of marine turtles for all of these meanings, any analysis will inevitably fail to cover the rich range of relationships between humans and these reptiles. We believe, however, that those meanings, which are most commonly related to economic revenue throughout the world, namely the marine turtle as merchandise, mainly for food (meat and eggs) and handicrafts (hawksbill scutes), and as tourist attraction can be quantified. Also, economic analysis of passive use of marine turtles implicitly addresses Kellert's (1996) notion of their symbolic, humanistic and moralistic values.

Some previous studies focused on identifying different economic values of marine turtles and how many turtles are needed to support consumptive and non-consumptive use (Frazer 2001, Witherington & Frazer 2003). Extensive work to quantify the economic benefits of marine turtle tourism and identifying the economic rationale for turtle conservation has been carried out at a loggerhead nesting beach in Mon Repos, Australia (Tisdell & Wilson 2001, Tisdell & Wilson 2002, Wilson & Tisdell 2001). Case studies of the economic aspects of marine turtle use in developing countries include socio-economic analyses of olive ridley egg use in Costa Rica (Campbell 1998, Hope 2002), Honduras (Lagueux 1991) and Nicaragua

(Hope 2002). At Playa Grande, Costa Rica annual gross revenue from turtle tourism at the leatherback nesting beach was estimated at US\$900,460 in 1993 (Gutic 1994). Woody (1986) estimated annual gross revenue from a fishery for olive ridleys in Oaxaca at US\$707,000 in 1985. In 2000, the economic impact of illegal fishing of green turtles in Costa Rica was estimated at US\$1,142 per turtle (Castro *et al.* 2000).

Marine turtles are predominantly tropical and subtropical species. Their distribution extends principally through countries with developing economies (IUCN 2003, OECD 2000). For five of the seven species of marine turtle, 78%-91% of countries where they occur are countries with developing economies (Table 1).

Marine turtles are predominantly found in countries with developing economies.

Table 1 Distribution of marine turtle species. (own elaboration from IUCN 2003, OECD2000)

Species	Countries and territories present	Proportion with developing economies %
Loggerhead <i>Caretta caretta</i>	58	78
Green <i>Chelonia mydas</i>	123	81
Leatherback <i>Dermochelys coriacea</i>	64	80
Hawksbill <i>Eretmochelys imbricata</i>	110	81
Kemp's ridley <i>Lepidochelys kempii</i>	3	67
Olive ridley <i>Lepidochelys olivacea</i>	35	91
Flatback <i>Natator depressus</i>	1	0

Two thirds of countries with developing economies have marine turtles, 61% of developing countries have at least two species and a third of developing countries have three or more species (Table 2). Therefore, the future of marine turtle populations and their potential to generate benefits to human societies depend mainly on policies implemented in countries with developing economies. These are the countries that stand to lose most from continued marine turtle decline. Conversely, developing countries would benefit most from increasing marine turtle populations.

Table 2 Number of marine turtle species in countries and territories with developing economies.
(own elaboration from IUCN 2003, OECD2000)

Number of species	Number of countries & territories	Proportion %	Cumulative proportion %
6	1	1	1
5	16	10	10
4	20	12	23
3	18	11	34
2	44	27	61
1	11	7	68
0	53	33	100
TOTAL	163	100	100

The main objectives of this report are to quantify gross revenue of marine turtle use at case study sites in developing countries, to quantify marine turtle conservation expenditure and to determine the cost of having to replace nesting marine turtles in the wild with captive bred individuals to maintain the flow of marine turtle goods and services. Based on the results, we provide recommendations aimed at simultaneously reversing marine turtle decline and maintaining economic benefits to human societies.

Countries with developing economies stand to lose most from continued marine turtle decline.

We hope that the study will be useful to governments, management authorities, organizations, communities and individuals concerned about the sustainability of marine turtle use and its potential to contribute to economic development. We also hope to generate debate and stimulate further studies in what we see as a crucial area of research.



Tourists observing nesting hawksbill turtle - Bird Island, Seychelles.

Analytical framework and methodology



Economic valuation theory is based on the preferences and choices of individuals (Freeman 2003, Simpson 1998). The economic value of goods or a service is based on what a person is willing to forfeit in terms of other goods and services. This is commonly known as willingness to pay. Willingness to pay is constrained by income and available time. Willingness to pay also depends on the substitutability of goods and services. Goods and services that are easily substituted are generally less valuable than those that are difficult to replace. It can be argued that marine turtle eggs could be easily substituted with eggs from domestic fowl and marine turtle meat could be replaced with beef, pork or chicken so substitutability is high. The replacement of cultural connotations attached to marine turtle products, however, is not straight forward. Also, marine turtles used non-consumptively as an ecotourism attraction are not easy to substitute at a given site, but visitors may change to other tourism sites where marine turtles are present. In the long-term, substitutability will decrease as marine turtle populations continue to decline. The unit used in this study to measure people's willingness to pay in the market economy is currency.

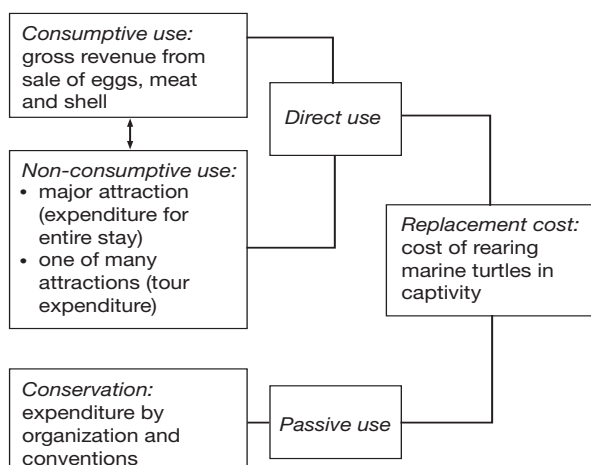
Economic theory defines economic value as the gross revenue plus consumer surplus minus the cost of production (Perman *et al.* 2003). Gross revenue is estimated by multiplying the number of units (quantity) by sales price or expenditure. Consumer surplus is the additional value to a customer beyond what was paid for a good or service. In the case of consumptive marine turtle use, an example of consumer surplus is the ability to eat meat at a lower price than the cost of beef or pork. If a person's willingness to pay for meat is the same as the market price for beef or pork, then consumer surplus would be the difference between the market price of beef/pork and the market price of marine turtle meat. Cultural preferences that make people appreciate marine turtles more may result in a greater willingness to pay for marine turtle products and if market prices are low, contribute to a large consumer surplus. For non-consumptive use, consumer surplus can be exemplified by tourists willing to pay more for a marine turtle tour than they are actually charged.

Economic valuation theory is based on the preferences and choices of individuals.

Figure 1 shows the framework used to quantify the economic aspects of marine turtle use and conservation. Although not exhaustive, the framework covers the most important uses behind local economic incentives for and against overexploitation of marine turtles. It also addresses the issue of having to replace the flow of goods and services provided by marine turtles.

However, information on consumer surplus and the cost of production for direct use of marine turtles in developing countries is not readily available. Therefore, per capita net revenue was not calculated, although it is an important economic measure of marine turtle use. Consequently, our study is limited to an estimate of gross revenue of direct use rather than economic value. Gross revenue reflects the extent of economic activity in an area and has implications for employment rates. Both these aspects are particularly important in the context of countries with developing economies. All gross revenue and expenditure estimates were converted to 2002 US dollars using the US Consumer Price Index.¹

Figure 1 Analytical framework to quantify economic aspects of marine turtle use and conservation.



An underlying assumption of our study is that an increment in revenue corresponds to an improvement in the quality of life. Although one case study (Table 10) suggests that higher income is indeed associated with greater likelihood of basic needs being satisfied, an analysis of the relationship between income and quality of life is beyond the scope of this report.

¹ <ftp://ftp.bls.gov/pub/special.requests/cpi/cpiiai.txt>

We estimate gross revenue from direct use of marine turtles at case study sites in developing countries. We had two criteria for selecting case study sites. Information to estimate gross revenue had to be available and also we wanted a geographically and culturally diverse selection of case studies from Africa, Asia, Latin America and the Caribbean. No developing country site was left out if gross revenue could be estimated. Detailed information for each case study is available in Appendix 1. Appendix 2 lists sites with non-consumptive uses identified during this study, including number of visitors per year where available.

For passive use, we estimate gross expenditure in marine turtle conservation for a sample of organizations and conventions. It has been suggested that only expenditure for advocacy and direct conservation actions should be included when estimating preservation values and that all other conservation

organization expenditure should be excluded (Freeman 2003). We choose to include all expenditure, as administrative and other expenses create employment opportunities and therefore may influence local economic incentives regarding marine turtle use and conservation. The estimate of annual conservation expenditure is based on budget information provided by organizations for fiscal years 2002-2004.

The replacement cost of substituting all nesting turtles in the wild with individuals raised in captivity was estimated for two marine turtle species based on captive breeding case studies (Appendix 1).

A limitation of projections into the future based on our analysis is that total take, visitation, supply and demand for marine turtle goods and services can change over time with subsequent changes in prices and gross revenue.

Direct use



Consumptive marine turtle use

Marine turtles have been used for eggs, meat, shell, oil, leather or other products since at least 5000 BC (Frazier 2003). Ancient human societies from the Ubaid culture of the Arabian Peninsula and surrounding areas, to the Mesoamerican Mayas and other Amerindians had consumptive marine turtles use in common (Frazier 2003, Wing & Wing 2001). During colonial times, marine turtle utilization increased for use as food by ships' crews and for export to European countries (Jackson 1997, Parsons 1962, 1972). Due to such trade, the green turtle was once called "...the world's most valuable reptile..." (Parsons 1962). Today, intentional capture of marine turtles for consumptive use continues in tropical and subtropical regions. Marine turtles are easily caught and their eggs collected by local inhabitants or concession holders when emerging to nest on sandy beaches. Marine turtles are also caught using nets, harpoons or traps in feeding grounds and during their migrations.

We analyzed nine case studies of consumptive use, which include examples of use for meat, shell, eggs, bone and leather (Appendix 1). The case studies illustrate marine turtle use in countries bordering the Atlantic, Indian and Pacific Oceans (Figure 2). We estimate gross revenue for consumptive use by multiplying the number of units extracted each year (for example; turtles or eggs) by the final sales price per unit.

Figure 2 Case studies of consumptive uses of marine turtles.



Gross revenue from consumptive use of marine turtles ranged from US\$158 to US\$1,701,328 per year with an average of US\$581,815 per year (Table 3). Direct beneficiaries from consumptive use at the case study sites vary from a handful to several hundred (Table 3). They include fishermen and egg collectors in communities close to marine turtle feeding areas and nesting beaches. Often traders or other intermediaries are involved in aggregating value and transporting marine turtle products before final sale in towns and cities located further away, sometimes even in other countries. It is likely that the intermediaries receive the greatest share of the gross revenue.

In several cases, overexploitation has caused drastic declines in marine turtle populations (Jackson 1997, 2001, Jackson *et al.* 2001, Meylan & Donnelly 1999, Seminoff 2002, Thorbjarnarson *et al.* 2000, TRAFFIC Southeast Asia 2004, Troëng 1997). Consumptive uses remove turtles of many life stages from their population and hence reduce survivorship rates and reproductive output of marine turtle populations. If use exceeds sustainable levels, the utilized populations begin to decline. It is reasonable to assume that the consumptive uses are at least partly responsible for the negative population trends at six of the nine case study sites (Table 3). Marine turtle population trends at the remaining three case study sites are uncertain although nesting is probably increasing at one of the sites (Table 3).

Marine turtles have been used for eggs, meat, shell, oil, leather or other products since at least 5000BC.

Conversely, changes in marine turtle abundance have consequences for consumptive use. Smaller marine turtle populations can sustain less consumptive use and hence will generate less gross revenue. At Rantau Abang, Malaysia nesting declined from 10,000 leatherback nests per year in 1956 to 3 nests in 2002 due to overexploitation of eggs and fisheries by-catch (Appendix 1). The nesting decline caused gross revenue from consumptive use at Rantau Abang to fall to US\$158 in 2002 (Table 3). However, in places such as Ostional, Costa Rica consumptive use of marine turtle eggs is believed to be biologically sustainable (Valverde 1999). There are yet other consumptive use projects, like the legal fishing of a mixed stock of hawksbill turtles in Cuba, where the issue of sustainability remains contested (Rhodin & Pritchard 1999).

Table 3 Gross revenue from consumptive use case studies (for sources see text in Appendix 1)

Case Study (Appendix 1)	Year	Species	Population trend	Units	Price per unit US\$	Estimated gross revenue US\$	Adjusted to 2002 using US CPI	Direct beneficiaries
1 Bali, Indonesia	2002	<i>Cm</i>	-	8,208 turtles	146.2-268.4	1,701,328	1,701,328	fishers on 56- 101 boats, traders and employees
2 Mexican Pacific	1985	<i>Lo</i>	-	28,000 turtles	25.3	707,280	1,182,525	100's of fishers?, wholesaler and employees
3 Cuba	2002	<i>Ei</i>	-?	~650 kg shell	1,654.6	1,075,455	1,075,455	fishers 5 communities (Cuba), 234 manufacturers (Japan)
4 Ostional, Costa Rica	2003	<i>Lo</i>	+?	4,137,000 eggs	0.12-0.37	1,011,615	992,851	235 egg collectors, ~66 intermediaries
5 Nicaraguan Caribbean	2003	<i>Cm</i>	±?	10,166 turtles	9.8-52.1	256,467	251,709	fishers in ≥12 communities
6 Seychelles (domestic)	1993	<i>Ei</i>	-	~1,250 kg shell	~211.3	264,091	328,789	fishers and ~40 artisans
(for export)	1982	<i>Ei</i>	-	591 kg shell	148.7	87,878	163,826	fishers and traders
7 Turtle Islands, Philippines	2003	<i>Cm, Ei</i>	-	386,714 eggs	0.18-0.26	85,078	83,500	egg collectors on 4 islands traders
8 Maldives	2003	<i>Cm, Ei</i>	-	163,833 eggs	0.24	38,731	38,013	egg collectors and traders
9 Rantau Abang, Malaysia	2002	<i>Dc</i>	-	240 eggs	0.66	158	158	1-3 egg collectors

Cm = Green turtle, *Ei* = hawksbill turtle, *Dc* = leatherback turtle, *Lo* = olive ridley

A discussion of the biological sustainability of marine turtle use is beyond the scope of this report.

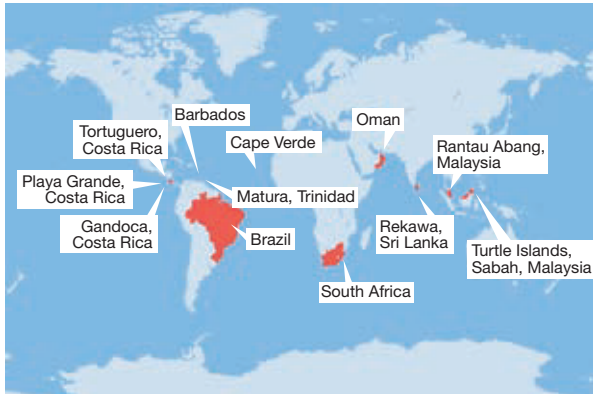
In the light of these trends, promotion of consumptive use of marine turtles is not precautionary, either from an ecological or an economic perspective. Countries throughout the world recognize the potential negative impact of consumptive use on marine turtle populations. National legislation, protective of endangered species, often prohibits the take of marine turtles and domestic trade in their products. In a sample of 45 countries including Central America, the northern Caribbean, the Atlantic coast of Africa, Indonesia and Vietnam, legislation included restrictions on consumptive use in all but one nation (Chacón 2002, Fleming 2001, Fretey 2001, TRAFFIC Southeast Asia 2004, van Dijk & Shepherd 2004). The precise level of protection and its species coverage was unclear in the literature in nine cases. Among the 36 nations for which enough information was readily available, 53% granted full protection to marine turtles and 44% partial protection. The latter category either excluded some species from the protection scheme or allowed for regulated take of eggs and, in few cases, of turtles for meat and shell. Recent changes in national legislation leading to absolute protection of marine turtles in Vietnam, acknowledge that consumptive uses caused overexploitation in that country (TRAFFIC Southeast Asia 2004). Trade is regarded as a major contributor to the decline of Vietnam's marine turtle populations. Wholesale, illegal international trade persists in Asia and prevents marine turtle populations from recovering (TRAFFIC Southeast Asia 2004, van Dijk & Shepherd 2004).

Non-consumptive marine turtle use

Non-consumptive use refers mainly to the use of marine turtles as a tourism attraction, either on land when turtles come to nest or bask, or in-water. The production and sale of items with marine turtle motifs associated with conservation projects, and the provision of board and lodging services to scientists and volunteers is another form of non-consumptive use. Non-consumptive use of marine turtles is a relatively recent phenomenon. Tourists were travelling to Rantau Abang in Malaysia to watch nesting leatherback turtles as early as in the 1960s. In the 1980s, tourism to observe marine turtle nesting began in the Turtle Islands Park in Sabah, Malaysia and in Tortuguero National Park, Costa Rica. Now, 8,450 and 32,854 tourists, respectively, visit each year these sites to observe marine turtles nesting (Appendix 1). In the 1990s and during the first years of this century, marine turtle tourism has become popular at many sites in Africa, the Americas and Asia. Worldwide, non-consumptive marine turtle use occurs at least at 92 sites in 43 countries (Appendix 2). Each year, more than 175,000 tourists participate in marine turtle tours (Appendix 2).

We estimated gross revenue at nine case study sites where non-consumptive marine turtle use represents a major generator of revenue and four places where marine turtles are one of many attractions. The case studies are distributed in the tropics and subtropics of Africa, Asia, Latin America and the Caribbean (Figure 3). We estimate gross revenue for non-consumptive use, by multiplying tourist expenditure by the number of tourists participating in marine turtle observation. For locations where marine turtles represent a major generator of revenue, the estimate includes all expenditure (food, accommodation, souvenirs, transport and other costs) incurred by tourists during their time at the turtle-watching location.

Figure 3 Case studies of non-consumptive uses of marine turtles.



Costs for tours to observe marine turtles are relatively low, as little local transport and no specialized equipment are needed. However, marine turtles tend to nest on remote beaches and mostly at night resulting in high expenditure for within-country travel to the site and accommodation. The ratio of total expenditure/tour fee is higher for marine turtle tourism than for example whale watching (Hoyt 2001). Based on information from five case studies², we estimate that total expenditure is 26 times the tour fee. For case studies where information was available only on tour fee expenditure, we multiplied this number by 26 to estimate gross revenue. At sites where marine turtles are one of several tourism attractions, we included only the tour fee expenditure in the estimate of gross revenue.

Gross revenue at case study sites where non-consumptive marine turtle use is a major revenue generator ranged from US\$41,147 to US\$6,714,483 per year with an average of US\$1,659,250 per year (Table 5). Gross revenue at sites where marine turtles are one of many attractions varied between US\$3,387 and US\$105,997 per year with an average of US\$40,791 per year (Table 5).

A minimum of 30+ tour guides, hostel and resort owners and their employees to as many as 1,280 people receive direct economic benefits from non-consumptive use at sites where marine turtles are a major generator of revenue (Table 5). At sites where marine turtles are one of many attractions, direct beneficiaries vary from ten tourism operators to include

several dive operators, tour guides, business owners and their employees (Table 5). As in the case of consumptive use, one set of beneficiaries, in this case tourism business owners are likely to receive a larger share of the economic revenue than other user groups.

Tourism development can have both positive and negative economic, environmental and socio-cultural impacts (Table 4). In Rantau Abang, Malaysia uncontrolled tourism affected the behaviour of nesting leatherback turtles (K. Ibrahim pers. comm.). On Zakynthos Island, Greece, lights from hotels and restaurants and the compacting of sand by cars and tourists have changed the distribution of loggerhead nests on Laganas Bay beaches (pers. obs.). The economic benefits from tourism can only be sustainable long-term if appropriate control measures are in place.

There are guidelines to maximize the benefits of nature tourism, while minimizing its drawbacks (e.g. Lindberg 1991). It appears that regulation of marine turtle tourism often takes time. In the Maldives, tourism development began in the 1970's and first stimulated an increase in turtle catch to supply the souvenir market with tortoiseshell souvenirs and stuffed turtles (Frazier *et al.* 2000). Since then, some tourism operators have realized the importance of a healthy marine environment in attracting visitors to the Maldives. Environmentalists and tour operators were instrumental in promoting a ten-year ban on marine turtle catching that came into effect in June 1995 (Hussein 2000). Tourism can result in decreased marine turtle mortality and positive population trends if it creates economic incentives for stakeholder groups to stop overexploitation. Also, the presence of scientists, tour operators and tourists on nesting beaches is a deterrent against the illegal take of turtles and eggs, hence contributing to better protection.

One serious concern is that tourism has a large "ecological footprint" because it stimulates air travel

Non-consumptive use refers mainly to the use of marine turtles as a tourism attraction, either on land when turtles come to nest or bask, or in water.

² Tortuguero (Costa Rica), Sabah (Malaysia), Ras Al Hadd (Oman), Rekawa (Sri Lanka), Rantau Abang (Malaysia)

and other resource intensive activities (Table 4). Theoretically, marine turtle tourism can incite people to travel abroad and hence cause an increase in international travel and augment resource use. However, we believe that in most cases marine turtle tourism attracts visitors that have already decided to travel and therefore it redistributes rather than increases total resource use.

Marine turtle abundance can influence tourism visitation to nesting and in-water sites. As a consequence, turtle tourism will be affected when the probability of observing marine turtles falls below a certain level. Tisdell & Wilson (2001) suggested that at least 200 marine turtle females per year were needed to maintain tourism at current levels at Mon Repos, Australia. The threshold concept is consistent with observations at Rantau Abang, Malaysia where tourism declined rapidly once leatherback nesting fell below 100 nests per year (Appendix 1). Similarly, at Playa Grande, Costa Rica tourist visits declined during seasons when annual nesting fell below 100 females (Appendix 1).

Nature oriented tourism is growing worldwide at a rate of 10-30% per year which is faster than the global overall tourism growth of 4% (Reingold 1993). Similarly, marine turtle tourism has shown great potential for growth (Appendix 1). At Tortuguero, tourism visitation increased at a rate of 16% per year between 1988 and 2002. At Turtle Islands Park, Sabah tourism visitation increased 13% per year between 1988 and 2002. In Oman, the number of visitors grew with 20% per year between 1991 and 1996. In Rantau Abang, national tourism grew with 15% and international tourism with 9% per year between 1989 and 1994. The potential of long-term growth is apparent at the two non-consumptive use programs generating the greatest gross revenue – Tortuguero, Costa Rica and Projeto TAMAR were both initiated over 20 years ago (Appendix 1).

Table 4 Potential impacts of tourism
(adapted from Kiss 2004, NOAA 2002, Peskin 2002, Scheyvens 1999)

Impacts	Positive	Negative
Economic	<ul style="list-style-type: none"> • Greater tax base • Creation of jobs • Increase in household incomes • Improved infrastructure 	<ul style="list-style-type: none"> • Price inflation as demand for goods and services increase • Unequal distribution of economic benefits • Leakage of revenues • Unsteady income streams from seasonal jobs
Environmental	<ul style="list-style-type: none"> • Greater support for conservation efforts • Heightened environmental awareness 	<ul style="list-style-type: none"> • Greater 'ecological footprint' • Habitat destruction/damage • Negative impacts on plant and animal species • Generation of garbage • Noise pollution • Air and water pollution
Social	<ul style="list-style-type: none"> • Greater awareness and appreciation for other cultures • Increased standard of living • Improved access to public services • Greater cooperation and sense of ownership among stakeholders 	<ul style="list-style-type: none"> • Crowding • Displacement of local residents • Loss of cultural heritage • Increase in alcohol and drug abuse • Prostitution

Table 5 Summary of non-consumptive use case studies
(for sources see text in Appendix 1)

Case study (Appendix 1)	Year	Major species	Nesting trend	Visitors	Spending per visitor US\$	Estimated gross revenue US\$	Adjusted to 2002 using US CPI	Direct beneficiaries
<i>Major revenue generator</i>								
4 Tortuguero, Costa Rica	2002	<i>Cm</i>	+	26,292	255.4	6,714,483	6,714,483	owners of 25 hotels and hostels, ~265 hotel employees, 235 tour guides
10 Projeto TAMAR, Brazil	2001	<i>Cc</i> <i>Ei</i> <i>Lo</i>	+?	N/A	N/A	2,635,656	2,677,326	1,280 employees
4 Playa Grande, Costa Rica	2002	<i>Dc</i>	-	4,234	338-676**	2,113,176	2,113,176	business owners and employees, 41 tourism operators
11 Ras Al Hadd, Oman	1997	<i>Cm</i>	±	11,558	98.3	1,136,151	1,273,481	tour company owners and employees
7 Sabah, Malaysia	2002	<i>Cm</i>	+	8,450	113.7-115.5	975,044	975,044	tour company owners ~54 persons including park rangers, resort staff, boat captains, tour guides
12 Matura, Trinidad & Tobago	2001	<i>Dc</i>	+	10,693	21.2-390.0**	559,014	567,852	beach monitors, turtle taggers, tour guides, business owners and employees
9 Rantau Abang, Malaysia	2002	<i>Dc</i>	-	12,259	26.3-65.5	480,149	480,149	Concession holders, business owners and employees
4 Gandoca, Costa Rica	2003	<i>Dc</i>	+	610	151.3*	92,300	90,588	taxi drivers, shop & bar owner and employees, tour guides, owners and employees of 7 hostels, 6 conservation project employees
13 Rekawa, Sri Lanka	2003	<i>Cm</i>	?	1,710	24.5	41,925	41,147	17 tour guides, 13+ hostel and resort owners, business owners and employees One of many attractions
<i>One of many attractions</i>								
14 Barbados	2003	<i>Cm, Ei</i>	+	1,400	20-100	108,000	105,997	dive operators, tour guides, BSTP, business owners and employees
15 Maputaland, South Africa	2003	<i>Cc, Dc</i>	+	~1,750	7.1-94.1	45,597	44,751	4 tour companies and employees
16 Brazil	2002	<i>Cc</i>	+?	260	13.6-45.9	9,031	9,031	tour companies and employees
17 Cape Verde	2003	<i>Cc</i>	?	~300	11.5	3,451	3,387	10 tourism operators

Cc = loggerhead turtle, *Cm* = Green turtle, *Ei* = hawksbill turtle, *Dc* = leatherback turtle, *Lo* = olive ridley

*Direct income for community

**Extrapolated from tour fee

Table 6 Case studies where consumptive use was continued or replaced with non-consumptive use (for sources see text in Appendix 1).

Case study	Consumptive use continued	Gross revenue consumptive use US\$	Gross revenue non-consumptive use US\$	Population trend	Gross revenue trend
9 Rantau Abang, Malaysia	Yes	158	480,149	-	-
7 Turtle Islands, Philippines	Yes	83,500	0	-	-
Turtle Islands, Sabah, Malaysia	No	0	975,044	+	+
4 Ostional, Costa Rica	Yes	992,851	?	+?	±
Tortuguero, Costa Rica	No	0	6,714,483	+	+
6. Seychelles	No	0	?	+?	+?

Direct use options: economic consequences of a fundamental policy decision

Decision-makers are faced with the choice to allow consumptive use to continue or to ban such use and instead promote non-consumptive use as an alternative generator of jobs and revenue. Consumptive use of marine turtles has thus far resulted by-and-large in population declines (Table 3), a reason why this kind of use has often been questioned (Thorbjarnarson *et al.* 2000). On the other hand, unregulated tourism as a substitute for consumptive use can also have negative impacts (Table 4). To discern the economic consequences of the two use options, we identified four case studies where policy decisions were made to continue consumptive use or to stop such use and instead promote non-consumptive use (Table 6, Appendix 1).

Non-consumptive use generally generates greater gross revenue than consumptive use (Table 6). In our case studies, the average gross revenue was 2.9 times higher at sites where marine turtles are a major tourist attraction than the average gross revenue of consumptive use sites (Table 3 *c.f.* Table 5). This difference in gross revenue is conservative since multipliers to determine the total economic impact of service industries such as tourism tend to be higher than for fisheries (Stynes 1999). One major reason is that tourism requires input from other economic sectors such as agriculture (e.g. food), transport and manufacturing (e.g. furniture) whilst fisheries require minimal input from other sectors (Arabsheibani & Delgado-Aparicio 2002).

There are other aspects to consider when evaluating the economic consequences of direct use options. These are relevant to policy decisions regarding the promotion of certain uses over others.

Firstly, the potential for growth is different for consumptive and non-consumptive use. The revenue from consumptive use at an optimal level will remain the same or perhaps under ideal conditions grow slightly. If use exceeds sustainable levels, the revenue from consumptive use will decline over time as demonstrated by many of the sites with large-scale consumptive use (Appendix 1). From local and national perspectives, aggregating values to the raw material could increase the revenue from consumptive use. For example, tortoiseshell could be made into jewellery before export to industrialized countries. Due to vested interests, aggregation of value has proven difficult for other wildlife products (Hutton *et al.* 2001). Also, increasing the value at a local or national level can result in more effort being directed towards consumptive use. For example; the increase in the price of tortoiseshell caused increased exploitation of hawksbill turtles in Seychelles (Mortimer 1984). There is a maximum carrying capacity for non-consumptive use too but with careful regulation, impacts on marine turtle populations can be kept at a minimum and economic, social and ecological benefits maximized (e.g. Lindberg 1991). It would appear that non-consumptive use has greater potential for long-term growth than consumptive use (Table 6). Marine turtle tourism has grown steeply at most sites where nesting can be reliably offered as an attraction. If marine turtle tourism becomes more commonplace, will each site receive fewer visitors

or will prices for turtle tours decline as more sites offer similar services? Worldwide more than 175,000 tourists per year pay for marine turtle tours (Appendix 2). The number of global whale watching tourists is one order of magnitude greater and still growing (Hoyt 2001). We therefore think that it is unlikely that participation in marine turtle tours or tour prices will decline in the near future as a result of supply exceeding demand.

Secondly, consumptive and non-consumptive uses contribute differently to social development, mainly through job generation and benefits to women. Tourism tends to require more workers than fisheries (Stynes 1999). In addition, multiplying effects result in more indirect jobs created by tourism than by fisheries. Also, tourism employs a higher proportion of women than do fisheries (Cattarinich 2001). Employment of women tends to contribute more to social and economic development than if only men are employed (Cattarinich 2001). Projeto TAMAR's efforts and Tortuguero tour guides are two examples of women involved in non-consumptive use of marine turtles (Appendix 1). In Costa Rica, a community with non-consumptive use has more basic needs satisfied than two communities without such use (Appendix 1, Table 10). Marine turtle tourism in developing countries has the potential to contribute to the economy of rural and isolated coastal areas with few active economic sectors, little production and scarce job opportunities

(Cattarinich 2001). Niche tourism, such as nature tourism has greater economic multiplier effects and better links to local economies than mass tourism (Cattarinich 2001).

Thirdly, cost of production varies for direct uses. Community-based ecotourism projects in many cases depend on external funding for long periods (Kiss 2004). Non-consumptive use requires considerable investments in terms of infrastructure to provide board and lodging for tourists or production facilities for manufacturing items with marine turtle motifs. Guiding services on the other hand do not require much investment aside from initial training costs. The cost of production for consumptive use depends on where and how marine turtles are exploited. Collection of eggs and take of turtles on nesting beaches require little investment. Catching turtles at sea may have higher costs including purchase of vessels, motors and gasoline.

Fourth, the distribution of revenue amongst users is an important consideration. A large number of beneficiaries at a local level, each with a fair share of the revenue, are most likely to represent an economic incentive in favour of adequate marine turtle management. Several researchers have expressed concern that leakage of revenue means that local community members receive few economic benefits

Table 7 Estimated distribution of gross revenue from marine turtle use for cases in which the information was available.

Location	Type of use	Local	National	International
Cuba ³	Fishery for export		\$318,500 =30%	\$756,955 =70%
Ostional, Costa Rica ⁴	Domestic egg sales	\$202,323 ~20%	\$809,292 ~80%	
Tortuguero, Costa Rica ⁵	Tourism	\$642,417 ~10%	\$3,050,549 ~45%	\$3,029,394 ~45%
Playa Grande, Costa Rica ⁶	Tourism	\$325,104 ~16%	\$792,441 ~39%	\$914,355 ~45%

Non-consumptive use generally generates greater gross revenue than consumptive use.

3 Based on the assumption of an export price of US\$490/kg for tortoiseshell from the Cuban state fishery (ROC 2002) and a final sales price in Japan of US\$1,655/kg.

4 Based on local sales of 4,137,000 (Chacón 2002) eggs at US\$0.05/egg (R. Morera pers. comm.) and a final sales price of US\$0.25/egg (pers. obs.).

5 Based on the assumption that 55% of revenue stay in-country (Bann 1996), local revenue assumed to include 72% of turtle tours (Peskin 2002), minimum salaries for 265 people during five months and 5% of visitors spending half the average expenditure at a local level

6 Based on the assumptions that 55% of revenue stay in-country (Bann 1996) and 16% remain locally (Gutic 1994)

from marine turtle tourism (Campbell 1999, Hope 2002). Leakage of revenue from local and national levels is an issue for both marine turtle tourism and fisheries (Table 7). It has been estimated that on average 55% of tourism expenditure remain outside the destination country (Cattarinich 2001). Potential tortoiseshell exports from Cuba to Japan, where 70% of the revenue would be aggregated in the importing country, demonstrate the same problem for some marine turtle fisheries (Table 7). Although the proportion of gross revenue remaining locally may be higher for domestic consumptive use, the absolute local economic income is higher for turtle tourism in the Costa Rican case studies (Table 7).

Fifth, marine turtle use has the potential to create support for conservation and responsible management. Tourism to observe marine turtles in the wild creates a direct link between revenue and conservation of marine turtle populations. Good examples of such linkage include Turtle Islands Park, Sabah and Maputaland, South Africa (Appendix 1). In both these places conservation and tender fees are reinvested in marine turtle protection and monitoring. There are ample examples of tourism operators promoting conservation of marine turtles. In Maldives, the tourism sector was instrumental in achieving a ban on trade in marine turtles and marine turtle products in 1995 (Hussein 2000). In Costa Rica, hotel owners formed part of the coalition of groups and individuals behind the lawsuit that resulted in green turtle fishing being outlawed in 1999 (pers. obs.). These in-situ examples of marine turtle use are different from captive breeding operations that generally results in few if any incentives for conservation of wild populations (Hutton *et al.* 2001). Proponents of Cuban tortoiseshell export suggest such trade would increase funding for marine turtle conservation activities in the country (ROC 2002). Alternatively, a share of dive and turtle tourism revenue could be invested in marine turtle conservation in Cuba and elsewhere in the Caribbean.

Sixth, there is an issue of rivalry between uses. Overexploitation has the potential to cause negative economic impacts on local and distant, consumptive and non-consumptive use projects. Consumptive use on a nesting beach or of a mixed foraging stock may have effects on the abundance of marine turtles in waters of another country and vice versa (Appendix 1).

The reduced populations are less likely to sustain consumptive use or allow for development of non-consumptive uses. Non-consumptive uses are less likely to have negative impacts on other uses and will therefore not affect the economic revenue at other locations (Appendix 1). This is a key aspect as marine turtles are highly migratory. Also, consumptive and non-consumptive uses may be socially incompatible at the same location (Hope 2002). Visitors paying for marine turtle tours, who admire live turtles in their natural habitats, will not tolerate consumptive use of these turtles. Therefore, the decision to advocate for one form of use in many cases excludes the possibility of developing the other.

Seventh, economic diversification reduces risk, allows for robust development and ensures that local economies are less likely to be susceptible to a sudden decline in one economic activity. Use options that avoid reliance on one resource (in this case marine turtles) and permit diverse sources of income are more likely to generate long-term economic growth and social development. With regards to risk of resource decline, two thirds of consumptive use case studies showed a decline (Table 3). Only two of thirteen non-consumptive use sites had declining marine turtle populations (Table 5). In both cases, declines were caused by overexploitation of eggs and fisheries by-catch rather than the established tourism scheme (Table 5).

Eighth, non-consumptive use has the potential to break the vicious circle of poverty and environmental degradation (Dasgupta *et al.* 2000) by materializing a value for conserving marine turtles. Local economic incentives created by non-consumptive use can result in increased protection of marine turtles, thus permitting a recovery of populations that in turn contribute to local ecological and economic well-being. The result is that the positive feedback mechanism between poverty and environmental degradation is reversed.

Finally, all economic, environmental and social impacts should be considered when evaluating direct use options for a particular site. Local circumstances may result in certain types of consumptive and non-consumptive use being unfeasible.

Marine turtle use has the potential to create support for conservation and responsible management.

Passive use



Marine turtles have a wide range of passive use values. These include option, intrinsic, ethical (Naess 1989, Rolston 1994), existence and bequest values. Option value represents the value of maintaining options for direct and passive uses that may emerge in the future. For biodiversity, a commonly mentioned option value is the potential of harbouring chemical compounds that could yield active ingredients for future pharmaceutical products. Although it is very difficult to determine the probability of marine turtles containing such compounds, the importance of option values should not be underestimated. An illustrative example is that up until a few decades ago, marine turtle tourism represented but an option value. If decision-makers then had had the foresight and knowledge to recognize the option value of marine turtle tourism, marine turtle use may already have been transformed at that time with the implementation of stronger conservation measures. Although we are currently not able to estimate the option value, it does not mean it is zero. It is plausible that new direct and passive marine turtle uses could emerge in the future.

Passive use values are difficult to measure in currency. Many studies aimed at quantifying passive use values utilize contingent valuation methods (CVM), which in essence is how much respondents state that they are willing to pay to maintain or avoid something. For example; a study in North Carolina in 1991 suggested that respondents would be willing to pay on average US\$33.2 per year to conserve loggerhead turtles (Whitehead 1992). The stated willingness to pay depends on many factors. Stated willingness to pay has little practical relevance for local economic incentives that drive marine turtle use and conservation in developing countries for it does not typically translate

into actual payment of the quoted amounts. Therefore, we chose to quantify the passive use value as the expenditure of marine turtle conservation organizations and conventions. Our estimate should be considered a minimum given that "Free-rider" behaviour may be common (Freeman 2003). Some people and organizations may not contribute funds to conservation in spite of valuing marine turtles because they figure others will take on that cost.

Worldwide, 162 organizations and conventions conducting marine turtle conservation activities were identified, divided into groups by region and category and contacted about their expenditure (Table 8). A total of 55 organizations and conventions provided information on expenditure and number of employees dedicated to marine turtle conservation. The information from these 55 organizations and conventions is assumed to be representative for others in the same region and category. Total marine turtle conservation expenditure was at least US\$20 million in 2002 (Table 8). The estimate should be considered a minimum value as other organizations and also governments invest considerable amounts in marine turtle conservation. Also, many organizations engage volunteers in their conservation activities. The value of the time invested by volunteers is not included in our estimate.

Local and national level organizations in North America and Europe to a large extent depend on volunteers that are not included under the estimated employees. Therefore salaries make up a smaller proportion of overall expenditure and the amount of expenditure per job is higher (Table 8).

Up until a few decades ago, marine turtle tourism represented but an option value.

Table 8 Annual expenditure for marine turtle conservation worldwide.

Region	Category	Total org's (#)	Org's (#) providing data	Estimated expenditure (US\$)*	Estimated employees (#)	US\$ to generate one job
Global	Global	28	10	6,468,486	165.2	39,155
North America	International	5	2	487,500	13.8	35,455
	National	2	1	98,145	2.0	49,073
	Local	36	8	6,326,477	129.3	53,052
Europe & Mediterranean	International	2	1	116,971	16.0	7,311
	National	4	1	1,784,298	98.0	18,207
	Local	2	1	45,333	2.0	22,666
Latin America & Caribbean	International	7	3	1,511,588	23.3	64,782
	National*	16	8	290,791	76.0	3,826
	Local	17	3	197,088	181.3	1,087
Projeto TAMAR**	National	1	1	1,595,583	436.9	3,652
Africa	International	1	1	818,795	16.0	51,175
	National	8	4	189,423	160.0	1,184
	Local	3	2	59,623	25.5	2,338
Asia	International	1	1	5,165	1.0	5,165
	National	12	1	234,000	168.0	1,393
	Local	11	4	82,141	55.0	1,493
Oceania	International	0	0	0	0.0	0
	National	5	2	74,420	2.8	27,062
	Local	1	1	32,154	2.0	16,077
Total		162	55	20,417,981	1,564.0	13,055

* Estimated expenditure and employees are based on extrapolation of information provided by the organizations listed in the previous column

** Projeto TAMAR, Brazil is not included with other national organizations in Latin America and the Caribbean, as it is not considered representative of the size of other organizations in the category.

Replacement cost



Marine turtles are keystone species in coastal and oceanic marine ecosystems. Green turtles digest sea grass leaves and part of the sea grasses' nutritional content becomes available to other organisms much more rapidly than through normal decomposition (Thayer & Engel 1982, Thayer *et al.* 1984). The presence of green turtles contributes to healthy seagrass beds (Bjorndal & Jackson 2003). Seagrass bed ecosystems are amongst the most valuable ecosystems on the planet, with ecosystem services worth an estimated US\$19,004 ha⁻¹yr⁻¹ in 1994 or US\$3.8 trillion yr⁻¹ globally, mainly because of nutrient cycling services (Costanza *et al.* 1997, Green & Short 2003). Hawksbill turtles feed predominantly on sponges at coral reefs and provide biological control of sponges that may otherwise out-compete corals for space (Leon & Bjorndal 2002, Bjorndal & Jackson 2003). The potential net benefit from coral reefs worldwide was recently estimated at US\$30 billion (Cesar *et al.* 2003). Marine turtles function as biological transporters of nutrients from marine to terrestrial ecosystem with benefits to numerous species of fauna and flora (Bouchard & Bjorndal 2000). Loggerhead, leatherback, olive and Kemp's ridley turtles are important predators in coastal and open ocean ecosystems. Decline of marine turtles has adverse ecological impacts with subsequent economic effects on human societies (Jackson 2001, Jackson *et al.* 2001).

The complex ecological interactions between turtles and the ecosystems they inhabit make it difficult to quantify the value of the ecological services provided by marine turtles. A minimum estimate can be calculated by determining the cost of raising marine turtles in captivity to replace them, should they become extinct in the wild. This rearing service is normally provided by nature but can also be provided by aquarium or farm facilities. Three criteria should be fulfilled to justify the use of the replacement cost method (Freeman 2003). The replacement method must be the least costly alternative for maintaining the ecological service provided, the replacement must provide a service of equivalent quality and magnitude,

and individuals must be willing to incur the cost of the replacement. We estimate the cost of replacing all currently existing green and leatherback turtles nesting in one year worldwide at least at US\$246 million and US\$2.5 billion respectively, based on the cost of rearing these species in captivity (Appendix 1).

Table 9 Replacement costs for nesting green and leatherback turtles
(for sources see text in Appendix 1).

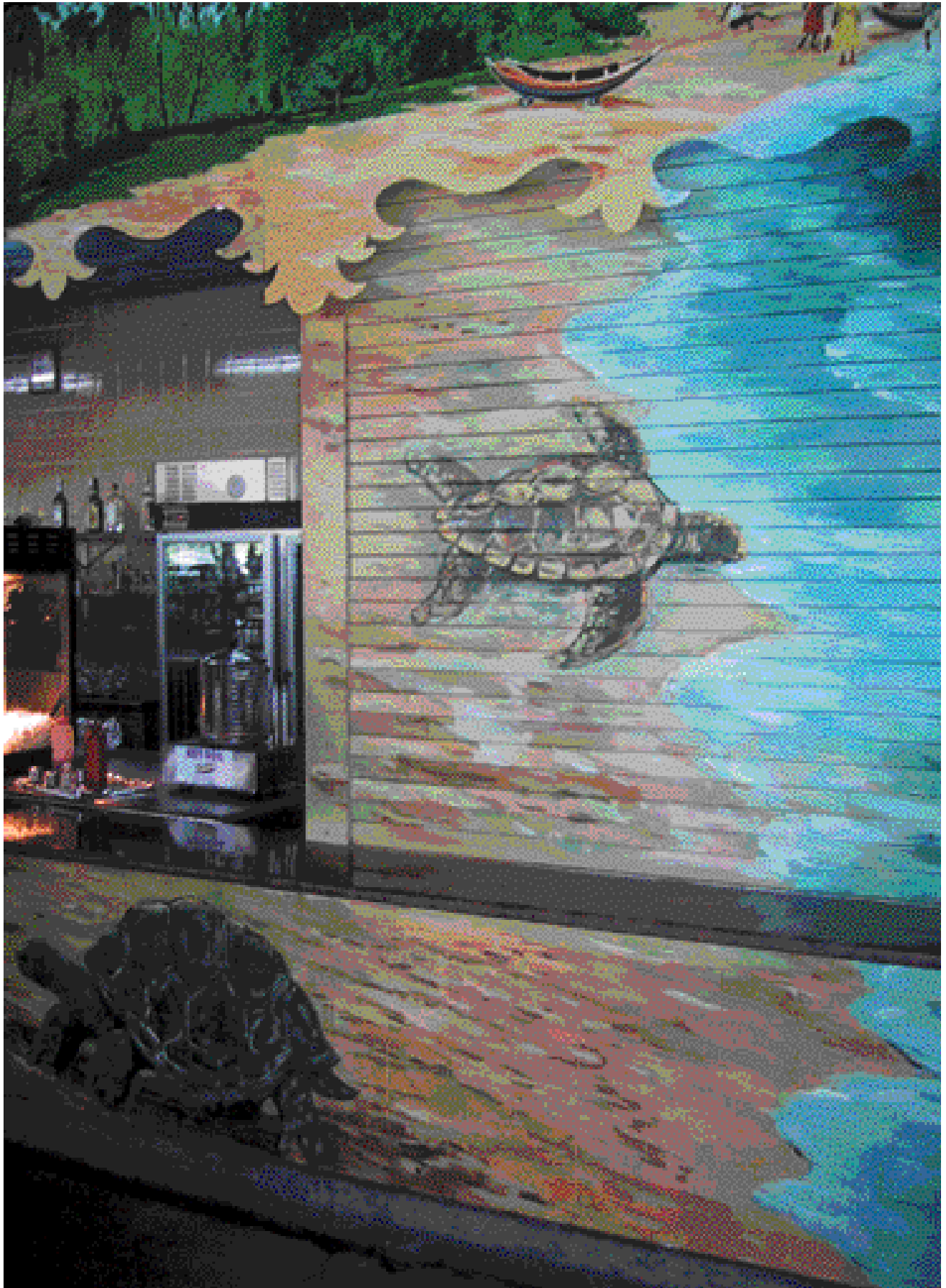
Case study	Cost of producing one adult US\$	Annual global nesting population	Replacement cost US\$
18 Greens: Ferme CORAIL, Reunion	1,672	147,056-157,424 (Seminoff 2002)	245.9-263.3 million
9 Leatherbacks: TUMEC, Rantau Abang, Malaysia	72,632	34,500 (Spotila <i>et al.</i> 1996)	2.5 billion

Nesting females represent but a tiny fraction of marine turtle populations. Also, since the current global populations are depleted, larger population sizes will be needed to truly restore their ecological role and environmental services. The replacement cost estimates above do not consider non-nesting females, males and juveniles and should therefore be considered very conservative.

It would be difficult to replace the turtles' ecological functions by other means so the first criterion for using the replacement cost method is fulfilled. It is less clear that reared turtles are equivalent to wild turtles or that people would be prepared to incur the above costs to replace marine turtle functions. Even so, the estimates serve to demonstrate that conservation of turtles in the wild is probably less costly than captive breeding.

Marine turtles function as biological transporters of nutrients from marine to terrestrial ecosystem with benefits to numerous species of fauna and flora.

Policy and management implications



Direct use

Our analysis shows that from a macroeconomic point of view, non-consumptive uses generate or have the potential to generate greater gross revenue and sustain greater economic growth than consumptive use. Governments of countries like Costa Rica and Seychelles have recognized this fact and consequently banned the consumptive use of marine turtles to stimulate tourism.

Still, legal and illegal consumptive use of marine turtles continues in many countries. One explanation for this apparent contradiction is that revenue from non-consumptive use does not benefit those that use marine turtles consumptively. From a microeconomic perspective, consumptive use may still generate higher income for fishermen and coastal dwellers than non-consumptive use, at least over the short term. Future analyses of net per capita income would shed light on this issue. Each user evaluates personal costs and benefits of use options before deciding which use to pursue. Creation of local economic incentives is crucial to convert consumptive users to non-consumptive users. Those that traditionally have used marine turtles in a consumptive manner need to see direct and tangible economic benefits from non-consumptive use to change their use patterns.

Non-consumptive use can be promoted by increasing the cost of consumptive use through regulation, enforcement, fines and other penalties or by increasing the benefits that user groups receive from non-consumptive use. Governments, international agencies and conservation organizations can create economic incentives by providing policies, subsidies, funding and microcredits that facilitate the investment necessary to initiate non-consumptive marine turtle use and offset the cost of production for user groups. The retraining and compensation of tortoiseshell artisans in Seychelles demonstrates that the potential economic benefits from marine turtle tourism can convince governments to take difficult policy decisions regarding marine turtle use. It also shows that the cost of converting consumptive marine turtle users is relatively low when compared to the potential economic benefits from marine turtle tourism. In Seychelles, the retraining and compensation program cost less than

the annual gross revenue from a large marine turtle tourism project (Table 5, Appendix 1).

Maintenance of perverse government subsidies is another reason for continued ecosystem and species decline (Balmford *et al.* 2002). For example; before green turtle fishing was banned in Costa Rica, some of the fishermen involved in illegal take of green turtles received subsidized gasoline that made it cheaper for them to travel to Tortuguero National Park and pursue illegal use (pers. obs.). Perverse subsidies that stimulate continued overexploitation of marine turtles must be eliminated.

In order to ensure that funds are available for needed regulation and enforcement of marine turtle use regimes, sustainable funding mechanisms have to be established. Concessions and use fees are two possible means to raise funds needed for management. A novel approach to generate funds for marine turtle conservation could be the sale of marine turtle credits by local communities, government agencies or NGOs, similar to credits for carbon sequestration or protection of watersheds (Daily *et al.* 2000).

Fisheries by-catch represents a major threat to marine turtle populations (Lewinson *et al.* 2004, Lutcavage *et al.* 1997). It also represents a market failure (Perman *et al.* 2003). Direct and passive marine turtle uses are affected when marine turtles drown in shrimp trawls or are caught on longlines or in gillnets but the market does not currently recognize the economic impacts of such activities. As a result, fisheries continue to cause marine turtle mortality without assuming responsibility for the economic repercussions on society, including the negative economic consequences for countries and communities investing in marine turtle use and conservation. Marine turtle values can be included in the market by incorporating them into fines for illegal killing of turtles, incidental or not. For example; in Costa Rica, an Ecuadorian pirate fisher was caught for illegally catching sharks and turtles in a National Park. The fine was set in excess of US\$300,000 and was based on the environmental damage caused, including direct and passive use values of US\$1,142 for each marine turtle killed (C. Castro pers. comm.).

Creation of local economic incentives is crucial to convert consumptive users to non-consumptive users.

Passive use

Organizations that work on a local or national level have the ability to create more employment per US dollar invested than organizations working on an international or global level (Table 8). Conservation organizations can provide direct local economic incentives most efficiently by employing those that use marine turtles consumptively. If users can earn more money from conserving marine turtles, consumptive use may become the less attractive economic alternative. Creating local incentives by employing consumptive turtle users can be done relatively cheaply in Africa, Asia, Latin America and the Caribbean (Table 8). Projeto TAMAR in Brazil is a good example of creating local economic incentives in favour of marine turtle conservation by employing fishermen, former egg collectors and their families. Approximately 50% of Projeto TAMAR expenditure is spent at a local level (M.A. Marcovaldi, pers. comm.).



EDWARD E. CLARK

Marine turtles are an underwater attraction.

Cost of marine turtle loss

The recent evaluation of the green turtle status (Seminoff 2002) illustrates the global trend experienced by marine turtles with a mosaic of nesting populations and trends. Although some nesting populations have increased in recent years, the overall global trend has been one of dramatic decline. Some nesting populations under strict protection may continue to increase but the current levels of consumptive use, fisheries by-catch and habitat degradation mean that global marine turtle populations will continue to decline if there is no change in human induced mortality. Continued marine turtle decline will have negative economic consequences, particularly for coastal communities in developing countries. People that use marine turtles for meat, eggs, shell and other products will see their income from consumptive use reduced. In the short term, local scarcity of marine turtles can be substituted by marine turtle capture in more distant waters. There are examples from Vietnam and Indonesia of catch effort being transferred to other areas once local marine turtle stocks become depleted (Adnyana in prep., TRAFFIC Southeast Asia 2004, Troëng 1997). In the long term, the effect on consumptive use will be more severe. There are already cases, particularly in Southeast Asia, where tortoiseshell artisans and traders are going out of business due to the difficulty of obtaining raw material from dwindling hawksbill populations (C. Shepherd pers. comm.).

For 69 developing countries, tourism revenues were one of the five largest sources of foreign currency between 1995 and 1998 (Diaz 2001). Tourism to watch marine turtles in the wild will suffer as the probability of encountering turtles decreases. Tourism may change to other nesting beaches or nature attractions if a marine turtle population is eradicated or reduced to low levels. Movement of tourism activity to other parts of a country or to neighbouring countries results in loss of tourism revenue at local or national levels as exemplified by Rantau Abang, Malaysia (Appendix 1). Places like Tortuguero, Costa Rica where marine

Although some nesting populations have increased in recent years, the overall global trend has been one of dramatic decline.

turtle nesting attracts sufficient tourists to create a second high season would no doubt be severely affected if marine turtle populations were to plummet. Continued decline of marine turtle populations will also reduce the opportunities to develop new marine turtle tourism projects.

Other options will also be lost as future direct and passive uses fail to materialize. The current risk of extinction is a threat to the long-term economic benefits provided by marine turtles. Loss of the marine turtles' ecological functions will impact economic sectors that depend on healthy marine and coastal ecosystems.

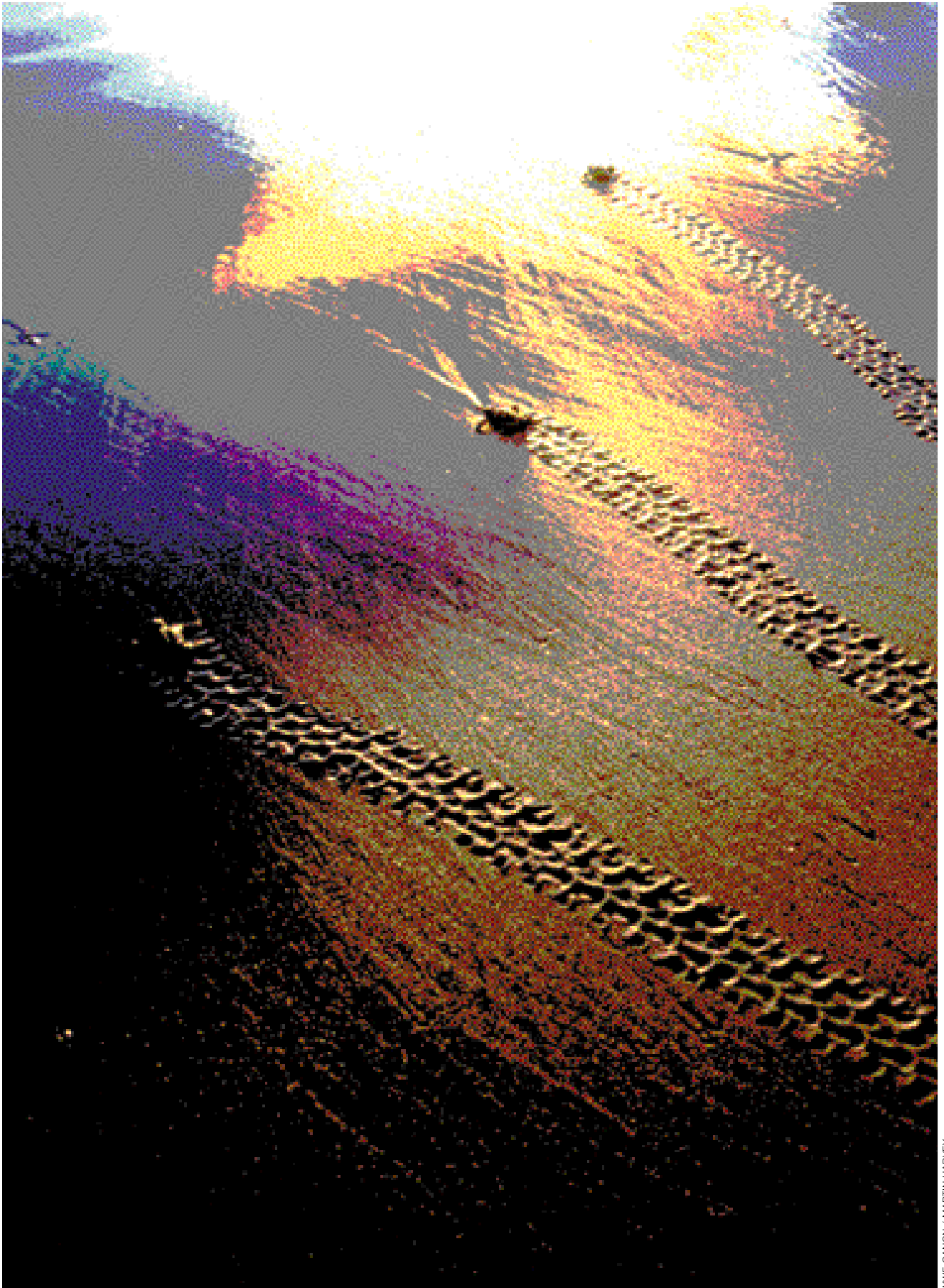
Replacement cost

Conservation of marine turtles in the wild is a much less costly strategy than captive breeding to maintain the flow of marine turtle goods and services. Marine turtle conservation expenditure could be increased manifold and still remain a cheaper option than replacing wild turtles with captive-bred individuals (Tables 8 and 9).



Marine turtle tour guide in Tortuguero, Costa Rica.

Conclusions



It is clear that marine turtle use and conservation generate revenue and create jobs in developing countries throughout the world. Historically, consumptive use of marine turtles for meat, eggs and shell generated most revenue but such use also contributed to marine turtle declines. In recent decades, non-consumptive use in the form of tourism to observe marine turtles in-water and on nesting beaches has gained popularity throughout the world. The case studies we have compiled suggest that non-consumptive use can generate much greater gross revenue and at the same time have less impact on marine turtle populations than consumptive use. We acknowledge that economic development and conservation issues are complex and advise that careful evaluation of economic, environmental and socio-cultural consequences are necessary when considering use options at a particular site.

Evidently, threats to marine turtle survival must be reduced to avoid the negative economic consequences of marine turtle declines. Our estimate of global conservation expenditure confirms that human societies are concerned and willing to invest to recover marine turtle populations. Also, most marine turtle values can be maintained concurrently. However, consumptive use has often resulted in overexploitation of marine turtle populations with negative effects on marine turtle values at other sites. Replacing such consumptive uses of marine turtles with non-consumptive uses where feasible, will ensure continued economic benefits and simultaneous marine turtle recovery.

Governments, international agencies and non-governmental organizations can reduce over-exploitation of marine turtles by creating local economic incentives in favour of effective conservation. Such economic incentives, once in place, will add value to the marine turtles and thereby encourage measures to mitigate additional threats, such as habitat destruction and fisheries by-catch. Actions should be aimed at conserving marine turtles in the wild as it is a less costly strategy than captive breeding. Financial support conservation action should come, at least partly, from the economic benefits derived from marine turtle use. Revenue from non-consumptive use is already being reinvested into marine turtle conservation at some sites, thus pointing at a promising avenue to consolidate such funding.

Economic considerations are likely to persist as the driving force behind local decisions concerning marine turtle use in coastal communities of developing countries. Therefore, conservation strategies to recover marine turtles must envision and include tangible, local economic benefits. The economics of marine turtle use and conservation illustrate one approach to reverse the positive feedback mechanism between poverty and environmental degradation.

Conservation strategies to recover marine turtles must envision and include tangible, local economic benefits.

Recommendations



Decision-makers and government officials

- Promote policies to regulate marine turtle use.
- Promote policies that address the economic impacts of fisheries by-catch and directed take of turtles e.g. fines for impacting turtles or tax breaks for using “turtle-friendly” technologies.
- Establish sustainable funding mechanisms, including partial allocation of revenue generated by use, to cover continuous marine turtle management costs.
- Eliminate perverse subsidies and tax breaks that make it profitable to continue overexploiting marine turtles.
- Offer subsidies, funding and microcredits to encourage those that overexploit marine turtles to instead develop marine turtle tourism or other non-consumptive uses, where feasible.
- Generate local economic incentives in favour of marine turtle conservation.
- For cost-efficiency, promote conservation of marine turtles in the wild rather than through captive breeding.
- Incorporate potential economic returns as an additional argument for governments to invest in marine turtle conservation.

Development assistance agencies

- Provide training, funding and microcredits to create alternative livelihoods that encourage those overexploiting marine turtles to instead develop marine turtle tourism or other non-consumptive uses, where economically, ecologically and culturally feasible.
- Provide funding and technical support to projects that create local economic incentives in favour of marine turtle conservation, and contribute to community development.
- Consider and mitigate the negative impacts that development assistance projects may have on marine turtle use options and populations.
- Support the establishment of sustainable funding mechanisms to cover continuous marine turtle conservation and management costs.

Tourism developers and operators

- Employ and train people involved in marine turtle overexploitation to create alternative livelihoods through tourism, where feasible.
- Mitigate negative cultural, economic and ecological consequences of tourism at marine turtle nesting and feeding sites.
- Carry out an informed and participative consultation

process, as well as a comprehensive feasibility analysis, before promoting community based ecotourism.

- Minimize leakage of profit in favour of maximizing both, community benefits and economic incentives in favour of conservation.

Fisheries industry

- Recognize the economic impacts of fisheries by-catch on marine turtle uses in-water and on nesting beaches.
- Adopt turtle-friendly gear and fishing practices.
- Consider compensating affected sectors of society, including coastal communities that use marine turtles, for the economic impacts of marine turtle by-catch.

Conservation practitioners

- Involve stakeholder groups and employ local community members, in particular marine turtle users, in conservation projects.
- Promote best practices among marine turtle users through technical advice and training.
- Monitor the economic impacts of their marine turtle conservation projects.
- Explore the economic potential and social feasibility for marine turtle tourism initiatives in coastal communities of developing countries.
- Carry out an informed and participative consultation process, as well as a comprehensive feasibility analysis, before promoting community based ecotourism.

Tourists

- Participate in responsible marine turtle tours led by local guides and support tourism businesses that benefit local people (including hotels, restaurants, handicrafts and curios, etc.).
- Do not buy any marine turtle products as this is an economic incentive for illegal use and may lead to overexploitation.

Researchers

- Conduct research aimed at quantifying cost of production and consumer surplus, as well as per capita net income for direct use of marine turtles.
- Conduct research aimed at quantifying the distribution of costs and revenue from marine turtle uses.
- Conduct research aimed at quantifying the causal linkage between marine turtle uses and population trends.
- Conduct research aimed at quantifying the supply and demand function for marine turtle goods and services.

Appendices



WWF-CANON / ROGER LE GUEN

Appendix 1

Case studies: marine turtle use and conservation

Case study 1: green turtle consumption in Bali, Indonesia

Bali, Indonesia is one of the world's largest markets for marine turtles. Many Moslems in Southeast Asia do not consume the meat from marine turtles. However, green turtle meat and products are often used in Hindu rituals and for communal meals in Bali. Green turtles are caught elsewhere in Indonesia and brought to Bali for sale.

As a result of fishery and egg collection, Indonesian green turtle populations have declined severely over the past decades (Troëng 1997). Fishermen now have to travel further in pursuit of large turtles that bring in the highest price (Troëng 1997). Green turtle consumption in Bali peaked in the late 1970's when more than 30,000 green turtles were landed each year (Adnyana in prep.). Between 56 and 101 boats are engaged in the Bali green turtle trade (Adnyana in prep.). On Bali, green turtles are sold whole or as meat packages known as *karang* (Adnyana in prep.). In 1994, the retail price for one green turtle varied with turtle size and sales format (whole or package) with an average price of US\$146.2- US\$268.4 in Balinese markets (Adnyana in prep.). In 2002, landings are estimated at 684 green turtles per month (Adnyana in prep.). Gross revenue from the green turtle fishery to fishermen, traders and their employees is estimated at US\$1,199,629- US\$2,203,027.

Case study 2: industrialized processing of olive ridleys in Mexico

In Pacific Mexico, olive ridleys were exploited for meat, leather and bone meal (Woody 1986). The take of olive ridley turtles on a large scale began in the 1960's (Trinidad & Wilson 2000). The fisheries take peaked in 1968 when at least 218,000 turtles were caught (Mack *et al.* 1995). Probably as a result of the fishery, *arribazón* events disappeared from Playa Mismaloya in Jalisco, Playa El Tlalcoyunque in Guerrero and Chacahua in

Oaxaca (Trinidad & Wilson 2000). Pesquerías Industriales de Oaxaca, S.A. (PIOSA), a private company, continued exploiting olive ridleys at the remaining *arribazón* site at Playa Escobilla. In Mexico, a total ban on the taking of marine turtles, eggs and also on trade in marine turtle products was proclaimed in 1990 (Aridjis 1990). Olive ridley nesting at Escobilla has since increased (Marquez *et al.* 1996).

It is estimated that 28,000 olive ridleys were caught in 1985 (Woody 1986). Fishermen landing olive ridley turtles at Puerto Angel could sell them for US\$8.42 per turtle (Woody 1986). The same year, meat, leather and bone meal from one processed olive ridley turtle would bring in US\$25.26 to the wholesaler (Woody 1986). Gross revenue from the fishery to fishermen, the wholesaler and his employees is estimated at US\$707,280.

Case study 3: fishery of hawksbill turtles in Cuba for international tortoiseshell trade

Hawksbill turtles have been fished in Cuba for food and tortoiseshell at least since the 1500s (Carrillo *et al.* 1999). Now, tortoiseshell stocks have been accumulated by the government, and Cuba has repeatedly presented proposals to the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna (CITES) to export the tortoiseshell stock to Japan (e.g. ROC 2002). Those proposals have not been adopted.

An estimated 168,781 hawksbill turtles were taken between 1935 and 1994 (Carrillo *et al.* 1999). The hawksbill population was significantly reduced over this period (Carrillo *et al.* 1999). The fishery was reduced from an annual take of approximately 5,000 hawksbill turtles in 1990 to 500 hawksbill turtles per year after 1994 (Carrillo *et al.* 1999). Fishing is now only allowed in two traditional fishing areas by fishermen from five communities (Carrillo *et al.* 1999). It has been argued that hawksbill abundance has increased after the



Hawksbill scutes – Cuban stockpile.

reduction of the fishery (ROC 2002). The current annual average take of 406 turtles by Cuba brings in approximately 650 kg of tortoiseshell (ROC 2002). The average amount of shell per Caribbean hawksbill turtles has been reported at 1.34 kg/turtle (Meylan & Donnelly 1999). Cuba's fishery takes hawksbills from a mixed foraging stock, whose origin is from several countries in the Caribbean.

At an export price of US\$490/kg, the fishery could generate gross revenue of US\$318,500 per year, should Cuba succeed to export the tortoiseshell on a regular basis. In 1995, there were 234 registered manufacturers of *bekko* items from tortoiseshell in Japan (JWCS 2000). The final sales price of tortoiseshell products in Japan is estimated at US\$1,655 per kg (TRAFFIC 1994). The gross revenue for the Government of Cuba, Japanese tortoiseshell artisans and salesmen from the sale of Cuban tortoiseshell, should international trade be resumed is estimated at US\$1,075,455 per year.

Case study 4: diverse and widespread marine turtle use in Costa Rica

Marine turtle use is important in several communities in Costa Rica. Non-consumptive use is the most prevalent. It includes the communities of Tortuguero, Parismina and Gandoca in the Caribbean, as well as Tamarindo and Matapalo (Playa Grande) on the Pacific

coast. Illegal consumptive use is also widespread. However, the collection of olive ridley eggs at Ostional, on the Pacific coast, is the only legally sanctioned consumptive use (Legislative Assembly 2002).

On the Caribbean coast, Tortuguero National Park hosts one of the largest green turtle rookeries in the world (Troëng & Rankin, in press). Caribbean Conservation Corporation has undertaken marine turtle research and conservation efforts in Tortuguero since 1959. Nesting turtles were collected by the thousands for export and local consumption until a presidential decree in 1963 placed restrictions on the take (GOC 1963). Subsequent Costa Rican legislation has resulted in complete protection for green turtles and their eggs and a total ban on trade in Costa Rica (GOC 1969, GOC 1970, Legislative Assembly 1975, Legislative Assembly 2002). In the 1980s, tourists began to visit Tortuguero to observe nesting turtles and other wildlife (Figure 4a). The green turtle nesting season from June through October is outside the tourism high season in Costa Rica. However, nesting green turtles attract enough visitors to effectively provide a second tourism high season in Tortuguero.

There are 235 tour guides with license to conduct marine turtle tours in Tortuguero National Park. In 1999, local guides from Tortuguero village (526 inhabitants⁷) conducted 72% of all turtle tours (Peskin 2002). Women made up 20% of local tour guides in 1999 (Peskin 2002). Hotel owners, tour operators, boat captains, hotel employees, local hostels, as well as small business owners benefit from marine turtle tourism in Tortuguero (pers. obs.). There are 25 hotels and hostels with an estimated 441 rooms available in Tortuguero (Harrison *et al.* 2003). At 0.6 direct jobs per room (Costa Rican Tourism Institute pers. comm.), the number of jobs generated by tourism in Tortuguero can be estimated at 265.

In 2002, a total of 50,339 people paid park entrance fees and tour guides were given permits to take 26,292 visitors on nightly walks to observe nesting turtles (Figure 4a). The cost for a turtle tour varies between US\$5-US\$25 per person (pers. obs.). Average spending is estimated at US\$255.38 per visitor (Costa Rican Tourism Institute pers. comm.). Gross revenue of

⁷ INEC – 2000 national census

⁸ INEC – 2000 national census

Figure 4a Tortuguero National Park – tourism trend
(source: Tortuguero Conservation Area)

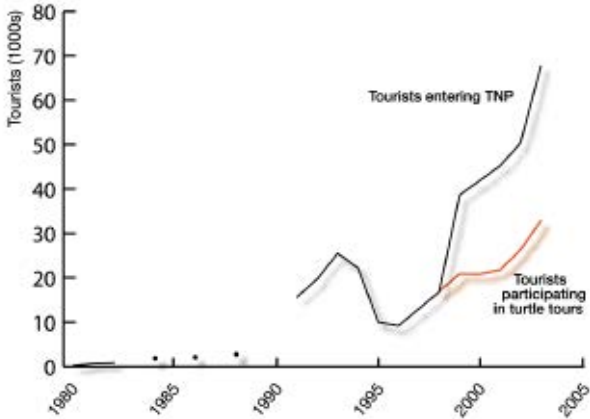
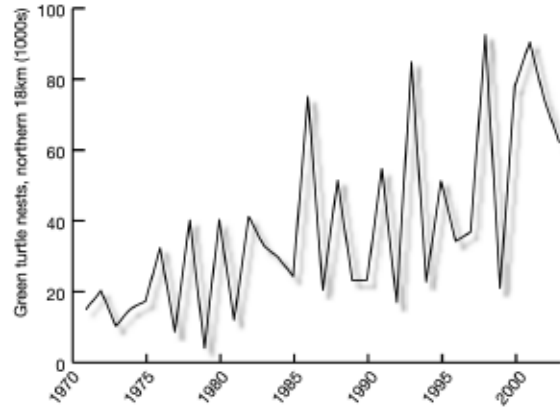


Figure 4b Tortuguero National Park – nesting trend
(source: Troëng & Rankin in press)



marine turtle tourism in Tortuguero is estimated at US\$6,714,483 from board, lodging, and transportation services, as well as souvenir sales, national park and guided tour fees. The presence of scientists, tour guides and tourists on the nesting beach deters illegal take of turtles and eggs and facilitates reporting of such activities to the authorities. Green turtle nesting at Tortuguero National Park has increased an estimated 417% since 1971 (Figure 4b).

Gandoca, a village of 264 inhabitants⁸, is located further south along the Caribbean coast, 125 km from Tortuguero National Park. In the early 1990's, the NGO Asociación ANAI in cooperation with the local community and the Ministry of Environment and Energy established a volunteer program in Gandoca (Chacón *et al.* 2003). Volunteers are housed at the project camp or in locally provided accommodation (Chacón *et al.* 2003). In addition to paying for participation in the conservation project, volunteers contribute to the local economy by paying for accommodation, food, transport and miscellaneous purchases at the local store and bar (Chacón *et al.* 2003).

In 1986, when Asociación ANAI initiated conservation efforts in Gandoca, approximately 95% of all leatherback eggs deposited on the beach were illegally collected (Chacón *et al.* 2003). In 2003, only 2.3% of leatherback nests were illegally taken (Chacón pers. comm.). Between 1996 and 2003, the number of volunteers participating in the project increased from 328 to 460 per year (Chacón *et al.* 2003). During the same time period the number of leatherback nests

deposited increased with a mean of 2% per year (Chacón 1999, Chacón pers. comm.).

In 2003, 460 volunteers and 150 tourists visited Gandoca during the leatherback nesting season (Chacón *et al.* 2003). Each person spent an estimated US\$151.3 in the Gandoca community (Table 5). Tour guides, taxi drivers, 6 local conservation project employees, owners of 7 hostels and their employees, a shop and bar owner and employees earn direct income from services and goods for the volunteer program (Chacón *et al.* 2003). The direct income for the Gandoca community from the project is estimated at



Local tour guide showing tourists a nesting green turtle – Tortuguero, Costa Rica.

US\$92,300 in 2003 (Chacón *et al.* 2003). The direct income for the Gandoca community from the leatherback conservation project can be translated into US\$506 per leatherback turtle, US\$135.5 per nest or US\$1.7 per leatherback egg deposited on the beach (Chacón *et al.* 2003). This income per egg is 680% higher than the potential income from selling the egg on the black market (Chacón *et al.* 2003).

On Costa Rica's Pacific coast, the premier marine turtle tourism attraction is the leatherback population that nests at Playa Grande. It represents one of the main leatherback rookeries in the Eastern Pacific (Spotila *et al.* 1996), and it has been a major tourism site since the early 1990's. Playa Grande and nearby nesting beaches form part of Leatherbacks National Park. Tourists staying at Tamarindo and other nearby locations travel to Playa Grande to observe leatherback nesting under the supervision of local tour guides. Tourists also come for the beach and to surf (R. Piedra, pers. comm.). Gutic (1994) estimated that a third or US\$1,350,960 of the gross tourism revenue for the area adjacent to the national park was generated by the leatherback turtles and the natural resources of the estuary at the southern end of Playa Grande. The leatherback population alone generated two thirds of that revenue, corresponding to US\$900,460 in 1993 (Gutic, 1994). Converted to 2002 values, Gutic's (1994) estimate equals current gross revenue of US\$1,121,057 from leatherback tourism.

The number of nesting leatherback turtles declined from 1,367 in 1988 to 117 in 1998, arguably because of incidental capture in fisheries (Spotila *et al.* 2000). Marine turtle tourism at Playa Grande peaked during the 1999/2000 season when 7,355 tourists went on tours to observe marine turtle nesting (R. Piedra pers. comm.). Visitation decreased to 4,234 visitors in 2001/2002 and remained at a similar level in 2002/2003 (R. Piedra pers. comm.). Most recently, a larger number of nesting leatherback turtles during the 2003/2004 season has resulted in an increase in the number of visitors (R. Piedra pers. comm.).

An official tour guide training program began in 1994 and 41 persons now work with tourism related activities within the National Park (R. Piedra pers. comm.). During the 2001/2002 leatherback nesting season, 4,234 tourists (82% international visitors) spent an estimated



Olive ridley in Ostional, Costa Rica.

US\$81,276 on fees and tours to observe leatherback nesting (R. Piedra pers. comm.). Average spending for all services associated with the visit to see the leatherback turtles is estimated at US\$338-US\$676 per visitor (Table 5). Gross annual revenue to tourism operators, business owners and their employees in Leatherbacks National Park is estimated at US\$2,113,176.

To the south of Playa Grande, Ostional Wildlife Refuge hosts one of the largest marine turtle nesting populations in the world (R. Morera pers. comm.). Olive ridley *arribadas* normally take place monthly with the largest aggregations emerging to nest in September and October, when tens of thousands of females come ashore during a few days (R. Morera pers. comm.). A proportion of eggs is collected for sale at the beginning of each *arribada*, when the probability of excavation by nesting females is greater than for nests laid towards the end of the *arribada*. The egg take is justified biologically by the belief that high nesting densities cause nest destruction, build-up of bacteria and other microorganisms which reduce hatching success (Valverde 1999).

Local people report that *arribadas* have occurred at least since the 1940's (Campbell 1998). In 1983, the Ostional Wildlife Refuge was created. In 1987, the Comprehensive Development Association of Ostional

(ADIO) was formalized (R. Morera pers. comm.). Members of ADIO have since collected and sold olive ridley eggs. Campbell (1998) reviewed the egg collection and commercialization process in detail. Hope (2002) suggested that more flexible seasonal and regional pricing policies might increase profits from egg sales and also recommended community egg marketing cartels with urban selling points. It is believed that olive ridley nesting at Ostional is increasing (R. Morera pers. comm.). Sale of an unquantified volume of illegally collected eggs from beaches other than Ostional takes place in Costa Rican markets behind the cover of the legal egg sale system.

ADIO currently has 235 members (R. Morera pers. comm.). The project should be commended for achieving an impressive level of local participation and equitable distribution of profits between ADIO members including men and women (pers. obs.). In 2003, ADIO sold eggs to intermediaries for US\$0.05 per egg (R. Morera pers. comm.). The eggs are later sold to the consumers at markets and by seafood merchants for US\$0.12-US\$0.37 per egg (pers. obs.). There are approximately 66 intermediaries selling eggs from Ostional throughout Costa Rica (R. Morera pers. comm.). In 2001, 4,137,000 olive ridley eggs were collected for sale at Ostional (Chacón 2002), a village with 208 inhabitants⁹. Gross revenue from the consumptive use of olive ridley eggs benefiting villagers, inter-mediaries and market salesmen is estimated at US\$1,011,615 per year.

By looking at rural, coastal communities in the same country we can reduce the number of confounding factors to explain differences. We chose to compare the two marine turtle use sites with the greatest gross revenue, Tortuguero and Ostional. The comparison suggests that non-consumptive use generates much greater revenue than consumptive use (Tables 3 and 5). But does non-consumptive use generate more revenue and social development locally? Hope (2002) estimated that the members of ADIO earned on average US\$70-US\$100 per month in 2000 (39-56% of the minimum wage in Costa Rica¹⁰) from egg collection. A tour guide in Tortuguero can make as much as US\$100 per tour. In 1999,

Peskin (2002) estimated that each local tour guide in Tortuguero took 351 tourists on turtle tours. At a tour fee of US\$5-US\$10 per person, each guide earned on average US\$1,755-US\$3,510 during a five month period, corresponding to 2.1-4.1 times¹⁰ the minimum wage. Guides also undertake other activities such as canal tours and hence the mentioned sum only represents part of their income. Since 1999, the number of tourists joining turtle tours has increased and guides now earn more.

We also compared indicators of social development for Ostional, Tortuguero and Barra del Colorado, a coastal community without marine turtles but with similar characteristics to Tortuguero in terms of location (rural, isolated, Caribbean coast) and infrastructure (no direct road access). Data on Basic Needs Not Satisfied were provided by the National Institute for Statistics and Census (INEC) and were collected as part of the Costa Rican National Census in 2000. INEC's data show that people in Tortuguero had lower values for Basic Needs Not Satisfied and hence a higher index of social and economic development than both, Ostional and Barra del Colorado (Table 10).

Table 10 Basic needs not satisfied for coastal populations in Costa Rica in 2000
(Source: INEC).

Location	Marine turtle use (in 2000)	Proportion of population with basic needs not satisfied*
Barra del Colorado	None	41%
Ostional	Egg sales	39%
Tortuguero	Tourism	28%

*Higher value indicates less social and economic development

In addition to generating more revenue and social development at a local level, non-consumptive use also appears to have a higher potential for economic growth. On average, recorded visitors to Tortuguero National Park increased at a rate of 16% per year between 1988 and 2002 (Figure 4a). The number of eggs collected at Ostional has remained fairly constant in recent years (R. Morera pers. comm.).

⁹ INEC – 2000 national census

¹⁰ <http://www.mideplan.go.cr/sides/economico/03-11.htm>

Case Study 5: fishing green turtles for the domestic market along the Nicaraguan Caribbean coast

The continental shelf of the Caribbean coast of Nicaragua hosts the most extensive seagrass beds in the Caribbean. In Nicaragua, turtle grass (*Thalassia testudinum*) is the main staple for juvenile and adult green turtles from the Tortuguero green turtle rookery in neighbouring Costa Rica (Mortimer 1981). Tag returns (Carr *et al.* 1978), genetic analysis (Bass *et al.* 1998) and satellite telemetry (Troëng & Evans in review) show that the majority of green turtles nesting at Tortuguero migrate to feeding grounds in Nicaragua. Green turtles are fished primarily with nets but a few fishers still use harpoons (Lagueux 1998). Although some are sold in neighbouring countries, green turtles are mainly caught for consumption within Nicaragua (Nietschmann 1976).

Miskitu Indians have probably caught marine turtles in the waters off Caribbean Nicaragua for at least 400 years (Parsons 1962). Cayman Island fishermen caught turtles in Nicaragua until the mid-1960s (Nietschmann 1973). Green turtle processing plants for the export market operated between 1968 and 1977 (Lagueux 1998).

Green turtle take probably decreased during the civil war 1980-1988 but has since increased (Lagueux 1998). Green turtle nesting at Tortuguero increased during the 1971-2002 period (Troëng & Rankin in press). Lagueux (1998) estimated the annual take to at least 10,166 green turtles. Fishers from at least 12 communities participate in the green turtle fishery (Lagueux 1998). Turtles are consumed or sold in local communities or sold to butcheries in coastal towns for final sale (Lagueux 1998). Approximately 50% of captured turtles are sold outside the turtler's community (Lagueux 1998). Most green turtles caught are in size classes corresponding to large juveniles, and the average weight is 80.6 kg (=178 lb) (Lagueux 1998). A time delay in the impact of the Nicaragua green turtle fishery on the number of adult females nesting at Tortuguero can be expected (Campbell 2003). Lagueux (1998) suggested there were indications of overexploitation of green turtles in Nicaragua but that overharvest could not be conclusively proven.

In 2003, prices for an approx. 175 lb green turtle at the Bilwi (Puerto Cabezas) dock varied between US\$9.8 and US\$26.0 and an approx. 300 lb green turtle sells for US\$19.5-US\$52.1 (C. Lagueux pers. comm.). Prices for a live turtle vary throughout the year depending on the number of turtles available for sale. In Awastara, one of the Miskitu turtle fishing communities, a 50 lb live green turtle sells for approx. US\$16.3 and a 150 lb green turtle for approx. US\$32.6 (C. Lagueux pers. comm.). If 50% of turtles are sold in towns and 50% are sold in the turtler communities, gross revenue to the turtle fishers in 2003 can be estimated at US\$215,101-US\$297,832.



ALEJANDRO ALVAREZ / CONSERVATION INTERNATIONAL

Green turtles tied-up for the meat sale at the market in Bluefields, Nicaragua.

Case Study 6: from tortoiseshell to tourism attraction: hawksbill turtles in the Seychelles

Hawksbill fishing to export shell has a long history in the Seychelles. At least 83,221 kg of raw shell were exported between 1894 and 1982 (Mortimer 1984). Export of shell declined between 1925 and 1940, partly as a result of decline in the price of shell (Figure 5, Mortimer 1984). Increasing international prices caused an increase in exports from the 1960s onwards (Figure 5, Mortimer 1984).

In 1982, 591 kg of raw shell corresponding to 1,182 hawksbill turtles was exported at a price of ~US\$148.7/kg for a gross revenue of US\$87,878

(Mortimer 1984). The major hawksbill shell importer, Japan, banned imports of tortoiseshell in December 1992¹¹ (Meylan & Donnelly 1999) but sale of tortoiseshell items continued domestically in Seychelles. After 1992, gross revenue from domestic sale by tortoiseshell artisans is estimated at US\$264,091 (Seychelles Ministry of Industry Statistics as reported to the author by J.A. Mortimer). Approximately 40 tortoiseshell artisans (representing 0.15% of the Seychelles workforce at the time) were active in 1993 (Seychelles Ministry of Industry Statistics as reported to the author by J.A. Mortimer).

The overexploitation of nesting turtles for shell resulted in negligible hawksbill reproduction outside of effectively protected areas until the early 1990s (Mortimer 2001). In 1993-1994, the Government of Seychelles took the decision to reverse the decline of marine turtle populations (Mortimer 2001). Through a Global Environment Facility (GEF)-Seychelles Government funded program, 37 hawksbill shell artisans were compensated (at an average of US\$15,000 per artisan), trained in other trades and subsequently agreed to sell all their tortoiseshell stocks to the Government (Mortimer 2001). The 2.5 tons of tortoiseshell was ceremoniously destroyed and a ban on all consumptive use and harassment of marine turtles was declared in 1994 (Mortimer 2001). The total cost of the program, approx. US\$805,000, was split between the Seychelles Government and the GEF (Mortimer 2001).

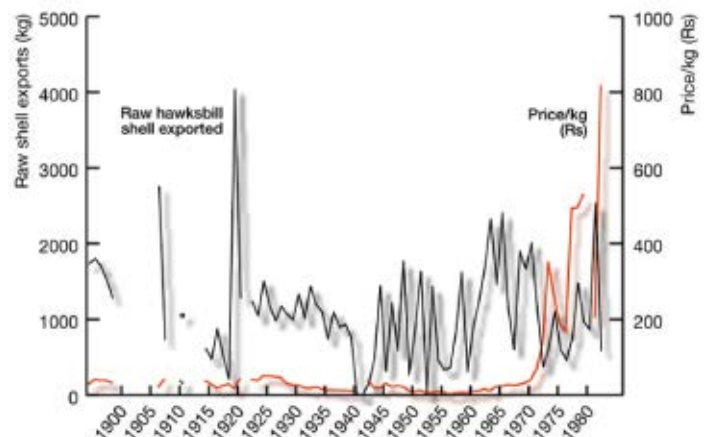
Now, tourism is the major economic sector of Seychelles, with gross revenues totalling US\$750 million per year. The spectacular natural scenery, clean beaches and ample marine life are used to attract tourists to Seychelles. Marine turtles are mentioned repeatedly in the in-flight magazine of the flag carrier Air Seychelles. Hotels and tour operators use marine turtles in their advertising and logos. The ten rupees bill features a marine turtle and all Seychelles bills carry a marine turtle emblem. Although marine turtles are not marketed as a specific attraction, they are mentioned as one important component enhancing Seychelles' natural charm. Tourists can see marine turtles on glassbottom boat tours, during dives and whilst the turtles nest on some of the resort islands.



Day-time emergence of hawksbills, Bird Island, Seychelles.

Today, efforts are underway to quantify the economic value of Seychelles marine turtles (H. Cesar pers. comm., J. Mortimer pers. comm.). There are also endeavours to place a market value on marine turtles in order to create local incentives for conservation (J. Nevill pers. comm.). Nesting beach protection has resulted in increased nesting within some Seychelles protected areas (Mortimer & Bresson 1999). It is hoped that as marine turtle populations recover, increased abundance will result in greater sighting probabilities that will facilitate the marketing of specific marine turtle tours in-water and on nesting beaches (J. Neville pers. comm., N. Shah pers. comm.).

Figure 5 Tortoiseshell exports from Seychelles and price/kg
(source: Mortimer 1984)



¹¹ Although the hawksbill turtle was included in Appendix I of CITES in 1975 (Atlantic population) and 1977 (Pacific population), Japan did not adopt a zero quota on its reservation until December 1992.

The Government of Seychelles has been cautious not to develop specific marine turtle tours until local capacity to control such non-consumptive use is adequate. However, to create incentives in favour of marine turtle conservation at a local level it may be necessary to develop activities through which marine turtles provide direct economic benefits. For local people, it is not enough that greater gross revenue is generated by non-consumptive use. Each individual, particularly those who used to benefit economically from consumptive use, needs to receive economic benefits from non-consumptive use. The potential for specific marine turtle tours appears tremendous as hawksbill turtles nest mainly during the daytime in Seychelles thus allowing for more comfort to visitors and the taking of photographs (Mortimer & Bresson 1999).

Case Study 7: divergent uses at the Philippines and Sabah, Malaysia Turtle Islands

The Philippines and Sabah, Malaysia Turtle Islands are geographically so close that you can see from one island to the next. Three of the islands are located in Sabah, Malaysia and six belong to the Philippines. Marine turtle uses on the different sides of the border are very different and make the islands a useful case study for comparing consumptive and non-consumptive use.

Collection of marine turtle eggs at the Turtle Islands, Tawi-Tawi in the Philippines is a traditional source of livelihood for local people (Palma 1997). Since 1996, the islands form part of the Binational Turtle Islands

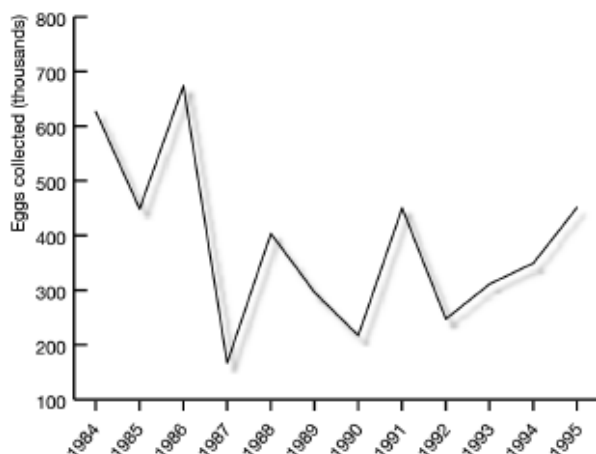
Heritage Protected Area (Palma 1997). Eggs are collected under permits and either sold in the Philippines or smuggled to nearby Sabah, Malaysia.

Between 1984-1995, a total of 1,562 egg collection permits were issued to qualified residents on Taganak, Lihiman, Langaan and Bakkungan islands (Palma 1997). Egg sales prices vary. Currently, illegal sale prices are lower (US\$0.18 per egg, pers. obs.) in markets in Sandakan, Malaysia, close to the Turtle Islands than in more distant Kota Kinabalu, Malaysia (US\$0.26 per egg, Khan 2003). On average 386,714 eggs per year were collected between 1984-1995 (Figure 6, Palma 1997), representing 31% of all eggs laid. Gross revenue of the consumptive egg use to egg collectors and traders is estimated at US\$85,078.

In 1972, the Sabah, Malaysia state government purchased the three islands on the Malaysian side of the border (Basintal 2002). The islands were first pronounced a Game and Bird Sanctuary and in 1977 declared as the Turtle Islands Park (Basintal 2002). Green and hawksbill turtles nest on the islands that are managed by Sabah Parks. Before the Sabah state government purchased the islands, egg collection was the dominant use. Since 1972, egg take has been prohibited. Tourists have been allowed to visit one of the islands, Pulau Selingan, since 1982. The Turtle Islands Park is now one of the major tourism attractions of Sabah’s east coast. In 1998, the running of tourist accommodation and the restaurant on Pulau Selingan was turned over to private operators (Basintal 2002). Although there is a defined peak in nesting in July, a major promotional point is made of the fact that nesting turtles can be seen any night of the year. Tourism visitation has grown from the modest 431 overnight visitors in 1982 to a peak of 10,131 in 2000 (Figure 7a).

Tour operators and an estimated 54 boat captains, guides, resort staff and rangers benefit from the marine turtle tourism (pers. obs.). Sabah Parks receives fees for the use of the facilities and conservation fees collected from tourists. Funds collected from tourism activities remain with Sabah Parks and help offset the cost of conservation activities in the Turtle Islands Park. In 2002, a total of 506 national and 7,944 foreign tourists visited Pulau Selingan (Figure 7a). Average spending is estimated at US\$113.7 for national visitors and US\$115.5 for foreign

Figure 6 Marine turtle eggs collected in Philippines Turtle Islands
(source: Palma 1997)



tourists (pers. obs.). Gross revenue from tourism to visit Turtle Island Park in 2002 is estimated at US\$975,044.

In conclusion, the gross economic revenue from non-consumptive use on the Sabah Turtle Islands is now one order of magnitude greater than revenue from consumptive use of marine turtle eggs on the Philippines Turtle Islands (Table 3 and 5). In terms of use trends, the number of eggs collected on the Philippine Turtle Islands declined at a rate of 3.2% per year between 1984 and 1995. During the same time period, tourism visitation to the Sabah Turtle Islands Park grew at a rate of 28% per year. The impact of each use on the breeding population contrasts sharply: a drop of 82% in eggs available for extraction has been recorded in the Philippines Turtle Islands since 1950s due to egg collection (Palma 1997), whereas green turtle nesting in the Sabah Turtle Islands Park increased at a rate of 15% per year between 1984-1995 (Figure 7b).



Promotion of marine turtle tourism, Sabah, Malaysia.

Figure 7a Turtle Island Park, tourism trend
(source: Sabah Parks, P. Bastinal pers. comm.)

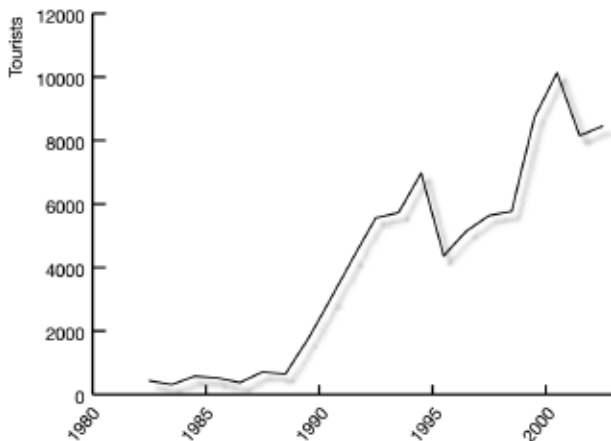
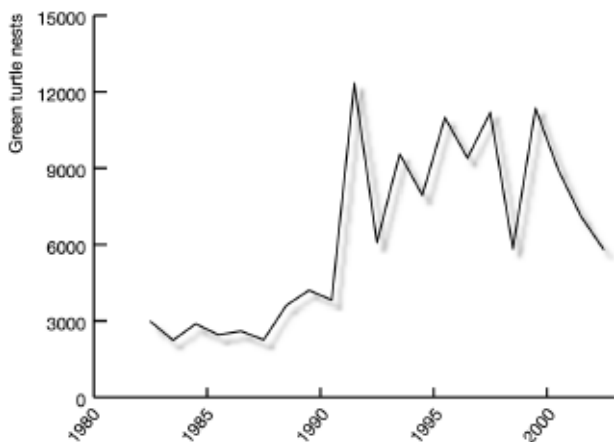


Figure 7b Turtle Island Park, Sabah nesting trend
(source: Sabah Parks, P. Bastinal pers. comm.)



Case Study 8: egg collection for local consumption and sale in Maldives

Marine turtles and their eggs have been used for food in the Maldives for centuries (Frazier *et al.* 2000). Consumptive use initially focused on eggs, as many Moslems consider marine turtle meat unclean (Frazier *et al.* 2000). A different interpretation of meat use by a religious leader caused an expansion of use from the 1950's (Frazier *et al.* 2000). Since January 1996, there is a ban on turtle and turtle product sales but tortoiseshell items are still available in souvenir shops in Male (pers. obs.). Collection and sale of marine turtle eggs remains legal (Hussein 2000). Eggs are consumed locally or sold at the market in Male (pers. obs.).

Maldives marine turtle populations are thought to be much depleted from previous levels (Zahir 2000). Increased prices of tortoiseshell stimulated export of large quantities of shell in the early 1970's, followed by a subsequent decline in exports in the late 1970's (Frazier *et al.* 2000). Between 1988-1995, the number of eggs exploited declined with an average of 4.9% per year for green turtle eggs and 3.1% for hawksbill eggs, as a likely consequence of fewer females coming ashore to nest (Zahir 2000).

Current egg sales price is US\$0.24 per egg (pers. obs.). Local authorities are compiling data on the number of green and hawksbill turtle eggs collected each year but

the quality and consistency of the information are questionable (Zahir 2000). If we assume that the reported egg numbers reflect the levels of use in Maldives then an average of 147,927 green turtle and 15,906 hawksbill eggs were collected annually in the Maldives during 1988-1995 (Zahir 2000). Gross revenue to egg collectors and traders from egg sales is estimated at US\$38,731.



Green turtle eggs for sale - Male, Maldives.

Case Study 9: simultaneous egg collection and tourism at Rantau Abang, Malaysia

The right to collect leatherback eggs laid at Rantau Abang, Malaysia is limited through a concession system. The Terengganu State Government issues concession rights to preferred bidders through a tender process. Only holders of a concession may collect marine turtle eggs. The system is very different from an open-access situation where anyone may exploit wildlife resources and which is often considered a major explanation for overexploitation (Hutton *et al.* 2001).

Since the 1950's, close to 100% of leatherback eggs were collected and either consumed locally or sold at markets. Efforts to incubate a small proportion of the leatherback nests in hatcheries began in 1961 (K. Ibrahim pers. comm.). Egg collection continues but all leatherback eggs must now be sold to the Fisheries Department and incubated in hatcheries for subsequent release (K. Ibrahim pers. comm.). It is estimated that in 1956 over 10,000 leatherback nests were deposited at Rantau Abang (Siow 1989). Between 1956 and 2002, leatherback nesting at Rantau Abang declined by over 99% (Chan & Liew 1996, K. Ibrahim pers. comm.). Overexploitation of eggs and mortality in fisheries activities are thought to be the major causes of the decline (Chan & Liew 1996, K. Ibrahim pers. comm.). In 2002, only three leatherback nests containing an estimated 240 eggs were deposited on Terengganu beaches (K. Ibrahim pers. comm.). The current egg sales price is estimated at US\$0.66 per egg. The gross revenue to egg collectors from the sale of leatherback eggs to the Fisheries Department is estimated at US\$158, down from an estimated gross revenue of US\$54,867 in 1984.

Rantau Abang was also one of the first sites in the world with marine turtle tourism. Tourism to observe nesting leatherback turtles began as early as in the 1960s. In 1988, the Terengganu state declared the Rantau Abang Turtle Sanctuary (TUMEC, K. Ibrahim pers. comm.). The Sanctuary extends along 13 km of coastline and includes waters up to 3 nautical miles offshore (TUMEC, K. Ibrahim pers. comm.). Tourism visitation peaked in 1994 when a total of 68,800 Malay and international tourists visited the Sanctuary (Figure 8a). In 2002, 12,259 visitors came to Rantau Abang (Figure 8a and 8b).

Figure 8a Rantau Abang Turtle Sanctuary tourism trend
(source: TUMEC, K. Ibrahim pers. comm.)

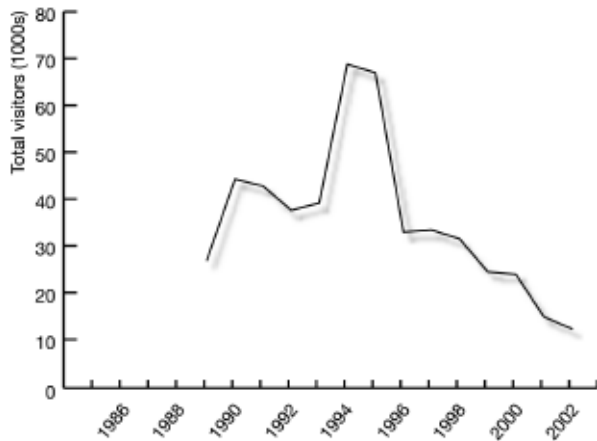
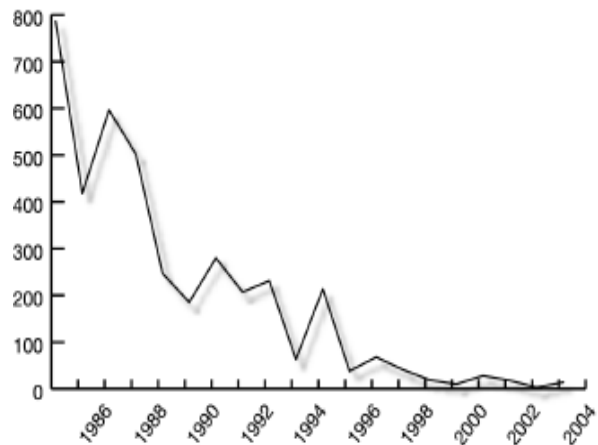


Figure 8b Rantau Abang Turtle Sanctuary nesting trend
(source: TUMEC, K. Ibrahim pers. comm.)



Not all tourists visiting Rantau Abang stay overnight locally. Many prefer accommodation in the adjacent towns of Kuala Terengganu and Dungun. To calculate average spending, we assume an average stay of one day and spending per tourist equal to the average spending of US\$26.3 for Malay and US\$65.4 for international tourists in Malaysia (Malaysia Tourism Board pers. comm.). These assumptions are probably conservative as tourists would travel from Penang, Kuala Lumpur and Johor Bahru to observe nesting leatherback turtles (K. Ibrahim pers. comm.). Concession holders, business owners and their employees benefit from marine turtle tourism. For 2002, gross revenue from tourism is estimated at US\$480,149.

Rantau Abang provides an example of the negative effect marine turtle population decline can have on tourism. Between 1994-2002, Malaysian visitation to the Sanctuary declined on average 21% per year and international visitors declined with a rate of 20% per year as the probability of seeing a leatherback turtle diminished (Figure 8a). In 2001, the fisheries sector in Malaysia employed 145,100 or 1.5% of the total employed population whilst 589,400 or 6.2% of the employed population worked in tourism (Malaysia National Bank M. Rizwan pers. comm.). In this context, it is likely that more livelihoods are affected in the tourism sector by lack of effective conservation action, than in the fisheries sector.

Had a complete stop to egg collection in 1984 been enough to sustain the leatherback population, and

consequently maintain tourism at 1994 levels, gross revenue from tourism in 2002 would have been \$2,933,407 ie six times greater than actual revenue¹² from egg sales and tourism in that year. Had visitation continued to increase at the 1989-1994 rate, gross tourism revenue in 2002 would now be \$7,031,335, ie more than 14 times the actual revenue. The estimate illustrates the cost of failing to adequately manage a marine turtle population, which was generating revenue from multiple uses. It suggests that it would be worth to invest considerable resources to recover the Rantau Abang leatherback population and associated tourism. In addition, the case demonstrates the difference of several orders of magnitude, between gross revenue from consumptive use of marine turtle eggs and that of non-consumptive use through tourism.

Rantau Abang also provides a good example of the costs of raising leatherback turtles in captivity. In general, leatherback turtles are considered very difficult to raise in captivity and one of few, if not the only successful example is the effort of the Turtle and Marine Ecosystem Centre (TUMEC) in Rantau Abang (K. Ibrahim pers. comm.). From a handful of hatchlings kept in captivity, one survived to 8.5 years of age (K. Ibrahim pers. comm.). The cost of raising the leatherback amounted to approximately US\$132 per month during the first year and approximately US\$658 per month for each subsequent year (K. Ibrahim pers. comm.). If we assume age of maturity at 10 years, the cost of raising one adult leatherback turtle amounts to US\$72,632.



Production of souvenirs with marine turtle motifs - Praia do Forte, Brazil.

Case Study 10: Projeto TAMAR, Brazil

Brazil's marine turtle conservation program Projeto TAMAR was founded in 1980 (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). As part of its marine turtle conservation efforts, Projeto TAMAR has organized productive groups in coastal communities. At locations with little or no tourism, the productive groups manufacture items with marine turtle themes such as T-shirts, hats and souvenirs that are sold in Projeto TAMAR's visitors centres (de Andrade Patiri 2002, pers. obs.). The visitor centres serve the dual purpose of raising funds and awareness through education of the predominantly Brazilian visitors. The centres also generate local employment to attend visitors, maintain facilities and care for the marine turtles.

Total sales from Projeto TAMAR's productive chain increased with an average of 30% per year between 1998 and 2002 (L. Guardia pers. comm.). Projeto TAMAR now employs 1,280 people of which 60% are women (M.A. Marcovaldi pers. comm.). On many of the

beaches where Projeto TAMAR is present, the program is the primary source of direct and indirect income to the local community (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Projeto TAMAR's production and sales activities generated a gross revenue of US\$2,635,656 in 2001 (de Andrade Patiri 2002). Profits from sales are used for marine turtle conservation work (de Andrade Patiri 2002). At least at some sites in Brazil, marine turtle nesting has increased since the late 1980's (Marcovaldi 2001).

Case Study 11: Ras Al Hadd and Ras Al Jinz, Oman

Ras Al Hadd and Ras Al Jinz, Oman hosts annual nesting of 6,000-18,000 green turtles (Salm 1991 cited in Mendonça *et al.* 2001). In 1996, a turtle reserve of 120 km² including 70 km of coastline was established at Ras Al Hadd and Ras Al Jinz (Chomo & Grobler 1998). Green turtle nesting at Ras al Hadd is thought to have remained stable between 1977-79 to 1988 (Seminoff 2002).

Since 1991, visitors have observed marine turtle nesting under the guidance of park rangers (A. Al Kiyumi pers. comm.). Between, 1991-1996, the number of visitors increased from 3,631 to 11,558 (Chomo & Grobler 1998) corresponding to an average increase of 19.9% per year. Visiting Omani residents increased with an average of 24.7% and international visitors with 14.9% per year during the same time period. Visitation has continued to increase since 1996 (A. Al Kiyumi pers. comm.). During a religious holiday in November 2003, the turtle nesting beaches had over 3,000 visitors in a single week (R. Baldwin pers. comm.).

Tour companies organize visits to the turtle reserve (Chomo & Grobler 1998). In 1996, a total of 11,558 persons visited the Ras Al Hadd Turtle Reserve (Chomo & Grobler 1998). Entrance fee to the reserve is US\$2.6 (A. Al Kiyumi pers. comm.). In 1997/1998, average expenditure per visitor is conservatively at US\$98.3 (Chomo & Grobler 1998). Gross revenue is estimated at US\$1,136,151. Tour company workers and owners benefit economically from marine turtle tourism.

¹² In 2002, we estimated gross revenue at \$158 from consumptive use (Appendix 1) and \$480,149 from non-consumptive use (Appendix 2a).

Case Study 12: Matura, Trinidad & Tobago

The north and east coasts of Trinidad hosts the third largest leatherback nesting population in the world. In 1990, the Matura Beach was declared a protected area in an effort to conserve the nesting leatherback turtles and their nests. Nature Seekers Inc., a local NGO, patrols the beach and provides guiding services for visitors. Leatherback nesting is reportedly increasing in Trinidad (Spotila *et al.* 1996).

Tourism in Matura creates employment for beach monitors, turtle taggers and tour guides (M. Ramjattan pers. comm.). Tourism also provides income to tour operators that bring tourists from hotels and yachts on other parts of Trinidad and to those that operate bed and breakfasts, restaurants and handicraft sales (M. Ramjattan pers. comm.).

In 2001, a total of 10,693 visitors paid to participate in marine turtle tours (M. Ramjattan pers. comm.). Fees are higher for foreign tourists than for locals (M. Ramjattan pers. comm.). Those who want to participate in tagging tours also pay a higher fee (M. Ramjattan pers. comm.). Adults pay more than children (M. Ramjattan pers. comm.). Fees vary between US\$0.8-US\$15 per person (M. Ramjattan pers. comm.). Gross revenue is estimated at US\$559,014.

Case Study 13: Rekawa, Sri Lanka

Five species of marine turtle come to nest at Rekawa on Sri Lanka's southern coast. Since 1996, the Turtle Conservation Project has employed former egg collectors to patrol the nesting beach at night in an effort to reduce illegal take of eggs (TCP 2003). In 2002, TCP, the Sri Lanka Tourism Board and the Sri Lankan Hotel School established a training program for local guides (TCP 2003). A total of 17 guides were trained (TCP 2003).

Guides, local businesses, 13 guesthouse and resort owners and employees benefit from marine turtle tourism in Rekawa (TCP 2003). During the 2002/2003 tourism season, 1,710 visitors participated in tours to observe marine turtle nesting (TCP 2003). Average spending associated with the visit to the turtle nesting beach is estimated at US\$24.5 per visitor (TCP 2003). Gross revenue is estimated at US\$41,925.

Case Study 14: Barbados

Few tourists travel to Barbados with the explicit purpose of observing marine turtles. However, marine turtle tours on nesting beaches and in-water are becoming increasingly popular (J. Horrocks pers. comm.). In-water tours began in 1997 and organized beach walks to observe nesting marine turtles started in 2003 (J. Horrocks, pers. comm.). The Barbados Sea Turtle Project run by the University of the West Indies manage nesting beach tours and collaborate with tour operators organizing in-water observation of marine turtles (J. Horrocks, pers. comm.). Some hotels located adjacent to nesting beaches have staff members that conduct nesting beach tours for hotel residents (J. Horrocks, pers. comm.). Hawksbill nesting is increasing in Barbados (J. Horrocks pers. comm.).

In 2003, an estimated 1,000 tourists took part in scuba diving tours, which specifically advertise marine turtles as one of the underwater attractions and some 400 tourists participated in guided beach walks (J. Horrocks, pers. comm.). Dives cost an estimated US\$100 and tours to observe marine turtle nesting are US\$20 (J. Horrocks, pers. comm.). In 2003, marine turtle tourism generated an estimated gross revenue of US\$108,000 to dive operators, tour guides, the Barbados Sea Turtle Project, business owners and employees. Also, marine turtles provided an additional means to attract tourists to Barbados, as evidenced by the promotional materials of the Barbados Tourism Authority.

Case Study 15: Maputaland, South Africa

The coast of Maputaland, South Africa hosts nesting by loggerhead and leatherback turtles. Scuba diving and game tourism are the major reasons for tourists visiting Maputaland and marine turtle tours can only be considered an additional attraction. In the past, marine turtles were used consumptively but today marine turtles are mainly used for ecotourism purposes (R. Nel pers. comm.). At Kosi Bay, local guides have been licensed to offer marine turtle tours since the 1994/1995 nesting season. Tenders to conduct turtle tours are given to communities and tour operators. Communities are given preference in the tender process (M. Bower pers. comm.). The only hotel with two tenders is 49% owned by the local community. Part of the proceeds from the hotel goes directly to a community trust fund. The tender fees paid by the concessionaires are reinvested in marine turtle monitoring and protection. The nesting season extends for five months from mid-October to mid-March with most tours undertaken during the November-January period (W. Baard, pers. comm.). Both loggerhead and leatherback nesting numbers have increased since monitoring began in 1963 (Nel & Hughes, in prep.).

In 2003, four hotels and tour operators paid US\$863-US\$2,039 per month and car to conduct turtle tours in four wheel drive vehicles. In addition, the Kosi Bay community offers turtle tours on foot. There are also a couple of minor operators conducting turtle tours on foot. Approximately 1,750 tourists participate in marine turtle nesting tours each year (W. Baard pers. comm., P.



Author Sebastian Troëng on turtle tour, Sodwana bay, South Africa.

Boddam-Whetham pers. comm., M. Bower pers. comm., pers. obs.). The price for a turtle tour varies from US\$7.1 for a beach walk to US\$94.1 for a vehicle tour with meals and transport included (W. Baard pers. comm., M. Bower pers. comm., D. Morton pers. comm., pers. obs.). Gross revenue from tour fees is estimated at US\$45,597.

Case Study 16: Praia do Forte, Costa de Sauipe and Fernando do Noronha, Brazil

Projeto TAMAR organizes tours to release hatchlings and observe nesting turtles. Tours are conducted to raise funds and create awareness in the states of Bahia and Pernambuco. In Fernando do Noronha, tourists can pay to participate in nightly monitoring of nesting turtles (TAMAR 2002). In Praia do Forte and Costa de Sauipe, Projeto TAMAR offers “tartarugas by night”. After two years of pilot efforts, the project became a regular program during the 1995-1996 nesting season (Vieitas & Marcovaldi 1997). Participants take part in a hatchling release event and also have the chance to see a nesting female.

In 2002, at least 71,870 overnight visitors came to Praia do Forte, site of the headquarters and largest visitor centre of Brazil's marine turtle program Projeto TAMAR (G. Rostan pers. comm., Bahiatura pers. comm.). Marine turtles are a central theme in the streets of Praia do Forte. When asked about what they enjoyed most during their stay in Praia do Forte, 5.5% of visitors mentioned Projeto TAMAR. Tourism in Praia do Forte provides an estimated 550-613 direct and 3,025-3,371 indirect jobs (de Andrade Patiri 2002).

The “tartarugas by night” program is organized with a tour operator that benefits economically from the tours. In 2002, a total of 260 tourists took part in Projeto TAMAR's “tartarugas by night” and nightly monitoring programs (TAMAR 2002). Prices vary from US\$13.6 for nightly monitoring to US\$45.9 for the “tartarugas by night” program (TAMAR 2002). Nightly monitoring in Fernando do Noronha and the “Tartarugas by Night” program in Praia do Forte and Costa de Sauipe generate an estimated gross revenue of US\$9,031. The

income from marine turtle tours is small in comparison with gross revenue from Projeto TAMAR's other activities (see Case Study 10, de Andrade Patiri 2002, TAMAR 2002).

Case Study 17: Cape Verde

Tours to observe nesting loggerhead turtles *Caretta caretta* at the islands of Cape Verde have been conducted since 1998 (L.F. Lopez pers. comm.). Approximately 300 visitors participate in marine turtle tours each year (L.F. Lopez pers. comm.). The cost for a tour in 2003 was US\$11.5 (L.F. Lopez pers. comm.). A total of 10 tourism operators benefit from marine turtle tourism. The turtle tours in Cape Verde generate an estimated gross revenue of US\$3,451 per year.



Tartarugas-by-night - Praia do Forte, Brazil.

Case Study 18: green turtle production at Ferme CORAIL, Reunión

Ferme CORAIL was founded in 1977 to produce marine turtle meat and scale for export. Increased restrictions on international trade resulted in production being reoriented towards the domestic market in 1985. Commercial exploitation of marine turtle stopped in 1997. Ferme CORAIL is now the Sea Turtle Survey and Discovery Centre and activities are focused on creating awareness and conducting research and monitoring. The cost of raising a green turtle is based on the cost of food items, water, medicine and personnel (S. Ciccione pers. comm.). If we assume age of maturity at 15 years, the cost of raising one adult green turtle amounts to US\$1,672 (S. Ciccione pers. comm.).

Appendix 2

Sites with non-consumptive marine turtle use

Country	Location	Annual visitors	Reference
Australia	Mon Repos	23,485	Tisdell & Wilson 2001
Barbados	Various	~1,400	J. Horrocks pers. comm.
Benin	Grand-Popo		J. Fretey pers. comm.
Brazil	Costa de Sauipe	114	TAMAR 2002
	Fernando do Noronha	90	TAMAR 2002
	Praia do Forte	56	TAMAR 2002
Cameroon	Campo Ma'an		H. Angoni pers. comm.
Cape Verde	Boa Vista Island	300	J.-L. Lopez pers. comm.
Cayman Islands	Gran Cayman		Pers. obs.
Costa Rica	Gandoca	610	Chacón <i>et al.</i> 2003
	Ostional		Pers. obs.
	Pacuare		Pers. obs.
	Parismina		Pers. obs.
	Playa Grande	4,234	R. Piedra pers. comm.
	Tortuguero	32,854	Pers. obs.
Ecuador	Galapagos		P. Zarate pers. comm.
Equatorial Guinea	Corisco Island		J. Fretey pers. comm.
French Guiana	Awala-Yalimapo	~10,000	L. Kelle pers. comm.
Gabon	Mayumba		A. Formia pers. comm.
Ghana	Various beaches		E. Owusu pers. comm.
Greece	Crete		Archelon pers. comm.
	Zakynthos	~20,000	Archelon pers. comm.
Grenada	Carriacou		Kido team pers. comm.
	Levera Beach	175	C. Lloyd pers. comm.
Guinea-Bissau	Bijagos Archipelago		J. Fretey pers. comm.
Guyana	Almond Beach		A. Arjoon pers. comm.
India	Galathea, Nicobar		K. Shanker pers. comm.
	Goa		K. Shanker pers. comm.
	Rushikulya, Orissa		K. Shanker pers. comm.
Indonesia	North coast of Bali		Pers. obs.
	Sanggalaki		R. Holland pers. comm.
Kenya	Watamu		R. Zanre pers. comm.
Madagascar	Various	~10,000	S. Ciccione pers. comm.
Malaysia	Lankayan Island		Pers. obs.
	Melacca		C. Shepherd pers. comm.
	Rantau Abang	12,259	K. Ibrahim pers. comm.
	Redang Island	125	HC Liew pers. comm.
	Sipadan		Pers. obs.
	Turtle Islands, Sabah	8,450	P. Basintal pers. comm.

Appendix 2 – continued.

Country	Location	Annual visitors	Reference
Maldives	Various		Pers. obs.
Mayotte	Various	~10,000	S. Ciccione pers. comm.
Mexico	Akumal		Centro Ecológico Akumal 2001
	Campeche		M. Medina pers. comm.
	Jalisco		V. Guzmán pers. comm.
	Michoacan		V. Guzmán pers. comm.
	Nayarit		V. Guzmán pers. comm.
	Mazunte		V. Guzmán pers. comm.
Moheli	Various	~2,000	S. Ciccione pers. comm.
Mozambique	Southern beaches		Off 2 Africa 2003
Oman	Ras Al Hadd	11,558	A. Kiyumi pers. comm.
	Ras Al Jinz		A. Kiyumi pers. comm.
Panama	Playa Bluff, Isla Colon		Pers. obs.
	San San		Pers. obs.
Puerto Rico	Culebra		Puerto Rico Planner 2003
Sao Tome & Principe	North and southeast beaches		J. Fretey pers. comm.
Senegal	Delta du Saloum		J. Fretey pers. comm.
Seychelles	Various		Pers. obs.
Sierra Leone	Sherbro Island		J. Fretey pers. comm.
South Africa	Maputaland	~1,750	Pers. obs.
Sri Lanka	Rekawa	1,710	TCP 2003
St Lucia	Grande Anse Beach		Anon. 2004
St Vincent	Bequia		Bequia Dive Adventures 2004
Suriname	Galibi		L. Kelle pers. comm.
Tanzania	Zanzibar		H. Fazakerley pers. comm.
Trinidad & Tobago	Matura, Trinidad	10,693	M. Ramjattan pers. comm.
	Tobago	5,500	W. Herron pers. comm.
USA	Georgia		G. Appleson pers. comm.
	Hawaii		G. Balazs pers. comm.
	Florida (21 locations)	8,579	G. Appleson pers. comm.
	North Carolina		G. Appleson pers. comm.
	South Carolina		G. Appleson pers. comm.
Yemen	Ras al Sharma		S. Wilson pers. comm.
Total 43 countries	>92 sites	>175,942	

Data correspond to information from 1996-2003

References



Adnyana, W. (in prep.) Turtle trade in Bali: A retrospective, current situations and future challenges for its control. Unpublished manuscript. WWF Wallacea Office.

Anon. (2004) The Desbarras Sea Turtle Watch Community-Based Management Initiative Moving Forward. Website: http://www.slubiodiv.org/Biodiversity_Project/Information/Biodiversity_Papers/Turtle_Watch/turtle_watch.html

Arabsheibani, R., Delgado-Aparicio A. (2002) Tourism multiplier effects on Peru. *Brazilian Journal of Business Economics* 2(3): 31-45.

Aridjis, H. (1990) Mexico proclaims total ban on harvest of turtles and eggs. *Marine Turtle Newsletter* 50: 1-3.

Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K. (2002) Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297: 950-953.

Bann, C. (1996) Maximising the Economic and Ecological Benefits of Ecotourism in Malaysia. Unpublished WWF Malaysia Project Report, Petaling Jaya. 45 pp.

Basintal, P. (2002) Sea turtles conservation at the Sabah's Turtle Island Park, Malaysia. In: *Proceedings of the Western Pacific Sea Turtle Cooperative Research & Management Workshop*. Kinan, I. (ed). Western Pacific Regional Fishery Management Council. pp151-160.

Bass, A.L., Lagueux, C.J., Bowen, B.W. (1998) Origin of green turtles, *Chelonia mydas*, at 'Sleeping Rocks' off the Northeast Coast of Nicaragua. *Copeia* 1998(4): 1064-1069.

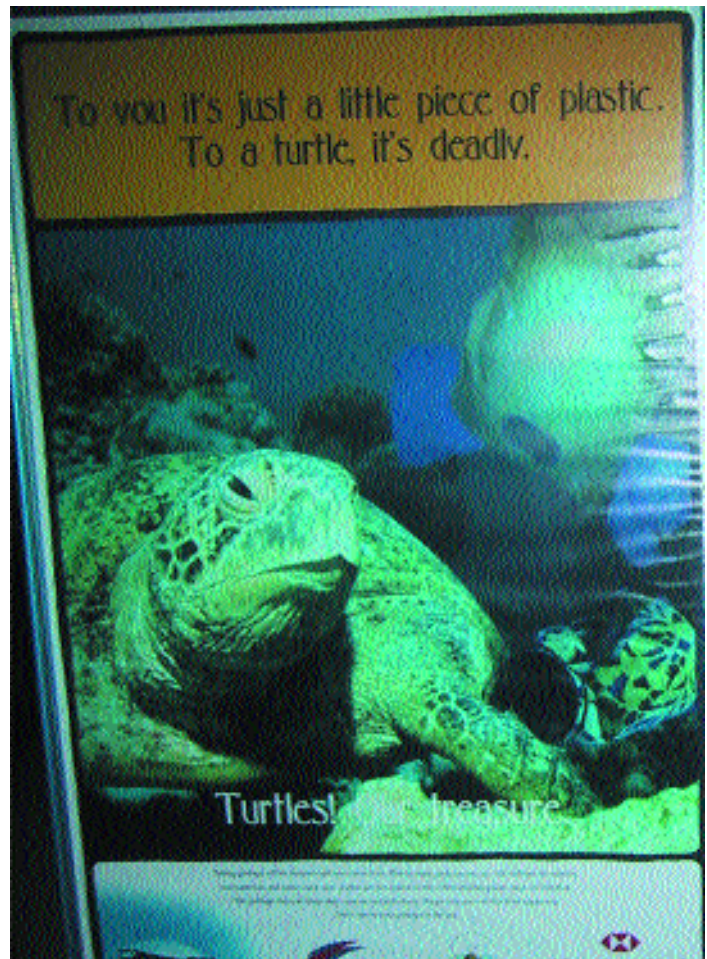
Bequia Dive Adventures (2004) Bequia Dive Adventures. Website: <http://www.bequiadiveadventures.com/index.htm>

Bjorndal, K.A., Jackson, J.B.C. (2003) Role of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 259-273.

Bockstael, N.E., Freeman, A.M., Kopp, R.J., Portney, P.R., Smith, V.K. (1998) On valuing nature. Unpublished report. University of Maryland, Bowdoin College, Resources for the Future & Duke University. 12pp.

Bouchard, S.S., Bjorndal, K.A. (2000) Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology* 81(8): 2305-2313.

Campbell, C.L. (2003) *Population assessment and management needs of a green turtle, Chelonia mydas, population in the Western Caribbean*. PhD dissertation. University of Florida, Gainesville. 124 pp.



Visitor centre - Rantau Abang, Malaysia.

Campbell, L.M. (1998) Use them or lose them? Conservation and the consumptive use of marine turtle eggs at Ostional, Costa Rica. *Environmental Conservation* 25(4): 305-319.

Campbell, L.M. (1999) Ecotourism in rural developing communities. *Annals of Tourism Research* 26(3): 534-553.

Campbell, L.M. (2003) Contemporary culture, use, and conservation of sea turtles. In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 307-338.

Carr, A., Carr, M.H., Meylan, A.B. (1978) The ecology and migrations of sea turtles, 7. The west Caribbean green turtle colony. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 162: 1-46.

Carrillo, E., Webb, G.J.W., Manolis, S.C. (1999) Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: an assessment of the historical harvest and its impacts. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 264-280.

Castro, C., Troëng, S., Monterrosa, L., Campbell, D., Chamorro, E. (2000) *Valuation of the ecological damaged caused to the environment by green turtle (Chelonia mydas) hunting*. Report to the public prosecutor of Limón, Costa Rica (in Spanish). 13 pp.

Gattarinich, X. (2001). Pro-poor tourism initiatives in developing countries: Analysis of secondary case studies. PPT Working Paper No. 8. CRT, IIED and ODI, UK. 91 pp.

Centro Ecológico Akumal (2001) *Ecotourists*. Website at: <http://ceakumal.org/1029.html>

Cesar, H., Burke, L., Pet-Soede, L. (2003) *The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation*. WWF and ICRAN. 23 pp.

Chacón, D. (1999) Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). *Revista de Biología Tropical* 47(1-2): 225-236.

Chacón, D. (2002) *Assessment about the trade of the sea turtles and their products in the Central American isthmus*. Central American Regional Sea Turtle Conservation Network. San José, Costa Rica. 247 pp.

Chacón, D., Machado, J., Quirós, W. Chaparro, L. (2003) *Proyecto de Conservación de las Tortugas Marinas, Talamanca, Caribe Sur, Costa Rica: Anidación de Dermochelys coriacea*. Unpublished report, Asociación ANAI, San José, Costa Rica. 120 pp.

Chan, E., Liew, H. (1996) Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation Biology* 2(2):196-203.

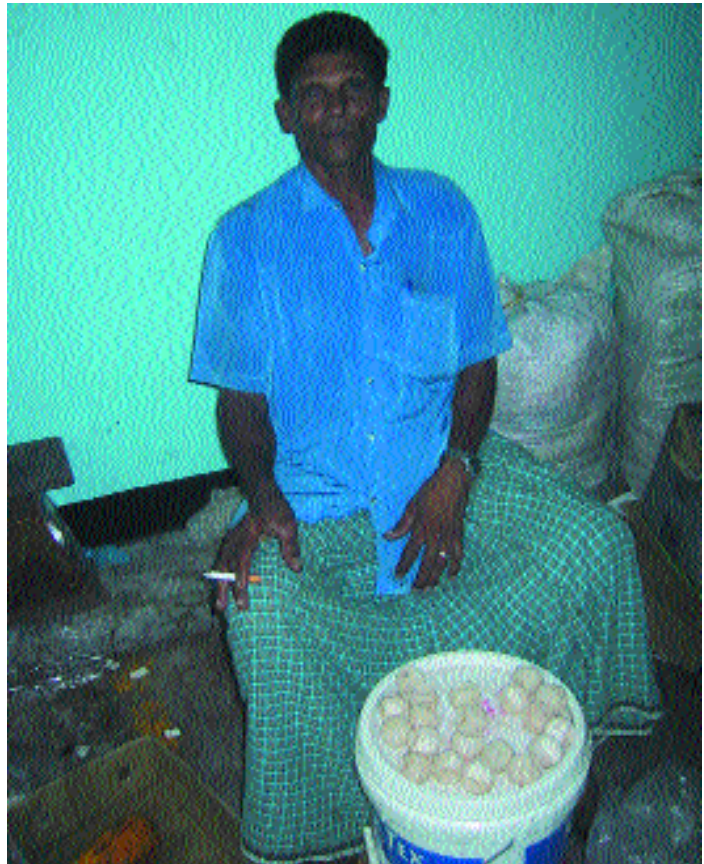
Chomo, G.V., Grobler, H.J.W. (1998) Survey results 1997/1998: Recreation demand at the Ras Al Hadd/Ras Al Jinz Turtle Reserve. Unpublished report, Muscat, Oman. 9+ii pp.

Costanza, R., d'Arge R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V.O., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van der Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daily, G.C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P.R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker B. (2000) The value of nature and the nature of value. *Science* 289: 395-396.

Dasgupta, P., Levin, S., Lubchenco, J. (2000) Economic pathways to ecological sustainability. *BioScience* 50(4): 339-345.

de Andrade Patiri, V. (2002). *Projetos Ecológicos e o desenvolvimento local – estudo de caso do Projeto TAMAR*. MBA Dissertation, Universidade Federal da



Male market, Maldives.

Bahía (UFBA), Salvador, Brazil. 217 pp.

Diaz, D. (2001) The viability and sustainability of international tourism in developing countries. Presentation at the *Symposium on Tourism Services*, 22-23 February 2001, WTO, Geneva.

Epperly, S.P. (2003) Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs). In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 339-353.

Fleming E.H. (2001) *Swimming against the tide. Recent surveys of exploitation, trade, and management of marine turtles in the northern Caribbean*. TRAFFIC North America, Washington D.C.

Frazer, N.B. (2001) Management goals and criteria for Caribbean sea turtles. In: *Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region: A Dialogue for Effective Regional Management*. Eckert, K.L., Abreu-Grobois, F.A. (eds.) WIDECAST, IUCN/SSC MTSG, WWF and UNEP-Caribbean Environment Programme (in Spanish), pp. 72-78.

Frazier, J. (2003) Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 1-38.

- Frazier, J., Salas, S., Didi, N.T. (2000). Status of sea turtles in the Maldives. *Maldives Marine Research Bulletin* 4: 5-42.
- Freeman, A. M. III (2003) *The Measurement of Environmental and Resource Values*. Resources for the Future, Washington D.C.
- Fretey J. (2001) Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa. *CMS Technical Series Publication No. 6.*, Secretariat Convention on Migratory Species, Bonn.
- GOC (1963) Regulations for turtle fishing. Executive Decree N°9. *La Gaceta* 121: 30 May 1963 (in Spanish).
- GOC (1969) Reform to regulations for turtle fishing. Executive Decree N°15. *La Gaceta* 157: 4 July 1969 (in Spanish).
- GOC (1970) Declare Tortuguero National Park. Executive Decree N°1235-A. *La Gaceta* 213: 24 September 1970 (in Spanish).
- Green, E.P., Short, F.T. (2003) *World Atlas of Seagrasses*. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley. 298 pp.
- Gutic, J. (1994) Sea turtle eco-tourism brings economic benefit to community. *Marine Turtle Newsletter* 64: 10-12.
- Harrison, E., Troëng, S., Nolasco, D., Crispin, D., Matthews, C., Padidar, K., Gaos, A., Towers, R., Jiménez, D., Debade, X., Paxton, M., Sawyer, T., Gutiérrez, A., Garzón, J.C., Machado, J., Yañez, I., Díaz, A., Redondo, A. (2003) Report on the 2002 Green Turtle Program at Tortuguero. Unpublished report submitted to Caribbean Conservation Corporation and the Ministry of Environment and Energy, San José, Costa Rica. 52 pp.
- Heppell, S.S., Snover, M.L., Crowder, L.B. (2003) Sea turtle population ecology. In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wynneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 275-306.
- Hope, R.A. (2002) Wildlife harvesting, conservation and poverty: the economics of olive ridley egg exploitation. *Environmental Conservation* 29(3): 375-384.
- Hoyt, E. (2001) *Whale Watching 2001: Worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socio-economic benefits*. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth Port, MA, USA, 158+vi pp.
- Hussein, A.R. (2000). Minister's preface. *Maldives Marine Research Bulletin* 4: 1-2
- Hutton, J., Ross, P., Webb, G. (2001) *Using the Market to Create Incentives for the Conservation of Crocodilians: A Review*. Unpublished report by the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group. 28 pp.
- IUCN (2003) 2003 *IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.redlist.org>
- Jackson, J.B.C. (1997) Reefs since Columbus. *Coral Reefs* 16 Suppl.: S23-S32.
- Jackson, J.B.C. (2001) What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 98: 5411-5418.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., Warner, R.R. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- JWCS (2000) Hawksbill trade revived? Analysis of the management system of domestic "bekko" trade in Japan. Japan Wildlife Conservation Society (JWCS) Report. 16 pp.
- Kellert S.R. (1996) *The Value of Life*. Island Press, Washington D.C.
- Khan, A. (2003) There are people who still think it's OKAY to sell turtle eggs. *New Sabah Times* October 14: 4.
- Kiss, A. (2004) Is community-based ecotourism a good use of biodiversity conservation funds? *TRENDS in Ecology and Evolution* 19(5): 232-237.
- Lagueux, C.J. (1991) Economic analysis of sea turtle eggs in a coastal community on the Pacific coast of Honduras. In: *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Robinson, J.G., Redford, K.H. (eds.) University of Chicago Press, Chicago, pp. 136-144.
- Lagueux, C.J. (1998) *Marine turtle fishery of Caribbean Nicaragua: Human use patterns and harvest trends*. PhD dissertation. University of Florida, Gainesville, 215 pp.
- Legislative Assembly (1975) Creation of Tortuguero National Park. Law N°5680. *La Gaceta* 216: 13 November 1975 (in Spanish).
- Legislative Assembly (2002) Law for protection, conservation and recuperation of sea turtle populations. Law N°8325. *La Gaceta* 230: 28 November 2002 (in Spanish).
- León, Y.M., Bjorndal, K.A. (2002) Selective feeding in the hawksbill turtle, an important predator in coral reef ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 245: 249-258.
- Lewinson, R.L., Freeman, S.A., Crowder, L.B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7(3): 221-231.

References

- Lindberg, K. 1991. Policies for Maximising Nature Tourism's Ecological & Economic Benefits. World Resources Institute, Washington, D.C.
- Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B., Lutz, P.L. (1997) Human impacts on sea turtle survival. In: *Biology of Sea Turtles*. Lutz, P.L., Musick, J.A. (eds.) CRC Press, Boca Raton. pp387-407.
- Mack, D., Duplaix, N., Wells, S. (1995) Sea turtles, animals of divisible parts: international trade in sea turtle products. In: *Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised Edition*. Bjorndal, K. (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London. pp 545-562.
- Marcovaldi, M.A. (2001) Conservation status and distribution of the olive ridley, *Lepidochelys olivacea*, in the Western Atlantic Ocean. In: *Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region: A Dialogue for Effective Regional Management*. Eckert, K.L., Abreu-Grobois, F.A. (eds.) WIDECAS, IUCN/SSC MTSG, WWF and UNEP-Caribbean Environment Programme (in Spanish), pp. 54-58.
- Marcovaldi, M.A., Marcovaldi, G. (1999) Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91: 35-41.
- Marquez, R., Peñaflores, C., Vasconcelos, J. (1996) Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at La Escobilla, Oaxaca. *Marine Turtle Newsletter* 73: 5-7.
- Mendonça, V.M., Al-Kiyumi, A.A., Al-Saady, S.M., Grobler, H.J., Erzini, K. (2001) Environment of the nesting and feeding grounds for endangered turtle species in Dhofar (Southern Oman). In: *Proceedings of the 1st International Conference on Fisheries Aquaculture and Environment in the Northwest Indian Ocean*, Claereboudt, M. R., Al-Oufi, H.S., McIlwain, J., Goddard, S.(eds.), Oman. pp 151-159.
- Meylan, A.B., Donnelly, M. (1999) Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 200-224.
- Mooney, H.A. (2000) Worth more dead than alive. *Nature* 403: 593-594.
- Mortimer, J.A. (1981) The feeding ecology of the West Caribbean green turtle (*Chelonia mydas*) in Nicaragua. *Biotropica* 13(1): 49-58.
- Mortimer, J.A. (1984). Marine turtles in the Republic of Seychelles: Status and management. Publication of the IUCN Conservation Library: Gland, Switzerland. 80 pp. + 4 pl.
- Mortimer, J.A. (2001) Conservation of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Republic of Seychelles. In: *Proceedings of the 2nd ASEAN Symposium and Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*.
- Mortimer, J.A., Bresson, R. (1999) Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 318-325.
- Naess, A. (1989) *Ecology, Community, and Lifestyle: Outline of an Ecosophy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Nel, R., Hughes, G. (in prep.) *Turtle Report at the End of 40 Years*. EKZN Wildlife, Durban, South Africa.
- Nietschmann, B. (1973) *Between Land and Water, the Subsistence Ecology of the Miskito Indians, Eastern Nicaragua*. Seminar Press, New York, 279 pp.
- Nietschmann, B. (1976) *Memorias de Arrecife Tortuga: Historia Natural y Economica de las Tortugas en el Caribe de America Central*. Serie Geografia y Naturaleza No. 2, 258 pp.



Loggerhead turtle tracks, Sekana beach, Zakynthos, Greece.

© WWF-CANON/MICHEL GUNTHER

References

NOAA (2002) Coastal recreation and tourism: impacts. NOAA website at: <http://www.csc.noaa.gov/techniques/recreation/impacts.html>

OECD (2000) List of developing countries in alphabetical order. OECD website at: <http://www1.oecd.org/dac/html/ldc-alfa.htm>

Off 2 Africa (2003) Mozambique: What to see. Website at: <http://www.off2africa.com/html/mozambique/what-to-see/maputoele.html>

Palma, J.A.M. (1997) Marine turtle conservation in the Philippines and initiatives towards a regional management and conservation program. In: *Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia*. Jember, East Java, November 1996. Wetlands International, PHPA, Environment Australia, Bogor. p121-138.

Parsons, J.J. (1962) *The Green Turtle and Man*. University of Florida Press, Gainesville.

Parsons, J.J. (1972) The hawksbill turtle and the tortoise shell trade. In: *Études de géographie tropicale offertes a Pierre Gourou*. Paris: Mouton, pp. 45-60.

Perman, R, Ma, Y., McGilvray, J., Common, M. (2003) *Natural Resource and Environmental Economics*. 3rd Edition. Pearson Education Ltd, London.

Peskin, J.D. (2002) *Attitudes of local guides toward ecotourism, sea turtle conservation, and guiding in Tortuguero, Costa Rica*. MSc Thesis, University of Florida, Gainesville, USA. 81 pp.

Puerto Rico Planner (2003) Turtle watching season. Website at: <http://www.travelandsports.com>

Reingold, L. (1993) Identifying the Elusive Ecotourist. *Going Green: A Supplement to Tour & Travel News* October 25: 36-37.

Rhodin, A.G.J., Pritchard, P.C.H. (1999) Editorial comment. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 171-172.

ROC (2002) *Transfer of the population in Cuban waters from Appendix I to Appendix II, pursuant to Resolution Conf. 9.24*. Proposal presented to the 12th Conference of the Parties, Santiago (Chile), 3 - 15 November 2002. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 26 pp.

Rolston III, H. (1994) *Conserving Natural Value*. Columbia University Press, New York.



Collection of olive ridley eggs for sale - Ostional, Costa Rica.

Salm, R. (1991) *Turtles in Oman: Status, Threats and Management Options*. Scientific Results of the IUCN Coastal Zone Management Project. IUCN/Ministry of Commerce and Industry, Muscat, Oman.

Scheyvens, R. (1999) Ecotourism and the empowerment of local communities. *Tourism Management* 20: 249-249.

Seminoff (2002) 2002 IUCN Red list global status assessment, green turtle *Chelonia mydas*. *IUCN Marine Turtle Specialist Group Review*. 93 pp.

Simpson, R. D. (1998) Economic analysis and ecosystems: some concepts and issues. *Ecological Applications* 8(2): 342-349.

Siow, K.T. (1989). A study on the migration of leathery turtle (*Dermodochelys coriacea*) from Malaysia by means of satellite tracking. In: *Majlis Penasihat Santuari Penyau*. Mesyuarat Ke 3/89. Kerajaan Negeri Terengganu Darul Iman.

Spotila, J.R., Dunham, A.E., Leslie, A.J., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T., Paladino, F.V. (1996) Worldwide Population Decline of *Dermodochelys coriacea*: Are Leatherback Turtles Going Extinct? *Chelonian Conservation and Biology* 2: 209-222.

Spotila, J.R., Reina, R.D., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T. & Paladino, F.V. (2000) Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405: 529-530.

Stynes, D.J. (1999) *Approaches to estimating the economic impacts of tourism; some examples*. Michigan State University. 18 pp.

TAMAR (2002). Relatório de atividades 2002. Annual Report. Projeto TAMAR, Praia do Forte, Brazil. 281+v pp.

- TCP (2003). Report on "Turtle Watches" nature tourism in Rekawa. Unpublished report. Turtle Conservation Project (TCP), Tangalle, Sri Lanka. 9 pp.
- Thayer, G.W., Engel, D.W. (1982) Evidence for short-circuiting of the detritus cycle of seagrass beds by the green turtle, *Chelonia mydas* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 62: 173-183.
- Thayer, G.W., Bjorndal, K.A., Ogden, J.C., Williams, S.L., Ziemann, J.C. (1984) Role of larger herbivores in seagrass communities. *Estuaries* 7: 351-376.
- Thorbjarnarson, J., Lagueux, C.J., Bolze, D., Klemens, M.W., Meylan, A.B. (2000) Human use of turtles: a worldwide perspective. In: M. W. Klemens (Editor), *Turtle Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C, pp. 33-84.
- Tisdell, C., Wilson, C. (2001) Tourism and the conservation of sea turtles: an Australian case study. In: C. Tisdell (Editor), *Tourism Economics, the Environment and Development: Analysis and Policy*. Edward Elgar, Cheltenham, UK, pp. 356-368.
- Tisdell, C., Wilson, C. (2002) Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. *Biodiversity & Conservation* 11: 1521-1538.
- TRAFFIC (1994) Shell smuggler arrested in Japan. *Marine Turtle Newsletter* 67:31-35.
- TRAFFIC Southeast Asia (2004) *The trade in marine turtle products in Viet Nam*. TRAFFIC Report. <http://www.traffic.org>
- Trinidad, H., Wilson, J. (2000) The bio-economics of sea turtle conservation and use in Mexico: History of exploitation and conservation policies for the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*). *Microbehavior and Macroresults: Proceedings of the Tenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade Presentations*.
- Troëng, S. (1997) Marine Turtle Utilisation. In: *Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia*. Jember, East Java, November 1996. Wetlands International, PHPA, Environment Australia, Bogor. p73-85.
- Troëng, S., Evans, D. (In review) Internesting and Post Nesting Migration Behavior of Green Turtles *Chelonia mydas* Elucidated through Satellite Telemetry. *Marine Biology*.
- Troëng, S., Rankin, E. (In press) Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation*.
- Valverde, R.A. (1999) On the Ostional affair. *Marine Turtle Newsletter* 86, 6-8.
- van Dijk P.P., Shepherd, C.R. (2004) *Shelled out? A snapshot of bekkko trade in selected locations in South-East Asia*. TRAFFIC Southeast Asia, Selangor, Malaysia. <http://www.traffic.org>
- Vargas-Mena, E. (2000) Significados culturales de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en el Caribe costarricense. In: *Actitudes hacia la fauna en Latinoamérica*. Nassar-Montoya, F., Crane, R. (eds.) Humane Society Press, Washington D.C. pp. 161-176.
- Vieitas, C.F., Marcovaldi, M.A. (1997) An ecotourism initiative to increase awareness and protection of marine turtles in Brazil: the Turtle by Night program. *Chelonian Conservation Biology* 2(4): 607-610.
- Whitehead, J. C. (1992). Ex ante willingness to pay with supply and demand uncertainty: implications for valuing a sea turtle protection programme. *Applied Economics* 24: 981-988.
- Wilson, C., Tisdell, C. (2001) Sea turtles as a non-consumptive tourism resource especially in Australia. *Tourism Management* 22: 279-288.
- Wing, S.R., Wing, E.S. (2001) Prehistoric fisheries in the Caribbean. *Coral Reefs* 20: 1-8.
- Witherington, B.E., Frazer, N.B. (2003) Social and economic aspects of sea turtle conservation. In: *Biology of Sea Turtles, Volume II*. Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (eds.) CRC Press, Boca Raton, pp. 355-384.
- Woody, J.B. (1986) On the dollar value of the Oaxacan ridley fishery. *Marine Turtle Newsletter* 36: 6-7.
- WWF (2003) *Marine turtles: Global voyagers threatened with extinction*. WWF International Species Programme, Godalming, UK. 11 pp.
- Zahir, H. (2000). Status of sea turtles in the Maldives. *Maldives Marine Research Bulletin* 4: 43-61.





The mission of WWF – the global environment network – is to stop the degradation of the planet's natural environment and to build a future in which humans live in harmony with nature, by:

- conserving the world's biological diversity
- ensuring that the use of renewable resources is sustainable
- promoting the reduction of pollution and wasteful consumption

WWF International Species Programme
species@wwfint.org

www.panda.org



for a living planet®

Hablemos de Plata

**Aspectos
económicos
del uso y
conservación
de las tortugas
marinas**



Sebastian Troëng y Carlos Drews

HABLEMOS DE PLATA

**Aspectos económicos
del uso y conservación
de las tortugas marinas**

Agradecimientos

Este estudio no habría sido posible sin la generosa ayuda de una gran cantidad de personas. Todos ellos compartieron con nosotros su información, contactos y valiosos conocimientos:

Alberto Abreu, Windia Adnyana, Joanna Alfaro, Harry Andrews, Hyacinthe Angoni, Gary Appleson, Randall Arauz, Annette Arjoon, Rob Atkinson, Roger Bailye, George Balazs, Beverly Ball, Robert Baldwin, Claudio Bellini, Brenda Bossman, Mario Boza, Andy Caballero, Charles Caillouet, Juan Carlos Cantú, Herman Cesar, Didiher Chacón, Stéphane Ciccione, Gordon Claridge, Becky Crane, Carlos Diez, Dimitrios Dimopoulos, Jose Luis Di Paola, Marydele Donnelly, Dave Eastham, Dan Evans, Alejandro Fallabrino, Helen Fazakerley, Jerris Foote, Angela Formia, Jack Frazier, Jacques Fretey, Mauricio Garduño, David Godfrey, María Elena González, Raúl de J. González Díaz Mirón, Brendan Godley, Vicente Guzmán, Tim Harvey, Eve Haverfield, Gail Hearn, Roberto Herrera, Wendy Herron, Ron Holland, Julia Horrocks, Charlotte Hudson, Anna Hywel-Davies, Marzena Jankowska, Thushan Kapurusinghe, Vishwas Katdare, Laurent Kelle, Ali Al Kiyumi, Sujeet Kumar Dongre, Yaniv Levy, Carl Lloyd, Edna López, Luis Felipe López, Jeff Mangel, Marina (Kido team), Rod Mast, Sara Maxwell, Sharon Maxwell, Pat McCloskey, Miguel Medina, Pascal Melot, Anne Meylan, Badaruddin Mohamed, Somchai Monanunsap, Félix Moncada, Anthony Mora, Natalia Morales, Catharine Muir, M.Rama Murty, Wallace J. Nichols, Celia Nicholls, Amanda Nickson, Calina Norton, Erasmus Owusu, Joel Palma, Rudi Permana, Jocelyn Peskin, George Petro, Rotney Piedra, Nick Pilcher, Earl Possardt, Wagner Quirós, Marissa Ramjattan, Sue Ronger, Adam Roberts, Salim Al-Saady, Carl Safina, Dennis Sammy, Dewi Satriani, Kartik Shanker, Debbie Sherman, Marco Solano, Jules Soto, Guy-Philippe Sounguet, Todd Steiner, Joca Thomé, Sara Townsend, Robin Trindell, Tony Tucker, Robert van Dam, Lily Venizelos, Roger Villavicencio, Richard Winn, Simon Wilson, Larry Wood, Richard Zanre y Patricia Zárate.



Tortuga verde en la Bahía Akumal, México.

Agradecemos especialmente a quienes nos brindaron su hospitalidad, apoyo logístico e información valiosa durante nuestras visitas a los sitios de estudio:

En Ostional, Costa Rica: ADIO, Carlos Mario Orrego y Rodrigo Morera.

En Tortuguero, Costa Rica: CCC, Zelmira Williams y Eduardo Chamorro.

En Malasia: Nick Pilcher, Paul Basintal, Pauline Chin, Oficina de Turismo de Terengganu, Kamaruddin Ibrahim y su equipo en TUMEC, EH Chan, HC Liew, Instituto Malayo de Turismo, Banco Central de Malasia, Andrew Ng y Chris Shepherd.

En las Maldivas: Hussein Zahir

En Seychelles: Jeanne Mortimer, Frauke Dogley, Eddy Belle, John Nevill, George y Margaret Norah, Steven Barbe, Selby Remie, Nirmal Shah, David Rowat, Jude Bijoux y Michel Mellie.

En Sudáfrica: George Hughes, Ronel Nel, Patrick Boddam-Parker, Mike Bower, Sandy Ferguson, Dean Morton, Richard Penn-Sawyers y Walter Baard.

En Brasil: TAMAR, Neca y Guy Marcovaldi, Lali Guardia, Gustavo Lopez, Fernando Rodriguez, Betânia Ferreira, Luciana Brondizio, Victor de Andrade, Gonzalo Rostan, Cristiana Coimbra y Gilberto Sales.

Lisa Campbell, Karen Eckert, Cynthia Lagueux, Sue Lieberman, Warwick Moss, Adrian Reuter, Kirsten Schuyt y Scott Whiting nos ofrecieron sus valiosos comentarios al primer borrador y presentación, con los cuales la versión final de este informe mejoró significativamente.

Los contenidos, sin embargo, son responsabilidad absoluta de los autores. El estudio fue patrocinado y financiado por el Programa Internacional de Especies de WWF.

El apoyo que recibimos de Sue Lieberman, Amanda Nickson y Joanna Benn fue fundamental para lograr este documento.

Contenido

Resumen	4
¿Por qué considerar los aspectos económicos del uso y conservación de las tortugas marinas?	7
Marco de análisis y metodología	11
Uso Directo	14
Uso extractivo de la tortuga marina	15
Uso no extractivo de la tortuga marina	17
Opciones de uso directo: consecuencias económicas de una decisión política fundamental	22
Uso pasivo	26
Costo de reemplazo	29
Implicaciones para políticas y manejo	32
Uso directo	33
Uso pasivo	34
Costo de pérdida de las tortugas marinas	34
Costo de reemplazo	35
Conclusiones	36
Recomendaciones	37
Anexos	41
1. Estudio de casos sobre el uso y la conservación de las tortugas marinas	42
2. Sitios donde se da el uso no extractivo de la tortuga marina	60
Bibliografía	63

Resumen



Desde hace cuatro mil años, las tortugas marinas han servido de alimento a las comunidades costeras alrededor del mundo. Desafortunadamente, las poblaciones de tortugas han disminuido drásticamente debido a la sobre-explotación, caza y destrucción del hábitat. Seis de las siete especies de tortugas han sido clasificadas por la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN) como 'en peligro' o 'en peligro crítico'. Las tortugas marinas llegan, más que todo, a países en desarrollo, los cuales tienen mucho que perder si las poblaciones de tortugas continúan disminuyendo, y mucho que ganar si se logra revertir las tendencias negativas. Por lo general, detrás de esa disminución hay factores económicos. Por esa razón, hemos decidido analizar los aspectos económicos del uso y conservación de las tortugas marinas. Los decisores que definen las políticas de desarrollo económico sostenible y de alivio a la pobreza bien pudieran considerar los resultados de este estudio, como criterios adicionales que les ayuden a reconciliar sus agendas con los objetivos de conservación de las tortugas marinas.

Para este estudio, hemos calculado el ingreso bruto que genera el consumo de carne, huevos, caparazón, cuero y huesos de tortuga en nueve sitios ubicados en países en desarrollo. Tal ingreso bruto varía entre US \$158 y US \$1.701.328 al año por sitio de estudio, con una media de US \$581.815 al año. Los beneficiarios directos van desde un puñado de personas hasta varios cientos. El ingreso bruto en nueve casos donde el uso no extractivo, como el turismo, es un generador principal de ingresos, varió entre US \$41.147 y US \$6.714.483 al año por sitio, con una media de US \$1.659.250 al año. El ingreso bruto en cuatro sitios donde la tortuga marina es uno entre otros atractivos turísticos varía entre US \$3.387 y US \$105.997 al año, con una media de US \$40.791 al año. El número de personas que se benefician directamente con el uso no extractivo va de diez operadores turísticos a 1.280 personas por estudio de caso.

El uso no extractivo genera mayores ingresos, tiene mayores efectos multiplicadores, más potencial de crecimiento económico, genera más apoyo para la conservación y manejo, y genera proporcionalmente más empleos, desarrollo social y oportunidades para las mujeres que el consumo de tortugas. Ambos usos producen fuga de ingresos económicos a escala local, nacional e internacional. La rivalidad entre usos significa que la disminución de las poblaciones a causa del consumo puede tener impactos económicos negativos en otros sitios.

Los usos extractivos y no extractivos pueden, en muchos casos, ser incompatibles en un mismo sitio. Además del ingreso bruto y el número de beneficiarios, hay otras variables que se deben considerar cuando se evalúan las opciones de uso, como la contribución al alivio de la pobreza, los costos de producción, distribución de los ingresos y potencial para la diversificación económica. Los impactos ambientales y sociales también deberían analizarse cuando se evalúan las opciones de uso en un sitio en particular. En consecuencia, la promoción de otros usos no extractivos debe acompañarse de una planificación cuidadosa, y pudiera no ser una opción viable en algunos sitios. Los estudios de casos sugieren que

promover el consumo de tortugas marinas en peligro de extinción no es precautorio, ni desde el punto de vista ecológico ni desde una perspectiva económica.

Las tortugas marinas tienen una gran variedad de valores de uso pasivo; entre ellos, valores de opción, intrínsecos, éticos, de existencia y de legado. Decidimos cuantificar un límite bajo del valor de uso pasivo, el cual definimos como el gasto en que incurren 162 organizaciones y convenciones comprometidas con la conservación de la tortuga marina en el mundo. Ese monto mínimo se estimó en US \$20 millones al año.

Para mantener los valores intrínsecos de las tortugas marinas, su papel en el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de ofrecer beneficios a la gente, es necesario que se restauren sus poblaciones en el ámbito mundial hasta alcanzar niveles saludables. De no lograrse dicha restauración, el costo de reemplazo mediante la crianza de tortugas en cautiverio alcanzaría entre US \$245.9 y US \$263.3 millones para la tortuga verde y US \$2,5 mil millones para la tortuga laúd. El alto costo de criar tortugas en cautiverio sugiere que es más económico conservarlas en su ambiente natural.

La sobre-explotación de las tortugas marinas y otros impactos negativos en sus poblaciones continúan en muchos lugares porque hay incentivos económicos locales. Los gobiernos, agencias internacionales y organizaciones no gubernamentales bien podrían controlar la sobre-explotación con el establecimiento de incentivos que favorezcan el manejo adecuado, la creación de nuevos empleos y capacitación en otra rama a quienes se dedican a la caza de la tortuga, la promulgación de regulaciones de uso y leyes más estrictas, el establecimiento de multas a quienes irrespetan los valores de las tortugas marinas, mayores facilidades de financiamiento, subsidios y/o micro-créditos para usos no extractivos, la eliminación de subsidios perversos y la creación de tarifas para concesiones y usos. Tales incentivos económicos, una vez vigentes, agregarían valor a las tortugas marinas y fortalecerían las medidas que buscan mitigar amenazas adicionales, como la destrucción del hábitat y la captura incidental en pesquerías.

¿Por qué considerar los aspectos económicos del uso y conservación de las tortugas marinas?



En décadas recientes ha aumentado el reconocimiento de que detrás de muchas actividades humanas que causan el deterioro del hábitat y de especies, hay motivaciones económicas.

Durante miles de años, las tortugas marinas han servido de alimento a las comunidades costeras en las regiones tropicales y subtropicales. Hoy en día, seis de las siete especies de tortugas marinas que hay en el mundo se clasifican como 'en peligro' o 'en peligro crítico'; la falta de información ha impedido que se determine el estado de la tortuga plana (*flatback*) (IUCN 2003). Las actividades humanas, como la sobre-explotación, caza y destrucción del hábitat, se identifican como las principales causas de la disminución de las poblaciones de tortugas marinas (Seminoff 2002, Spotila *et al.* 2000). Es evidente la gran necesidad de identificar e implementar políticas y acciones que reviertan esa tendencia, de manera que las especies en peligro y los beneficios que ofrecen a las sociedades humanas y a los ecosistemas no se pierdan para siempre (WWF 2003).

Las tortugas marinas son altamente migratorias y representan un recurso de acceso libre. Muchos países reconocen la necesidad de reducir la mortalidad de estas especies a manos de los humanos, y han promulgado medidas de protección legal, parcial o total. Sin embargo, los intentos por excluir usuarios y reducir el impacto humano han tenido poco éxito, particularmente en los países donde los fondos para hacer cumplir la legislación restrictiva son escasos. Necesitamos entender las motivaciones que hay detrás de las acciones humanas que impactan las tortugas marinas, de manera que podamos enfrentar de manera apropiada las amenazas a su supervivencia.

En décadas recientes se ha llegado a reconocer que detrás de muchas actividades humanas que causan el deterioro del hábitat y de las especies, hay motivaciones económicas. En buena medida, los economistas y los ecólogos están de acuerdo en que los métodos que combinan información

biológica y económica pueden ayudarnos a identificar estrategias para revertir la pérdida de biodiversidad y de ecosistemas. No obstante, los enfoques metodológicos usados en la economía ambiental han recibido críticas de los economistas (p.ej. Bockstael *et al.* 1998) y de los ecólogos (p.ej. Mooney 2000). A pesar de las deficiencias, la fusión de información biológica y económica refleja interacciones pertinentes para las decisiones sobre el manejo de la biodiversidad.

Las políticas de manejo de la tortuga marina deben considerar, entre otras cosas, el papel ecológico de las tortugas (Bjorndal y Jackson 2003), las limitaciones biológicas como su lento crecimiento y maduración tardía (Heppell *et al.* 2003; Thorbjarnarson *et al.* 2000), el riesgo de extinción (IUCN 2003), la capacidad institucional para regular el uso (Epperly 2003, Trinidad y Wilson 2000), así como los impactos sociales y culturales (Campbell 2003). Sin embargo, a menudo se obvia la importancia económica del flujo de bienes y servicios que las tortugas marinas ofrecen, cuando se trata de formular políticas.

La cuantificación de las consecuencias económicas del uso y conservación de la tortuga marina podría contribuir de manera significativa a entender mejor las opciones de uso y sus impactos ecológicos, y así fomentar el proceso de definición de políticas adecuadas de manejo. Este es un asunto oportuno y urgente. Las motivaciones detrás del uso de las tortugas marinas tienen que ver, más que todo, con incentivos económicos. El crecimiento de las poblaciones humanas, la disminución de otros recursos naturales y el afán por lograr mayor riqueza harán que las consideraciones económicas sean, en el futuro, factores aún más protagónicos en el control del uso y conservación de la tortuga marina.

Los bienes y servicios que las tortugas marinas ofrecen son valorados por las sociedades de todo el mundo. Los valores asignados a esos bienes y servicios son relativos y se definen por grupos de usuarios (Daily *et al.* 2000). Una perspectiva económica de los valores de la tortuga marina atiende una de las muchas dimensiones de interacción entre los seres humanos y esos animales. Un marco referencial de valores básicos y universales de la naturaleza discrimina las disposiciones utilitarias, naturalistas, ecológico-científicas, estéticas, simbólicas, de dominio, humanísticas, moralistas y negativistas, asociadas con la inclinación humana a

¿Por qué considerar los aspectos económicos del uso y conservación de las tortugas marinas?

identificarse con el mundo natural (Kellert 1996). Los valores económicos que el uso de las tortugas marinas genera son una expresión de su valor utilitario, ya que reflejan la noción tradicional de beneficios materiales que se derivan de la explotación de la naturaleza para satisfacer necesidades y deseos humanos. Adicionalmente, los usos no extractivos que generan ingresos económicos capitalizan el atractivo que las tortugas marinas tienen para los turistas y los científicos; o sea, que responden a valores naturalistas, ecológico-científicos y estéticos.

El significado cultural de las tortugas marinas puede ser muy diverso, aún dentro de una región pequeña. Por ejemplo, la diversidad étnica y el cambio cultural en la costa caribeña de Costa Rica históricamente han generado diversos significados para la tortuga marina; entre ellos, deidad, alimento, mercancía, medicina, afrodisíaco, objeto científico, animal protegido, animal manejado, atractivo turístico y objeto de arte (Vargas Mena 2000). Aunque los valores asociados con algunos de los significados pueden entrar en conflicto con otros, en principio no son mutuamente excluyentes y varios se pueden dar simultáneamente en la misma persona o institución.

Debido a la falta de información sobre el valor económico de las tortugas marinas para todos los significados mencionados, ningún análisis podrá cubrir la amplia gama de relaciones entre los seres humanos y esos reptiles. Creemos, no obstante, que sí es posible cuantificar aquellos

S. Troëng



**Turistas observando tortugas carey desovando.
Isla Pájaros, Seychelles.**

Las tortugas marinas se encuentran, más que todo, en países con economías en desarrollo.

significados comúnmente relacionados con ingresos económicos en todo el mundo, el caso de la tortuga marina como mercancía, principalmente como comida (carne y huevos) y artesanías (conchas de carey), y como atractivo turístico. Los análisis económicos del uso pasivo de las tortugas marinas implícitamente se relacionan con los valores simbólico, humanístico y moralista que Kellert (1996) menciona.

Algunos estudios anteriores han buscado identificar diferentes valores económicos de las tortugas marinas y cuántas tortugas son necesarias para satisfacer los usos extractivos y no extractivos (Frazer 2001, Witherington y Frazer 2003). En las playas de desove de la tortuga cabezona en Mon Repos, Australia, se han llevado a cabo muchos trabajos para cuantificar los beneficios económicos que genera el turismo basado en las tortugas marinas y para identificar la racionalidad económica de la conservación de la tortuga (Tisdell y Wilson 2001, 2002, Wilson y Tisdell 2001).

Entre los estudios de casos sobre los aspectos económicos del uso de la tortuga marina en países en desarrollo hay análisis socioeconómicos sobre el consumo de huevos de la tortuga lora en Costa Rica (Campbell 1998, Hope 2002), Honduras (Lagueux 1991) y Nicaragua (Hope 2002). En Playa Grande, Costa Rica, el ingreso bruto anual proveniente del turismo en sitios de desove de la tortuga laúd se calculó en US \$900.460 en 1993 (Gutic 1994). En 1985, Woody (1986) calculó un ingreso bruto anual de US \$707.000 por la caza de la tortuga lora en Oaxaca, México. En el 2000, el impacto económico de la caza ilegal de la tortuga verde en Costa Rica se calculó en US \$1.142 por tortuga (Castro *et al.* 2000).

Las tortugas marinas son, más que todo, especies tropicales y subtropicales. Su distribución se extiende principalmente a través de países con economías subdesarrolladas (IUCN 2003, OECD 2000). Entre 78 y 91% de los países

donde ocurren cinco de las siete especies de tortugas marinas, son países en desarrollo (Cuadro 1).

Cuadro 1 Distribución de las especies de tortugas marinas (Elaboración propia a partir de información de IUCN (2003) y OECD (2000))		
Especies	Países y territorios donde está presente	Proporción con economías en desarrollo (%)
Cabezona (<i>Caretta caretta</i>)	58	78
Verde (<i>Chelonia mydas</i>)	123	81
Laúd (<i>Dermochelys coriacea</i>)	64	80
Carey (<i>Eretmochelys imbricata</i>)	110	81
Tortuga de Kemp (<i>Lepidochelys kempii</i>)	3	67
Lora (<i>Lepidochelys olivacea</i>)	35	91
Franca oriental (<i>Natator depressus</i>)	1	0

Dos tercios de los países con economías en desarrollo tienen tortugas marinas; 61% de estos países tienen, al menos, dos especies, y un tercio tiene tres o más especies (Cuadro 2). En consecuencia, el futuro de las poblaciones de tortugas marinas y su potencial para generar beneficios a las sociedades humanas dependen principalmente de las políticas que se implementen en países con economías en desarrollo. Estos países son los que más perderían si las poblaciones de tortugas continúan disminuyendo. Y de igual manera, serían los que más se beneficien si las poblaciones de tortugas aumentan.

Los principales objetivos de este informe son cuantificar el ingreso bruto que el uso de las tortugas marinas genera en varios estudios de casos de países en desarrollo; cuantificar el costo de conservación de las tortugas marinas y determinar el costo de tener que reemplazar la población anidadora de tortugas por animales criados en cautiverio para mantener el flujo de bienes y servicios que las tortugas marinas ofrecen. Con base en los resultados,

De continuar la disminución en las poblaciones de tortugas marinas, los países con economías en desarrollo serán los más afectados.

ofrecemos recomendaciones para revertir la disminución de las poblaciones de tortugas marinas y, a la vez, mantener los beneficios económicos que las sociedades humanas perciben.

Esperamos que este estudio sea de utilidad para los gobiernos, autoridades, organizaciones, comunidades e individuos interesados en la sostenibilidad del uso de la tortuga marina y su potencial para contribuir al desarrollo económico. También esperamos generar debate y estimular nuevos estudios en un área que, consideramos, es de crucial importancia.

Cuadro 2 Número de especies de tortugas marinas en países y territorios con economías en desarrollo (Elaboración propia a partir de información de IUCN (2003) y OECD (2000))			
Número de especies	Número de países y territorios	Proporción %	Proporción acumulativa %
6	1	1	1
5	16	10	10
4	20	12	23
3	18	11	34
2	44	27	61
1	11	7	68
0	53	33	100
TOTAL	163	100	100

Marco de análisis y metodología



La teoría de valoración económica se basa en las preferencias y escogencias de los individuos (Freeman 2003, Simpson 1998). El valor económico de un bien o un servicio se basa en lo que una persona está dispuesta a dar a cambio. Comúnmente, esto se conoce como voluntad de pago. La voluntad de pago está limitada por el ingreso y el tiempo disponible, y depende de la posibilidad de sustituir el bien o servicio tranzado. Los bienes y servicios que se pueden sustituir fácilmente, por lo general son menos valiosos que aquellos difíciles de reemplazar. Podría decirse que los huevos de tortuga marina pueden reemplazarse fácilmente por huevos de aves domésticas, y que la carne de tortuga puede reemplazarse por carne de vaca, cerdo o pollo; entonces, la capacidad de sustitución es alta.

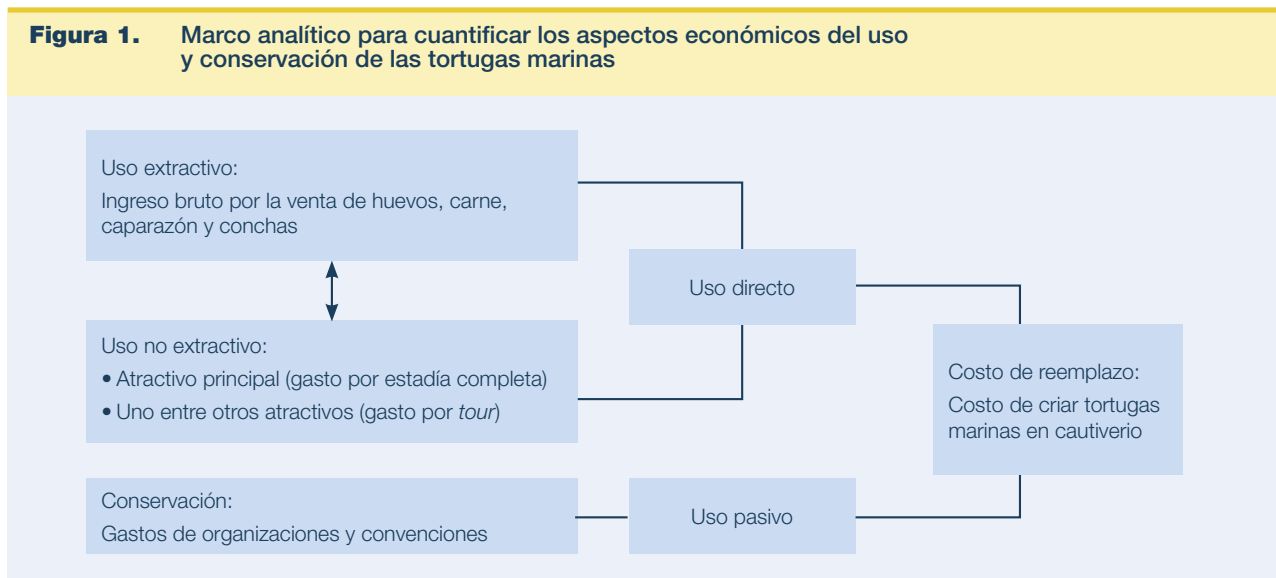
El reemplazo de valores culturales asociados con las tortugas marinas, sin embargo, no es tan obvio. Por otro lado, las tortugas marinas en usos no extractivos, como el ecoturismo, no son fáciles de sustituir en un sitio dado. No obstante, los visitantes pueden dejar de visitar el sitio, e irse a otro donde sí haya tortugas. A largo plazo, la capacidad de sustitución disminuirá, en la medida que las poblaciones de tortugas también se reducen. La unidad usada en este estudio para medir la voluntad de pago en la economía de mercado es el dinero en efectivo.

La Figura 1 muestra el marco referencial usado para cuantificar los aspectos económicos del uso y conservación de la tortuga marina. Aunque no es exhaustivo, este marco

cubre los usos más importantes que incentivan o desincentivan la sobre-explotación de la tortuga marina. También incluye la necesidad eventual de reemplazar el flujo de bienes y servicios que las tortugas marinas ofrecen.

La teoría económica define el valor económico como el ingreso bruto más el excedente del consumidor menos el costo de producción (Perman *et al.* 2003). El ingreso bruto se calcula multiplicando el número de unidades (cantidad) por el precio de venta, o gasto. El excedente del consumidor es el valor agregado por el cliente por encima de lo que pagó por el bien o servicio. En el caso del uso extractivo de la tortuga marina, un ejemplo de excedente del consumidor es la posibilidad de conseguir la carne a un precio menor que la de vaca o cerdo. Si la voluntad de pago por la carne es la misma que el precio de mercado de la carne de vaca o cerdo, el excedente del consumidor sería la diferencia entre el precio de mercado de vaca/cerdo y el precio de mercado de la carne de tortuga.

Las preferencias culturales que hacen que la gente prefiera comer tortuga podrían hacer que quieran pagar más por la carne de tortuga y, si los precios de mercado están bajos, contribuyen a lograr un excedente mayor. En el caso de los usos no extractivos, un excedente del consumidor podría ser la voluntad del turista de pagar más de lo que le cobran por un *tour* para ver tortugas marinas.



La teoría de valoración económica

se basa en las preferencias

y escogencias de los individuos.

No obstante, en los países en desarrollo no hay información de fácil acceso sobre excedentes del consumidor ni costos de producción para el uso directo de las tortugas marinas. Por ello, no se calculó el ingreso neto *per capita*, si bien ese es un indicador económico importante sobre el uso de la tortuga marina. En consecuencia, nuestro estudio se limita a un estimado del ingreso bruto generado con el uso directo. El ingreso bruto refleja la amplitud de la actividad económica en el área y tiene implicaciones sobre las tasas de empleo. Ambos aspectos son de particular importancia en el contexto de los países con economías en desarrollo. Todos los ingresos brutos y gastos estimados se transformaron a dólares de los Estados Unidos del 2002, usando el Índice de Precios al Consumidor¹.

Un supuesto en nuestro estudio es que un incremento en los ingresos corresponde a una mejoría en la calidad de vida. Aunque un estudio de caso (Cuadro 10) sugiere que los mayores ingresos se asocian con una mayor posibilidad de satisfacer las necesidades básicas, un análisis de las relaciones entre ingreso y calidad de vida está fuera del alcance de este estudio.

El ingreso bruto proveniente del uso directo de las tortugas marinas se estimó en estudios de casos en países en desarrollo. Los estudios de casos se seleccionaron mediante dos criterios: información disponible que permitiera estimar el ingreso bruto, y diversidad geográfica y cultural en países de Asia, África, América Latina y el Caribe. Sin embargo, el primer criterio fue el más determinante: no se dejó por fuera ningún estudio de caso en países en desarrollo donde se pudiera estimar el ingreso bruto. En el Anexo 1 se da información detallada de cada estudio de caso. En el Anexo 2 se incluye una lista de los sitios que identificamos durante el estudio donde se dan usos no extractivos; se incluye el dato de número de visitantes por año, cuando se pudo conseguir.

En cuanto al uso pasivo, el gasto bruto estimado en la conservación de tortugas marinas se obtuvo de una muestra de organizaciones y convenciones. Se ha dicho que al estimar los valores de preservación, sólo deben incluirse los costos de defensa y de acciones directas de conservación, y que deben excluirse todos los demás gastos relacionados con conservación (Freeman 2003). Nosotros decidimos incluir todos los gastos, pues los costos administrativos y otros crean oportunidades de empleo y, en consecuencia, pueden influir en los incentivos económicos locales relacionados con el uso y conservación de las tortugas marinas. El gasto anual estimado en conservación se basa en la información presupuestaria que las organizaciones ofrecieron para los años fiscales 2002-2004.

El costo de reemplazo para sustituir todas las tortugas anidadoras en su ambiente natural con tortugas cautivas, se estimó para dos especies, con base en estudios de casos sobre cría de tortugas marinas (Anexo 1).

Una limitación de las proyecciones a futuro con base en nuestro análisis es que la caza, visitación turística, oferta y demanda por bienes y servicios de tortugas marinas puede cambiar en el tiempo, lo que en consecuencia variará los precios y el ingreso bruto.

1- <ftp://ftp.bls.gov/pub/special.requests/cpi/cpiiai.txt>

Uso directo



Uso extractivo de la tortuga marina

Las tortugas marinas han sido usadas por sus huevos, carne, caparazón, aceite, cuero y otros productos al menos desde el año 5000 AC (Frazier 2003). Antiguas sociedades humanas, desde la cultura Ubaid en la Península Arábiga y alrededores hasta los mayas y otros grupos indígenas mesoamericanos, consumieron tortugas marinas (Frazier 2003, Wing y Wing 2001). Durante la época colonial, el uso de las tortugas marinas aumentó como alimento para las tripulaciones de los barcos y como producto de exportación a Europa (Jackson 1997, Parsons 1962, 1972). Debido a ese comercio, una vez se llamó a la tortuga verde "... el reptil más valioso del mundo" (Parsons 1962). Hoy en día la captura intencional de tortugas marinas para consumo humano continúa en las regiones tropicales y subtropicales.

Las tortugas marinas son fáciles de atrapar, y los huevos son recolectados por los habitantes locales o concesionarios cuando llegan a anidar en playas arenosas. En el mar, las tortugas son atrapadas con redes, arpones o trampas en los sitios de alimentación y durante las migraciones.

En este estudio se analizan nueve casos sobre usos extractivos, entre los cuales están carne, caparazón, huevos, huesos y cuero (Anexo 1). Los estudios de casos ilustran el uso de las tortugas marinas en países con costas en los océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Figura 2).

El ingreso bruto del uso extractivo se estimó multiplicando el número de unidades extraídas cada año (tortugas o hue-

Las tortugas marinas han sido usadas por sus huevos, carne, caparazón, aceite, cuero y otros productos al menos desde el año 5000 A.C.

vos) por el precio final de venta por unidad. Tal ingreso varió de US \$158 a US \$1.701.328 al año, con un promedio de US \$581.815 al año (Cuadro 3). Los beneficiarios directos van desde un puñado de personas hasta varios cientos; entre ellos, pescadores y recolectores de huevos que viven cerca de los sitios de alimentación o anidación de las tortugas. Con frecuencia, en el negocio también participan comerciantes u otros intermediarios, lo que agrega valor y transporte a los productos derivados de la tortuga marina antes de la venta final en pueblos y ciudades lejanas, y aún en otros países. Es muy probable que los intermediarios sean quienes reciban la mayor tajada del ingreso bruto.

En varios casos, la sobre-explotación ha causado reducciones drásticas en las poblaciones de tortugas marinas (Jackson 1997, 2001, Jackson *et al.* 2001, Meylan y Donnelly 1999, Seminoff 2002, Thorbjarnarson *et al.* 2000, TRAFFIC Southeast Asia 2004, Troëng 1997). El consumo elimina las tortugas en varias etapas del ciclo de vida y, en consecuencia, reduce las tasas de supervivencia y la capacidad reproductiva de las poblaciones de tortugas marinas. Si el uso excede los niveles de sostenibilidad, la población



Figura 2. Estudios de casos sobre usos extractivos de las tortugas marinas.

afectada empieza a declinar. Es razonable suponer que los usos extractivos son al menos parcialmente responsables de las tendencias negativas en las poblaciones en seis de los nueve sitios estudiados (Cuadro 3). En los otros tres sitios las tendencias son inciertas, aunque en uno de ellos, la anidación probablemente va en aumento.

A la inversa, los cambios en la abundancia de tortugas marinas tienen consecuencias en el uso extractivo. Entre más pequeña la población de tortugas, menor su capacidad

de abastecer el consumo y menor el ingreso que genera. En Rantau Abang, Malasia, la cantidad de nidos de laúd disminuyó de 10.000 en 1956 a tres en el 2002 debido a la sobre-explotación de los huevos y la captura incidental en pesquerías (Anexo 1). La disminución en la cantidad de nidos hizo que el ingreso bruto del uso extractivo bajara a US \$158 en el 2002 en Rantau Abang (Cuadro 3). Sin embargo, en otros lugares, como Ostional, Costa Rica se cree que el consumo de huevos de tortuga marina es biológicamente sostenible (Valverde 1999). En otros proyectos

Cuadro 3. Ingreso bruto por estudio de caso de uso extractivo (Ver fuentes en Anexo 1)

	Estudio de caso (Anexo 1)	Año	Especies	Tendencia de la población	Unidades	Precio por unidad US \$	Ingreso bruto estimado US \$	Ajustado a precios 2002 con US CPI	Beneficiarios directos
1	Bali, Indonesia	2002	<i>Cm</i>	-	8.208 tortugas	146,2-268,4	1.701.328	1.701.328	Pescadores en 56-101 botes, comerciantes y empleados
2	Pacífico mexicano	1985	<i>Lo</i>	-	28.000 tortugas	25,3	707.280	1.182.525	Cientos de pescadores, mayoristas y empleados
3	Cuba	2002	<i>Ei</i>	-?	~650 kg caparazón	1.654,6	1.075.455	1.075.455	Pescadores de 5 comunidades (Cuba), 234 manufactureros (Japón)
4	Ostional, Costa Rica	2003	<i>Lo</i>	+?	4.137.000 huevos	0,12-0,37	1.011.615	992.851	235 recolectores de huevos, ~66 intermediarios
5	Caribe nicaragüense	2003	<i>Cm</i>	±?	10.166 tortugas	9,8-52,1	256.467	251.709	Pescadores en ≥ 12 comunidades
6	Seychelles (doméstico)	1993	<i>Ei</i>	-	~1,250 kg caparazón	~211,3	264.091	328.789	Pescadores y ~40 artesanos
	(exportación)	1982	<i>Ei</i>	-	591 kg caparazón	148,7	87.878	163.826	Pescadores y comerciantes
7	Islas Tortuga, Filipinas	2003	<i>Cm, Ei</i>	-	386.714 huevos	0,18-0,26	85.078	83.500	Recolectores de huevos en 4 islas, comerciantes
8	Maldivas	2003	<i>Cm, Ei</i>	-	163.833 huevos	0,24	38.731	38.013	Recolectores de huevos y comerciantes
9	Rantau Abang, Malasia	2002	<i>Dc</i>	-	240 huevos	0,66	158	158	1-3 recolectores de huevos

Cm = tortuga verde, *Ei* = carey, *Dc* = laúd, *Lo* = lora

sobre uso extractivo, como la pesca legal de una cantidad de tortugas Carey en Cuba, el tema de la sostenibilidad sigue generando controversia (Rhodin y Pritchard 1999).

El análisis de la sostenibilidad biológica del uso de la tortuga marina está fuera del alcance de este estudio.

A la luz de estas tendencias, promover el uso extractivo de tortugas marinas no es precautorio, ni desde el punto de vista ecológico ni del económico. Muchos países en todo el mundo reconocen el impacto negativo potencial del uso extractivo en las poblaciones de tortugas marinas. De hecho, la legislación nacional y las medidas de protección a especies en peligro, con frecuencia prohíben la captura y comercialización de productos derivados de la tortuga marina.

En una muestra de 45 países, incluyendo los centroamericanos, norte del Caribe, costa atlántica de África, Indonesia y Vietnam, la legislación contempla restricciones al uso extractivo, excepto en un país (Chacón 2002, Fleming 2001, Fretey 2001, TRAFFIC Southeast Asia 2004, van Dijk y Shepherd 2004). No obstante, el nivel preciso de protección y la cobertura por especies es poco claro en nueve casos citados por la literatura.

Entre las 36 naciones para las cuales se encontró información disponible, el 53% garantizan protección total y 44% protección parcial a las tortugas marinas. En la última categoría se excluyen algunas especies del esquema de protección, o se permite la recolección regulada de huevos y, en unos pocos casos, la captura de tortugas para aprovechar su carne y caparazones. Cambios recientes en la legislación nacional para garantizar la protección absoluta de las tortugas marinas en Vietnam reconocen que el uso extractivo ha causado la sobre-explotación del recurso en el país (TRAFFIC Southeast Asia 2004). La comercialización es considerada como uno de los principales contribuyentes a la disminución en las poblaciones de tortugas marinas en Vietnam. La comercialización ilegal internacional a gran escala persiste en Asia e impide que las poblaciones de tortugas se recuperen (TRAFFIC Southeast Asia 2004, van Dijk y Shepherd 2004).

Uso no extractivo de la tortuga marina

El uso no extractivo se refiere, más que todo, al uso de las tortugas como atractivo turístico, ya sea en tierra cuando las tortugas llegan a desovar o tomar el sol, o en el agua. La producción y venta de artículos con motivos relacionados con las tortugas, patrocinadas por proyectos conservacionistas, o los servicios de alojamiento y alimentación a científicos y voluntarios son también usos no extractivos.

El uso no extractivo es un fenómeno relativamente reciente. Ya desde 1960 los turistas viajaban a Rantau Abang, Malasia para ver el desove de las tortugas laúd. En la década de 1980 empezó el turismo de observación del desove en Islas Tortuga, Sabah y en el Parque Nacional Tortuguero, Costa Rica. En la actualidad 8.450 y 32.854 turistas, respectivamente, visitan esos sitios para observar el desove de las tortugas marinas (Anexo 1). En la década de 1990 y durante los primeros años de este siglo, el turismo basado en las tortugas se ha vuelto popular en varios sitios en África, América y Asia. Mundialmente, el uso no extractivo se da en al menos 92 sitios en 43 países (Anexo 2). Cada año, más de 175.000 turistas participan en *tours* para observar las tortugas marinas.

Estimamos el ingreso bruto en nueve sitios donde el uso no extractivo de la tortuga marina es un generador de ingresos principal, y en cuatro sitios donde las tortugas son uno entre muchos atractivos. Los sitios estudiados se encuentran en el trópico y subtrópico de África, Asia, América Latina y el Caribe (Figura 3). Dicho ingreso se calculó multiplicando lo que gastan los turistas por el número de personas que participan en la observación de tortugas marinas. En los sitios donde las tortugas son un generador importante de ingresos, el cálculo incluye todos los gastos (alimentación, hospedaje, recuerdos, transporte y otros costos) que el turista hizo en el sitio durante su estadía.

Los costos de *tours* para observar tortugas marinas son relativamente bajos, ya que no se necesita mucho transporte local ni equipo especializado. Sin embargo, por lo general las tortugas desovan en playas remotas y casi siempre de noche, lo que aumenta los costos de transporte dentro del país y los de hospedaje. La razón gasto total/tarifa del *tour* es mayor para el turismo de observación de tortugas que,



Figura 3. Estudios de casos sobre usos no extractivos de las tortugas marinas.

por ejemplo, para la observación de ballenas (Hoyt 2001). Con base en información de cinco estudios de casos², calculamos que el gasto total es 26 veces el costo del *tour*. Para los casos en los que sólo encontramos información sobre tarifas del *tour*, multiplicamos este número por 26 para calcular el ingreso bruto. Donde la tortuga es uno entre otros atractivos turísticos, consideramos únicamente el costo del *tour* en el cálculo del ingreso bruto.

En los casos donde el uso no extractivo de la tortuga marina es un generador principal de ingresos, el ingreso bruto estuvo entre US \$41.147 y US \$6.714.483 al año, con un promedio de US \$1.659.250 anuales (Cuadro 5). En los sitios donde la tortuga es un atractivo entre otros, el ingreso bruto estuvo entre US \$3.387 y US \$105.997 anuales, con un promedio de US \$40.791 (Cuadro 5).

Entre un mínimo de 30 operadores turísticos y dueños de hoteles y facilidades turísticas, junto con sus empleados, hasta un total de 1280 personas reciben beneficios económicos directos del uso no extractivo en los sitios donde la tortuga es un generador principal de ingresos (Cuadro 5). En los sitios donde la tortuga es uno entre varios atractivos turísticos, los beneficiarios directos van desde diez operadores turísticos hasta varios servicios de buceo, guías turísticos, empresarios y sus empleados. Al igual que pasa con el uso extractivo, un grupo de beneficiarios –en este caso,

los empresarios turísticos- reciben una mayor porción del ingreso bruto que otros grupos de usuarios.

El desarrollo turístico puede generar impactos positivos y negativos en los ámbitos económico, ambiental y socio-cultural (Cuadro 4). En Rantau Abang, el turismo sin control afectó la conducta de la tortuga laúd durante el desove (K. Ibrahim, com. per.). En Zakynthos, Grecia, las luces de los hoteles y restaurantes y la compactación de la arena causada por los carros y los turistas han cambiado la distribución de los sitios de desove de la tortuga cabezona en las playas de la Bahía Laganas (obs. per.). Los beneficios económicos que el turismo reporta solo pueden ser sostenibles a largo plazo si se aplican controles adecuados.

Existen lineamientos para maximizar los beneficios del turismo de naturaleza y minimizar su impacto (p.ej. Lindberg 1991), aunque pareciera que regular el turismo basado en las tortugas marinas toma su tiempo. En las Maldivas, el desarrollo turístico empezó en la década de 1970; al principio se estimulaba la caza de tortugas para abastecer el mercado de *souvenirs* hechos con caparazones de tortuga y tortugas disecadas (Frazier *et al.* 2000). Desde entonces, algunos operadores de turismo se han dado cuenta de la importancia de un ambiente marino saludable para atraer visitantes a las Maldivas. Los ambientalistas y operadores turísticos jugaron un papel determinante en la veda que se

2- Tortuguero (Costa Rica), Sabah (Malasia), Ras Al Hadd (Omán), Reikawa (Sri Lanka), Rantau Abang (Malasia).

decretó a la captura de tortugas marinas por un período de diez años, y que se iniciara en junio de 1995 (Hussein 2000). El turismo puede influir en la disminución de la mortalidad de tortugas marinas y en la mejoría de las tendencias poblacionales si se crean incentivos económicos para los actores relevantes, de manera que se pueda detener la sobre-explotación. Además, la presencia de científicos, operadores turísticos y turistas en los sitios de desove tiene un efecto disuasivo en la captura ilegal de tortugas y huevos, lo que contribuye a mejorar la protección.

Una seria preocupación es que el turismo deja una fuerte ‘huella ecológica’, ya que estimula los viajes aéreos y otras actividades que consumen muchos recursos (Cuadro 4). Teóricamente, el turismo basado en las tortugas marinas pudiera incitar a la gente a viajar fuera de su país, lo que aumentaría el tráfico internacional y el uso de recursos. Sin embargo, creemos que en la mayoría de los casos el turismo basado en tortugas atrae visitantes que de previo habían decidido viajar, por lo que en realidad se redistribuye y no se aumenta el uso total de recursos.

La abundancia de tortugas marinas puede influir en la visita a los sitios de anidación y de observación de tortugas

en el agua. En consecuencia, la actividad turística se ve afectada cuando la probabilidad de observar tortugas marinas cae por debajo de un cierto nivel. Tisdell y Wilson (2001) afirman que se necesitan por lo menos 200 tortugas hembras por año para mantener el nivel actual del turismo en Mon Repos, Australia. El concepto de umbral es consistente con las observaciones en Rantau Abang, Malasia, donde el turismo declinó rápidamente cuando la cantidad de nidos bajó de 100 al año (Anexo 1). De igual manera, en Playa Grande, Costa Rica la cantidad de visitantes bajó durante las temporadas en que hubo menos de 100 nidos (Anexo 1).

El uso no extractivo se refiere, más que todo, al uso de las tortugas como atractivo turístico, ya sea en tierra cuando las tortugas llegan a desovar o tomar el sol, o en el agua.

Cuadro 4. Impactos potenciales del turismo
(Adaptado de Kiss 2004, NOAA 2002, Peskin 2002, Scheyvens 1999)

Impactos	Positivos	Negativos
Económicos	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor base impositiva • Creación de empleo • Aumento del ingreso familiar • Mejoramiento de infraestructura 	<ul style="list-style-type: none"> • Inflación de precios como consecuencia del aumento en la demanda por bienes y servicios • Distribución desigual de beneficios económicos • Fuga de ganancias • Ingresos inestables por trabajo estacional
Ambientales	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor apoyo a esfuerzos de conservación • Mayor conciencia ambiental 	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor ‘huella ecológica’ • Destrucción/daño al hábitat • Impactos negativos en especies de flora y fauna • Generación de basura • Contaminación sónica • Contaminación de aire y agua
Sociales	<ul style="list-style-type: none"> • Mayor conciencia y aprecio por otras culturas • Mejor nivel de vida • Mejor acceso a servicios públicos • Mayor cooperación y sentido de pertenencia entre actores 	<ul style="list-style-type: none"> • Abarrotamiento • Desplazamiento de pobladores locales • Pérdida de herencia cultural • Aumento en abuso de drogas y alcohol • Prostitución

En el mundo, el turismo de naturaleza crece a un ritmo de 10-30% anual; más rápido que el turismo en general, que crece un 4% (Reingold 1993). El turismo basado en las tortugas marinas también ha mostrado un alto potencial de crecimiento (Anexo 1). En Tortuguero, la visitación aumentó a una tasa anual del 16% entre 1988 y 2002; en el Parque Islas Tortuga, Sabah aumentó un 13% anual en el mismo período. En Omán, el número de visitantes creció un 20% anual entre 1991 y 1996; en Rantau Abang el turismo nacional creció un

15% anual y un 9% anual el turismo internacional entre 1989 y 1994. El potencial de crecimiento a largo plazo es evidente en los dos programas de uso no extractivo que generan los mayores ingresos brutos: Tortuguero en Costa Rica y Proyecto TAMAR en Brasil, ambos iniciados hace más de 20 años (Anexo 1).

Cuadro 5. Resumen de los estudios de casos de usos no extractivos

(Ver fuentes en texto del Anexo 1)

	Estudio de caso (Anexo 1)	Año	Principales especies	Tendencia de desove	Visitantes	Gasto por visitante US \$	Ingreso bruto estimado US \$	Ajustado a US CPI del 2002	Beneficiarios directos
Principal generador de ingresos									
4	Tortuguero, Costa Rica	2002	Cm	+	26.292	255,4	6.714.483	6.714.483	Dueños de 25 hoteles y albergues, ~265 empleados de hotel, 235 guías turísticos
10	Proyecto TAMAR, Brasil	2001	Cc, Ei, Lo	+?	N/A	N/A	2.635.656	2.677.326	1.280 empleados
4	Playa Grande, Costa Rica	2002	Dc	-	4.234	338-676 ²	2.113.176	2.113.176	Empresarios y empleados, 41 operadores turísticos
11	Ras Al Hadd, Omán	1997	Cm	±	11.558	98,3	1.136.151	1.273.481	Dueños de empresas turísticas y sus empleados
7	Sabah, Malasia	2002	Cm	+	8.450	113,7-115,5	975.044	975.044	Dueños de empresas turísticas ~54 personas: guardaparques, personal de alojamientos turísticos, capitanes de botes, guías turísticos
12	Matura, Trinidad y Tobago	2001	Dc	+	10.693	21,2-390,0 ²	559.014	567.852	Patrulla de playa, marcadores de tortugas, guías turísticos, empresarios y empleados
9	Rantau Abang, Malasia	2002	Dc	-	12.259	26,3-65,5	480.149	480.149	Concesionarios, empresarios y empleados

Cc = cabezona, Cm = verde, Ei = carey, Dc = laúd, Lo = lora

1- Ingreso directo a la comunidad

2- Extrapolado de la tarifa por *tour*

Cuadro 5. Resumen de los estudios de casos de usos no extractivos

(Ver fuentes en texto del Anexo 1)

	Estudio de caso (Anexo 1)	Año	Principales especies	Tendencia de desove	Visitantes	Gasto por visitante US \$	Ingreso bruto estimado US \$	Ajustado a US CPI del 2002	Beneficiarios directos
4	Gandoca, Costa Rica	2003	Dc	+	610	151,3 ¹	92.300	90.588	Taxistas, dueños y empleados de tiendas y bares guías turísticos, empresarios y empleados de 7 albergues, empleados de 6 proyectos de conservación
13	Rekawa, Sri Lanka	2003	Cm	?	1.710	24,5	41.925	41.147	17 guías turísticos, 13+ dueños de albergues y lugares turísticos, empresarios y empleados
Uno entre otros atractivos									
14	Barbados	2003	Cm, Ei	+	1.400	20-100	108.000	105.997	Operadores de buceo, guías turísticos, Proyecto de Tortugas Marinas de Barbados (BSTP), empresarios y empleados
15	Maputaland, Sudáfrica	2003	Cc, Dc	+	~1.750	7,1-94,1	45.597	44.751	4 empresas de <i>tours</i> y sus empleados
16	Brasil	2002	Cc	+?	260	13,6-45,9	9.031	9.031	Empresas de <i>tours</i> y sus empleados
17	Cabo Verde	2003	Cc	?	~300	11,5	3.451	3.387	10 operadores turísticos

Cc = cabezona, Cm = verde, Ei = carey, Dc = laúd, Lo = lora

1- Ingreso directo a la comunidad

2- Extrapolado de la tarifa por *tour*

Opciones de uso directo: consecuencias económicas de una decisión política fundamental

Los decisores enfrentan el dilema de permitir que el uso extractivo continúe, o vedarlo y promover un uso no extractivo alternativo que genere trabajo e ingresos. El uso extractivo de las tortugas marinas ha provocado la reducción sistemática de sus poblaciones (Cuadro 3), razón por la cual tal uso ha sido con frecuencia cuestionado (Thorbjarnarson *et al.* 2000). Por otra parte, el turismo sin control, como sustituto del uso extractivo, también tiene impactos negativos (Cuadro 4). Para aclarar las consecuencias económicas de las dos opciones, identificamos cuatro casos en los que hubo decisiones de políticas para continuar con el uso extractivo, o para detenerlo y promover un uso no extractivo (Cuadro 6, Anexo 1).

El uso no extractivo por lo general genera un ingreso bruto mayor que el uso extractivo (Cuadro 6). En los casos estudiados, el ingreso bruto promedio fue 2,9 veces mayor en los lugares donde la tortuga es el atractivo turístico principal que en los sitios donde se practica el uso extractivo (comparar Cuadros 3 y 5). Esta diferencia es conservadora, ya que los multiplicadores para determinar el impacto económico total de las industrias de servicios -el turismo entre ellas- tienden a ser mayores que los de la pesca (Stynes 1999). Una razón principal es que el turismo requiere insumos de otros sectores como el agrícola (alimentos), transporte y manufacturero (muebles), mientras que la pesca

requiere insumos mínimos de otros sectores (Arabsheibani y Delgado Aparicio 2002).

Hay otros factores que se deben considerar en la evaluación de las consecuencias económicas de las opciones de uso directo. Estos factores son relevantes en la definición de políticas relacionadas con la promoción de ciertos usos a expensas de otros.

En primer lugar, el potencial de crecimiento del uso extractivo es diferente del uso no extractivo. El ingreso proveniente del uso extractivo en su nivel óptimo permanecerá invariable o, quizás, crecerá ligeramente bajo condiciones ideales. Si el uso excede los niveles de sostenibilidad, los ingresos disminuirán en el tiempo, como se ha visto en varios sitios donde se dan usos extractivos en gran escala (Anexo 1). Desde la perspectiva local y nacional, agregar valor a la materia prima podría aumentar los ingresos; por ejemplo, el caparazón puede ser usado para hacer joyas que luego se exportan a los países industrializados. Sin embargo, debido a intereses creados ha sido difícil agregar valor a otros productos silvestres (Hutton *et al.* 2001). Por otra parte, aumentar el valor en el ámbito local o nacional podría redundar en un mayor interés por el uso extractivo; así, mejores precios por el caparazón de tortuga hizo que aumentara la explotación de la tortuga carey en Seychelles (Mortimer 1984).

En cuanto a los usos no extractivos, también hay una capacidad de carga máxima, pero con regulaciones cuidadosas se puede mantener al mínimo el impacto sobre las poblaciones de tortugas y, a la vez, maximizar los beneficios

Cuadro 6. Estudios de casos donde el uso extractivo fue continuado o reemplazado por usos no extractivos
(Ver fuentes en texto del Anexo 1)

Estudio de caso	Uso extractivo continuado	Ingreso bruto del uso extractivo US \$	Ingreso bruto del uso no extractivo US \$	Tendencia poblacional	Tendencia del ingreso bruto
9 Rantau Abang, Malasia	Sí	158	480.149	-	-
7 Islas Tortuga, Filipinas	Sí	83.500	0	-	-
Islas Tortuga, Sabah, Malasia	No	0	975.044	+	+
4 Ostional, Costa Rica	Sí	992.851	?	+?	±
Tortuguero, Costa Rica	No	0	6.714.483	+	+
6 Seychelles	No	0	?	+?	+?

© WWF-Canon / C. Holloway



El caparazón de la tortuga carey ha sido la razón principal de su explotación.

ecológicos, sociales y económicos (p.ej. Lindberg 1991). Pareciera que los usos no extractivos tienen mayor potencial de crecimiento a largo plazo (Cuadro 6). El turismo basado en las tortugas marinas ha crecido de manera constante en la mayoría de los sitios donde se puede ofrecer la observación del desove. No obstante, si este tipo de turismo se vuelve común en muchos lugares, ¿habrá menos visitantes en cada sitio?, ¿bajarán los precios al haber muchos sitios que ofrecen servicios similares? En el mundo, más de 175.000 turistas al año pagan por ver las tortugas marinas (Anexo 2). El número de turistas interesados en ver ballenas es mucho mayor y va en aumento (Hoyt 2001). Por lo tanto, es poco probable que, a corto plazo, disminuyan la participación en *tours* para observar tortugas marinas, o los precios de los mismos, como consecuencia de una oferta excesiva.

En segundo lugar, los usos extractivo y no extractivo contribuyen de manera diferente al desarrollo social, especialmente en cuanto a generación de empleo y beneficios a las mujeres. El turismo emplea más gente que la pesca (Stynes 1999); además, el efecto multiplicador del turismo genera más empleos indirectos que la pesca y, sobre todo, el turismo emplea una mayor proporción de mujeres que la pesca (Cattarinich 2001). El empleo de las mujeres tiende a contribuir más al desarrollo económico y social que sólo el empleo de los hombres (Cattarinich 2001). Los esfuerzos del Proyecto TAMAR y las mujeres

guías turísticas de Tortuguero son dos ejemplos de mujeres involucradas en un uso no extractivo de las tortugas marinas (Anexo 1). En Costa Rica, una comunidad donde se da el uso no extractivo ha resuelto más sus necesidades básicas que otras dos comunidades que no tienen ese uso (Anexo 1, Cuadro 10).

En países en desarrollo, el turismo basado en las tortugas tiene potencial para contribuir a la economía de áreas rurales y costeras aisladas, donde hay poca actividad económica, poca producción y escasas oportunidades de empleo (Cattarinich 2001). El turismo de nicho -como el turismo de naturaleza- tiene mayores efectos económicos multiplicadores y mejores nexos con la economía local que el turismo de masas (Cattarinich 2001).

En tercer lugar, los costos de producción varían para los usos directos. Los proyectos ecoturísticos comunitarios con frecuencia dependen del financiamiento externo durante largo tiempo (Kiss 2004). Los usos no extractivos requieren una inversión considerable en infraestructura para garantizar las facilidades de alojamiento y alimentación para los turistas, o para la fabricación de objetos con motivos relacionados con las tortugas. El servicio de guías no implica mucha inversión, aparte de la capacitación inicial. En el uso extractivo, los costos de producción dependen de dónde y cómo se explotan las tortugas. La recolección de huevos y la captura de tortugas en las playas de desove requieren muy poca inversión. La pesca en el mar tiene costos mayores, por la compra de la nave, motor y combustible.

En cuarto lugar, la distribución de ingresos entre los usuarios es un punto de consideración importante. Es más probable que un gran número de beneficiarios en el ámbito local, cada uno con una parte razonable del ingreso, represente un incentivo económico para el manejo adecuado de las tortugas marinas. Varios investigadores han manifestado su preocupación por la fuga de ingresos, ya

El uso no extractivo, por lo general, genera mayores ingresos que el uso extractivo.

que la comunidad recibe sólo una pequeña parte de los beneficios económicos que genera el turismo asociado a las tortugas marinas (Campbell 1999, Hope 2002). La fuga a nivel local y nacional se da tanto con el turismo como con la pesca de tortugas (Cuadro 7). Según (Cattarinich 2001), en promedio el 55% del ingreso que genera el turismo no llega al país. Asimismo, la exportación de caparazones de tortuga de Cuba a Japón agregaba un 70% del costo en el país importador, lo cual demuestra que el problema es el mismo (Cuadro 7). Aunque la proporción del ingreso bruto que queda en el país puede ser mayor con el uso extractivo doméstico, la ganancia económica absoluta en el ámbito local es mayor con el turismo basado en tortugas en los casos estudiados en Costa Rica (Cuadro 7).

En quinto lugar, el uso de las tortugas marinas tiene potencial para generar apoyo a la conservación y manejo responsable. El turismo para observar tortugas marinas en su ambiente natural crea un lazo directo entre ingreso y conservación de las poblaciones de tortugas. Buenos ejemplos de este nexo son el Parque Islas Tortuga, en Sabah y Mputaland en Sudáfrica (Anexo 1). En estos dos lugares, los dineros obtenidos por tarifas de conservación y concesiones se reinvierten en la protección y monitoreo de las tortugas marinas. Hay muchos ejemplos de operadores turísticos que promueven la conservación de las tortugas marinas. En las Maldivas, el sector turismo jugó un papel determinante en la

formulación de una veda a la comercialización de tortugas marinas y sus productos en 1995 (Hussein 2000). En Costa Rica, los dueños de hoteles se integraron a una coalición de grupos e individuos que promovió y logró que se prohibiera la caza de la tortuga verde en 1999 (obs. per.).

Estos ejemplos de uso *in situ* difieren de las operaciones de cría en cautiverio, que por lo general no generan incentivos para la conservación de las poblaciones naturales (Hutton *et al.* 2001). Defensores de la exportación de caparazones de Cuba alegan que dicho comercio aumentaría los fondos para actividades de conservación de las tortugas marinas en el país (ROC 2002). Otra opción sería invertir parte del ingreso generado por el buceo y turismo de tortugas en la conservación de las mismas en Cuba y otros países del Caribe.

En sexto lugar, entre usos se da una cierta rivalidad. La sobre-explotación puede causar impactos económicos negativos a proyectos extractivos y no extractivos locales y distantes. El uso extractivo en una playa de desove o en sitios de alimentación con poblaciones de origen mixto puede afectar la abundancia de tortugas marinas en las aguas de otros países y viceversa (Anexo 1).

Las poblaciones reducidas tienen menores probabilidades de sostener un uso extractivo, o de permitir el desarrollo

Cuadro 7. Distribución estimada del ingreso bruto generado con tortugas marinas en los casos donde hay información disponible

Ubicación	Tipo de uso	Local	Nacional	Internacional
Cuba ¹	Captura para exportación		\$318.500 =30%	\$756.955 =70%
Ostional, Costa Rica ²	Venta doméstica de huevos	\$202.323 =~20%	\$809.292 =~80%	
Tortuguero, Costa Rica ³	Turismo	\$642.417 =~10%	\$3.050.549 =~45%	\$3.029.394 =~45%
Playa Grande, Costa Rica ⁴	Turismo	\$325.104 =~16%	\$792.441 =~39%	\$914.355 =~45%

1- Se considera un precio de exportación de US \$490/kg de caparazón en la pesquería estatal de Cuba (ROC 2002) y un precio final de venta de US \$1.655/kg en Japón.

2- Basado en la venta local de 4.137.000 huevos (Chacón 2002) a US \$0,05/unidad (R. Morera. com. per.) y un precio final de venta de US \$0,25/unidad (obs. per.).

3- Se considera que 55% del ingreso permanece en el país (Bann 1996); se asume que el ingreso local incluye 72% del costo del *tour* (Peskin 2002), salarios mínimos para 265 personas durante 5 meses y que el 5% de los visitantes gasta la mitad del gasto promedio en el sitio.

4- Se asume que 55% del ingreso permanece en el país (Bann 1996) y 16% permanece en el sitio (Gutic 1994).

© WWF-Canon / R. LeGUEN



Tortugas laúd, las más grandes del mundo, son una atracción turística en playas de Latinoamérica, África y Asia.

de usos no extractivos. A su vez, los usos no extractivos tienen menores probabilidades de afectar negativamente a otros usos y, en consecuencia, no perjudican la economía de otros lugares (Anexo 1). Este es un aspecto clave, pues las tortugas marinas son altamente migratorias. Por otro lado, los usos extractivos y no extractivos pueden ser socialmente incompatibles en un mismo lugar (Hope 2002). Los visitantes que pagan por ver las tortugas vivas en su ambiente natural no van a tolerar los usos extractivos de esas mismas tortugas. Así, la decisión de abogar por un tipo de uso en muchos casos excluye la posibilidad de desarrollar el otro.

Sétimo, la diversificación económica reduce el riesgo, robustece el desarrollo y asegura que las economías locales sean menos susceptibles al descalabro de una actividad económica. Las opciones de uso que no dependen de un solo recurso (en este caso, las tortugas marinas) y cuentan con varias fuentes de ingresos son las que con mayor probabilidad van a generar un crecimiento económico y

desarrollo social a largo plazo. En relación con el riesgo de que el recurso se reduzca, dos tercios de los casos de uso extractivo estudiados mostraron tal reducción (Cuadro 3). Solo dos de los trece casos de uso no extractivo mostraron una tendencia decreciente en las poblaciones de tortugas marinas (Cuadro 5). En ambos casos, la reducción es consecuencia de la recolección desmedida de huevos y la captura incidental de tortugas en pesquerías, y no de la actividad turística en sí (Cuadro 5).

Octavo, el uso no extractivo tiene la capacidad de romper el círculo vicioso de la pobreza y la degradación ambiental (Dasgupta *et al.* 2000), pues concretiza un valor para conservar las tortugas marinas. Los incentivos económicos locales creados por el uso no extractivo pueden resultar en una mayor protección a las tortugas, lo que permitirá la recuperación de las poblaciones y, a la vez, el mejoramiento del bienestar ecológico y económico. El resultado es que se revierte el mecanismo positivo de retroalimentación entre pobreza y degradación ambiental.

Finalmente, todos los impactos económicos, ambientales y sociales deben considerarse en la evaluación de las opciones de uso directo para un sitio en particular. Las circunstancias locales pueden hacer que ciertos tipos de usos extractivos y no extractivos pierdan viabilidad.

El uso de las tortugas marinas tiene potencial para generar apoyo a la conservación y manejo responsable.

Uso pasivo



Las tortugas marinas tienen una gran cantidad de valores de uso pasivo; entre ellos, valores de opción, intrínsecos, éticos (Naess 1989, Rolston 1994), de existencia y de legado. El valor de opción significa dejar abierta la posibilidad de usos directos o pasivos que puedan surgir en el futuro. En relación con la biodiversidad, un valor de opción comúnmente mencionado es la protección de compuestos químicos que podrían proveer de ingredientes activos para futuros productos farmacéuticos.

Aunque es muy difícil determinar la posibilidad de que las tortugas marinas contengan tales compuestos, no debe subestimarse la importancia de los valores de opción. Un ejemplo ilustrativo es que hasta hace pocas décadas, el turismo basado en las tortugas marinas no era más que un valor de opción. Si los decisores de esa época hubieran tenido la visión y el conocimiento para reconocer ese valor de opción, el uso de las tortugas marinas se habría transformado en ese momento con la implementación de medidas de conservación más fuertes. Aunque en este momento no podemos estimar el valor de opción de las tortugas, eso no significa que sea cero. Es muy posible que en el futuro surjan nuevos usos directos o pasivos para las tortugas marinas.

Hasta hace pocas décadas, el turismo basado en las tortugas marinas no era más que un valor de opción.

Los valores de uso pasivo son difíciles de medir en dinero en efectivo. Muchos estudios han tratado de cuantificarlos por medio de métodos de valoración contingente (MVC) que, en esencia, es cuánto estarían los usuarios dispuestos a pagar para mantener o eliminar algo. Por ejemplo, un estudio en Carolina del Norte en 1991 decía que los usuarios estarían dispuestos a pagar en promedio US \$33,2 al año para conservar la tortuga cabezona (Whitehead 1992). La voluntad de pago manifiesta depende de muchos factores y, en realidad, tiene poca relevancia práctica para los incentivos económicos locales relacionados con el uso y conservación de la tortuga marina en países en desarrollo, pues por lo general no se traduce en pagos reales de las cantidades mencionadas. Por eso, nosotros decidimos cuantificar el valor de uso pasivo como el gasto de las organizaciones y convenciones de conservación de la tortuga marina. Nuestros cálculos deben considerarse como un mínimo, ya que es usual la conducta de “ver los toros desde la barrera” (Freeman 2003): mucha gente y organizaciones no aportan fondos a la conservación, a pesar de que valoran las tortugas marinas, porque piensan que ‘hay otros que ponen la plata’.

A escala mundial, se identificaron 162 organizaciones y convenciones que trabajan en la conservación de la tortuga marina, las cuales se dividen en grupos por región y categoría y a las que se les solicitó información sobre sus gastos (Cuadro 8). Un total de 55 organizaciones dieron información sobre gastos y número de empleados

dedicados a la conservación de la tortuga marina. Se considera que la información colectada de estas 55 organizaciones y convenciones es representativa para otras organizaciones en la misma región y categoría. En el 2002, el gasto total en la conservación de la tortuga marina fue de, al menos, US \$20 millones (Cuadro 8). Este monto debe considerarse un mínimo pues otras organizaciones y agencias gubernamentales invierten cantidades considerables en la conservación de la tortuga marina. Además, muchas organizaciones trabajan con voluntarios en sus actividades de conservación; el valor del tiempo voluntario no se incluyó en estos cálculos.

Muchas organizaciones locales y nacionales en Norteamérica y Europa dependen, en buena medida, del trabajo voluntario, en cual no se incluye en el número de empleados. Por eso, los salarios constituyen una proporción más pequeña del gasto total y el costo por puesto de trabajo es más alto (Cuadro 8).

Cuadro 8. Inversión anual mundial en conservación de tortugas marinas						
Región	Categoría	Total org. (#)	Org. que dieron información(#)	Gasto estimado (US \$) ¹	No. empleados estimado	US \$ para generar un empleo
Global	Global	28	10	6.468.486	165,2	39.155
Norteamérica	Internacional	5	2	487.500	13,8	35.455
	Nacional	2	1	98.145	2,0	49.073
	Local	36	8	6.326.477	129,3	53.052
Europa y Mediterráneo	Internacional	2	1	116.971	16,0	7.311
	Nacional	4	1	1.784.298	98,0	18.207
	Local	2	1	45.333	2,0	22.666
América Latina y Caribe	Internacional	7	3	1.511.588	23,3	64.782
	Nacional	16	8	290.791	76,0	3.826
	Local	17	3	197.088	181,3	1.087
Proyecto TAMAR ²	Nacional	1	1	1.595.583	436,9	3.652
África	Internacional	1	1	818.795	16,0	51.175
	Nacional	8	4	189.423	160,0	1.184
	Local	3	2	59.623	25,5	2.338
Asia	Internacional	1	1	5.165	1,0	5.165
	Nacional	12	1	234.000	168,0	1.393
	Local	11	4	82.141	55,0	1.493
Oceanía	Internacional	0	0	0	0,0	0
	Nacional	5	2	74.420	2,8	27.062
	Local	1	1	32.154	2,0	16.077
Total		162	55	20.417.981	1,564,0	13.055

1- El gasto estimado y número de empleados se basa la extrapolación de la información ofrecida por las organizaciones listadas en la columna anterior.

2- El Proyecto TAMAR, Brasil no se incluye en la lista de organizaciones nacionales de América Latina y el Caribe, ya que no es representativo del tamaño de otras organizaciones en esta categoría.

Costo de reemplazo



Las tortugas marinas son especies claves en los ecosistemas marinos costeros y oceánicos. La tortuga verde digiere las hojas de pastos marinos y parte del contenido nutricional de esos pastos queda disponible para otros organismos más rápidamente que si se descompusieran de manera natural (Thayer y Engel 1982, Thayer *et al.* 1984). La presencia de la tortuga verde contribuye a la salud de los pastizales marinos (Bjorndal y Jackson 2003). Estos pastizales están entre los ecosistemas más valiosos del planeta; ya en 1994, sus servicios se valoraban en US \$19.004/ha/año, o US \$3,8 billones por año a nivel mundial, básicamente por los servicios en el ciclo de nutrientes (Costanza *et al.* 1997, Green y Short 2003). La tortuga carey se alimenta, más que todo, de esponjas en los arrecifes coralinos y sirve de control biológico a las esponjas que, de otra manera, competirían con el coral por el espacio (Leon y Bjorndal 2002, Bjorndal y Jackson 2003). El beneficio neto potencial de los corales a escala mundial se estimó recientemente en US \$30 mil millones (Cesar *et al.* 2003).

Las tortugas marinas sirven como transportistas biológicos de nutrientes entre los ecosistemas marinos y terrestres, lo cual beneficia a numerosas especies de fauna y flora (Bouchard y Bjorndal 2000). Las tortugas cabezona, laúd, lora y de Kemp son predadores importantes en ecosistemas costeros y de mar abierto. La disminución en el número de tortugas tiene impactos ecológicos adversos y subsecuentes efectos económicos en las sociedades humanas (Jackson 2001, Jackson *et al.* 2001).

Las complejas interacciones ecológicas entre las tortugas y los ecosistemas en que viven dificultan cuantificar el valor de los servicios ecológicos que ofrecen. Puede hacerse un cálculo mínimo mediante la determinación del costo de criar tortugas en cautiverio para reemplazarlas, si las que viven en el medio natural se extinguieran. En condiciones normales este servicio lo ofrece la naturaleza, pero también puede ser prestado por los acuarios y las granjas de tortugas.

Para justificar el uso del método de costo de reemplazo, se debe cumplir con tres criterios (Freeman 2003): el método de reemplazo debe ser la alternativa menos costosa para mantener el servicio ecológico; el reemplazo debe ofrecer un servicio de calidad y magnitud equivalentes, y la gente debe estar dispuesta a cubrir el costo del reemplazo. Si se reemplazaran todas las tortugas verdes y laúdes que desovan en un año en todo el mundo, necesitaríamos al menos US \$246 millones y

Cuadro 9. Costo de reemplazo de hembras anidadoras de la tortuga verde y la laúd

(Ver fuentes en texto del Anexo 1)

Estudio de caso	Costo de producir un adulto US \$	Población que desova por año en el mundo	Costo de reemplazo US \$
18 Tortuga verde: Granja CORAIL, Reunión	1.672	147.056 – 157.424 (Seminoff 2002)	245,9-263,3 millones
9 Tortuga laúd: TUMEC, Rantau Abang, Malasia	72.632	34.500 (Spotila et al. 1996)	2,5 mil millones

Las tortugas marinas sirven como transportistas biológicos de nutrientes entre los ecosistemas marinos y terrestres, lo cual beneficia a numerosas especies de fauna y flora. De continuar la disminución en las poblaciones de tortugas marinas, los países con economías en desarrollo serán los más afectados.

US \$2,5 mil millones, respectivamente, según los costos de criar estas especies en cautiverio (Cuadro 9 y Anexo 1).

Las hembras que desovan no son más que una parte muy pequeña de la población total de tortugas marinas. Por otra parte, puesto que la población mundial de tortugas disminuye rápidamente, cada vez hacen falta mayores cantidades de tortugas para realmente restaurar su papel ecológico y los servicios ambientales que ofrecen. Las estimaciones del costo de reemplazo antes presentadas no consideran hembras en edad no reproductiva, machos, ni juveniles, por lo que se trata, en realidad, de un cálculo muy conservador.

Sería difícil reemplazar las funciones ecológicas de las tortugas con otros medios; con esto se cumple el primer criterio del método de costo de reemplazo. Es menos claro que las tortugas criadas en cautiverio sean equivalentes a las tortugas en su estado natural, ni que la gente esté dispuesta a cubrir el costo de reemplazo. Aún así, estos cálculos sirven para demostrar que la conservación de las tortugas en su estado natural es probablemente menos costosa que criarlas en cautiverio.

Implicaciones para políticas y manejo



Uso directo

Nuestro análisis muestra que, desde un punto de vista macroeconómico, los usos no extractivos generan o tienen el potencial de generar un mayor ingreso bruto y mantener un mayor crecimiento económico que el uso extractivo. Gobiernos de países como Costa Rica y Seychelles han reconocido este hecho y, en consecuencia, han vedado el uso extractivo de las tortugas marinas para estimular el turismo.

De continuar la disminución en las poblaciones de tortugas marinas, los países con economías en desarrollo serán los más afectados.

Sin embargo, el uso extractivo legal e ilegal continúa en muchos países. Una explicación a esta aparente contradicción es que los ingresos que el uso no extractivo genera no benefician a quienes consumen tortugas marinas. Desde una perspectiva microeconómica, el uso extractivo puede todavía generar mejores ingresos a los pescadores y pobladores costeros que el uso no extractivo, al menos a corto plazo. Análisis futuros del ingreso neto *per capita* pudieran arrojar más luz sobre este asunto. Cada usuario evalúa los costos y beneficios personales de las opciones de uso antes de decidirse por una.

E. E. Clark

La creación de incentivos económicos locales es crucial para convertir a los usuarios extractivos en usuarios no extractivos. Quienes tradicionalmente han practicado el uso extractivo de las tortugas marinas necesitan ver que el uso no extractivo ofrece beneficios económicos tangibles y directos antes de cambiar sus patrones de uso.

El uso no extractivo puede alentarse si aumentan los costos del uso extractivo mediante reglamentaciones, imposiciones, multas y otras sanciones, o si se aumentan los beneficios que los grupos de usuarios reciben del uso no extractivo. Los gobiernos, agencias internacionales y organizaciones conservacionistas pueden crear incentivos económicos mediante políticas, subsidios, financiamiento y microcréditos

que faciliten la inversión necesaria para iniciar usos no extractivos de tortugas, y compensar los costos de producción para los grupos de usuarios.

En Seychelles se compensó y capacitó en otra línea a los artesanos que empleaban caparazones de tortuga; esto demuestra que los beneficios económicos potenciales del turismo de observación de tortugas marinas pueden convencer a los gobiernos de tomar decisiones políticas difíciles en relación con el uso de las tortugas marinas. Además, demuestra que el costo de reconvertir a los usuarios consumidores de tortugas es relativamente bajo, si se compara con los beneficios económicos potenciales del turismo. En Seychelles, el programa de compensación y capacitación costó menos que el ingreso bruto anual de uno solo de los grandes proyectos turísticos de tortugas marinas (Cuadro 5, Anexo 1).

El mantenimiento de subsidios gubernamentales perversos es otra causa del deterioro de ecosistemas y de especies (Balmford *et al.* 2002). Por ejemplo, antes de que se vedara la pesca de la tortuga verde en Costa Rica, algunos de los pescadores involucrados en la captura ilegal recibían gasolina subsidiada, por lo que su viaje hasta el Parque Nacional de Tortuguero para capturar tortugas era más barato (*obs. per.*). Los subsidios perversos que estimulan la sobre-explotación continua de las tortugas marinas deben ser eliminados.

Para asegurar la disponibilidad de fondos que permitan regular y hacer cumplir los regímenes de uso de las tortugas marinas, es necesario establecer mecanismos sostenibles



Las tortugas marinas son un atractivo bajo el agua.

de financiamiento. Dos posibles medios para generar los fondos necesarios para el manejo son las tarifas por concesión y por uso. Una nueva forma de generar fondos para la conservación de las tortugas marinas podría ser que las comunidades costeras, agencias estatales y ONG vendieran 'créditos de tortugas marinas', similares a los que se venden por el secuestro de carbono o la protección de cuencas hidrográficas (Daily *et al.* 2000).

La captura incidental en pesquerías representa no sólo la principal amenaza a las poblaciones de tortugas marinas (Lewinson *et al.* 2004, Lutcavage *et al.* 1997), sino una falla del mercado (Perman *et al.* 2003). Los usos directos y pasivos de las tortugas marinas se ven afectados cuando las tortugas se ahogan en las redes camarонерas, o quedan atrapadas en los anzuelos o en otras artes pesqueras, pero hasta ahora el mercado no reconoce el impacto económico de tales actividades.

Aunque en años recientes algunas poblaciones anidadoras han aumentado, la tendencia global general es, más bien, hacia una disminución dramática.

En consecuencia, la pesca continúa causando la muerte a las tortugas marinas sin asumir su responsabilidad por las repercusiones económicas a la sociedad, incluyendo las consecuencias económicas negativas para los países y comunidades que invierten en el uso y conservación de las tortugas marinas. Los valores de las tortugas marinas pueden incluirse en el mercado mediante el establecimiento de multas por la muerte ilegal – incidental o no– de las tortugas. Por ejemplo, en Costa Rica se apresó a un barco pesquero pirata ecuatoriano por pescar ilegalmente tiburones y tortugas en un parque nacional. La multa fue de más de US \$300.000 y se basó en el daño ambiental causado, incluyendo los valores de uso directo y pasivo: US \$1.142 por cada tortuga que mataron (C.Castro, com. per.).

R. Sloop



Tortugas liberadas de redes pesqueras en Belice.

Uso pasivo

Las organizaciones que trabajan en el ámbito local o nacional tienen la capacidad de crear más empleo por dólar invertido que las organizaciones que trabajan a escala mundial o internacional (Cuadro 8). Las organizaciones conservacionistas pueden ofrecer incentivos económicos locales directos de manera más eficiente si emplean a quienes usan las tortugas marinas de manera extractiva. Si los usuarios pueden ganar más dinero conservando las tortugas, el uso extractivo se convertirá, entonces, en la opción económica menos atractiva. La creación de incentivos locales mediante el empleo de usuarios extractivos de tortugas puede hacerse a un costo relativamente bajo en África, Asia, América Latina y el Caribe (Cuadro 8). El Proyecto TAMAR en Brasil es un buen ejemplo de uso de incentivos locales a favor de la conservación de tortugas marinas mediante el empleo de pescadores, ex-recolectores de huevos y sus familias. Aproximadamente el 50% del presupuesto de proyecto se invierte en el ámbito local (M.A. Marcovaldi, com. per.).

Costo de pérdida de las tortugas marinas

Una evaluación reciente del estado de la tortuga verde ilustra, mediante un mosaico de poblaciones anidadoras y tendencias de anidación, la tendencia global que experimentan las tortugas marinas (Seminoff 2002). Aunque en años recientes algunas poblaciones anidadoras han aumentado, la tendencia global general es, más bien, hacia una disminución dramática. Puede ser que en sitios bien protegidos

las poblaciones continúen aumentando, pero con los niveles actuales de consumo, captura incidental en pesquerías y degradación ambiental, las poblaciones de tortugas marinas en general seguirán disminuyendo si no hay un cambio en la mortalidad provocada por los humanos.

Tal disminución continua traerá consecuencias económicas negativas, particularmente a las comunidades costeras en países en desarrollo. La gente que usa las tortugas marinas como fuente de carne, huevos, caparazones u otros productos, verá que sus ingresos provenientes del uso extractivo se reducen.

A corto plazo, la escasez local de tortugas marinas hará que sea necesario salir a buscarlas en aguas más lejanas. Hay ejemplos de Vietnam e Indonesia, donde la pesca de tortugas se ha trasladado a otros sitios, pues en los lugares tradicionales ya no quedan (Adnyana en prep., TRAFFIC Southeast Asia 2004, Tröeng 1997). A largo plazo, los efectos sobre el uso extractivo serán más severos. En el sudeste asiático ya hay casos de artesanos y comerciantes de caparazón de tortuga carey que deben abandonar su oficio por la dificultad de obtener la materia prima, ya que las poblaciones de tortuga carey son cada vez más reducidas (C. Shepherd, com. per.).

Entre 1995 y 1998 en 69 países en desarrollo, el turismo fue uno de los cinco principales generadores de divisas (Díaz 2001). El turismo de observación de las tortugas marinas en su ambiente natural se verá afectado a medida que

disminuya la probabilidad de encontrar tortugas. El turismo puede moverse hacia otras playas de desove, o hacia otros atractivos naturales si las poblaciones de tortugas desaparecen o se reducen hasta niveles muy bajos. Sin embargo, el hecho de que el turismo cambie de lugar o de país hace que en el ámbito local o nacional se dejen de percibir ingresos por el turismo, como sucedió en Rantau Abang, Malasia (Anexo 1). Lugares como Tortuguero, Costa Rica, donde las tortugas marinas atraen suficientes turistas como para tener una segunda temporada alta, se verían severamente afectados si las poblaciones de tortugas marinas cayeran estrepitosamente. Por otra parte, la disminución continua de las poblaciones de tortugas marinas reduce también las oportunidades de desarrollar nuevos proyectos turísticos basados en la observación de tortugas marinas.

Otras opciones también se perderían si en el futuro no se pudieran concretizar usos directos y pasivos. El riesgo real de extinción es una amenaza a los beneficios económicos a largo plazo que las tortugas marinas ofrecen. La pérdida de las funciones ecológicas que las tortugas marinas desempeñan causará un impacto en los sectores económicos que dependen de ecosistemas marinos y costeros saludables.

La creación de incentivos económicos

locales es crucial para convertir a los usuarios extractivos en usuarios no extractivos.



S. Tröeng

Guía de turismo para la observación de tortugas marinas en Tortuguero, Costa Rica.

Costo de reemplazo

La conservación de las tortugas marinas en su ambiente natural es una estrategia mucho menos costosa que la cría en cautiverio para mantener el flujo de bienes y servicios que estos animales proveen. La inversión en la conservación de la tortuga marina podría aumentar y continuar siendo todavía una opción más barata que el reemplazo de las tortugas marinas silvestres con individuos criados en cautiverio (Cuadros 8 y 9).

Conclusiones



Conclusiones

Es claro que el uso y la conservación de tortugas marinas generan ingresos y crean puestos de trabajo en los países en desarrollo en todo el mundo. Históricamente, el consumo de carne, huevos y caparazón de tortugas generó buenos ingresos, pero también contribuyó a la disminución de las poblaciones de tortugas marinas. En décadas recientes, el uso no extractivo en la forma de turismo de observación de tortugas en el agua o en las playas de desove ha ido ganando popularidad en todo el mundo. Los estudios de casos que hemos recopilado sugieren que el uso no extractivo puede generar un ingreso bruto mayor y, al mismo tiempo, causar un impacto menor en las poblaciones de tortugas que el uso extractivo.

Reconocemos que el desarrollo económico y la conservación son temas complejos, por lo que aconsejamos una evaluación cuidadosa de las consecuencias económicas, ambientales y socioculturales al considerar diferentes opciones de uso en cada sitio particular.

Evidentemente, las amenazas a la supervivencia de las tortugas marinas deben reducirse, si se quiere evitar las consecuencias económicas negativas causadas por la disminución de las poblaciones de tortugas marinas. Nuestros cálculos del costo global de conservación confirman que las sociedades humanas se preocupan y están dispuestas a invertir en la recuperación de las poblaciones de tortugas, con lo que se logra mantener la mayoría de los valores de las tortugas marinas.

Sin embargo, el uso extractivo con frecuencia ha producido sobre-explotación de las poblaciones de tortugas con efectos negativos en los valores de las tortugas en otros sitios. Si se reemplazan los usos extractivos por usos no

extractivos, donde sea posible, se aseguran beneficios económicos continuos y, simultáneamente, la recuperación de la tortuga marina.

Los gobiernos, las agencias internacionales y las organizaciones no gubernamentales pueden reducir la sobre-explotación de la tortuga marina mediante incentivos económicos locales para favorecer la conservación efectiva. Tales incentivos económicos, una vez vigentes, agregarían valor a las tortugas marinas y fortalecerían las medidas que buscan mitigar amenazas adicionales, como la destrucción del hábitat y la captura incidental en pesquerías. Se deben promover acciones para la conservación de las tortugas en su hábitat natural, ya que esta es una estrategia menos costosa que la cría en cautiverio. El financiamiento de las acciones de conservación debería provenir, al menos parcialmente, de los beneficios económicos que se derivan del uso de las tortugas marinas. En algunos sitios, los ingresos generados por el uso no extractivo ya se reinvierten en la conservación de las tortugas marinas, lo que augura buenas posibilidades de consolidación de tal forma de financiamiento.

Probablemente, las consideraciones económicas seguirán siendo el motor que impulsa las decisiones locales relacionadas con el uso de las tortugas marinas en las comunidades costeras de los países en desarrollo. Por eso, las estrategias de conservación para la recuperación de la tortuga marina deben concebir e incluir beneficios económicos tangibles para las poblaciones locales. La economía del uso y conservación de las tortugas marinas ilustra un enfoque que permite revertir el mecanismo positivo de retroalimentación entre pobreza y degradación ambiental.

Las estrategias de conservación y recuperación de la tortuga marina deben concebir e incluir beneficios económicos tangibles para las poblaciones locales.

Recomendaciones



Para decisores y funcionarios gubernamentales

- Promover políticas para regular el uso de las tortugas marinas.
- Promover políticas para enfrentar los impactos económicos de la pesca incidental en pesquerías y la caza de tortugas; p.ej. multas por el daño causado a las tortugas, o exoneraciones por el uso de tecnologías amigables con las tortugas.
- Crear mecanismos de financiamiento sostenible que incluyan la asignación parcial de los ingresos que el uso genera para cubrir los costos de manejo constante de las tortugas marinas.
- Eliminar los subsidios perversos y las exoneraciones que permiten continuar con la sobre-explotación de las tortugas marinas.
- Ofrecer subsidios, financiamiento y microcréditos para estimular a quienes sobre-explotan las tortugas marinas, a que desarrollen proyectos de turismo y otros usos no extractivos, donde sea posible.
- Generar incentivos económicos locales que favorezcan la conservación de las tortugas marinas.
- Por razones de costo, promover la conservación de tortugas en su estado natural, en vez de fomentar la cría en cautiverio.
- Incluir el ingreso económico potencial como argumento adicional para fomentar la inversión estatal en la conservación de las tortugas marinas.

Para agencias de ayuda al desarrollo

- Ofrecer capacitación, financiamiento y microcréditos que permitan crear fuentes alternativas de subsistencia para quienes sobre-explotan las tortugas marinas, de manera que desarrollen proyectos de turismo y otros usos no extractivos, siempre que sea económica, ecológica y culturalmente factible.
- Ofrecer financiamiento y asistencia técnica a proyectos que crean incentivos económicos locales para favorecer la conservación de la tortuga marina y contribuyen al desarrollo de la comunidad.
- Considerar y mitigar los impactos negativos que los proyectos de ayuda al desarrollo pudieran tener en las poblaciones y opciones de uso de las tortugas marinas.
- Apoyar el establecimiento de mecanismos de financiamiento sostenible que permitan cubrir los costos de conservación y manejo continuo de las tortugas marinas.

Para operadores y promotores de proyectos turísticos

- Emplear y capacitar gente involucrada en la sobre-explotación de tortugas, a fin de crear formas alternativas de ganarse la vida mediante el turismo, donde sea posible.
- Mitigar las consecuencias culturales, económicas y ecológicas negativas del turismo en playas de desove y sitios de alimentación de las tortugas marinas.
- Desarrollar un proceso informado y participativo de consultas, así como un análisis comprehensivo de factibilidad, antes de promover el ecoturismo en comunidades costeras.

- Minimizar la fuga de recursos y maximizar los beneficios para las comunidades y los incentivos para la conservación.

Para la industria pesquera

- Reconocer los impactos económicos de la pesca incidental en pesquerías, sobre los usos de las tortugas marinas en el agua y en las playas de desove.
- Adoptar equipos y prácticas de pesca que sean amigables con las tortugas.
- Considerar la posibilidad de compensar a los sectores de la sociedad afectados, incluyendo comunidades costeras que usan las tortugas marinas, por los impactos económicos negativos que les causa la pesca incidental de tortugas.

Para los conservacionistas

- Involucrar a diferentes grupos de actores y emplear a pobladores locales -en particular a quienes usan las tortugas- en proyectos de conservación.
- Promover buenas prácticas entre los usuarios de las tortugas, a través de capacitación y asesoría técnica.
- Monitorear los impactos económicos de sus proyectos de conservación de las tortugas marinas.
- Explorar el potencial económico y la factibilidad social del turismo basado en la observación de tortugas marinas en comunidades costeras de países en desarrollo.
- Desarrollar un proceso de consultas informado y participativo, así como un análisis comprehensivo de factibilidad, antes de promover el ecoturismo en comunidades costeras.

Para los turistas

- Participar en excursiones de observación de las tortugas marinas manejadas por guías locales y apoyar a las empresas turísticas que benefician a los pobladores locales (incluyendo hoteles, restaurantes, ventas de artesanías y objetos de colección, etc.).
- No comprar productos de tortuga, ya que esto es un incentivo económico para el uso ilegal y la sobre-explotación.

Para los investigadores

- Hacer investigaciones para cuantificar los costos de producción y el excedente del consumidor, así como el ingreso neto *per capita* de los usos directos de las tortugas marinas.
- Hacer investigaciones para cuantificar la distribución de los costos e ingresos generados por los usos de las tortugas marinas.
- Hacer investigaciones para cuantificar el nexo causal entre los usos y las tendencias poblacionales de las tortugas marinas.
- Hacer investigaciones para cuantificar la oferta y demanda por bienes y servicios ofrecidos por las tortugas marinas.

Anexos



Anexo 1

Estudios de casos sobre el uso y la conservación de las tortugas marinas

Estudio de caso 1:

Consumo de tortuga verde en Bali, Indonesia

Bali, Indonesia es uno de los mercados de tortuga marina más grandes del mundo. Muchos musulmanes del sudeste asiático no consumen carne de tortuga; sin embargo, la carne y otros productos de la tortuga verde se usan con frecuencia en rituales hinduistas y en comidas comunales en Bali. Las tortugas son atrapadas en otros lugares de Indonesia y transportadas a Bali para la venta.

Como resultado de la captura y recolección de huevos, las poblaciones de tortuga verde en Indonesia han disminuido severamente en las últimas décadas (Troëng 1997). Ahora, los pescadores deben recorrer grandes distancias para encontrar tortugas grandes, que son las que obtienen precios altos (Troëng 1997). El consumo de tortuga verde en Bali alcanzó su punto máximo a fines de la década de 1970, cuando se mataban más de 30.000 al año (Adnyana, sin publ.). En la actualidad, entre 56 y 101 botes se dedican a la pesca y comercialización de tortugas en Bali (Adnyana, sin publ.). La tortuga se vende entera, o en paquetes de carne llamados *karang* (Adnyana, sin publ.). En 1994, el precio al detalle por una tortuga verde variaba según el tamaño y forma de venta (entera o en paquete), pero en promedio costaba US \$146,2 - US \$268,4 en el mercado balinés (Adnyana, sin publ.). En el 2002, se calcula que se vendían unas 684 tortugas al mes (Adnyana, sin publ.). El ingreso bruto generado por la pesca de tortugas verdes para los pescadores y comerciantes y sus empleados se calcula en unos US \$1.199.629 - US \$2.203.027.

Estudio de caso 2:

Procesamiento industrial de la tortuga lora en México

En el Pacífico mexicano, la tortuga lora fue explotada por su carne, cuero y huesos para hacer harina usada como fertilizante (Woody 1986). La captura de tortugas lora en gran escala empezó en la década de 1960 (Trinidad y Wilson 2000), con un pico máximo en 1968, cuando se atraparon por lo menos 218.000 tortugas (Mack *et al.* 1995). Probablemente, como consecuencia de la captura, las arribaciones de tortugas cesaron en playa Mismaloya en Jalisco, playa El Tlalcoyunque en Guerrero y Chacahua en Oaxaca (Trinidad y Wilson 2000). Pesquerías Industriales de Oaxaca, S.A. (PIOSA), una empresa privada, continuó explotando la tortuga verde en playa Escobilla. En 1990, México decretó una veda total a la captura de tortugas marinas, así como a la recolecta de huevos y comercialización de productos de tortuga (Aridjis 1990). Desde entonces, el número de tortugas lora que desovan en Escobilla ha venido aumentando (Márquez *et al.* 1996).

Se calcula que en 1985 se atraparon 28.000 tortugas lora, con un precio de venta de US \$8,42 por tortuga puesta en Puerto Ángel (Woody 1986). El mismo año, la carne, cuero y harina de hueso de una tortuga rendían al mayorista US \$25.26 (Woody 1986). El ingreso bruto de este comercio, desde el pescador hasta el comerciante mayorista y sus empleados, se calcula en unos US \$707.280.

Estudio de caso 3: Pesca de la tortuga carey en Cuba para el comercio internacional de caparazones

La tortuga carey ha sido pescada en Cuba para aprovechar la carne y los caparazones, al menos desde el año 1500 (Carrillo *et al.* 1999). El gobierno cubano almacena, desde hace ya algún tiempo, los caparazones con el fin de exportarlos a Japón. Para ello, Cuba ha presentado varias propuestas a la Convención sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de la Flora y la Fauna (CITES), (p.ej. ROC 2002), sin que hasta la fecha se hayan aceptado sus propuestas.

Se calcula que entre 1935 y 1994 se capturaron 168.781 tortugas carey, lo que redujo las poblaciones de manera significativa (Carrillo *et al.* 1999). En 1990, la pesca se redujo a 5000 individuos al año, y a 500 después de 1994 (Carrillo *et al.* 1999). Actualmente, la pesca sólo está permitida en dos áreas tradicionales y por pescadores de cinco comunidades. Según ROC (2002), la abundancia de tortugas carey ha aumentado desde que se redujo la pesca. La captura promedio anual actual de 406 tortugas produce aproximadamente 650 kg de caparazón (ROC 2002). Según Meylan y Donnelly (1999), el caparazón de una tortuga carey del Caribe produce en promedio 1,34 kg de concha. Los pescadores cubanos atrapan tortugas carey de poblaciones forrajeras de origen mixto provenientes de varios países caribeños.

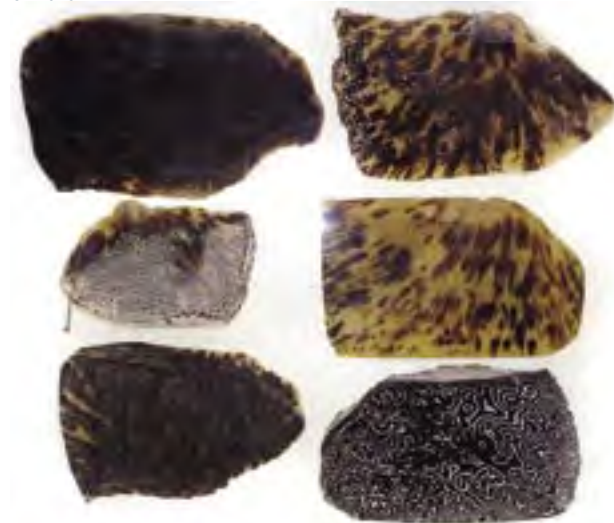
Con un precio de exportación de US \$490/kg, la venta de caparazones podría generar un ingreso bruto de US \$318.500 anuales, si Cuba lograra exportarlos de manera regular. En 1995, en Japón había 234 fabricantes registrados de artículos de *bekko* hechos con caparazón de tortuga (JWCS 2000). El precio final de venta de los productos fabricados con caparazón de tortuga en Japón

se estima en unos US \$1.655/kg (TRAFFIC 1994). Si se reanudara el comercio internacional, la venta de los caparazones cubanos generaría un ingreso bruto de alrededor de US \$1.075.455 al año para el gobierno cubano y los artesanos y vendedores japoneses.

Estudio de caso 4: Usos diversos de la tortuga marina en Costa Rica

El uso de la tortuga marina es importante para varias comunidades en Costa Rica. El uso no extractivo es el más generalizado en comunidades como Tortuguero, Parímina y Gandoca en el Caribe, y Tamarindo y Matapalo (Playa Grande) en el Pacífico. El consumo ilegal también es considerable en el país. La recolección de huevos de tortuga lora en Ostial es el único uso extractivo legal (Gob. CR 2002).

C. Drews



Placas de carey de las reservas cubanas.

En la costa caribeña, el Parque Nacional Tortuguero alberga una de las colonias de tortuga verde más grandes del mundo (Troëng y Rankin, en prensa). Desde 1959, la organización *Caribbean Conservation Corporation* ha hecho investigación y esfuerzos para la conservación de la tortuga marina en Tortuguero. Las tortugas que llegaban a anidar eran capturadas por miles para la exportación y el consumo local, hasta que un decreto presidencial creó restricciones a la captura en 1963 (Gob. CR 1963). Leyes posteriores han

decretado la protección absoluta a la tortuga verde y sus huevos, y una veda total a la comercialización en Costa Rica (Gov. CR 1969, 1970, 1975, 2002). En la década de 1980, los turistas empezaron a visitar Tortuguero para observar a las tortugas desovando y la fauna de la zona (Figura 4a). La época de desove de la tortuga verde va de junio a octubre, lo que no corresponde a la temporada turística alta en el país; sin embargo, el desove atrae tantos turistas que, de hecho, ha surgido una segunda temporada alta en Tortuguero.

En el parque hay 235 guías turísticos con licencia para dirigir *tours* de observación de tortugas marinas. En 1999, los guías provenientes del poblado de Tortuguero (526 habitantes)³ dirigieron el 72% de los *tours* de tortugas (Peskin 2002). En ese mismo año, las mujeres representaban el 20% de los guías turísticos locales (Peskin 2002). Del turismo de tortuga marina en Tortuguero se benefician dueños de hoteles, operadores turísticos, capitanes de botes, empleados de hotel, albergues locales, así como los dueños de pequeños negocios (obs. per.).

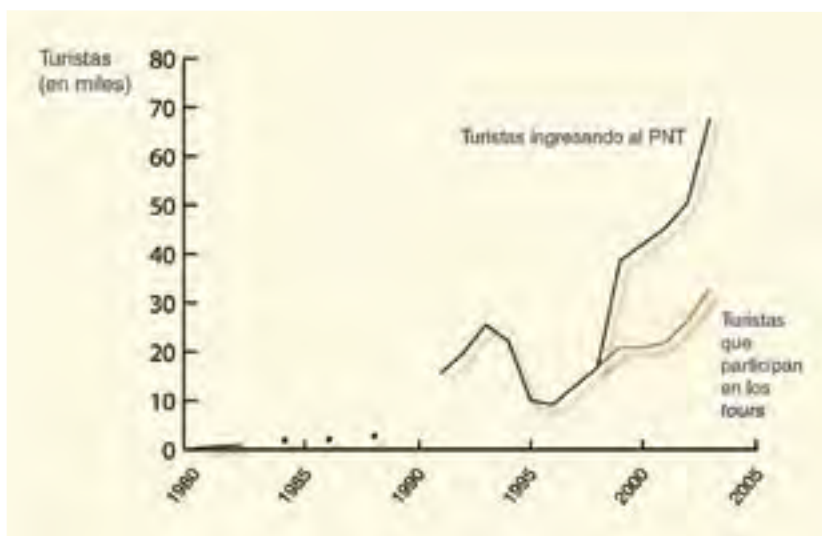


Figura 4a. Parque Nacional Tortuguero: Tendencia del turismo.

Fuente: Área de Conservación Tortuguero

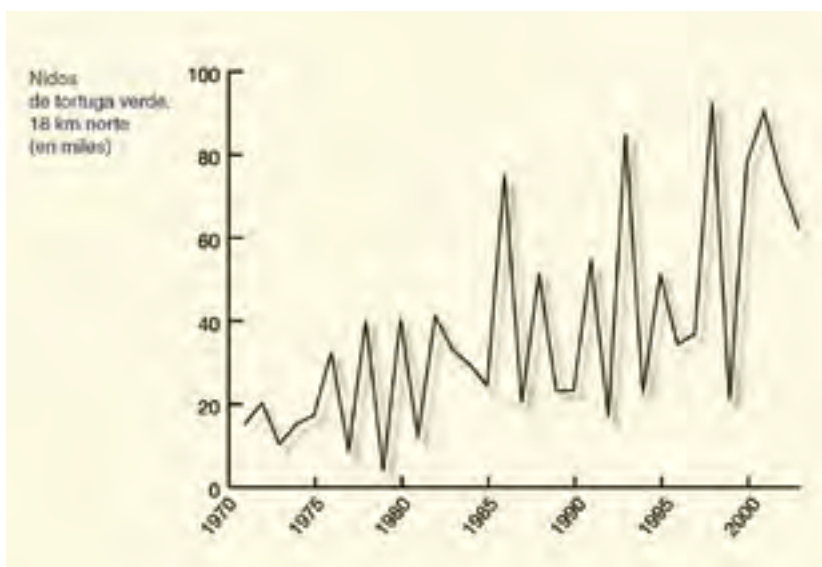


Figura 4b. Parque Nacional Tortuguero: Tendencia de desove.

Fuente: Troëng & Ranking en prensa

En Tortuguero hay 25 hoteles y albergues con un total de 441 habitaciones disponibles (Harrison *et al.* 2003). Con un promedio de 0,6 empleos directos por habitación (ICT, com. per.), el número de empleos que el turismo genera en Tortuguero es de aproximadamente 265.

En el 2002, un total de 50.339 personas pagaron su entrada al parque, y los guías atendieron a 26.292 visitantes en caminatas nocturnas para observar a las tortugas desovando (Figura 4a). El costo por *tour* varía entre US \$5 y US \$25 por persona (obs. per.). El gasto promedio por visitante se calcula en US \$255,38 (ICT, com. per.). El ingreso bruto generado por el turismo de tortugas en Tortuguero se calcula en unos US \$6.714.483, incluyendo alojamiento, alimentación y transporte, así como venta de *souvenirs*, entrada al parque y *tour* guiado. La presencia de científicos, guías turísticos y turistas inhibe la captura ilegal y la recolección de huevos, y facilita detectar ese tipo de actividades e informar a las autoridades. El desove de la tortuga verde en el Parque Nacional Tortuguero se ha incrementado en un 417% desde 1971 (Figura 4b).

Gandoca es un poblado de 264 habitantes⁴, ubicado en la parte sur de la costa caribeña costarricense, a 125 km del Parque Nacional Tortuguero. A principios de 1990, ANAI, una ONG local, junto con la comunidad local y el Ministerio del Ambiente y Energía, crearon un programa



Tortuga lora en Ostional, Costa Rica.

de voluntariado en Gandoca (Chacón *et al.* 2003). Los voluntarios se alojan en el campamento del programa o en casas particulares y pagan por participar en el programa de conservación; además, pagan por su alojamiento, alimentación, transporte y compras misceláneas en la tienda local, lo que contribuye a la economía local (Chacón *et al.* 2003).

En 1986, cuando ANAI inició sus esfuerzos de conservación en Gandoca, aproximadamente el 95% de los huevos de tortuga laúd depositados en la playa eran recolectados ilegalmente (Chacón *et al.* 2003). En el 2003, sólo el 2,3% de los nidos fueron saqueados (Chacón, com. per.). Entre 1996 y el 2003, el número de voluntarios que participaron en el programa aumentó de 328 a 460 al año (Chacón *et al.* 2003). Durante el mismo período, el número de nidos de laúd aumentó con una media de 2% al año (Chacón 1999, Chacón, com. per.).

En el 2003, 460 voluntarios y 150 turistas visitaron Gandoca durante la temporada de desove de la laúd (Chacón *et al.* 2003). Cada persona gastó aproximadamente US \$151,3 en la comunidad (Cuadro 5). Guías turísticos, taxistas, los seis empleados locales del proyecto de conservación, los dueños de siete albergues y sus empleados, el dueño del bar y tienda perciben ingresos directos por la venta de bienes y servicios a los voluntarios (Chacón *et al.* 2003). El ingreso directo que la comunidad de Gandoca percibió con el proyecto en el 2003 se calculó en unos US \$92.300 (Chacón *et al.* 2003). El proyecto de conservación de la tortuga laúd genera a la comunidad US \$506 por tortuga, US \$135,5 por nido, o US \$1,7 por huevo depositado en la playa (Chacón *et al.* 2003). El ingreso por huevo es 680% mayor que si el huevo se vendiera en el mercado negro (Chacón *et al.* 2003).

En la costa Pacífica de Costa Rica, el principal atractivo turístico relacionado con las tortugas marinas es la población de tortugas laúd que anidan en Playa Grande. Esta es una de las principales colonias de laúdes en el Pacífico Este (Spotila *et al.* 1996), y ha sido un sitio turístico importante desde inicios de la década de 1990. Playa Grande y otras playas vecinas donde anidan las tortugas laúd forman parte del Parque Nacional Las Baulas (como se le conoce a la tortuga laúd en Costa Rica). Los turistas se hospedan

3- INEC – Censo nacional del 2000.

4- INEC – Censo nacional del 2000.

en Tamarindo u otras localidades cercanas y viajan a Playa Grande para observar el desove, bajo la supervisión de guías locales. Los turistas también vienen para disfrutar de la playa y deportes marinos como el *surf* (R. Piedra, com. per.). Gutic (1994) calculó que un tercio (US \$1.350.960) del ingreso bruto generado por el turismo en el área adyacente al parque provino de la tortuga laúd y de los recursos naturales del estuario en el extremo sur de Playa Grande. La población de laúdes por sí sola generó dos tercios de ese monto: US \$900.460 en 1993 (Gutic 1994); si ese monto se convierte a valores del 2002, obtendríamos un ingreso bruto de US \$1.121.057 solo para el turismo basado en las tortugas laúd.

El número de laúdes que anidan en el área declinó de 1.367 en 1988 a 117 en 1998, supuestamente por la pesca incidental en pesquerías (Spotila *et al.* 2000). El turismo de tortugas marinas en Playa Grande alcanzó un pico máximo en la temporada 1999/2000, cuando 7.355 turistas participaron en *tours* para observar el desove de las tortugas marinas (R. Piedra, com. per.). El número de visitantes disminuyó a 4.234 en el período 2001/2002 y se mantuvo en un nivel similar en el 2002/2003 (R. Piedra, com. per.). El mayor número de nidos de laúd durante la temporada 2003/2004 provocó también un aumento en el número de visitantes (R. Piedra, com. per.).

En 1994 se inició un programa oficial de capacitación a guías turísticos; actualmente, 41 personas trabajan en actividades turísticas en el parque (R. Piedra, com. per.). Durante la temporada 2001/2002 de desove de las laúdes, 4.234 turistas (82% extranjeros) gastaron un monto aproximado a US \$81.276 en *tours* y entradas al parque para observar el desove (R. Piedra, com. per.). El gasto promedio en servicios asociados con la visita para ver las tortugas es de US \$338 - US \$676 por turista (Cuadro 5). El ingreso bruto anual para los operadores turísticos, dueños de negocios y sus empleados en el Parque Nacional Las Baulas se calcula en unos US \$2.113.176.

Al sur de Playa Grande se ubica el Refugio de Vida Silvestre Ostional, donde llega a anidar una de las poblaciones de tortugas marinas más grandes del mundo (R. Morera, com. per.). Las arribadas de tortuga lora normalmente

C. Drews



Guía local mostrando a los turistas una tortuga verde desovando.

se dan cada mes, pero las mayores concentraciones se dan entre setiembre y octubre, con decenas de miles de hembras llegando durante unos pocos días para anidar (R. Morera, com. per.). Una parte de los huevos se recolecta para la venta al inicio de cada arribada, cuando las hembras tienen mayores probabilidades de excavar sus nidos que al final de la arribada. La recolecta de huevos se justifica biológicamente con la creencia de que la alta densidad de nidos hace que algunos de ellos sean destruidos, y favorece la proliferación de bacterias y otros microorganismos que reducen la viabilidad de los huevos (Valverde 1999).

Según los pobladores locales, las arribadas se han dado desde 1940 (Campbell 1998). En 1983, se creó el Refugio de Vida Silvestre Ostional; en 1987 se fundó la Asociación de Desarrollo Integral de Ostional (ADIO) (R. Morera, com. per.), la cual es responsable de la recolección y venta de huevos. Campbell (1998) analizó en detalle el proceso de recolección y venta de huevos. Hope (2002) sugiere que políticas de precios más flexibles que tomen en cuenta variables estacionales y regionales, podrían mejorar las ganancias obtenidas con la venta de huevos; además, recomienda la fijación de precios de mercado y la creación de puntos de venta en las ciudades. Se cree que la anidación de tortugas lora en Ostional va en aumento (R.

5- INEC – Censo nacional del 2000

6- <http://www.mideplan.go.cr/sides/economico/03-11.htm>

Morera, com. per.). En los mercados costarricenses se da la venta ilegal de una cantidad no determinada de huevos recolectados en otras playas, la cual se escuda detrás del sistema legal de venta de huevos.

Actualmente, ADIO cuenta con 235 miembros (R. Morera, com. per.), y hay que reconocerle el impresionante nivel de participación local y distribución equitativa de las ganancias entre todos sus miembros, hombres y mujeres (obs. per.). En el 2003, ADIO vendió los huevos a los intermediarios a US \$0,05 por unidad (R. Morera, com. per.). Los huevos fueron luego revendidos a los consumidores en los mercados o marisquerías a US \$0,12 - US \$0,37 la unidad (obs. per.). Aproximadamente 66 intermediarios venden huevos de Ostional en todo Costa Rica (R. Morera, com. per.). En el 2001, se recolectaron 4.137.000 de huevos de tortuga lora en Ostional (Chacón 2002), un pequeño poblado de tan solo 208 habitantes⁵. El ingreso bruto que genera el uso extractivo de huevos de tortuga lora provenientes de Ostional beneficia a los pobladores locales, intermediarios y vendedores en los mercados, y se estima en US \$1.011.615 anuales.

Si analizamos comunidades costeras en un mismo país, podremos reducir el número de factores que confunden, y así explicar las diferencias. Decidimos comparar los dos sitios que tienen los mayores ingresos brutos: Tortuguero y Ostional. La comparación sugiere que el uso no extractivo genera un ingreso mucho mayor que el uso extractivo (Cuadros 3 y 5). Pero, ¿genera el uso no extractivo un mayor ingreso y desarrollo social a nivel local? Según Hope (2002), los miembros de ADIO ganaron en el 2000 un promedio de US \$70 - US \$100 mensuales (39-56% del salario mínimo en Costa Rica⁶) con la recolección de huevos.

Un guía turístico en Tortuguero puede ganar hasta US \$100 por *tour*. Peskin (2002) calculó que, en 1999, cada guía atendió 351 turistas. Con una tarifa de US \$5 - US \$10 por persona, cada guía ganó en promedio US \$1.755 - US \$3.510 durante los cinco meses de la temporada; o sea, de 2,1 a 4,1 salarios mínimos. Los guías también hacen otras actividades, como *tours* en los canales, por lo que esa suma representa parte de sus ingresos totales. Desde 1999, el número de turistas que participan en *tours* guiados ha aumentado, por lo que los guías ahora ganan más.

Decidimos comparar también los indicadores de desarrollo social en Ostional, Tortuguero y Barra del Colorado, una comunidad costera sin tortugas pero con características similares a las de Tortuguero en términos de ubicación (rural, aislado, costa caribeña) e infraestructura (sin acceso directo por carretera). La información sobre necesidades básicas insatisfechas se obtuvo del Instituto Nacional de Estadística y Censo (INEC), y forma parte del Censo Nacional 2000. Los datos del INEC muestran que, para los pobladores de Tortuguero, los valores de necesidades básicas insatisfechas son más bajos por lo que su índice de desarrollo social y económico es mayor que el de Barra del Colorado y Ostional (Cuadro 10).

Además de generar mayores ingresos y desarrollo social en el ámbito local, el uso no extractivo también ofrece un mayor potencial de crecimiento económico. En promedio, el número de visitantes registrados en el Parque Nacional Tortuguero aumentó a razón de 16% anual entre 1988 y el 2002 (Figura 4a). El número de huevos recolectados en Ostional ha permanecido casi constante en los últimos años (R. Morera, com. per.).

Cuadro 10. Necesidades básicas insatisfechas en poblaciones costeras de Costa Rica en el 2000
(Fuente: INEC)

Comunidad	Uso de tortugas marinas (en 2000)	Proporción de la población con necesidades básicas insatisfechas ¹
Barra del Colorado	Ninguno	41%
Ostional	Venta de huevos	39%
Tortuguero	Turismo	28%

1- Entre más alto este valor, menor nivel de desarrollo económico y social.

Estudio de caso 5: Pesca de la tortuga verde para el mercado local en la Costa Atlántica de Nicaragua

La plataforma continental de la costa caribeña de Nicaragua alberga los pastizales marinos más extensos del Caribe. En Nicaragua, el pasto de tortuga (*Thalassia testudinum*) es el alimento básico de la tortuga verde (jóvenes y adultos) que provienen de la playa de anidación en el cercano Parque Nacional Tortuguero, en Costa Rica (Mortimer 1981). Los individuos marcados (Carr *et al.* 1978), análisis genéticos (Bass *et al.* 1998) y telemetría satelital (Troëng y Evans, no publicado) demuestran que la mayoría de las tortugas que desovan en Tortuguero emigran a aguas nicaragüenses para alimentarse. Allí, la tortuga es atrapada con redes, aunque algunos pescadores todavía usan arpones (Lagueux 1998). Aunque algunas se venden en países vecinos, la mayoría de las tortugas atrapadas se consumen en Nicaragua (Nietschmann 1976).

Los indios misquitos probablemente han consumido tortugas marinas por al menos 400 años (Parsons 1962). Asimismo, pescadores de las Islas Caimán atraparon tortugas en aguas nicaragüenses hasta mediados de 1960 (Nietschmann 1973). Plantas procesadoras de tortuga verde para el mercado de exportación operaron en el país entre 1968 y 1977 (Lagueux 1998).

La captura de tortugas probablemente disminuyó durante la guerra civil entre 1980 y 1988, pero desde entonces ha vuelto a aumentar (Lagueux 1998). La cantidad de tortugas verdes que desovaron en Tortuguero entre 1971 y 2002 también aumentó (Troëng y Rankin, en prensa).

Según Lagueux (1998), en Nicaragua se pescan hasta 10.166 tortugas verdes al año, con la participación de pescadores de al menos 12 comunidades costeras. Las tortugas se consumen o se venden en las mismas comunidades o en mercados de pueblos costeros (Lagueux 1998), aunque aproximadamente el 50% de las tortugas capturadas se venden fuera de la comunidad (Lagueux 1998). La mayoría de las tortugas atrapadas son juveniles grandes, con un peso promedio de 80,6 kg (178 lb) (Lagueux 1998). Es de esperar que en un momento dado, la pesca de tortugas en Nicaragua cause un impacto negativo en el número

de hembras adultas que desovan en Tortuguero (Campbell 2003). Lagueux (1998) sugiere que hay indicadores de sobre-explotación de la tortuga verde en Nicaragua, pero no se ha probado de manera concluyente.

En el 2003, el precio de una tortuga de aproximadamente 175 lb en el muelle de Bilwi (Puerto Cabezas) variaba entre US \$9,8 y US \$26, en tanto que una de 300 lb se vendía a US \$19,5 - US \$52,1 (C. Lagueux, com. per.). El precio de una tortuga viva varía en el año, dependiendo del número de tortugas disponibles para la venta. En Awastara, una comunidad pesquera misquita, una tortuga verde viva de 50 lb cuesta aprox. US \$16,3 y una de 150 lb, US \$32.6 (C. Lagueux, com. per.). Si el 50% de las tortugas se vende en los pueblos, y el otro 50% en las comunidades pesqueras, el ingreso bruto que los pescadores percibieron durante el 2003 pudo haber sido de US \$215.101 a US \$297.832.

Estudio de caso 6: Del caparazón al atractivo turístico: la tortuga carey en Seychelles

La pesca de la tortuga carey para exportar su concha tiene una larga historia en Seychelles. Entre 1894 y 1982 se exportaron al menos 83.221 kg de concha sin procesar (Mortimer 1984). Entre 1925 y 1940, las exportaciones disminuyeron debido en parte a la caída de los precios del

A. Álvarez / Conservation International



Tortugas verdes amarradas para la venta de carne en el mercado en Bluefields, Nicaragua.



Anidación diurna de tortugas carey. Isla Pájaros, Seychelles.

carey, pero desde 1960 han vuelto a aumentar, por lo que las exportaciones se han reactivado (Figura 5, Mortimer 1984).

En 1982, se exportaron 591 kg de concha sin procesar, o sea, los caparazones de 1182 tortugas, con un precio de ~US \$148,7/kg que generó un ingreso bruto de US \$87.878 (Mortimer 1984). Japón, el mayor importador de carey en el mundo, vedó las importaciones en diciembre de 1992⁷(Meylan y Donnelly 1999), pero la venta de artículos de carey continuó en Seychelles. Después de 1992, el ingreso bruto que la venta doméstica de artesanías de carey genera en Seychelles se calcula en unos US \$264.091 (Ministerio de Estadísticas Industriales, según información brindada a los autores por J.A. Mortimer). En 1993 había aproximadamente 40 artesanos del carey, lo que representa 0,15% de la fuerza laboral de Seychelles en ese momento (Ministerio de Estadísticas Industriales, según información brindada a los autores por J.A. Mortimer).

La sobre-explotación de las tortugas que llegaban a desovar, para aprovechar sus caparazones, hizo que la reproducción fuera de las áreas protegidas disminuyera sensiblemente hasta principios de la década de 1990 (Mortimer 2001). En 1993-1994, el gobierno de Seychelles tomó la decisión de revertir la disminución de las poblaciones de tortugas carey (Mortimer 2001). Mediante un programa financiado por el gobierno y el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF por sus siglas en inglés), se compensó a 37 artesanos del carey (US \$15.000 en promedio por artesano), se les brindó capacitación en otro campo y se les compró las reservas de carey que tenían (Mortimer 2001). En 1994, las 2,5 toneladas de caparazones que se compraron fueron destruidas ceremonialmente y se decretó una veda a todos los usos extractivos y acoso de las tortugas marinas. El costo total del programa –aproximadamente US \$805.000- fue cubierto por el gobierno de Seychelles y la GEF (Mortimer 2001).

7- Aunque la tortuga carey fue incluida en el Apéndice I del CITES en 1975 (región Atlántico) y en 1977 (región Pacífico), Japón no suspendió las importaciones totalmente sino hasta diciembre 1992.

Actualmente, el turismo es el principal sector económico de Seychelles, con ingresos totales de US \$750 millones anuales. El espectacular escenario natural, playas limpias y variedad de vida marina son los atractivos principales para atraer turistas. Las tortugas marinas se mencionan con frecuencia en la revista informativa que *Air Seychelles* ofrece en sus vuelos. Varios hoteles y operadores turísticos usan las tortugas marinas en su propaganda y logotipos. En el billete de 10 rupias se destaca una tortuga marina; de hecho, todo el papel moneda de Seychelles tiene un emblema en forma de tortuga marina. Si bien las tortugas marinas no se promocionan como una atracción específica, se mencionan como un componente importante entre los atractivos naturales de Seychelles. Los turistas pueden admirar las tortugas mediante *tours* en botes con fondo de vidrio, excursiones de buceo o mientras anidan en alguna de las islas.

Hoy en día, se hacen esfuerzos para cuantificar el valor económico de las tortugas marinas en Seychelles (H. Cesar, com. per.; J. Mortimer, com. per.). Además, se intenta darles un valor de mercado que permita crear incentivos locales para la conservación (J. Neville, com. per.). La protección en las playas de desove ha hecho que aumente el

número de tortugas que llegan a algunas áreas protegidas de Seychelles (Mortimer y Bresson 1999). Se espera que a medida que las poblaciones de tortugas se recuperen, aumente la probabilidad de ver tortugas durante los *tours* y mejore, en consecuencia, la oferta de *tours* para observar a las tortugas en el agua o en las playas de desove (J. Neville, com. per.; N. Shah, com. per.).

El gobierno de Seychelles ha tenido el cuidado de no desarrollar *tours* específicos para observar las tortugas marinas hasta no estar seguros de contar con la capacidad de controlar adecuadamente ese uso no extractivo. Sin embargo, para crear incentivos locales que favorezcan la conservación de las tortugas sería necesario desarrollar actividades que permitan obtener beneficios económicos directos con la protección. Para los pobladores locales, no es suficiente con que el uso no extractivo genere un mayor ingreso bruto. Cada individuo, particularmente aquellos que se beneficiaban con el uso extractivo, necesitan percibir beneficios económicos del uso no extractivo. El potencial de los *tours* de observación de tortugas es enorme, toda vez que la tortuga carey desova de día, lo que garantiza mayor confort a los visitantes y mejores condiciones para tomar fotos (Mortimer y Bresson 1999).

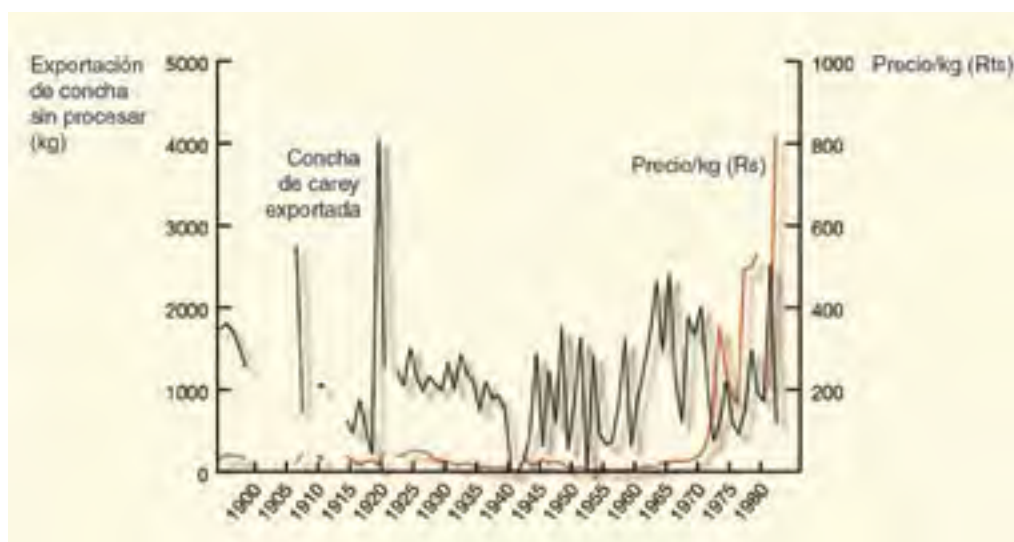


Figura 5 Exportaciones de caparazones de tortuga carey y de Seychelles y precio (kg).

Fuente: Mortimer 1984

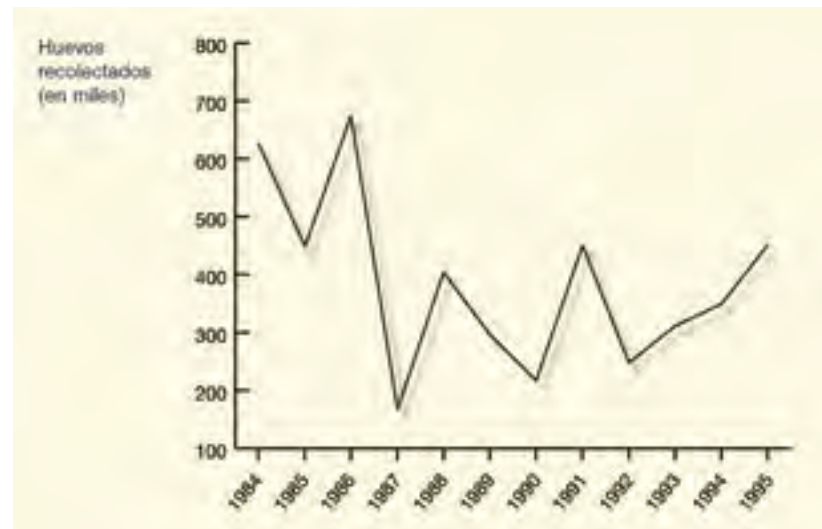


Figura 6. Huevos de tortuga marina recolectados en las islas Tortuga de Filipinas.

Fuente: Palma 1997

Estudio de caso 7: Usos divergentes en las islas Tortuga de Filipinas y de Sabah, Malasia

Las islas Tortuga de Filipinas y de Sabah, Malasia están geográficamente tan cerca que desde una se ven las vecinas. Tres de las islas pertenecen a Sabah y seis a Filipinas. Los usos de las tortugas difieren según el lado de la frontera, por lo que este es un caso útil para comparar usos extractivos y no extractivos.

La recolección de huevos de tortuga es una forma de vida tradicional en Tawi-Tawi, una de las islas Tortuga que pertenece a Filipinas (Palma 1997). Desde 1996, las islas forman parte del Área Protegida de Patrimonio Binacional Islas Tortuga (Palma 1997). Se requiere de un permiso para recolectar huevos, los cuales se venden en Filipinas, o como contrabando en la cercana Sabah.

Entre 1984 y 1995, se distribuyeron un total de 1562 permisos para la recolección de huevos entre residentes calificados de Taganak, Lihiman, Langaan y Bakkungan (Palma 1997). El precio de venta de los huevos es variable; los de procedencia ilegal son más baratos (US \$0,18 por unidad, obs. per.) en los mercados de Sandakan, Malasia, cerca de las islas Tortuga, que en sitios más lejanos como Kota Kinabalu, Malasia (US \$0,26 por unidad, Khan 2003). En promedio, entre 1984 y 1995 se recolectaron 386.714 huevos al año (Figura 6, Palma 1997), lo que

significa el 31% de todos los huevos puestos. El ingreso bruto que el consumo de huevos genera para los recolectores y comerciantes se estima en US \$85.078.

En 1972, el gobierno estatal de Sabah compró las tres islas malayas, con el fin de crear un Santuario de Caza y Aves pero en 1977 fueron declaradas Parque Islas Tortuga (Basintal 2002). El parque es manejado por el organismo de Parques de Sabah y allí llegan a desovar tortugas verdes y Carey. Antes de que el gobierno estatal comprara las islas, la recolección de huevos era el uso dominante. Desde 1972, la recolección de huevos ha sido prohibida. Los turistas pueden visitar una de las islas, Pulau Selingan, desde 1982.

El Parque Islas Tortuga es ahora uno de los atractivos turísticos más importantes de la costa este de Sabah. En 1998, la administración de las facilidades hoteleras y del restaurante de Pulau Selingan pasó a manos privadas (Basintal 2002). Aunque en julio se da un claro incremento en el número de tortugas que anidan, prácticamente cualquier noche del año se pueden ver tortugas desovando, lo cual está siendo usado en la promoción del parque. El número de visitantes se ha incrementado de 431 turistas que venían por una noche en 1982 a 10.131 en el 2000 (Figura 7a).

Los operadores de *tours* y aproximadamente 54 capitanes de bote, guías, personal del hotel y restaurante y guardaparques se benefician del turismo de observación de tortugas

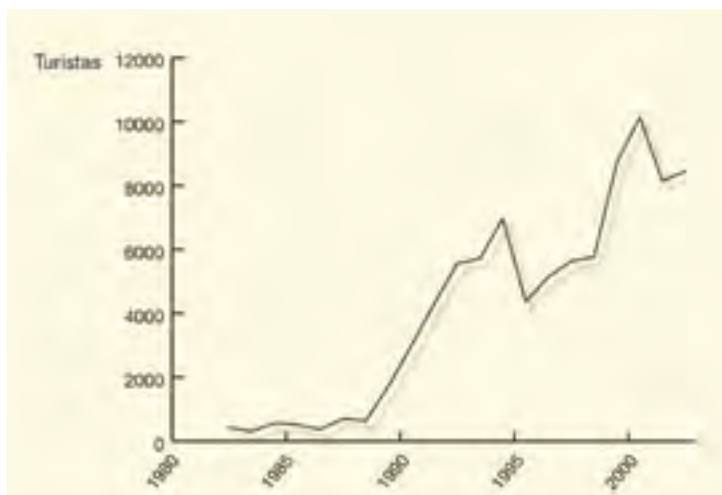


Figura 7a. Parque Islas Tortuga, tendencia del turismo.

Fuente: Sabah Parks; P. Bastinal, com. per.

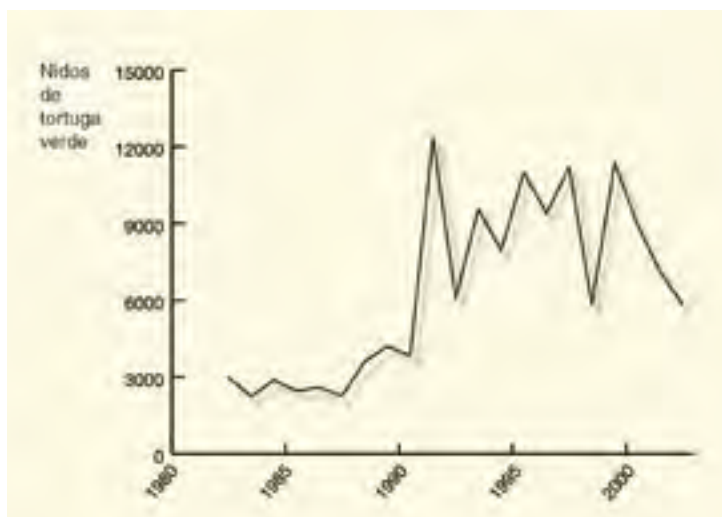


Figura 7b. Parque Islas Tortuga, tendencia de anidación en Sabah.

Fuente: Sabah Parks; P. Bastinal, com. per.

marinas (obs. per.). Parques de Sabah cobra una tarifa por el uso de las instalaciones y una tarifa de conservación a los turistas. Los fondos generados por el turismo son empleados en actividades de conservación en el parque. En el 2002, un total de 506 turistas nacionales y 7.944 extranjeros visitaron Pulau Selingan (Figura 7a). El visitante nacional gasta en promedio US \$113,7 y US \$115,5 el extranjero (obs. per.). Se calcula que en el 2002 el turismo generó un ingreso de US \$975.044 en el Parque Islas Tortuga.

En conclusión, el ingreso económico bruto del uso no extractivo en las islas Tortuga de Sabah está ahora en un orden

de magnitud superior al generado por la extracción de huevos de tortuga para el consumo en sus pares filipinas (Cuadros 3 y 5). En términos de tendencias de uso, el número de huevos colectados en las islas Tortuga filipinas disminuyó a una tasa de 3,2% anual entre 1984 y 1995. Durante el mismo período, el número de visitantes se incrementó en las islas Tortuga de Sabah en 28% anual. El impacto de cada uso en las poblaciones de tortugas contrasta fuertemente: en las islas Tortuga filipinas se ha dado, desde 1950, una reducción del 82% en la disponibilidad de huevos para la extracción (Palma 1997), mientras que en sus pares malayas la cantidad de tortugas verdes que llegan a desovar aumentó un 15% al año entre 1984 y 1995 (Figura 7b).

S. Troëng



Huevos de tortuga verde para la venta, Male, Maldivas.

Estudio de caso 8: Recolección de huevos para la venta y consumo local en las Maldivas

Las tortugas marinas y sus huevos han sido usados como alimento en las Maldivas desde hace siglos (Frazier *et al.* 2000). El uso extractivo inicialmente se basó en los huevos, pues los musulmanes consideran que la carne de tortuga marina es impura; sin embargo, una interpretación diferente de parte de un líder religioso extendió el consumo de carne a partir de 1950 (Frazier *et al.* 2000). Desde enero de 1996 está en vigencia una veda a la caza y comercialización de productos de tortugas marinas, aunque en las tiendas de *souvenirs* de Male se encuentran artículos hechos de concha de tortuga (obs. per.). La recolección y venta de huevos de tortuga sigue siendo una actividad legal (Hussein 2000). Los huevos son consumidos localmente, o se venden en el mercado de Male (obs. per.).

Se piensa que las poblaciones de tortugas marinas en las Maldivas han disminuido por debajo de niveles anteriores (Zahir 2000). Los buenos precios para las conchas de tortuga estimularon las exportaciones de grandes cantidades a principio de la década de 1970, aunque a fines de la misma década las exportaciones disminuyeron sustancialmente (Frazier *et al.* 2000). Entre 1988 y 1995, el número de huevos recolectados disminuyó en un promedio de 4,9% anual para los huevos de tortuga verde y 3,1% para los

huevos de carey, como consecuencia de las pocas tortugas que llegaban a desovar (Zahir 2000).

El precio actual de venta es de US \$0,24 por unidad (obs. per.). Las autoridades locales están compilando datos sobre el número de huevos de tortuga verde y carey que se recolectan cada año, pero la calidad y consistencia de la información son cuestionables (Zahir 2000). Si asumimos que los números reportados reflejan el nivel de uso en las Maldivas, se diría que en promedio se recolectaron 147.927 huevos de tortuga verde y 15.906 de carey al año durante el período 1988-1995 (Zahir 2000). El ingreso bruto para el recolector y comerciante de huevos en las Maldivas se calcula en unos US \$38.731.

Estudio de caso 9: Actividades simultáneas de turismo y recolección de huevos en Rantau Abang, Malasia

El derecho de recolectar huevos de tortuga laúd en Rantau Abang, Malasia se limita mediante un sistema de concesiones. El gobierno del estado de Terengganu otorga los derechos de concesión mediante un proceso de licitación. Solo quienes detentan una concesión pueden recolectar los huevos. El sistema es muy diferente del acceso totalmente abierto, cuando cada uno puede explotar los recursos silvestres a su antojo y que con frecuencia es la causa principal de la sobre-explotación (Hutton *et al.* 2001).

Desde la década de 1950, casi el 100% de los huevos de tortuga laúd eran recolectados y consumidos localmente, o vendidos en los mercados. Los esfuerzos por incubar una pequeña parte de los huevos en criaderos se iniciaron en 1961 (K. Ibrahim, com. per.). La recolecta continúa, pero ahora todos los huevos de laúd deben venderse al Departamento de Pesca para ser incubados en criaderos y luego las tortugas son liberadas (K. Ibrahim, com. per.). Se calcula que en 1956, más de 10.000 tortugas laúd anidaron en Rantau Abang (Siow 1989), pero entre 1956 y el 2002 ese número disminuyó en más de 99% (Chan y Liew 1996; K. Ibrahim, com. per.).

Se piensa que la sobre-explotación de los huevos y la mortalidad causada por la pesca son las causas principales de tan drástica disminución (Chan y Liew 1996; K. Ibrahim, com.

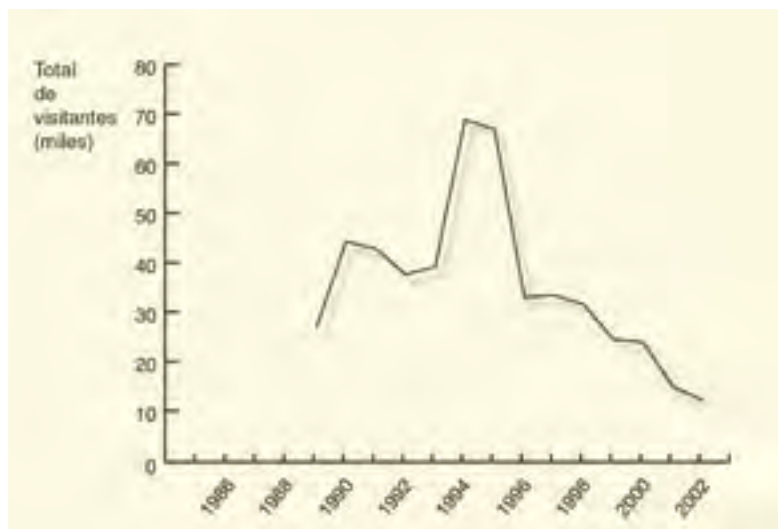


Figura 8a. Santuario de Tortugas de Rantau Abang, tendencia del turismo.

Fuente: TUMEC; K. Ibrahim, com. per.)

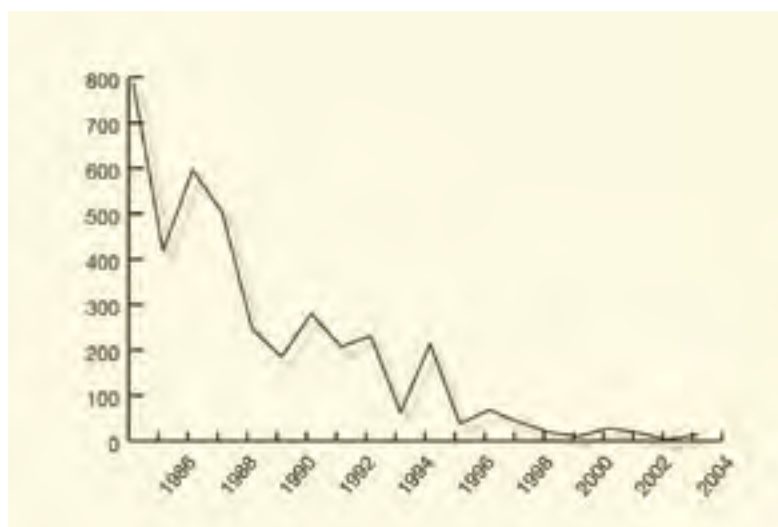


Figura 8b. Santuario de Tortugas de Rantau Abang, tendencia de desove.

Fuente: TUMEC; K. Ibrahim, com. per.)

per.). En el 2002, sólo se encontraron tres nidos con un total de 240 huevos en las playas de Terengganu (K. Ibrahim, com. per.). El precio actual de venta de los huevos se estima en unos US \$0,66 por unidad. Los huevos de laúd vendidos al Departamento de Pesca genera a los recolectores un ingreso bruto de unos US \$158; en 1984 ese ingreso se calculaba en US \$54.867.

Rantau Abang fue uno de los primeros sitios en el mundo donde se practicó el turismo de tortugas marinas, pues ya en 1960 había *tours* para observar el desove de tortugas laúd.

En 1988, el estado de Terengganu declaró el Santuario de Tortugas de Rantau Abang (TUMEC, K. Ibrahim, com. per.). El santuario se extiende a lo largo de 13 km de costa y aguas afuera hasta tres millas náuticas (TUMEC, K. Ibrahim, com. per.). La mayor afluencia de turistas se dio en 1994, cuando 68.800 turistas malayos y extranjeros visitaron el Santuario (Figura 8a). En el 2002, solamente 12.259 personas visitaron Rantau Abang (Figuras 8a y 8b).

No todos los turistas que visitan Rantau Abang pasan la noche allí. Muchos prefieren pernoctar en pueblos cercanos,

como Kuala Terengganu y Dungun. Para calcular el gasto promedio del turista, suponemos una estancia promedio de un día y un gasto promedio según los estándares del Instituto Malayo de Turismo (com. per.): US \$26,3 para los turistas nacionales y US \$65,4 para los extranjeros. Estos supuestos son, probablemente, conservadores ya que los turistas deben viajar desde Penang, Kuala Lumpur o Johor Bahru para ver las tortugas anidando (K. Ibrahim, com. per.). Los concesionarios, dueños de negocios y sus empleados se benefician del turismo de tortugas; para el año 2002, el ingreso bruto que esta actividad generó fue de US \$480.149.

Rantau Abang es un ejemplo del efecto negativo que la disminución en las poblaciones de tortugas tiene sobre el turismo. Entre 1994-2002, el número de visitantes malayos disminuyó en promedio 21% anual, y 20% anual los visitantes internacionales, pues las posibilidades de ver tortugas eran cada vez menores (Figura 8a). En el 2001, el sector pesca empleaba 145.100 personas, mientras que el sector turismo daba empleo a 589.400 (1,5% y 6.2% del total de la población empleada, respectivamente) (Banco Nacional Malayo; M. Rizwan, com. per.). En este contexto, muy probablemente más gente se verá afectada en el sector turismo por la falta de medidas efectivas de conservación que en el sector pesquero.

Si en 1984 una prohibición total de la recolecta de huevos hubiera sido suficiente para mantener la población de tortugas laúd y, en consecuencia, se hubieran mantenido los

niveles de turismo de 1994, el ingreso bruto del turismo en el 2002 habría sido de \$2.933.407; es decir, seis veces mayor que el ingreso real⁸ obtenido con la venta de huevos y turismo juntos en ese año. Si la tasa de visitantes hubiera continuado aumentando a la tasa de 1989-1994, el ingreso bruto del turismo en el 2002 habría sido de \$7.031.335; es decir, 14 veces más que el ingreso real. Estas estimaciones ilustran el costo de no manejar adecuadamente las poblaciones de tortugas marinas que estaban generando ingresos a partir de usos múltiples. Esto sugiere que valdría la pena invertir considerables recursos para recuperar la población de tortugas laúd en Rantau Abang y las actividades turísticas asociadas. Además, el caso demuestra la diferencia de varios órdenes de magnitud, entre el ingreso bruto que genera el uso extractivo de huevos de tortuga y el no extractivo por turismo.

Rantau Abang también es un buen ejemplo del costo de criar tortugas laúd en cautiverio. En general, las tortugas laúd son muy difíciles de criar en cautiverio y uno de los pocos casos exitosos –si no el único– es el Centro de Tortugas y Ecosistemas Marinos (TUMEC) en Rantau Abang (K. Ibrahim, com. per.). De un puñado de tortugas nacidas en cautiverio, una sobrevivió hasta los 8,5 años (K. Ibrahim, com. per.). El costo de criarla fue de US \$132 mensuales durante el primer año y aproximadamente US \$658 mensuales en cada año subsiguiente (K. Ibrahim, com. per.). Si asumimos que una tortuga laúd llega a la madurez a los diez años, el costo de crianza en cautiverio sería, entonces, de US \$72.632 por tortuga laúd adulta.

S. Troeng



Promoción del turismo de observación de las tortugas marinas, Sabah, Malasia.

Estudio de caso 10: Proyecto TAMAR, Brasil

El programa de conservación de las tortugas marinas en Brasil, Proyecto TAMAR, se inició en 1980 (Marcovaldi y Marcovaldi 1999). Como parte de sus esfuerzos de conservación de las tortugas marinas, TAMAR ha organizado grupos productivos en comunidades costeras. En sitios con poco o ningún turismo, los grupos productivos fabrican objetos cuyo tema son las tortugas marinas, como camisetas, sombreros y *souvenirs* que se venden en los centros para visitantes del Proyecto TAMAR (de Andrade Patiri 2002; obs. per.). Los centros de visitantes sirven para dos propósitos: generar fondos y crear conciencia entre los visitantes, que en forma predominante son brasileños. Además, los centros

generan empleo local para atender a los visitantes, mantener la infraestructura y cuidar de las tortugas marinas.

Las ventas totales de la cadena productiva del Proyecto TAMAR aumentaron en promedio 30% anual entre 1998 y 2002 (L. Guardia, com. per.). El proyecto emplea actualmente 1.280 personas, de los cuales 60% son mujeres (M.A. Marcovaldi, com. per.). En muchas de las playas donde está presente, el proyecto es la fuente principal de ingreso directo e indirecto para la comunidad local (Marcovaldi y Marcovaldi 1999). Las actividades productivas y ventas del Proyecto TAMAR generaron ingresos por US \$2.635.656 en el 2001 (de Andrade Patiri 2002). Las ganancias se usan en trabajos de conservación de las tortugas marinas (de Andrade Patiri 2002). Al menos en algunos lugares de Brasil, la cantidad de tortugas que llegan a desovar ha empezado a aumentar desde fines de los años 1980s (Marcovaldi 2001).

Estudio de caso 11: Ras Al Hadd y Ras Al Jinz, Omán

Ras Al Hadd y Ras Al Jinz, en Omán albergan un desove anual de entre 6.000 y 18.000 tortugas verdes (Salm 1991 citado por Mendonça *et al.* 2001). En 1996, se estableció una reserva para tortugas de 120 km², incluyendo 70 km de línea costera en Ras Al Hadd y Ras Al Jinz (Chomo y Grobler 1998). La población de tortugas verdes que anida en Ras al Hadd permaneció estable entre 1977-79 hasta 1988 (Seminoff 2002).

Desde 1991, los visitantes han podido admirar el desove de tortugas verdes bajo la guía de guardaparques (A. Al Kiyumi, com. per.). Entre 1991-1996, el número de visitantes aumentó de 3.631 a 11.558 (Chomo y Grobler 1998), lo que significa un incremento promedio de 19,9% anual. En el mismo período, la visitación nacional anual aumentó en promedio 24,7%, y 14,9% la internacional; la visitación continúa aumentando desde 1996 (A. Al Kiyumi, com. per.). Durante un feriado religioso en el 2003, las playas de desove recibieron más de 3 mil turistas en una semana (R. Baldwin, com. per.).

Empresas turísticas organizan visitas a la reserva de tortugas (Chomo y Grobler 1998). En 1996, un total de 11.558 personas visitaron la Reserva de Tortugas de Ras Al Hadd

(Chomo y Grobler 1998). El costo de entrada a la reserva es de US \$2,6 (A. Al Kiyumi, com. per.). En 1997/1998, el gasto promedio por visitante fue estimado conservadoramente en US \$98,3 (Chomo y Grobler 1998), para un ingreso bruto estimado de US \$1.136.151. Los trabajadores y dueños de las empresas turísticas se benefician económicamente con el turismo de observación de las tortugas marinas.

S. Troëng



**Producción de souvenirs
con motivos de tortuga marina,
Praia do Forte, Brasil.**

8- En el 2002, estimamos un ingreso bruto de US \$158 para el uso extractivo (Anexo 1) y US \$148.149 para el uso no extractivo (Anexo 2)

C. Drews



Las tortugas verdes anidan en los trópicos de todo el mundo.

Estudio de caso 12: Matura, Trinidad y Tobago

Las costas norte y este de Trinidad albergan la tercera población más grande del mundo de tortugas laúdes en anidación. En 1990, playa Matura fue declarada área protegida en un esfuerzo por conservar y proteger a las laúdes en sus sitios de anidación. Una ONG local, *Nature Seekers Inc.*, patrulla la playa y ofrece guía a los visitantes. La cantidad de laúdes que desovan en Trinidad va en crecimiento (Spotila *et al.* 1996).

El turismo en Matura crea empleo para quienes patrullan la playa, marcan tortugas y guían a los turistas (M. Ramjattan, com. per.). Además, el turismo también genera ingresos a los operadores turísticos que llevan turistas desde los hoteles y yates ubicados en otras partes de Trinidad a los dueños de alojamientos, restaurantes y ventas de artesanías (M. Ramjattan, com. per.).

En el 2001, 10.693 turistas pagaron por participar en *tours* de observación de tortugas marinas (M. Ramjattan, com. per.). Las tarifas son más altas para los turistas extranjeros que para los locales, y quienes deseen participar de la marcación de tortugas también deben pagar una tarifa más alta; los adultos pagan más que los niños (M. Ramjattan, com. per.). Las tarifas varían entre US \$0.8- US \$15 por persona (M. Ramjattan, com. per.). El ingreso bruto generado se calcula en unos US \$559.014.

Estudio de caso 13: Rekawa, Sri Lanka

Cinco especies de tortugas marinas vienen a desovar a Rekawa, en la costa sur de Sri Lanka. Desde 1996, el Proyecto Conservación de las Tortugas (TCP, por sus siglas en inglés) viene contratando a antiguos recolectores de huevos para que patrullen las playas de desove durante la noche, en un esfuerzo por reducir la recolección ilegal de huevos (TCP 2003). En el 2002, el TCP, el Instituto de Turismo de Sri Lanka y la Escuela de Hotelería de Sri Lanka crearon un programa de capacitación para guías locales, el cual ha capacitado a 17 personas (TCP 2003).

Guías, empresarios locales, 13 albergues y facilidades turísticas y sus empleados se benefician con el turismo de observación de las tortugas marinas en Rekawa (TCP 2003). Durante la estación 2002/2003, 1.710 turistas participaron en *tours* de observación del desove (TCP 2003), y se calcula que gastaron un promedio de US \$24,5 por visitante, en actividades relacionadas con el desove de las tortugas (TCP 2003). El ingreso bruto se calcula, entonces, en US \$41.925.

Estudio de caso 14: Barbados

Pocos turistas viajan a Barbados con el objetivo explícito de ver tortugas marinas. Sin embargo, los *tours* de observación del desove y observación de tortugas en el agua son cada vez más populares (J. Horrocks, com. per.). Los *tours* de observación en el agua empezaron en 1997 y los de observación del desove en playa en el 2003 (J. Horrocks, com. per.). El Proyecto Tortugas Marinas de Barbados, manejado por la Universidad de las Indias Occidentales, organiza *tours* de observación del desove y colabora con operadores turísticos que organizan *tours* de observación en el agua (J. Horrocks, com. per.). Algunos hoteles ubicados cerca de las playas de desove ofrecen a sus huéspedes el servicio de guía acompañante (J. Horrocks, com. per.). La cantidad de tortugas carey que anidan en Barbados está en aumento (J. Horrocks, com. per.).

Se estima que mil turistas participaron en el 2003 en *tours* de buceo que específicamente promocionaban la observación

de tortugas bajo el agua como uno de sus atractivos, y alrededor de 400 turistas participaron en caminatas guiadas en la playa para ver el desove (J. Horrocks, com. per.). El *tour* de buceo cuesta aproximadamente US \$100 y US \$20 la caminata (J. Horrocks, com. per.). En el 2003, el turismo de tortugas marinas generó un ingreso bruto estimado de US \$108.000 para los operadores de buceo, guías turísticos, el proyecto Tortugas Marinas, empresarios y sus empleados. Además, las tortugas marinas significan un medio adicional de atraer turistas a Barbados, como lo evidencia el material promocional de la Autoridad de Turismo de Barbados.

Estudio de caso 15: Maputaland, Sudáfrica

La costa de Maputaland, Sudáfrica alberga poblaciones en desove de tortuga cabezona y laúd. Los principales atractivos turísticos en Maputaland son el buceo y la observación de fauna; las tortugas marinas son sólo un atractivo adicional. En el pasado, las tortugas eran consumidas, pero actualmente se usan para el uso ecoturístico principalmente (R. Nel, com. per.). En la bahía Kosi, los guías locales han recibido permiso de ofrecer *tours* guiados desde la temporada de anidación de 1994/1995. Las licencias para guiar *tours* turísticos se distribuyen entre las comunidades y operadores turísticos, aunque las comunidades tienen preferencia (M. Bower, com. per.).

El único hotel que cuenta con dos licencias pertenece en un 49% a la comunidad local. Parte de los ingresos del hotel van directamente a un fondo comunal en fideicomiso. Las tarifas que los concesionarios pagan se reinvierten en el monitoreo y protección de las tortugas marinas. La temporada de desove se extiende por cinco meses, desde mediados de octubre a mediados de marzo, aunque la mayoría de los *tours* se realizan entre noviembre y enero (W. Baard, com. per.). La cantidad de tortugas laúd y cabezona que desovan en Maputaland ha aumentado desde que se empezó a monitorear en 1963 (Nel y Hughes, en preparación).

S. Troëng



Sebastian Troëng, uno de los autores, en un *tour* de observación de tortugas en la bahía Sodwana, Sudáfrica.

En el 2003, cuatro hoteles y operadores turísticos pagaron US \$863 - US \$2.039 mensuales para hacer *tours* en vehículos de doble-tracción. Adicionalmente, la comunidad de la bahía de Kosi y otros dos operadores pequeños ofrecen *tours* a pie. Aproximadamente 1.750 turistas participan en *tours* de observación del desove cada año (W. Baard, com. per.; P. Boddam-Whetham, com. per.; M. Bower, com. per.; obs. per.). El precio varía de US \$7,1 por el *tour* a pie a US \$94,1 por un *tour* en vehículo con alimentación y transporte incluidos (W. Baard, com. per.; M. Bower, com. per.; D. Morton, com. per.; obs. per.). El ingreso bruto que las tarifas de *tours* generan se calcula en US \$45.597.

Estudio de caso 16: Praia do Forte, Costa de Sauipe y Fernando do Noronha, Brasil

El Proyecto TAMAR organiza *tours* para liberar tortugas recién nacidas y observar el desove. Los *tours* se organizan para generar fondos y fomentar la conciencia en los estados de Pernambuco y Bahía. En Fernando do Noronha, los turistas pueden pagar para participar en el monitoreo nocturno de los nidos (TAMAR 2002). En Praia do Forte y Costa de Sauipe, el proyecto TAMAR ofrece "*tartarugas by night*" (tortugas de noche). Después de dos años de esfuerzos piloto, el proyecto logró montar un programa regular durante la temporada de desove de 1995-1996 (Vieitas y Marcovaldi 1997). Los participantes toman parte en

la liberación de las pequeñas tortugas y también tienen la oportunidad de ver tortugas adultas desovando.

En el 2002, al menos 71.870 visitantes pasaron la noche en Praia do Forte, donde se ubican las oficinas centrales del proyecto TAMAR y su principal centro de atención a visitantes (G. Rostan, com. per.; Bahiatursa, com. per.). Las tortugas marinas son un tema principal en las calles de Praia do Forte. Cuando se les preguntó a los turistas acerca de lo que más les había gustado en su visita a Praia do Forte, el 5.5% mencionó al Proyecto TAMAR. El turismo en Praia do Forte ofrece aproximadamente entre 550 y 613 empleos directos y 3.025 – 3.371 empleos indirectos (de Andrade Patiri 2002).

El programa “tortugas de noche” se organiza junto con un operador que se beneficia económicamente con los *tours*. En el 2002, un total de 260 turistas participaron en “tortugas de noche” y en los programas de monitoreo nocturno (TAMAR 2002). Los precios varían de US \$13,6 para el monitoreo nocturno a US \$45,9 por el programa “tortugas de noche” (TAMAR 2002).

El monitoreo nocturno en Fernando do Noronha y “tortugas de noche” en Praia do Forte y Costa de Sauipe generan un ingreso bruto estimado de US \$9.031. El ingreso obtenido con las tortugas marinas es pequeño en comparación con el ingreso bruto de otras actividades del proyecto TAMAR (ver Estudio de Caso 10, de Andrade Patiri 2002, TAMAR 2002).

L. Kelle



Co-autor Carlos Drews observando una tortuga verde en la Guyana Francesa.

Estudio de caso 17: Cabo Verde

Desde 1998 se hacen *tours* para ver el desove de la tortuga cabezona en las islas de Cabo Verde (L.F. López, com. per.). Aproximadamente 300 visitantes participan en *tours* de tortugas marinas cada año (L.F. López, com. per.). En el 2003, el costo por *tour* fue de US \$11,5 (L.F. López, com. per.). Un total de diez operadores se benefician con esta actividad, la cual genera un ingreso bruto estimado de US \$3.451 anuales.

Estudio de caso 18: Producción de tortuga verde en la Granja CORAIL, Reunión

La Granja CORAIL se fundó en 1977 para producir carne y concha de tortuga marina para la exportación. Las restricciones cada vez mayores en el comercio internacional reorientaron la producción hacia el mercado local en 1985, y en 1997 cesó la explotación comercial. La Granja CORAIL es ahora el Centro de Investigación de la Tortuga Marina, y sus actividades se enfocan en crear conciencia, monitorear las tortugas y hacer investigación. El costo de criar tortugas verdes incluye los costos de alimentación, agua, medicinas y personal (S. Ciccione, com. per.). Si asumimos que la tortuga verde madura a los 15 años, el costo de un adulto criado en cautiverio rondaría los US \$1.672 (S. Ciccione, com. per.).

Anexo 2

Sitios donde se da el uso no extractivo de la tortuga marina

País	Ubicación	Visitantes/año	Referencia
Australia	Mon Repos	23.485	Tisdell y Wilson 2001
Barbados	Varios	~1400	J. Horrocks, com. per.
Benin	Grand-Popo		J. Fretey, com. per.
Brasil	Costa de Sauipe	114	TAMAR 2002
	Fernando do Noronha	90	TAMAR 2002
	Praia do Forte	56	TAMAR 2002
Camerún	Campo Ma'an		H. Angoni, com. per.
Cabo Verde	Boa Vista Island	300	J.L. López, com. per.
Islas Caimán	Gran Cayman		Obs. per.
Costa Rica	Gandoca	610	Chacón <i>et al.</i> 2003
	Ostional		Obs. per.
	Pacuare		Obs. per.
	Parismina		Obs. per.
	Playa Grande	4234	R. Piedra, com. per.
	Tortuguero	32.854	Obs. per.
Ecuador	Galápagos		P. Zárate, com. per.
Guinea Ecuatorial	Isla Corisco		J. Fretey, com. per.
Guinea Francesa	Awala-Yalimapo	~10.000	L. Kelle, com. per.
Gabón	Mayumba		A. Formia, com. per.
Ghana	Varias playas		E. Owusu, com. per.
Grecia	Creta		Archelon, com. per.
	Zakynthos	~20.000	Archelon, com. per.
La información corresponde al período 1996-2003			

País	Ubicación	Visitantes/año	Referencia
Grenada	Carriacou		Kido team, com. per.
	Playa Levera	175	C. Lloyd, com. per.
Guinea-Bissau	Archipiélago de Bijagos		J. Fretey, com. per.
Guyana	Playa Almond		A. Arjoon, com. per.
India	Galathea, Nicobar		K. Shanker, com. per.
	Goa		K. Shanker, com. per.
	Rushikulya, Orissa		K. Shanker, com. per.
Indonesia	Costa norte de Bali		Obs. per.
	Sanggalaki		R. Holland, com. per.
Kenya	Watamu		R. Zanre, com. per.
Madagascar	Varios	~10.000	S. Ciccione, com. per.
Malasia	Isla Lankayan		Obs. per.
	Melacca		C. Shepherd, com. per.
	Rantau Abang	12.259	K. Ibrahim, com. per.
	Isla Redang	125	HC Liew, com. per.
	Sipadan		Obs. per.
	Islas Tortuga, Sabah	8450	P. Basintal, com. per.
Maldivas	Varios		Per. obs.
Mayotte	Varios	~10.000	S. Ciccione, com. per.
México	Akumal		Centro Ecológico Akumal 2001
	Campeche		M. Medina, com. per.
	Jalisco		V. Guzmán, com. per.
	Michoacán		V. Guzmán, com. per.
	Nayarit		V. Guzmán, com. per.
	Mazunte		V. Guzmán, com. per.
Moheli	Varios	~2000	S. Ciccione, com. per.
La información corresponde al período 1996-2003			

Continúa

Continuación del Anexo 2

País	Ubicación	Visitantes/año	Referencia
Mozambique	Playas del sur		Off 2 Africa 2003
Omán	Ras Al Hadd	11.558	A. Kiyumi, com. per.
	Ras Al Jinz		A. Kiyumi, com. per.
Panamá	Playa Bluff, Isla Colón		Obs. per.
	San San		Obs. per.
Puerto Rico	Culebra		Puerto Rico Planner 2003
Sao Tomé y Príncipe	Playas del norte y sureste		J. Fretey, com. per.
Senegal	Delta del río Saloum		J. Fretey, com. per.
Seychelles	Varios		Obs. per.
Sierra Leona	Isla Sherbro		J. Fretey, com. per.
Sudáfrica	Maputaland	~1750	Obs. per.
Sri Lanka	Rekawa	1710	TCP 2003
Santa Lucía	Playa Grande Anse		Anon. 2004
San Vicente	Bequia		Bequia Dive Adventures 2004
Surinam	Galibi		L. Kelle, com. per.
Tanzania	Zanzibar		H. Fazakerley, com. per.
Trinidad y Tobago	Matura, Trinidad	10.693	M. Ramjattan, com. per.
	Tobago	5500	W. Herron, com. per.
USA	Georgia		G. Appleson, com. per.
	Hawaii		G. Balazs, com. per.
	Florida (21 sitios)	8579	G. Appleson, com. per.
	Carolina del Norte		G. Appleson, com. per.
	Carolina del Sur		G. Appleson, com. per.
Yemen	Ras al Sharma		S. Wilson, com. per.
Total: 43 países	>92 sitios	>175.942	
La información corresponde al período 1996-2003			

Bibliografía



Adnyana, W. *Turtle trade in Bali: A retrospective, current situations and future challenges for its control.* Unpublished manuscript. WWF Wallacea Office. Sin publicar.

Andrade Patiri, V. de 2002. *Proyectos Ecológicos e o desenvolvimento local – estudo de caso do Proyecto TAMAR.* MBA Dissertation, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, Brasil. 217 p.

Anon. 2004. *The Desbarras Sea Turtle Watch Community-Based Management Initiative Moving Forward.* Website: http://www.slubiodiv.org/Biodiversity_Project/Information/Biodiversity_Papers/Turtle_Watch/turtle_watch.html

Arabsheibani, R; Delgado-Aparicio A. 2002. *Tourism multiplier effects on Peru.* *Brazilian Journal of Business Economics* **2(3)**: 31-45.

Aridjis, H. 1990. *Mexico proclaims total ban on harvest of turtles and eggs.* *Marine Turtle Newsletter* **50**: 1-3.

Balmford, A; Bruner, A; Cooper, P; Costanza, R; Farber, S; Green, RE; Jenkins, M; Jefferiss, P; Jessamy, V; Madden, J; Munro, K; Myers, N; Naeem, S; Paavola, J; Rayment, M; Rosendo, S; Roughgarden, J; Trumper, K; Turner, RK. 2002. *Economic Reasons for Conserving Wild Nature.* *Science* **297**: 950-953.

Bann, C. 1996. *Maximising the Economic and Ecological Benefits of Ecotourism in Malaysia.* Unpublished WWF Malaysia Project Report, Petaling Jaya. 45 p.

Basintal, P. 2002. *Sea turtles conservation at the Sabah's Turtle Island Park, Malaysia.* In: *Proceedings of the Western Pacific Sea Turtle Cooperative Research & Management Workshop.* Kinan, I. (ed). Western Pacific Regional Fishery Management Council. pp. 151-160.

Bass, AL; Lagueux, CJ; Bowen, BW. 1998. *Origin of green turtles, *Chelonia mydas*, at 'Sleeping Rocks' off the Northeast Coast of Nicaragua.* *Copeia* 1998(4): 1064-1069.

Bequia Dive Adventures. 2004. *Bequia Dive Adventures.* Website: <http://www.bequiadiveadventures.com/index.htm>

S. Troëng



Centro de visitantes, Rantau Abang, Malasia.

Bjorndal, KA; Jackson, JBC. 2003. *Role of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past.* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles, Volume II.* CRC Press, Boca Raton. pp. 259-273.

Bockstael, NE; Freeman, AM; Kopp, RJ; Portney, PR; Smith, VK. 1998. *On valuing nature.* Unpublished report. University of Maryland, Bowdoin College, Resources for the Future & Duke University. 12 p.

Bouchard, SS; Bjorndal, KA. 2000. *Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems.* *Ecology* **81(8)**: 2305-2313.

Campbell, CL. 2003. *Population assessment and management needs of a green turtle, *Chelonia mydas*, population in the Western Caribbean.* PhD dissertation. University of Florida, Gainesville. 124 p.

Campbell, LM. 1998. *Use them or lose them? Conservation and the consumptive use of marine turtle eggs at Ostional, Costa Rica.* *Environmental Conservation* **25(4)**: 305-319.

Campbell, LM. 1999. *Ecotourism in rural developing communities.* *Annals of Tourism Research* **26(3)**: 534-553.

Campbell, LM. 2003. *Contemporary culture, use, and conservation of sea turtles.* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.), *Biology of Sea Turtles, Volume II.* CRC Press, Boca Raton. pp. 307-338.

Carr, A; Carr, MH; Meylan, AB. 1978. *The ecology and migrations of sea turtles, 7. The west Caribbean green turtle colony.* *Bulletin of the American Museum of Natural History* **162**: 1-46.

Carrillo, E; Webb, GJW; Manolis, SC. 1999. *Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in Cuba: an assessment of the historical harvest and its impacts.* *Chelonian Conservation and Biology* **3(2)**: 264-280.

Castro, C; Troëng, S; Monterrosa, L; Campbell, D; Chamorro, E. 2000. *Valoración del daño ecológico causado al ambiente por la caza de la tortuga verde (*Chelonia mydas*).* Informe al fiscal público de Limón, Costa Rica. 13 p.

Cattarinich, X. 2001. *Pro-poor tourism initiatives in developing countries: Analysis of secondary case studies.* PPT Working Paper No. 8. CRT, IIED and ODI, UK. 91 p.

Centro Ecológico Akumal. 2001. *Ecotourists.* Website at: <http://ceakumal.org/1029.html>

Cesar, H; Burke, L; Pet-Soede, L. 2003. *The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation.* WWF and ICRAN. 23 p.

Chacón, D. 1999. *Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997).* *Revista de Biología Tropical* **47(1-2)**: 225-236.

S. Troëng



Mercado en Male, Maldivas.

Chacón, D. 2002. *Assessment about the trade of the sea turtles and their products in the Central American isthmus.* Central American Regional Sea Turtle Conservation Network. San José, Costa Rica. 247 p.

Chacón, D; Machado, J; Quirós, W; Chaparro, L. 2003. *Proyecto de Conservación de las Tortugas Marinas, Talamanca, Caribe Sur, Costa Rica: Anidación de *Dermochelys coriacea*.* Asociación ANAI, San José, Costa Rica. Informe no publicado. 120 p.

Chan, E; Liew, H. 1996. *Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995.* *Chelonian Conservation Biology* **2(2)**:196-203.

Chomo, GV; Grobler, HJW. 1998. *Survey results 1997/1998: Recreation demand at the Ras Al Hadd/Ras Al Jinz Turtle Reserve.* Muscat, Oman. Unpublished report. 9 p.

- Costanza, R; d'Arge R; de Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hannon, B; Limburg, K; Naeem, S; O'Neill, RVO; Paruelo, J; Raskin, RG; Sutton, P; van der Belt, M.** 1997. *The value of the world's ecosystem services and natural capital.* *Nature* **387**: 253-260.
- Daily, GC; Söderqvist, T; Aniyar, S; Arrow, K; Dasgupta, P; Ehrlich, PR; Folke, C; Jansson, A; Jansson, B; Kautsky, N; Levin, S; Lubchenco, J; Mäler, K; Simpson, D; Starrett, D; Tilman, D; Walker B.** 2000. *The value of nature and the nature of value.* *Science* **289**: 395-396.
- Dasgupta, P; Levin, S; Lubchenco, J.** 2000. *Economic pathways to ecological sustainability.* *BioScience* **50(4)**: 339-345.
- Díaz, D.** 2001. *The viability and sustainability of international tourism in developing countries.* Presentation at the *Symposium on Tourism Services*, 22-23 February 2001, WTO, Geneva.
- Epperly, SP.** 2003. *Fisheries-related mortality and turtle excluder devices (TEDs).* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles, Volume II.* CRC Press, Boca Raton. pp. 339-353.
- Fleming EH.** 2001. *Swimming against the tide. Recent surveys of exploitation, trade, and management of marine turtles in the northern Caribbean.* TRAFFIC North America, Washington D.C.
- Frazier, NB.** 2001. *Objetivos y criterios de manejo para las Tortugas marinas del Caribe.* In: *Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region: A Dialogue for Effective Regional Management.* Eckert, KL; Abreu-Grobois, FA. (eds.) WIDECAST, IUCN/SSC MTSG, WWF and UNEP Caribbean Environment Programme. pp. 72-78.
- Frazier, J.** 2003. *Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles.* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles, Volume II.* CRC Press, Boca Raton. pp. 1-38.
- Frazier, J; Salas, S; Didi, NT.** 2000. *Status of sea turtles in the Maldives.* *Maldives Marine Research Bulletin* **4**: 5-42.
- Freeman, A.M. (III)** 2003. *The Measurement of Environmental and Resource Values.* Resources for the Future, Washington D.C.
- Fretey J.** 2001. *Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa.* *CMS Technical Series Publication No. 6.* Secretariat Convention on Migratory Species, Bonn.
- Gobierno de Costa Rica.** 1963. Reglamento para la pesca de tortugas. Decreto Ejecutivo N° 9. *La Gaceta* **121**: 30 mayo 1963. San José, CR, Imprenta Nacional.
- Gobierno de Costa Rica.** 1969. Reforma al Reglamento para la pesca de tortugas. Decreto Ejecutivo N° 15. *La Gaceta* **157**: 4 julio 1969. San José, CR, Imprenta Nacional.
- Gobierno de Costa Rica.** 1970. Declaración del Parque Nacional Tortuguero. Decreto Ejecutivo N° 1235-A. *La Gaceta* **213**: 24 setiembre 1970. San José, CR, Imprenta Nacional.
- Gobierno de Costa Rica.** 1975. Creación del Parque Nacional Tortuguero. Ley N° 5680. *La Gaceta* **216**: 13 noviembre 1975. San José, CR, Imprenta Nacional.
- Gobierno de Costa Rica.** 2002. Ley de protección, conservación y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas. Ley N° 8325. *La Gaceta* **230**: 28 noviembre 2002. San José, CR, Imprenta Nacional.
- Green, EP; Short, FT.** 2003. *World Atlas of Seagrasses.* Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley. 298 p.
- Gutic, J.** 1994. *Sea turtle eco-tourism brings economic benefit to community.* *Marine Turtle Newsletter* **64**: 10-12.
- Harrison, E; Troëng, S; Nolasco, D; Crispin, D; Matthews, C; Padidar, K; Gaos, A; Towers, R; Jiménez, D; Debade, X; Paxton, M; Sawyer, T; Gutiérrez, A; Garzón, JC; Machado, J; Yañez, I; Díaz, A; Redondo, A.** 2003. *Report on the 2002 Green Turtle Program at Tortuguero.* Unpublished report submitted to Caribbean Conservation Corporation and the Ministry of Environment and Energy, San José, Costa Rica. 52 p.

Heppell, SS; Snover, ML; Crowder, LB. 2003. *Sea turtle population ecology*. In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles, Volume II*. CRC Press, Boca Raton. pp. 275-306.

Hope, RA. 2002. *Wildlife harvesting, conservation and poverty: the economics of olive ridley egg exploitation*. *Environmental Conservation* 29(3): 375-384.

Hoyt, E. 2001. *Whale Watching 2001: Worldwide tourism numbers, expenditures, and expanding socio-economic benefits*. International Fund for Animal Welfare, Yarmouth Port, MA, USA, 158 + vi pp.

Hussein, AR. 2000. Minister's preface. *Maldives Marine Research Bulletin* 4: 1-2

Hutton, J; Ross, P; Webb, G. 2001. *Using the Market to Create Incentives for the Conservation of Crocodilians: A Review*. Unpublished report by the IUCN/SSC Crocodile Specialist Group. 28 p.

IUCN. 2003. *2003 IUCN Red List of Threatened Species*. <http://www.redlist.org>

Jackson, JBC. 1997. *Reefs since Columbus*. *Coral Reefs* 16 Suppl.: S23-S32.

Jackson, JBC. 2001. *What was natural in the coastal oceans? Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.* 98: 5411-5418.

Jackson, JBC; Kirby, MX; Berger, WH; Bjorndal, KA; Botsford, LW; Bourque, BJ; Bradbury, RH; Cooke, R; Erlandson, J; Estes, JA; Hughes, TP; Kidwell, S; Lange, CB; Lenihan, HS; Pandolfi, JM; Peterson, CH; Steneck, RS; Tegner, MJ; Warner, RR. 2001. *Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems*. *Science* 293: 629-638.

JWCS (Japan Wildlife Conservation Society). 2000. *Hawksbill trade revived? Analysis of the management system of domestic "bekko" trade in Japan*. JWCS Report. 16 p.



© WWF-Canon / Michel Gunther

Huellas de tortuga cabezona en una playa de Sekana, Zakynthos, Grecia.

Kellert SR. 1996. *The Value of Life*. Island Press, Washington D.C.

Khan, A. 2003. *There are people who still think it's OKAY to sell turtle eggs*. *New Sabah Times* **October 14**: 4.

Kiss, A. 2004. *Is community-based ecotourism a good use of biodiversity conservation funds?* *TRENDS in Ecology and Evolution* 19(5): 232-237.

Lagueux, CJ. 1991. *Economic analysis of sea turtle eggs in a coastal community on the Pacific coast of Honduras*. In: *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Robinson, JG; Redford, KH. (eds.). University of Chicago Press, Chicago. pp. 136-144.

Lagueux, CJ. 1998. *Marine turtle fishery of Caribbean Nicaragua: Human use patterns and harvest trends*. PhD dissertation. University of Florida, Gainesville. 215 p.

León, YM; Bjorndal, KA. 2002. *Selective feeding in the hawksbill turtle, an important predator in coral reef ecosystems.* *Marine Ecology Progress Series* **245**: 249-258.

Lewinson, RL; Freeman, SA; Crowder, LB. 2004. *Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles.* *Ecology Letters* **7(3)**: 221-231.

Lindberg, K. 1991. *Policies for Maximising Nature Tourism's Ecological & Economic Benefits.* World Resources Institute, Washington, D.C.

Lutcavage, ME; Plotkin, P; Witherington, B; Lutz, PL. 1997. *Human impacts on sea turtle survival.* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles*, Volume II. CRC Press, Boca Raton. pp. 387-407.

Mack, D; Duplaix, N; Wells, S. 1995. *Sea turtles, animals of divisible parts: international trade in sea turtle products.* In: *Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised Edition.* Bjorndal, K. (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington and London. pp. 545-562.

Marcovaldi, MA. 2001. Estado de conservación y distribución de la tortuga lora, *Lepidochelys olivacea*, en el sector oeste del Océano Atlántico. In: *Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region: A Dialogue for Effective Regional Management.* Eckert, KL; Abreu-Grobois, FA. (eds.). WIDECAST, IUCN/SSC MTSG, WWF and UNEP-Caribbean Environment Programme. pp. 54-58.

Marcovaldi, MA; Marcovaldi, G. 1999. *Marine turtles of Brazil: the history and structure of Proyecto TAMARIBAMA.* *Biological Conservation* **91**: 35-41.

Marquez, R; Peñaflores, C; Vasconcelos, J. 1996. *Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) show signs of recovery at La Escobilla, Oaxaca.* *Marine Turtle Newsletter* **73**: 5-7.



S. Troëng

Recolección de huevos de tortuga lora para la venta, Ostional, Costa Rica.

Mendonça, VM; Al-Kiyumi, AA; Al-Saady, SM; Grobler, HJ; Erzini, K. 2001. *Environment of the nesting and feeding grounds for endangered turtle species in Dhofar (Southern Oman).* In: *Proceedings of the 1st International Conference on Fisheries Aquaculture and Environment in the Northwest Indian Ocean*, Claereboudt, MR; Al-Oufi, HS; Mcllwain, J; Goddard, S. (eds). Oman. pp. 151-159.

Meylan, AB; Donnelly, M. 1999. *Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals.* *Chelonian Conservation and Biology* **3(2)**: 200-224.

Mooney, HA. 2000. *Worth more dead than alive.* *Nature* **403**: 593-594.

Mortimer, J.A. 1981. *The feeding ecology of the West Caribbean green turtle (*Chelonia mydas*) in Nicaragua.* *Biotropica* **13(1)**: 49-58.

Mortimer, J.A. 1984. *Marine turtles in the Republic of Seychelles: Status and management.* Publication of the IUCN Conservation Library: Gland, Switzerland. 80 p. + 4 pl.

- Mortimer, J.A.** 2001. *Conservation of hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) in the Republic of Seychelles*. In: *Proceedings of the 2nd ASEAN Symposium and Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation*.
- Mortimer, JA; Bresson, R.** 1999. *Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) nesting at Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997*. *Chelonian Conservation and Biology* **3(2)**: 318-325.
- Naess, A.** 1989. *Ecology, Community, and Lifestyle: Outline of an Ecosophy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Nel, R; Hughes, G.** *Turtle Report at the End of 40 Years*. EKZN Wildlife, Durban, South Africa. Sin publicar.
- Nietschmann, B.** 1973. *Between Land and Water, the Subsistence Ecology of the Miskito Indians, Eastern Nicaragua*. Seminar Press, New York. 279 p.
- Nietschmann, B.** 1976. *Memorias de Arrecife Tortuga: Historia Natural y Económica de las Tortugas en el Caribe de América Central*. Serie Geografía y Naturaleza No. 2, 258 p.
- NOAA.** 2002. *Coastal recreation and tourism: impacts*. NOAA website at: <http://www.csc.noaa.gov/techniques/recreation/impacts.html>
- OECD.** 2000. *List of developing countries in alphabetical order*. OECD website at: <http://www1.oecd.org/dac/html/lcd-alfa.htm>
- Off 2 Africa.** 2003. *Mozambique: What to see*. Website at: <http://www.off2africa.com/html/mozambique/what-to-see/maputoele.html>
- Palma, JAM.** 1997. *Marine turtle conservation in the Philippines and initiatives towards a regional management and conservation program*. In: *Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia*. Jember, East Java, November 1996. Wetlands International, PHPA, Environment Australia, Bogor. pp. 121-138.
- Parsons, JJ.** 1962. *The Green Turtle and Man*. University of Florida Press, Gainesville.
- Parsons, JJ.** 1972. *The hawksbill turtle and the tortoise shell trade*. In: *Études de géographie tropicale offertes a Pierre Gourou*. Paris, Mouton. pp. 45-60.
- Perman, R; Ma, Y; McGilvray, J; Common, M.** 2003. *Natural Resource and Environmental Economics*. 3rd Edition. Pearson Education Ltd, London.
- Peskin, JD.** 2002. *Attitudes of local guides toward ecotourism, sea turtle conservation, and guiding in Tortuguero, Costa Rica*. MSc Thesis, University of Florida, Gainesville, USA. 81 p.
- Puerto Rico Planner.** 2003. *Turtle watching season*. Website at: <http://www.travelandsports.com>
- Reingold, L.** 1993. *Identifying the Elusive Ecotourist. Going Green: A Supplement to Tour & Travel News October 25*: 36-37.
- Rhodin, AGJ; Pritchard, PCH.** 1999. *Editorial comment. Chelonian Conservation and Biology 3(2)*: 171-172.
- ROC.** 2002. *Transfer of the population in Cuban waters from Appendix I to Appendix II, pursuant to Resolution Conf. 9.24*. Proposal presented to the 12th Conference of the Parties, Santiago (Chile), 3 - 15 November 2002. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 26 p.
- Rolston III, H.** 1994. *Conserving Natural Value*. Columbia University Press, New York.
- Salm, R.** 1991. *Turtles in Oman: Status, Threats and Management Options*. Scientific Results of the IUCN Coastal Zone Management Project. IUCN/Ministry of Commerce and Industry, Muscat, Oman.
- Scheyvens, R.** 1999. *Ecotourism and the empowerment of local communities*. *Tourism Management* **20**: 249-249.

- Seminoff.** 2002. *2002 IUCN Red list global status assessment, green turtle *Chelonia mydas**. IUCN Marine Turtle Specialist Group Review. 93 pp.
- Simpson, RD.** 1998. *Economic analysis and ecosystems: some concepts and issues. Ecological Applications* **8(2)**: 342-349.
- Siow, KT.** 1989. *A study on the migration of leathery turtle (*Dermochelys coriacea*) from Malaysia by means of satellite tracking. In: Majlis Penasihat Santuari Penyu. Mesyuarat Ke 3/89. Kerajaan Negeri Terengganu Darul Iman.*
- Spotila, JR; Dunham, AE; Leslie, AJ; Steyermark, AC; Plotkin, PT; Paladino, FV.** 1996. *Worldwide Population Decline of *Dermochelys coriacea*: Are Leatherback Turtles Going Extinct? Chelonian Conservation and Biology* **2**: 209-222.
- Spotila, JR; Reina, RD; Steyermark, AC; Plotkin, PT; Paladino, FV.** 2000. *Pacific leatherback turtles face extinction. Nature* **405**: 529-530.
- Stynes, DJ.** 1999. *Approaches to estimating the economic impacts of tourism; some examples.* Michigan State University. 18 p.
- TAMAR.** 2002. *Relatório de atividades 2002. Annual Report.* Proyecto TAMAR, Praia do Forte, Brazil. 281+v p.
- TCP.** 2003. *Report on "Turtle Watches" nature tourism in Rekawa.* Unpublished report. Turtle Conservation Project (TCP), Tangalle, Sri Lanka. 9 p.
- Thayer, GW; Engel, DW.** 1982. *Evidence for shortcircuiting of the detritus cycle of seagrass beds by the green turtle, *Chelonia mydas* L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **62**: 173-183.
- Thayer, GW; Bjorndal, KA; Ogden, JC; Williams, SL; Zieman, JC.** 1984. *Role of larger herbivores in seagrass communities. Estuaries* **7**: 351-376.
- Thorbjarnarson, J; Lagueux, CJ; Bolze, D; Klemens, MW; Meylan, AB.** 2000. *Human use of turtles: a worldwide perspective. In: MW. Klemens (Editor), Turtle Conservation.* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 33-84.
- Tisdell, C; Wilson, C.** 2001. *Tourism and the conservation of sea turtles: an Australian case study. In: C. Tisdell (Editor). Tourism Economics, the Environment and Development: Analysis and Policy.* Edward Elgar, Cheltenham, UK. pp. 356-368.
- Tisdell, C; Wilson, C.** 2002. *Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. Biodiversity & Conservation* **11**: 1521-1538.
- TRAFFIC.** 1994. *Shell smuggler arrested in Japan. Marine Turtle Newsletter* **67**: 31-35.
- TRAFFIC Southeast Asia.** 2004. *The trade in marine turtle products in Viet Nam.* TRAFFIC Report. <http://www.traffic.org>
- Trinidad, H; Wilson, J.** 2000. *The bio-economics of sea turtle conservation and use in Mexico: History of exploitation and conservation policies for the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*). Microbehavior and Macroresults: Proceedings of the Tenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics and Trade Presentations.*
- Troëng, S.** 1997. *Marine Turtle Utilisation. In: Proceedings of the Workshop on Marine Turtle Research and Management in Indonesia.* Jember, East Java, November 1996. Wetlands International, PHPA, Environment Australia, Bogor. pp. 73-85.
- Troëng, S; Evans, D.** *Internesting and Post Nesting Migration Behavior of Green Turtles *Chelonia mydas* Elucidated through Satellite Telemetry.* Marine Biology. In review.
- Troëng, S; Rankin, E.** *Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica.* Biological Conservation. In press.

Valverde, RA. 1999. *On the Ostional affair. Marine Turtle Newsletter* **86**, 6-8.

Van Dijk, PP; Shepherd, CR. 2004. *Shelled out? A snapshot of bekkoo trade in selected locations in South- East Asia.* TRAFFIC Southeast Asia, Selangor, Malaysia. <http://www.traffic.org>

Vargas-Mena, E. 2000. Significados culturales de la tortuga verde (*Chelonia mydas*) en el Caribe costarricense. In: Nassar-Montoya, F; Crane, R. (eds.). *Actitudes hacia la fauna en Latinoamérica.* Humane Society Press, Washington D.C. pp. 161-176.

Vieitas, CF; Marcovaldi, MA. 1997. *An ecotourism initiative to increase awareness and protection of marine turtles in Brazil: the Turtle by Night program.* *Chelonian Conservation Biology* **2(4)**: 607-610.

Whitehead, JC. 1992. *Ex-ante willingness to pay with supply and demand uncertainty: implications for valuing a sea turtle protection programme.* *Applied Economics* **24**: 981-988.

Wilson, C; Tisdell, C. 2001. *Sea turtles as a nonconsumptive tourism resource especially in Australia.* *Tourism Management* **22**: 279-288.

Wing, SR; Wing, ES. 2001. *Prehistoric fisheries in the Caribbean.* *Coral Reefs* **20**: 1-8.

Witherington, BE; Frazer, NB. 2003. *Social and economic aspects of sea turtle conservation.* In: Lutz, PL; Musick, JA; Wyneken, J. (eds.). *Biology of Sea Turtles, Volume II.* CRC Press, Boca Raton. pp. 355-384.

Woody, JB. 1986. *On the dollar value of the Oaxacan ridley fishery.* *Marine Turtle Newsletter* **36**: 6-7.

WWF. 2003. *Marine turtles: Global voyagers threatened with extinction.* WWF International Species Programme, Godalming, UK. 11 p.

Zahir, H. 2000. *Status of sea turtles in the Maldives.* *Maldives Marine Research Bulletin* **4**: 43-61.

© WWF-Canon / J. Freund



Después de eclosionar, las tortuguitas se dirigen hacia un mar de incertidumbres.



El Fondo Mundial para la Naturaleza, conocido como WWF por sus siglas en inglés, es la organización global de conservación más grande y con mayor experiencia en el mundo. Cuenta con unos 5 millones de miembros y una red mundial que trabaja en más de 100 países.

La misión de WWF es detener la degradación del ambiente natural del planeta y forjar un futuro en que el ser humano viva en armonía con la naturaleza:

- Conservando la diversidad biológica del mundo.
- Garantizando el uso sustentable de los recursos naturales renovables.
- Promoviendo la reducción de la contaminación y del consumo desmedido.

WWF Internacional

Avenue du Mont-Blanc
1196 Gland

Suiza

Tel: +41 22 364 9111

Fax: +41 22 364 5358

WWF Internacional / Programa de Especies
species@wwfint.org



for a living planet [®]