

Lehrstuhl für Vegetationsökologie
Department für Ökologie
Technische Universität München

Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre (Brasilien)



Wolfram Michael Adelman

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr.rer.silv., Dr.rer.silv.habil. Reinhard Mosandl

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.- Prof. Dr.rer.nat. Jörg Pfadenhauer
2. Univ.- Prof. Dr.rer.nat. Ludwig Trepl
3. Univ.- Prof. Dr.agr. Beate Jessel

Die Dissertation wurde am 20.04.2006 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 12.10.2006 angenommen

INHALT

Abkürzungen	2
Dank – Agradecimentos	3
Einleitung.....	5
Untersuchungsgebiet Porto Alegre	19
Box 1 Rasterkartierung zur Vorauswahl der Untersuchungsflächen.....	33
KAPITEL I Methodenentwicklung zur Datenerhebung für Naturschutzplanung in einer urbanen Landschaft der humiden Subtropen am Beispiel Porto Alegre	43
Box 2 Umfeldanalyse der `Região Metropolitana de Grande Porto Alegre´	81
KAPITEL II Naturschutzfachliche Bewertung in den humiden Tropen und Subtropen	91
Box 3 Permanente Schutzflächen im urbanen Raum.....	147
KAPITEL III Naturschutzfachliche Bewertung der Flächen- und Stadtentwicklung von Porto Alegre	155
Box 4 Sozialräumliches Modell von Porto Alegre.....	189
KAPITEL IV Naturschutzfachliche Konfliktanalyse anhand von Entwicklungsszenarien der Stadtrandlagen von Porto Alegre	195
Synthese Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre	237
Zusammenfassung / Summary.....	247

Abkürzungen

Abb. – Abbildungen

abs. – absolut(e)

ANAMMA – Associação Nacional de Municípios e o Meio Ambiente

ANL – Akademie für Natur- und Umweltschutz

App. – Appendix /Anhang

BFN – Bundesamt für Naturschutz

BMU – Bundesministerium für Umwelt

CBD – Convention on Biological Diversity

CONAMA - Conselho Nacional do Meio ambiente (Nationalkonvent des Naturschutzes)

COP – Conference of Parties

DAAD – Deutscher Akademischer Austauschdienst

ebd. – ebenda

et al. – et alii (und weitere)

GIS – Geographisches Informationssystem

GTZ – Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Statistisches Bundesinstitut von Brasilien)

i.d.R. – in der Regel

IUCN – World Conservation Union

Kap. – Kapitel

MAB – Man and Biosphere

NGO – Non Governmental Organisation

PDDUA - Plano diretor de desenvolvimento urbano ambiental (Stadtentwicklungsplan)

PNV – Potentiell natürliche Vegetation

PSF – Permanente Schutzflächen (áreas de preservação permanente)

rel. – relativ(e)

RGB – Rot/Gelb/Blau Spektrum

RMSE - root mean square error

s/w – schwarz/weiß

SBSTTA - Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice

SMAM – Secretaria Municipal do Meio Ambiente (Naturschutzbehörde der Gemeinde)

SPM – Secretaria do Planejamento Municipal (Planungsbehörde der Gemeinde)

Tab. – Tabelle

Tsd. – Tausend

Ü.d.A. – Übersetzung des Autors

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Universität Porto Alegre)

UN – United Nations

UNCHS – United Nations Centre for Human Settlement

UNEP – United Nations Environmental Program

WHO – World Health Organisation

Übersetzung häufig verwendeter portugiesischer Begriffe:

Arroio – Fluss

Banhado – Feuchtgebiet

Lei – Gesetz

Morro – Hügel

Dank – Agradecimentos

Einen besonders herzlichen Dank verdient mein Doktorvater Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer, der mir mit seinen Erfahrungen, seiner konstruktiven Kritik und viel Geduld stets als freundlicher Ansprechpartner zur Verfügung stand.

Für ihre Bereitschaft, sich als Gutachter zur Verfügung zu stellen, danke ich herzlich Prof. Dr. Beate Jessel und Prof. Dr. Ludwig Trepl.

Um grande obrigado para Prof. Dra. Maria Luiza Porto pela orientação, paciência e confiança e organização do intercambio do projeto Probral no Porto Alegre. Muito obrigado mesmo aos colegas e amigos Sandra Cristina Müller e Eduardo Dias Forneck da UFRGS pelas orientação e ajudas nos trabalhos de campo e presença constante nos meus momentos de alegria.

Für die Hilfestellung und Organisation in der Anfangsphase dieser Arbeit danke ich herzlich Dr. Matthias Drösler. Besonders dankbar bin ich meiner Kollegin Andrea Zellhuber für die stets konstruktive Zusammenarbeit im Probral-Projekt, ihre Kontaktfreudigkeit zu allen brasilianischen Akteuren der Stadtplanung von Porto Alegre und ihrem leidenschaftlichen Drang immer noch mehr Informationen zu sammeln.

Muito obrigado aos professores Prof. Dr. Rualdo Mengat e Prof. Dr. Heinrich Hasennack pelas materiais cedidos e o cambio dos dados de geoprocessamento durante à realização deste trabalho. Muito obrigado para Eliséo do laboratório de IDRISI pela ajuda no geoprocessamento.

Herzlicher Dank gilt meinem deutschen Kollegen Dr. Gerhard Overbeck für die entspannte Zusammenarbeit, konstruktive Diskussionen sowie manch vergnügliche Zeiten in Deutschland und Brasilien. Julia Hermann danke ich besonders für die stets freundschaftliche Zusammenarbeit. Den Diplomanden Annette Guse, Tina Schlossorsch, Alessandra Fidelis, Sebastian Klebe, Björn Lindemann, Stefan Reimann und Pasqual Garcia danke ich für ihre engagierten Arbeiten in Brasilien, die wertvolle Informationen lieferten. Dr. Peter Schad und Dr. Ulrich Voekelius danke ich für freundliche Ko-Betreuung der Diplomanden.

Muito obrigado aos pessoas do ONG 'Macacos urbanos', Gerson Buss, Rodrigo, Felipe e outros pelas materiais cedidos e pela orientação informal sobre o situação do meio ambiente no Porto Alegre. Também muito obrigado à Gerson Almeida, Jairo e Sergio da Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMAM), e Fabio Mohr do Ministerio Publico, e Andrea, Cleia, Inez Pavlik e Denise da Secretaria do Planejamento Municipal (SPM), Dirceu Schäfer e Kathrin Pötter do METROPLAN, que sustentam deste trabalho com dados e pelo logístico nos trabalhos de campo e bem como pelas inúmeras discussões construtivas. Também muito obrigado todos aos professores da departamento de ecologia da UFRGS, Prof. Dr. Paulo Oliveira, Prof. Dr. Sandra Hartz, Prof. Tit. Dr. Valerio DePatta Pillar, Prof. Dr. Jairo Zocche, Prof. Dr. Ilsi Boldrini e Prof. Dr. Paulo Brack pelos ensinamentos e reflexões durante os períodos em Porto Alegre.

Vielen Dank möchte ich meinen deutschen Kollegen Dr. Kathrin Kiehl und Dr. Jan Sliva an Lehrstuhl für Vegetationsökologie sagen, für die Möglichkeit, stets einzelne Aspekte der Arbeit zu diskutieren. Besonders möchte ich Frau Tork für die unkomplizierte Abwicklung des Probral-Projektes danken. Einen ganz herzlichen Dank an Ingrid für die Organisation des Materialaustauschs von und nach Brasilien.

Obrigado à guarda da UFRGS e ao Batalhão Ambiental da Brigada Militar, pela segurança nos trabalhos de campo nos morros de todo Porto Alegre.

Für ihre Hilfe bei der Digitalisierung von 2218 km Höhenlinien sowie 420 km Fließgewässern in einem Punktabstand von durchschnittlich drei Metern kann ich Gergö Kiszela, Tamara, David und Manuel nicht dankbar genug sein. Für ihren Rat und Hilfe bei der Verarbeitung von GIS-Daten danke ich herzlich Christine Geiß, Thomas Schneider und Ralf Schüpferling.

Für die Finanzierung des Probra-Projectes möchte ich dem Deutschen Akademischen Austauschdienst ganz herzlich danken, sowie der Technischen Universität München für großzügige Bereitstellung meines Promotionsstipendiums.

Nicht zuletzt möchte ich meinem privaten Umfeld für die stetige Unterstützung danken: Der Familie Geiger für die Bereitstellung eines `Arbeitsexils in entspannter Atmosphäre´ und Hermann Hollmann für die konstruktiven Anregungen.

Kathrin möchte ich mehr als herzlich für ihre Hilfe in den Momenten danken, wo ich sie am meisten brauchte. Meinen Eltern danke ich für ihre Zuwendung, Liebe und ihre Geduld, um mir diesen Weg zu ermöglichen.

Einleitung

Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) und Urbanisierung

Mit der Ratifizierung der Konvention über die biologische Vielfalt beim Umweltgipfel in Rio de Janeiro 1992 haben sich die Vertragspartner verpflichtet, Maßnahmen zur Sicherung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt im Sinne der Konvention umzusetzen. Im Artikel 1 werden der Schutz der Biodiversität (mit ihren Ebenen genetische Vielfalt, Arten- und Ökosystemvielfalt), die nachhaltige Nutzung sowie die gerechte Verteilung der daraus erwachsenden Vorteile als oberste Ziele genannt (CBD, 1992). Die Konvention ist dabei so umfassend formuliert, dass sie alle Ebenen des menschlichen Handelns und somit auch Städte mit einbezieht.

Die Schwerpunkte der Biodiversitätsforschung und die Versuche einer Implementierung der Konvention über die biologische Vielfalt (folgend die engl. Abkürzung CBD- Convention on Biological Diversity) konzentrieren sich bislang in natürlichen oder naturnahen Bereichen, wie speziellen Landtypen (Trockenländer, Küsten, Inlandgewässer etc.) oder Landnutzungen, wie Schutzgebiete, Land- und Forstwirtschaft etc. (UN-ESC, 2000; vgl. Hahn, 2001; Gündling, 2002; Kasperek *et al.*, 2002).

Städte und urbane Räume sind im Rahmen der CBD in den zahlreichen Deklarationen und Protokollen des wissenschaftlichen Ausschusses (SBSTTA - `Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice`) oder der Vertragsstaatenkonferenzen (COP-`Conference Of Parties`) lange nicht explizit¹ erwähnt worden (vgl. CBD *et al.*, 2003). Erst in den Vorbereitungen zum Umweltgipfel „Zehn Jahre nach Rio“ in Johannesburg 2002 und auf diesem selbst wurde Urbanisierung ausdrücklich als zukünftiger Themenbereich der Konvention formuliert (UNEP, 2002; UNEP, 2003; vgl. WBGU, 2001). Auf dem Gipfel wurde allerdings kein konkretes Umsetzungsprogramm oder ein Zeitplan für eine Implementierung der CBD in urbanen Räumen vorgeschlagen (siehe UNEP, 2002).

Urbanisierung, Städte und Stadtentwicklung wurden somit fast zehn Jahre lang als eigenständiges Thema der CBD ausgeklammert, obwohl die Erforschung der Biodiversität innerhalb von Städten ein stetig wachsendes Forschungsgebiet darstellt. Weltweit abgehaltene Konferenzen und Tagungen (u.a. Glenside: AMF, 2000; Dublin: NUFSD, 2002; Giessen: GFOE, 2004; Paris: Jackson *et al.*, 2005, UNESCO, 2005; Jena: Müller, 2004a), neu gegründete Institute und Zeitschriften (u.a. environment and urbanization, urban ecology) zeugen davon. Zunehmend setzen sich Erkenntnisse durch, dass die Biodiversität innerhalb von Städten weithin höher ist, als bislang angenommen (Sukopp, 2004; UNESCO, 2005). Im jüngeren Diskurs werden Städte sogar als neue Arten- bzw. Genpools diskutiert (Jackson *et al.*, 2005). Nach wie vor liegt das Forschungsfeld, welches im Wesentlichen durch Murphy (1988) definiert wurde, darin, weitere Erkenntnisse darüber zu erlangen, in welchen Bereichen Städte zur Vernichtung oder sogar zur Erhaltung der Biodiversität beitragen und welche Rahmenbedingungen daran zu knüpfen sind.

Auf der sechsten Konferenz der Vertragsstaaten 2002 in Den Haag (COP 6) wurde die nachhaltige Nutzung bei der städtischen Entwicklung erstmals wörtlich als Zielstellung der CBD formuliert (COP, 2002). Auf der gleichen Konferenz wurde beschlossen, dass Fragen zur konkreten Umsetzung der Konvention im besiedelten Bereich erst im Jahre 2008 (am 9. Treffen) behandelt werden sollen (COP, 2002; Müller, 2004b). Folglich ist ihre Implementierung in urbanen Räumen bis dato nicht vorange-trieben (vgl. UNU/IAS *et al.*, 2003; UNESCO, 2005).

¹ Bezeichnenderweise ist im Inhaltsindex zum aktuellen Handbuch zur Konvention über die Biologische Vielfalt weder der Begriff `Urbanisierung` noch `Stadt` enthalten (vgl. CBD *et al.*, 2003)

Globale Tendenz der Urbanisierung - das „urbane Jahrtausend“

Weltweit nimmt die städtische Bevölkerung um ca. 60 Millionen pro Jahr zu (UN, 1997; WB, 2000). Vor allem Entwicklungsländer Afrikas und Asiens sind Schwerpunkte einer rasanten Urbanisierung (Keiner *et al.*, 2003). Die urbane Bevölkerung wächst jährlich in Afrika um 4,4%, bzw. in Asien um 3,5%, gefolgt von Lateinamerika mit 3,45%, und somit annähernd doppelt so schnell wie die jeweilige ländliche Bevölkerung (UN-ESA, 2004). In lateinamerikanischen Staaten leben heute durchschnittlich 77% der Bevölkerung in Städten, angeführt durch Uruguay (91%), Argentinien (89%), Chile (85%) und Brasilien (81%) (UN, 1997; IGBE, 2002). Die Entwicklungstendenz verleitet dazu, von einem „urbanen Jahrtausend“ zu sprechen (Cramer *et al.*, 2004).

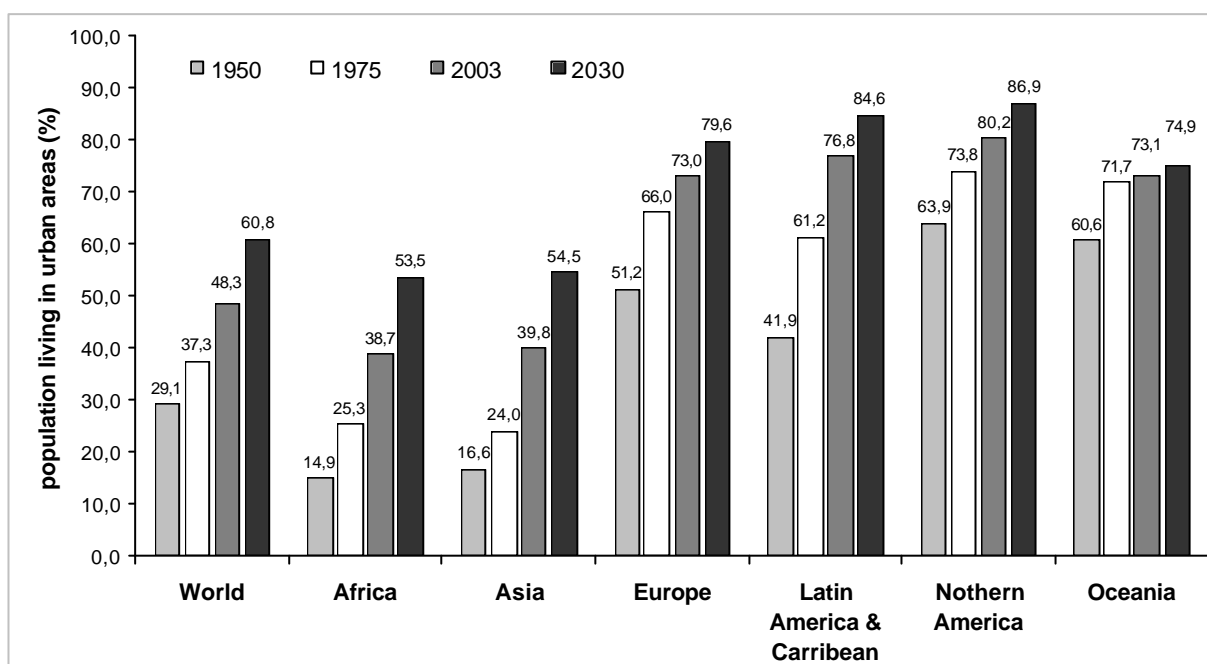


Abb.1: Prozentualer Anteil der städtischen Bevölkerung an der Gesamtbevölkerung in den Hauptregionen der Welt für das Jahr 1950, 1975, 2003 und 2030 (Darstellung nach UN-ESA 2004: 23)

Percentage of population residing in urban areas by major areas of the world, 1950, 1975, 2003 and 2030 (source: UN-ESA 2004: 23)

Urbanisierung verläuft nicht einheitlich – grundsätzlich muss zwischen den entwickelten und unterentwickelten Regionen unterschieden werden (vgl. Abb. 1). In entwickelten Staaten (Nordamerika, Europa, Teile Asiens u.w.) herrscht eine Verstärkung von bereits durchschnittlich 74,5% der Bevölkerung vor, während in den weniger entwickelten Staaten der Durchschnitt bei 40,5% städtischer Bevölkerung liegt (WB, 2000; UN-ESA, 2004). Aufgrund der Wachstumsraten ist ein starker Anstieg vor allem in den weniger entwickelten Regionen der Erde zu erwarten. Drei globale Tendenzen sind hierbei unterscheidbar (Elgendy, 2005): a) rasant wachsende Städte in Entwicklungsländern vornehmlich aufgrund von Landflucht und von natürlichem Wachstum (z.B. Afrika, Asien) b) wachsende Städte durch Bevölkerungswachstum und stadtinterne Migrationen in bereits stark urbanisierten Ländern (z.B. Lateinamerika), und c) stagnierende oder sogar zurückgehende Städte in Ländern, deren Urbanisierung einen Schwellenpunkt überschritten haben (vor allem Industrieländer, z.B. USA, Großbritannien) (Hall, 1999).

Aus Tab. 1. wird deutlich, dass der Verstadterungsgrad zunächst mit der globalen Einkommensverteilung zusammenhängt. Je höher der Industrialisierungsgrad eines Landes, desto höher ist derzeit der Anteil in Städten lebender Bevölkerung (World Bank, 1996). Dennoch wird ersichtlich, dass die stärksten Zunahmen urbaner Bevölkerung aktuell in den Ländern der niedrigen Einkommen vorherrscht, d.h. in bisher vornehmend landwirtschaftlich geprägten Ländern (vgl. World Bank, 1996).

Tab.1: Anteil urbaner Bevolkerungen in ökonomischen Beispielregionen
share of urban population on examples of different economies

Economy	urban population				total population		urban tendency
	millions		% of total population		millions		
example:	1980	1997	1980	1997	1980	1997	
Belgium	9,4	9,7	95	97	9,9	10,0	=/+
Germany	64,7	71,3	83	87	78,0	82,0	+
United States	167,6	204,8	74	77	226,5	266,0	=/+
Chile	9,0	12,3	81	84	11,1	14,6	=/+
Brazil	80,5	130,1	66	80	122,0	162,6	++
Nigeria	19,1	48,7	27	41	70,7	118,8	+++
Mozambique	1,6	6,0	13	36	12,3	16,7	+++
Sudan	3,7	9,2	20	33	18,5	27,9	+++
China	192,3	390,7	20	32	961,5	1220,9	+++
World total:	1748,2	2676,0	39	46	4482,6	5817,4	+
high income	616,1	708,4	75	76	821,5	932,1	=/+
middle income	824,3	1389,9	37	49	2227,8	2836,5	++
low income	307,7	577,7	22	28	1398,6	2063,2	++

source: WB (2000), changed (+++:very high increase, ++:high increase +: increase, =/+ equal)

In einer Prognose der Vereinten Nationen (UN-ESA, 2004) wird für das Jahr 2030 der Anteil der urbanen Bevölkerung weltweit auf 60,8% geschätzt (vgl. Abb. 1). Für alle Erdteile wird ein höherer Anteil an städtischer Bevölkerung als an ländlicher Bevölkerung erwartet. Die Spitzenreiter der globalen Urbanisierung werden, der Prognose nach, Nordamerika, Lateinamerika und Europa bleiben (ebd.).

Biodiversität und Probleme der Stadtexpansion von Porto Alegre

Porto Alegre ist die Hauptstadt des südlichsten Bundesstaates von Brasilien `Rio Grande do Sul` und eine aufstrebende lateinamerikanische Großstadt mit ca. 1,37 Millionen Einwohnern (IBGE, 2001). Die Stadt ist bekannt geworden durch ihr direktes Demokratiesystem mittels der partizipativen Planung des Stadthaushaltes (`orçamento participativo`) (Abers, 2000; Zimmermann, 2002) und als mehrfacher Veranstaltungsort des Weltsozialgipfels. Sie wird gerne für ihre soziale und umweltorientierte Fortschrittlichkeit gelobt (vgl. Hardoy *et al.*, 2001). So realisierte sie als erste brasilianische Stadt die Aufstellung eines Stadtentwicklungsplanes (Albano, 1999) und die Einrichtung einer Umweltbehörde (Mortari, 2002). Nach dem `Human Development Index` der Vereinten Nationen führt Porto Alegre hinsichtlich ihrer Lebensqualität die brasilianischen Städte an (WB, 2000; UN-ESA, 2004).

Die unmittelbare Stadtumgebung ist von verschiedenen Vegetationskomplexen geprägt, vornehmlich von Wald-Graslandmosaiken (Porto *et al.*, 2000; Quadros *et al.*, 2002). Die naturnahsten Gebiete liegen im Mündungsdelta des Flusses `Jacuí´ und auf den südlich an die Stadt anschließenden Hügeln. Die Vegetationskomplexe sind sehr artenreich (Brack *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 1998; Porto *et al.*, 1998; Overbeck, 2005) und sind Lebensraum für endemische und brasilienweit gefährdete Arten (Buss *et al.*, 1997; Baptista *et al.*, 1998; Marques *et al.*, 2002; Schlossorsch, 2004). Teilflächen der Wälder sind dem Biosphärenreservat des brasilianischen Küstenregenwaldes `Mata atlântica´ zugeordnet (Chiappetti *et al.*, 1998). Die `Mata atlântica´ gilt als einer der bedrohtesten Biodiversitäts-Hot-spots der Welt, von dessen ursprünglicher Flächenausdehnung nur noch ca. 7% vorhanden sind (Marcuzzo *et al.*, 1998; Scarano, 2002). In Porto Alegre sind diese sehr artenreichen Gebiete massiv durch die Stadtextension gefährdet.

Porto Alegre zeigt trotz seiner genannten Fortschrittlichkeit die typischen Umweltprobleme einer lateinamerikanischen Großstadt (vgl. Bähr, 1988; Bähr *et al.*, 1992; Bähr *et al.*, 1995), welche darüber hinaus charakteristisch für viele Städte der Entwicklungs- und Schwellenländer sind (vgl. Hardoy *et al.*, 2001): Die Stadtentwicklung ist zum großen Teil durch ein un gelenktes Wachstums geprägt, einhergehend mit massivem Verlust von wertvollen Lebensräumen und Fragmentierung der verbliebenen Freiräume (Moraes *et al.*, 2000; Adelman *et al.*, 2003; Adelman *et al.*, 2004). Daneben treten Umweltbelastungen durch unregulierte Abwasser- und Müllentsorgungen auf (Menegat, 2002). Die Stadtrandlagen sind z.T. ausschließlich von illegalen Siedlungen geprägt, welche in einigen Stadtteilen bis zu 85% der Siedlungsfläche einnehmen (PMPA *et al.*, 2000; Alfonsin *et al.*, 2003). Die illegale Siedlungstätigkeit schließt dabei sämtliche Bevölkerungsschichten mit ein, wenngleich der Flächenschwerpunkt bei der Errichtung von Marginalvierteln der ärmsten Bevölkerungsschicht liegt (Adelman *et al.*, 2003). Der prozentuale Anteil an ärmster Bevölkerung und die Formen der illegalen Siedlungsausweitung sind identisch mit denen anderer lateinamerikanischer Großstädte, wie z.B. São Paulo, Rio de Janeiro oder Santos (vgl. Santos, 1993; Wehrhahn, 1994; Souza, 1996; Wehrhahn, 1998).

Die Stadtplanung ist bemüht diesem illegalen Wachstum entgegenzuwirken, wie es z.B. im aktuellen Stadtentwicklungsplan zum Ausdruck kommt (PMPA, 2000; Alfonsin *et al.*, 2003). Der 1999 gesetzlich in Kraft getretene Stadtentwicklungsplan `Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental -PDDUA´ (PDDUA, 1999) ist zentraler Bestandteil der Stadtplanung in Porto Alegre. In diesem sind außerstädtische Flächen und u.a. Vorranggebiete für den Naturschutz (`Áreas de Interesse ambiental´ = AIA) ausgewiesen. In diesen Freiräumen fehlen rechtlich flächenscharf festgelegte Bebauungsflächen, so dass prinzipiell auch innerhalb der AIA die Möglichkeit besteht, zu bauen. Dieser Missstand führt zu der Forderung nach einer eigenständigen und detaillierteren Planung der Freiräume und Naturflächen (CMRMA, 2002) in einem `Plano diretor das áreas verdes², der inhaltlich einem Landschaftsplan entsprechen würde. Dieser soll der Stadtplanung ermöglichen, eine präventive Planung mittels Ausweisung konkreter Siedlungs- und Schutzflächen zu realisieren. Derzeit ist die Stadtplanung gezwungen, Bauanträge in Einzelfallentscheidungen zu bearbeiten und den landschaftlichen Kontext, wie z.B. landschaftsökologische Funktionen (Verbund, Wassereinzugsgebiet etc.) außer Acht zu lassen, wodurch die Zersiedlung der Landschaft forciert wird (Adelman *et al.*, 2003).

² Ü.d.A.: Generalplan für Grün-/Freiflächen

Ein wesentliches Defizit für die Erstellung eines Landschaftsplanes ist der Mangel notwendiger Planungsgrundlagen: So fehlten zu Beginn der Dissertation aktuelle Kartierungen über die reale Flächennutzung und Vegetation innerhalb des Gemeindegebietes, sowie ausreichend detaillierte, d.h. großmaßstäbliche und flächendeckende Datengrundlagen, wie z.B. Gewässerkarten oder Verteilung der Freiflächen. Die existierenden Karten waren entweder zu kleinmaßstäblich oder inhomogen, bzw. teilweise inhaltlich inkorrekt. Es existierte keine Möglichkeit, Aussagen über die aktuelle Ökosystemverteilung und -qualität zu treffen, um somit auf, aus naturschutzfachlicher Sicht geeignete Siedlungsflächen zu schließen.

Ziele der Dissertation

Die Dissertation hat sich zum Ziel gesetzt, Möglichkeiten zur Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre zu demonstrieren. Wesentliches Ziel ist die Entwicklung von Methoden zur Erfassung und Bewertung der Landnutzung und der Entwicklung der Stadtrandlagen, um geeignete Gebiete zum Schutz der Biodiversität zu identifizieren und mögliche Stadtentwicklungszonen aufzuzeigen. Folgende Aufgaben und Ziele sind formuliert:

- a. Weiterentwicklung der Erfassungsmethodik notwendiger Datengrundlagen für eine Naturschutzplanung in Porto Alegre
- b. Detaillierte Erfassung der jüngsten Entwicklung der Stadtrandlagen zur Identifizierung aktueller Konfliktbereiche zwischen Naturschutzgütern und Stadtextension
- c. Prüfung der Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Bewertungskriterien des europäischen Raumes in subtropischen und tropischen Landschaften
- d. Naturschutzfachliche Bewertung der Ökosysteme und aktuellen Landnutzung zur Festlegung von Schutzprioritäten und geeigneter Stadtentwicklungszonen
- e. Entwurf von Szenarien zukünftiger Stadtentwicklung unter möglichen Veränderungen der ökonomischen Rahmenbedingungen im Vergleich zur Optimalentwicklung aus Sicht des Naturschutzes.

Die Ergebnisse und sämtliche erarbeiteten Daten werden den lokalen Akteuren in Porto Alegre, wie Behörden, NGO's und wissenschaftlichen Einrichtungen, zur Verfügung gestellt. Sie sollen als Vorbereitung für eine eigenständige Landschaftsplanung und als Entscheidungshilfe für zukünftige städtebauliche Planungen dienen.

Struktur der Arbeit

Die vorliegende Dissertation gliedert sich kumulativ in vier aufeinander aufbauende Hauptkapitel (Abb. 2). Inhaltlich sind Rahmen und Grundlagentheile (Einleitung, Kapitel II), konkrete Anwendung am Beispiel der Stadt Porto Alegre (Kapitel I, III, IV), sowie weitere Kleinkapitel (Boxen 1-4) zu speziellen Detailfragen oder Methodenneuenerungen zu unterscheiden. Den Kapiteln ist eine detaillierte Schilderung des Untersuchungsgebietes Porto Alegre vorangestellt.

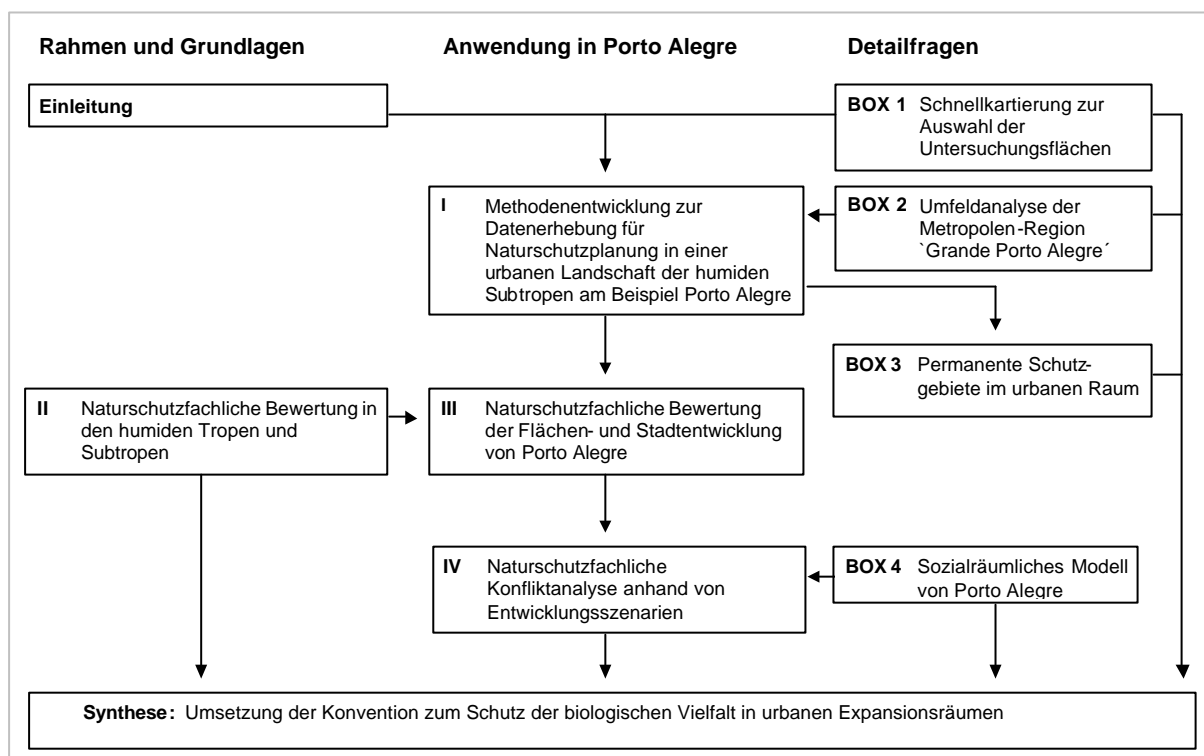


Abb.2: Struktureller Aufbau der Arbeit
Structure of the thesis

In Box 1 wird die angewandte Methodik zur Auswahl der Untersuchungsflächen innerhalb der Gemeindefläche von Porto Alegre vorangestellt.

Kapitel I beschreibt die Methodenentwicklung zur Datenerhebung für eine Naturschutzplanung in den humiden Subtropen. In Box 2 wird die Einbindung von Porto Alegre in den Städteverbund 'Groß Porto Alegre' analysiert und die Entwicklungstendenzen des Großraumes diskutiert. Box 3 ist ein Exkurs über sogen. 'Permanente Schutzgebiete', welche die brasilianische Naturschutzgesetzgebung vorschreibt, und deren Einhaltung anhand der realen Landnutzung im Gemeindegebiet Porto Alegre überprüft und diskutiert wird.

Kapitel II befasst sich mit naturschutzfachlichen Bewertungen und der Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien des europäischen Raumes in den humiden Tropen und Subtropen. Im Anschluss werden in Kapitel III die konkreten Daten zur Flächen- und Stadtrandentwicklung von Porto Alegre naturschutzfachlich bewertet.

In Box 4 wird ein sozialräumliches Modell von Porto Alegre erarbeitet, um die räumliche Gliederung der Stadtrandlagen und deren differenzierte Entwicklung nachvollziehen zu können. In Kapitel

IV fließen die Datenerhebung und Bewertungen in die Herleitung von Stadtentwicklungsszenarien von Porto Alegre mit ein. Hierbei werden die strukturellen Kartierungen mit soziodemographischen Erhebungen kombiniert und die mögliche Bandbreite zukünftiger Stadtentwicklungen unter Veränderung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen aufgezeigt. Anhand dieser Szenarien werden potenzielle zukünftige Konflikte sichtbar und die Möglichkeiten und Grenzen einer Naturschutzplanung diskutiert.

Im Syntheseteil werden die Schlussfolgerungen der Teilkapitel zusammengeführt und die Möglichkeiten und Grenzen, die Konvention zum Schutz der biologischen Vielfalt in urbanen Expansionsräumen umzusetzen, diskutiert.

Rahmenbedingungen der Dissertation: Malawi- Prinzipien, Ökosystemarer Ansatz und Definitionen innerhalb der CBD

Noch im einleitenden Kapitel werden die innerhalb der Konvention über die biologische Vielfalt formulierten Rahmenbedingungen, Begriffsdefinitionen und mögliche Ansprüche an die städtische Entwicklung skizziert. Sie bilden den Rahmen dieser Dissertation.

Definitionen:

Biologische Vielfalt umfasst die gesamte Bandbreite von lebenden Organismen jeglicher Quellen, *inter alia*, terrestrische, marine oder andere aquatische Ökosysteme und ökologische Komplexe, von denen sie ein Teil sind; dies beinhaltet sowohl die Vielfalt der Arten, als auch die Vielfalt zwischen den Arten und den Ökosystemen.

Biologische Ressourcen beinhalten die genetischen Ressourcen, Organismen oder Teile, Populationen, oder andere biotische Komponenten von Ökosystemen mit einem aktuellen oder potenziellen Nutzwert für die Menschheit.

Ökosystem ist ein dynamischer Komplex von Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismengesellschaften und ihre Interaktion mit der unbelebten Umwelt als funktionale Einheit.

Habitat bedeutet den Platz oder Lebensraum, in dem ein Organismus oder eine Population natürlicherweise vorkommt.

In situ- Schutz bedeutet den Schutz der Ökosysteme und natürlichen Habitate und der Erhaltung und Wiederherstellung von überlebensfähigen Populationen von Arten in ihrer natürlichen Umgebung, und, im Fall von domestizierten oder kultivierten Arten, in ihrer Umgebung, in der arttypische Bedingungen entwickelt wurden.

In situ -Bedingungen sind Konditionen, in dem die genetischen Ressourcen innerhalb von Ökosystemen oder natürlichen Habitaten existieren, und, im Fall von domestizierten oder kultivierten Arten, arttypische Bedingungen vorherrschen.

Nachhaltige Nutzung bedeutet die Nutzung von Komponenten der biologischen Vielfalt in einer Art und Weise, dass es zu keinem langfristigen Rückgang der biologischen Vielfalt führt, sowie die Erhaltung von Möglichkeiten und Zielen zur Nutzung dieser für gegenwärtige und zukünftige Generationen.

nach CBD, 2003: 81f.

Wichtigste Grundsätze zur Umsetzung der Konvention über die biologische Vielfalt sind die in der Vertragsstaatenkonferenz 1998 in Malawi entworfenen zwölf Prinzipien („Malawi-Prinzipien“, siehe Tab.2) für einen Ökosystemansatz (UNEP, 1998). Der Ökosystemansatz stellt „eine Strategie für das integrierte Management von Land, Wasser und lebenden Ressourcen dar, das den Schutz und die

nachhaltige Nutzung auf gerechte Art fördert“ (Beschluss V/6 der Biodiversitätskonvention; Oeschger, 2000).

Der Ökosystemansatz basiert auf der Anwendung von angepassten wissenschaftlichen Methoden auf der Basis von biologischen organisatorischen Einheiten, wie essentielle Prozesse und Interaktionen von Organismen mit ihrer Umwelt. Der Ökosystemansatz berücksichtigt, dass der Mensch ein integrierter Teil der Ökosysteme ist. Er ist ein Rahmen für die Analyse und Implementierung der Ziele der Konvention über die biologische Vielfalt (Korn *et al.*, 1998).

Tab.2: Malawi-Prinzipien für einen Ökosystemansatz

1. Managementziele sind Teil einer sozialen Entscheidung.
2. Das Management sollte dezentral auf dem kleinstmöglichen Level organisiert werden
3. Ökosystemmanager sollten die Effekte (aktuellen oder potenziellen) ihres Handelns auf die benachbarten oder andere Ökosysteme beachten.
4. Um den potenziellen Nutzen eines Managements zu verstehen, ist es notwendig Ökosysteme im ökonomischen Kontext zu betrachten. Jedes Ökosystemmanagement-Programm sollte
 - a. diejenigen Marktgeschehen reduzieren, welche einen negativen Effekt auf die biologische Vielfalt haben,
 - b. nachhaltige Nutzung fördern,
 - c. die Kosten und Nutzen eines Ökosystems in einem realistischen Ausmaß international betrachten.
5. Ein Schlüsselaspekt des Ökosystemansatzes beinhaltet den Schutz der Ökosystemstruktur und -funktion.
6. Ökosysteme müssen innerhalb ihrer Funktionsgrenzen behandelt werden.
7. Der Ökosystemansatz sollte auf einem angepassten Maßstab erfolgen.
8. Die Ziele für Ökosystemmanagement sollten langfristig gesetzt werden, aufgrund der Charaktereigenschaften von Ökosystemen sich zeitlich zu verändern oder zögernd zu reagieren.
9. Das Management muss beachten, dass Veränderungen unvermeidlich sind.
10. Der Ökosystemansatz sollte eine Balance zwischen Schutz und Nutzung der biologischen Vielfalt finden.
11. Der Ökosystemansatz sollte stets alle relevanten Informationen, wissenschaftliches, indigenes und lokales Wissen, Innovationen und Praktiken beachten.
12. Der Ökosystemansatz sollte alle relevanten Sektoren der Gesellschaft und wissenschaftliche Disziplinen integrieren.

nach (UNEP, 1998; Korn *et al.*, 1998)

Die Malawi-Prinzipien (Tab. 2) sind hinsichtlich ihrer Umsetzungsforderungen sehr umfassend (vgl. Korn *et al.*, 1998). Soll eine Stadtentwicklungsplanung die Malawi-Prinzipien aufgreifen, so sind folgende Bedingungen zu erfüllen (UNU/IAS *et al.*, 2003):

1. Definition von Ökosystemen

Zunächst sind Ökosysteme als strukturell und funktionell abgrenzbare Managementeinheiten zu definieren (Prinzipien 5 u. 6). Vor allem in sehr komplexen Systemen wie Städten, sind diese Einheiten nicht leicht auszuweisen. Je nach betrachteter Ökosystemfunktion (z.B. Landnutzungen, Wassereinzugsgebiet, Migrationsrouten von Tieren) werden andere Gebietsabgrenzungen getroffen werden müssen. Hierüber ist zunächst ein Konsens zu finden.

2. Organisation und multiple Arbeitsmaßstäbe

Entsprechend der betrachteten Gebietsgröße der Ökosysteme sind angepasste Arbeitsmaßstäbe zu definieren (Prinzip 7), welche sich an dem kleinstmöglichen Organisationslevel orientieren müssen (Prinzip 2). Dabei sind multiple Maßstäbe, entsprechend der Wirkungsbreite des Managements, anzuwenden, d.h. verschiedengroße räumliche Maßstäbe (z.B. Stadtteile, Stadtgebiet, Stadtumland) und zeitlich unterschiedliche Gültigkeiten.

3. Integrierte und flexible Managementplanung für eine nachhaltige Nutzung

Für die gewählten Managementgebiete sind alle relevanten Informationen aus den verschiedenen gesellschaftlichen Sektoren (wissenschaftlich, sozial, ökonomisch) zusammenzutragen (Prinzipien 11 u. 12) und gemeinschaftlich zu bewerten, sowie Managementmaßnahmen in einer sozialen Entscheidung abzuleiten (Prinzip 1). In der Praxis der Städteplanung muss eine Fülle von Informationen bewältigt werden, so dass eine strikte Koordination der Informationsgewinnung und -verwaltung nötig ist. Die betroffenen Personen/Interessensbereiche sind als Akteure zu beteiligen und in den Entscheidungsprozess zu integrieren (Prinzip 12). Da Städte sehr komplexe Interessensbereiche aufweisen, gilt zu bedenken, dass der Grad der Beteiligung (z.B. über partizipative Methoden) meist gegenläufig zur Schnelligkeit einer Entscheidungsfindung ist (Mitlin *et al.*, 1995). Es bedarf daher dringend einer Prioritätensetzung und Zeitplanung innerhalb der zu behandelnden Problemfelder.

Im Zentrum der Entscheidung soll die Findung einer Balance zwischen nachhaltiger Nutzung und Schutz der Biodiversität stehen (Prinzipien 4 u. 10). Negative Auswirkungen sind zu reduzieren, solange sie in einem vernünftigen Kosten-Nutzenverhältnis stehen (Prinzip 4). Die letzte Forderung ist in der Praxis äußerst schwer zu realisieren, da eine Kosten-Nutzen-Analyse für städtische Entwicklung oft an schwer monetarisierbaren Potenzialen oder Leistungen (z.B. Luftreinigung, Naherholung) der betroffenen Ökosysteme zu verwirklichen wäre.

Die Managementmaßnahmen sind flexibel und langfristig zu formulieren (Prinzip 8. u. 9.). Sie sollen die natürliche Dynamik der Ökosysteme beachten und die Effekte der Maßnahmen auf Nachbarsysteme berücksichtigen (Prinzipien 3, 8 u. 9). Diese Forderungen implizieren das Bedürfnis nach flexiblen städtischen Institutionen und Akteuren, sowohl auf der Regierungs- als auch Nicht-Regierungsseite (UNU/IAS *et al.*, 2003).

Der im Ökosystemansatz formulierte Anspruch eines ganzheitlichen Ansatzes wird in Städten aufgrund der Komplexität und Vielfältigkeit der Probleme schwierig: Ein multidisziplinärer Ansatz, der wenigstens den sozialen, ökonomischen und ökologischen Bereich behandelt, ist zwingend notwendig, um die Ziele der CBD zu erreichen. Es gilt, ökologische Erhebungen, naturschutzfachliche Aufbereitung und begleitende sozioökonomische Untersuchungen in einem integrativen Ansatz zu koppeln, um den Schutz der Biodiversität und ihre nachhaltige Nutzung sowie die gerechte Verteilung der daraus erwachsenden Vorteile voranzutreiben.

Der Ökosystemansatz gibt Ökosysteme als Zielebene zum Schutz der Biodiversität vor, d.h. auf genetische Vielfalt oder Populationen bezogene Maßnahmen werden nur indirekt, z.B. durch den Mitnahmeeffekt beim Schutz eines Ökosystems verfolgt. Es gilt, Methoden für die Beschreibung der Ökosystemqualität in städtischen Systemen zu entwickeln bzw. anzupassen, um Prioritätensetzungen vornehmen zu können. Es sind Planungs- bzw. Zukunftsszenarien zu entwickeln, aus denen flexible Managementmaßnahmen abgeleitet werden können, die der Dynamik des betrachteten Stadtsystems

gerecht werden. Alle Daten sind so aufzubereiten, dass sie für die verschiedenen Fachdisziplinen verständlich sind (vgl. Gyllin, 2004), damit Managementmaßnahmen als soziale Entscheidung getroffen werden können.

Einbindung der Arbeit in das Probral-Projekt

Die Dissertation ist eingebunden in das Forschungsprojekt Probral „Schutz und Management von naturnaher Vegetation in der Region von Porto Alegre, RS, Brasilien – auf der Basis von Untersuchungen zu Muster und Dynamik der Vegetation“, einer Kooperation des Lehrstuhls für Vegetationsökologie an der Technischen Universität München (TUM) und dem `Centro da Ecologia´ der `Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)´ (vgl. Adelman, 2003). Das Projekt wird gefördert vom Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) und seiner brasilianischen Partnerorganisation CAPES im Rahmen des Probral-Programmes (näheres bei: Porto, 2004).

Literatur

- Abers, R.N. (2000) *Inventing Local Democracy - Grassroots Politics in Brazil* Lynne Rienner Publishers, London, 267.
- Adelman, W., M. Drösler, A. Zellhuber & J. Pfadenhauer (2003) Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre, Südbrasilien - Problemaufriss und PROBRAL Projektskizze. *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 3 71-78.
- Adelman, W., A. Zellhuber, J. Pfadenhauer & M. Suda (2004). Conflicts analysis by scenarios of urban expansion - perspectives for sustainable settlement planning in biodiversity hotspots. *Gesellschaft für Ökologie - Symposium 6: Urban landscapes: Multifunctionality and ecological diversity of the city outskirts*, Giessen.
- Albano, M.T.F. (1999) O Processo de Formulação do 2º Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental de Porto Alegre - Ruptura, Reunião de fragmentos, Inovação ou Manutenção de uma Tradição Secular? Master Thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D. Cunha & R. Rocha (2003). Região Metropolitana de Porto Alegre. Caracterização sócio-espacial. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- AMF (2000). National Conference: Biodiversity in urban environments. Biodiversity in urban environments - Benefits and practicalities of conserving biodiversity in urban environments, Glenside. Australian Mineral Foundation.
- Bähr, J. (1988) Wohnen in lateinamerikanischen Städten, Kieler Geographische Schriften Selbstverlag des Geographischen Instituts, Kiel, 299.
- Bähr, J. & G. Mertins (1992). The Latin American City. In *Modelling the City. Cross Cultural Perspectives* (ed E. Ehlers), Vol. 22, 65-75, Bonn.
- Bähr, J. & G. Mertins (1995) Die lateinamerikanische Groß-Stadt: Verstädterungsprozesse und Stadtstrukturen, Darmstadt, 238.
- Baptista, L.R.d.M. & H.M. Longhi-Wagner (1998) Lista preliminar de especies ameacadas da flora do Rio Grande do Sul Sociedade Botanica do Brasil - Seção regional do Rio Grande do Sul, 16.
- Brack, P., R.S. Rodrigues, M. Sobral & S.L.d.C. Leite (1998) Arvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.* 51(2): 139 - 166.
- Buss, G., C.A. Correa, L.F.G. Brutto, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fialho, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997) Os bugios de Porto Alegre. *A Hora Veterinaria Ano 17, No.99:* 62 - 64.
- CBD (1992). Convention on Biological Diversity, 5th June 1992. UNCED, Rio de Janeiro. UNEP.
- CBD & UNEP (2003) Handbook of the Convention on Biological Diversity 2 nd edition (Updated to include the outcome of the sixth meeting of the Conference of the Parties) Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Chiappetti, M.I.S., S. Marcuzzo & S. Pagel, Mara (1998) A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul - Situação atual, ações e perspectivas - Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 11, São Paulo, 60.
- CMRMA (2002). Resoluções de 24.08.2002. CMRMA - Conferencia municipal e regional do meio ambiente, Porto Alegre. SMAM - Secretaria do Meio Ambiente Porto Alegre.

- COP (2002). COP Recommendation VI/2. Sixth meeting of the Conference of Parties of the convention on biological diversity, The Hague.
- Cramer, C. & S. Schmitz (2004) "Die Welt will Stadt" - Entwicklungszusammenarbeit für das "Urbane Jahrtausend". *Aus Politik und Zeitgeschichte B 15-16*: 12-20.
- Elgendy, H. (2005) *Global Trends: Urbanization*, Karlsruhe, 38.
- GFOE (2004). Urban landscapes: Multifunctionality and ecological diversity of the city outskirts. *Gesellschaft für Ökologie - Symposium 6: Urban landscapes: Multifunctionality and ecological diversity of the city outskirts*, Giesen.
- Gündling, L. (2002) *Implementing the Convention on Biological Diversity on the ground - the example of biosphere reserves*, BfN - Skripten Bundesamt für Naturschutz BfN.
- Gyllin, M. (2004) *Biological Diversity in Urban Environments: Positions, values and estimation methods*. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Hahn, A.v. (2001) *Implementing the Convention on Biological Diversity* Bundesamt für Naturschutz, 97.
- Hall, P. (1999). *World Cities and Global Cities*, <http://www.forum-global.de/soc/bibliot/h/hall.htm>
- Hardoy, J.E., D. Militin & D. Satterthwaite (2001) *Environmental Problems in an urbanizing world: Finding solutions for cities in Africa, Asia and Latin America* Earthscan Publications Ltd., London, 448.
- IBGE (2001) *Censo demográfico 2000* Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IBGE (2002) *Censo demográfico 2002* Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Jackson, J., C. Alfsen-Norodom, G. Davis, T. Katzschner & R. Stanvliet (2005). *Towards meeting the urban biodiversity conservation challenge in the city of Cape Town: The Cape Town biodiversity strategy and the CUBES Cape Town Initiative*. International Conference on Biodiversity: Science and Governance, Paris.
- Kasperek, M. & A. Schäfer (2002) *Biodiversity in German Development Cooperation - Implementing the Biodiversity Convention*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ).
- Keiner, M. & W.A. Schmid (2003) *Urbanisierungstendenzen in Entwicklungsländern : Probleme und Potenziale für nachhaltige Stadtentwicklung*. *DISP - online-Zeitschrift des Instituts für Orts-, Regional-, und Landesplanung ETH Zürich* 155: 49-56.
- Korn, H., J. Stadler, E. Maltby & A.J. Kerr (1998). *The ecosystem approach - what does it mean for European ecosystems?* Rep. No. BfN - Skripten 9. BfN, Isle of Vilm.
- Marcuzzo, S., S.M. Pagel & M.I.S. Chiappetti (1998) *A reserva da biosfera da mata atlântica no rio grande do sul - situação atual, ações e perspectivas -*.
- Marques, A.A.B.d., C.S. Fontana, E. Velez, G.A. Bencke, M. Schneider & R.E.d. Reis (2002) *Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul*, Decreto no. 41672, 52.
- Menegat, E. (2002). *Orçamento participativo: o sujeito e a coragem de inventar*. In *Seminário Gestão Democrática das Cidades. Metodologías de participación, redes y movimientos sociales*. (eds PPGA/FLASCO, Gobierno de la ciudad autonoma de Buenos Aires & PMPA (Prefeitura Municipal de Porto Alegre)), 67-82. Gobierno da la ciudad autonoma de Buenos Aires, Porto Alegre.
- Mitlin, D. & J. Thompson (1995) *Participatory approaches in urban areas: strengthening civil society or reinforcing the status quo?* *Environment and Urbanization* 7: 231-250.
- Moraes, A.d.O. & F.J. Anton (2000) *Mapa da Irregularidade Fundiária de Porto Alegre* Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Porto Alegre, 95.
- Mortari, M. (2002) *Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire* Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- Müller, N. (2004a). „Bund-/Länder Arbeitsgruppe Biotopkartierung im besiedelten Bereich (21. Jahrestagung)“ & „Arbeitskreis Stadtökologie in der Gesellschaft für Ökologie“. *Biodiversität im besiedelten Bereich*, Jena.
- Müller, N. (2004b). „Umsetzung der Biodiversitätskonvention im besiedelten Bereich - Entwicklung von Leitlinien und Zielkonzepten am Beispiel der Stadt Erfurt“, www.fh-erfurt.de/la/pdfs/biodiv_ho.pdf
- Murphy, D.D. (1988). *Challenges to Biological Diversity in Urban Areas*. In *Biodiversity* (ed E.O.Wilson), 71-76. National Academy Press, Washington D.C.
- NUFSD (2002). *Biodiversity in the city - International conference presented of the network of the urban forums for sustainable development*, Dublin. Environmental Institute, University College Dublin.
- Oeschger, R. (2000). *Der Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention, Deutsche Fallstudie: Erfahrungen aus dem Projekt "Ökosystemforschung Wattenmeer", Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes*, Berlin Vorhaben, <http://www.umweltdaten.de/down/oekosystemansatz.pdf>
- Oliveira, E.G. & M.L. Porto (1998). *Parque Estadual Delta do Jacui*. In *Atlas ambiental de Porto Alegre* (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D.

- Fernandes), 85. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Overbeck, G. (2005) Effect of fire on vegetation dynamics and plant functional types in subtropical grassland in southern Brazil. Doctoral thesis, Technische Universität München, Freising-Weißenstephan.
- PDDUA (1999) Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), Vol. Lei complementar 434.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2000) Plano diretor de desenvolvimento urbano ambiental (PDDUA). Lei comentada., Porto Alegre, 19.
- PMPA, P.M.d.P.A. & S.M.d.C. SMC (2000) Lomba do Pinheiro - Memória dos Bairros: 239.
- Porto, M.L. (2004). The importance of international academic exchange projects for questions of integrated sustainable land use planning. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Porto, M.L., H. Hasenack & P. Brack (2000). Zoneamento Ambiental do Município de Porto Alegre e Definição das Unidades de Paisagem na bacia do Dilúvio. departamento de ecologia.
- Porto, M.L. & R. Menegat (1998). Mapa da vegetação natural potencial. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 230. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Quadros, F.L.F. & V.D. Pillar (2002) Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. *Ciencia & Ambiente* 24: 109-118.
- Santos, M. (1993) A urbanização brasileira, São Paulo, 157.
- Scarano, F.R. (2002) Structure, function and floristic relationship of plant communities in stressful habitats marginal to the brazilian atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517 - 524.
- Schlossorsch, T. (2004) Population biology of *Moritzia ciliata*. diploma thesis, Technical University of Munich, Munich.
- Souza, M.L.d. (1996) Urbanização e desenvolvimento no Brasil atual, São Paulo, 87.
- Sukopp, H. (2004). Geschichte der Stadtökologie. Biodiversität im besiedelten Bereich - gemeinsame Tagung der „Bund-/Länder Arbeitsgruppe Biotopkartierung im besiedelten Bereich (21. Jahrestagung)“ & Arbeitskreis Stadtökologie in der Gesellschaft für Ökologie“, Jena. Fachhochschule Erfurt.
- UN (1997). Urban Agglomerations 1996. Rep. No. United Nations publication (ST/ESA/SER.A/163). United Nations - Department of Economic and Social Affairs - Population Division.
- UNEP (1998). Report of the Workshop on the Ecosystem Approach in Li-longwe, Malawi, 26 28 January 1998, <http://www.biodiv.org/doc/world/mw/mwnr01en.pdf>
- UNEP (2002). World summit on sustainable development - advanced unedited text 4.September 2002.
- UNEP (2003). Convention on Biological Diversity and World Summit on Sustainable Development, <http://www.biodiv.org/events/wssd.asp>
- UN-ESA (2004). World Urbanization Prospects - The 2003 Revision. Rep. No. ESA/P/WP.190. United Nations - Department of Economic and Social Affairs - Population Division.
- UN-ESC (2000). Integrated planning and management of land resources - Report of the Secretary-General Addendum: Conservation of biological diversity. Rep. No. E/CN.17/2000/6/Add.4. United Nations - Economic and Social Council.
- UNESCO (2005). Biodiversity and Urban Areas. International Conference on Biodiversity: Science and Governance- Workshop 7: Biodiversity and Urban Areas, Paris.
- UNU/IAS & MAB (2003). Defining an Ecosystem Approach to urban management and policy department. United Nation University - Institute of advanced studies, Tokyo.
- WB (2000). World Development Report 1999/2000. World Bank.
- WBGU (2001) Die Chance von Johannesburg: Eckpunkte einer Verhandlungsstrategie 1 - Globale Umweltveränderungen Economica Verl., Bonn, 20.
- Wehrhahn, R. (1994) São Paulo: Umweltprobleme einer Megastadt. *Geographische Rundschau* 46: 359-366.
- Wehrhahn, R. (1998) Nachhaltige Stadtentwicklung in Brasilien - Soziale, ökologische und planerische Anforderungen dargestellt an südostbrasilianischen Städten. *Tübinger Beiträge zur Geographischen Lateinamerika-Forschung*. 15: 353-378.
- World Bank (1996) World Bank Participation Sourcebook., Environmental Department papers World Bank, Washington D.C., 259.
- Zimmermann, C.R. (2002). Demokratie radikal demokratisieren. Der Beteiligungshaushalt in Porto Alegre. In Vom Süden lernen. Portos Alegres Beteiligungshaushalt wird zum Modell für direkte Demokratie (eds Misereor, DGB Bildungswerk & Servicestelle Kommunen in der Einen Welt), 16-22. Misereor, Aachen.

Untersuchungsgebiet Porto Alegre

Lage und Klima

Die Stadt Porto Alegre ($30^{\circ} 03' 00''$ S, $51^{\circ} 23' 00''$ W) ist die Hauptstadt des südlichsten Bundesstaates von Brasilien 'Rio Grande do Sul' (Abb. 3).

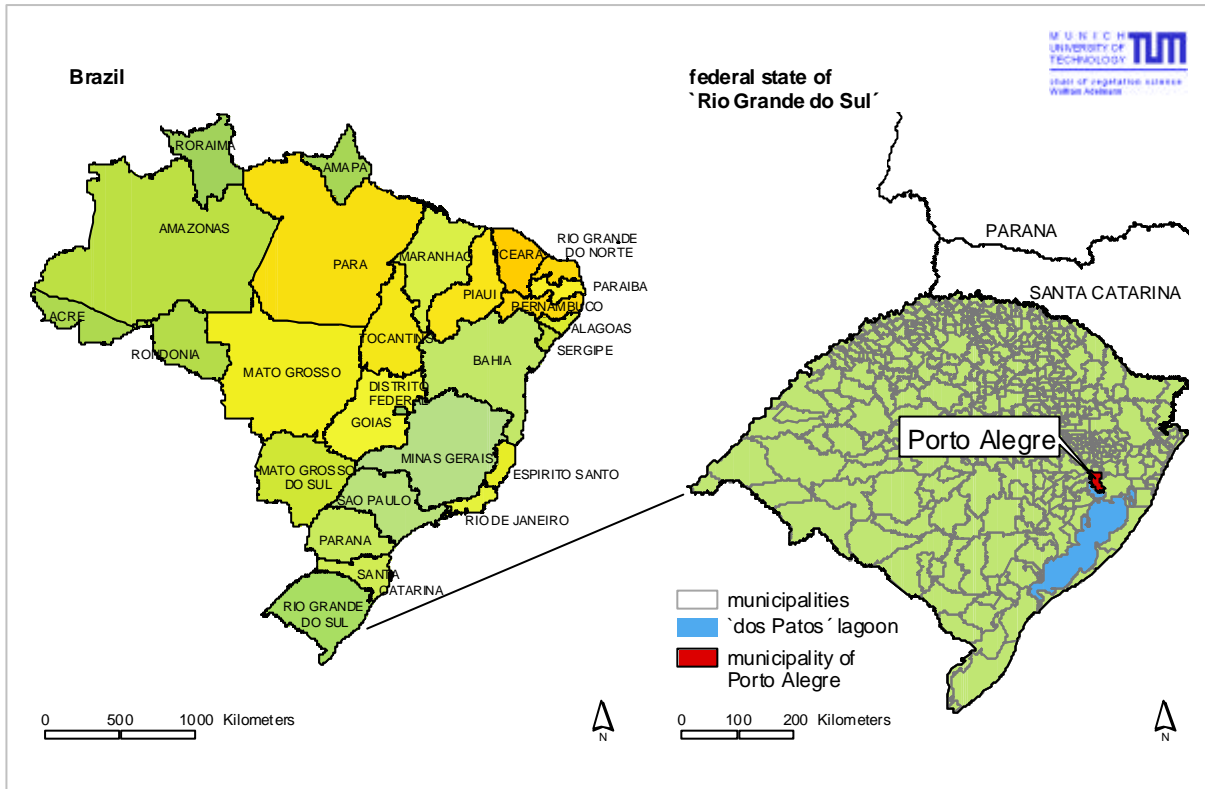


Abb.3: Lage des Untersuchungsgebietes Porto Alegre in Brasilien
Location of Porto Alegre municipality in Brazil

Porto Alegre liegt in den immerfeuchten Subtropen mit einem Cfa-Klima nach der Einteilung von Köppen (Livi, 1998). Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt zwischen $18 - 20^{\circ}$ C. Die Sommermonate sind heiß, mit Maximaltemperaturen von bis zu 41° C, vor allem im Januar und Februar, während in den Wintermonaten Fröste auftreten können. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei $1300 - 1500$ mm/a ohne dass ein Monat unter 90 mm abfällt (Nimer, 1990). Dennoch können in den Sommermonaten Wasserdefizite in den Böden auftreten (Berlato, 1992).

Vegetation

Die Region von Porto Alegre ist durch ein Mosaik aus Grasländern und verschiedenen Gebüsch- und Waldformationen geprägt (Pillar *et al.*, 1997; Waechter, 2002), verantwortet durch den Übergangsbereich zwischen subtropischen laubabwerfenden Wäldern des 'Alto Uruguay' (Hueck *et al.*, 1981; Porto *et al.*, 1998; Porto *et al.*, 2000), den Küstenregenwäldern und den Grasländern, welche im südlichen und westlichen Anschluss, der Rio de la Plata- und Pampa-Region, dominieren (Schultz, 1957). Bei der Artenzusammensetzung der Wälder überwiegt der Einfluss der Küstenregenwälder

(Brack *et al.*, 1998; Forneck, 2001). Oliveira-Filho *et al.* (2000) fassen die Wälder in diesem Übergangsbereich als Küstenregenwald im erweiterten Sinne (‘Mata atlântica’ *sensu lato*¹) zusammen.

Nach einer Einteilung von Aguiar *et al.* (1986) können verschiedene Wälder unterschieden werden, welche nachstehend charakterisiert werden (vgl. Brack *et al.*, 1998). Gereiht nach zunehmender Feuchtigkeit sind dies: psammophiler Wald (‘Restinga’), subxerophiler, mesohyrophiler, hygrophiler Wald, Ufer-/Auwald (‘mata alluvial/riparia’), sowie zwei Strauchwälder ‘Maricazal’ und ‘Saradinazal’.

Psammophile Wälder sind Niedrigwälder auf Sandböden, vornehmlich auf den Paleodünen im Südteil der Gemeinde und auf den ehemaligen Uferbänken des ‘Guaiba’-Sees. Ihre Artenzusammensetzung und Struktur ist mit der *subxerophiler Wälder* vergleichbar, wenngleich letztere vornehmlich auf den Nordhängen und Kuppen der vorwiegend aus Granit bestehenden Höhenzüge („Morros“) im Osten und Süden der Stadt vorkommen. Beide Waldtypen weisen eine Höhe von 6 – 10m und bis zu drei Baumschichten auf (Aguiar *et al.*, 1986). Die oberste Baumschicht wird von Baumarten gebildet, wie *Enterolobium contortisiliquum* und *Ficus organensis*, welche mit ihren weit ausladenden Kronen landschaftsprägend sind. Der Waldbestand wird vor allem von Angehörigen der Familie der Myrtaceen (*Eugenia uniflora*, *E. hyemalis*, *Gomedesia palustris*, *Myrciaria cuspidata*) (Rambo, 1956) geprägt; weitere Baumarten sind *Sebastiania commersoniana*, *Casearia silvestris*, u.a. Häufig tritt wilde Ananas (*Bromelia antiacantha*) auf. Als Charakterarten der psammophilen Wälder kommen *Rollinia maritima*, *Tabebuia pulcherrima* und *Cybistax antisyphilitica* vor (Brack *et al.*, 1998).

Die *mesohyrophilen Wälder* nehmen eine Mittelstellung ein zwischen den subxerophilen, d.h. an trockenen Standorten vorherrschenden, und den hygrophilen, an feuchten Standorten dominierenden Wäldern. Die mesohyrophilen Wälder sind somit vornehmlich an den Südhängen der Hügel zu finden. Die Wälder sind zwischen durchschnittlich 10 – 15m (maximal 20m) hoch, mit zumeist 2-3 Baumschichten und zwei Strauchschichten. Die oberste Baumschicht wird häufig von *Guapira opposita*, *Gymnanthes concolor*, *Sorocea bonplandii* und *Myrsine umbellata* gebildet. Daneben treten seltene Arten wie *Ocotea pulchell* und *Ocotea puberula* auf. Die unteren Baumschichten bilden häufig *Pachystroma longifolium*, *Casearia silvestris*, *Casearia decandra* und die Strauchschichten die Arten *Eugenia rostrifolia*, *Mollinedia elegans* und *Faramea marginata* (Aguiar *et al.*, 1986; Brack *et al.*, 1998).

Hygrophile Wälder liegen zumeist in Muldenlagen oder am Fuß von Hängen auf der Südseite der Hügel (Aguiar *et al.*, 1986; Mirapalmete, 2001). Hier erreichen die Bäume eine Höhe von durchschnittlich 15 – 20m (Einzelbäume bis 25m). Drei bis vier Baumschichten können auftreten (ebd.). Dieser Waldtyp zeigt neben den Uferwäldern den stärksten Einfluss des tropischen Küstenregenwaldes hinsichtlich seiner Artenzusammensetzung. Geschätzte 60% seiner Arten stammen aus der ‘Mata atlântica’, dem brasilianischen Küstenregenwald (Forneck, 2001; Forneck *et al.*, 2002). Die oberste Baumschicht bilden verschiedenste Arten, wie *Matayba eleagnoides*, häufig Euphorbiaceen (*Pachystroma longifolium*, *Alchornea triplinerva*, *Gymnanthes concolor*), daneben *Casearia silvestris*, *C. decandra*, sowie Meliaceen (*Cabralea canjerana*, *Trichilia clausenii*, *Trichilia elegans*) (Brack, 1986).

¹ Der Küstenregenwald im engeren Sinne (‘Mata atlântica’ *sensu stricto*) ist auf die östlichen, zur Küste abfallenden Hänge und Täler des Planalto Hochlandes beschränkt (Oliveira-Filho *et al.*, 2000) und liegt nicht im Untersuchungsgebiet.

Charakteristisch sind eine Vielzahl von Lauraceen (wie *Nectandra megapotamica*, *N. oppositifolia*, *Ocotea diospyrifolia*, *O. pulchella*), darunter auch gefährdete Arten, wie *Ocotea catharinesis* (Baptista *et al.*, 1998). Ebenso sind Moraceen (*Ficus insipida*, *Ficus enormis*, *Sorocea bonplandii*) in den zweiten und dritten Baumschichten häufiger. Die unterste Baumschicht wird von *Faramea marginata*, *Eugenia schuechiana*, *E. rostrifolia*, *E. uniflora* und *Myrciaria cuspidata*, sowie weiteren Arten gebildet (Brack, 1986; Forneck *et al.*, 2002).

Die Ufer- und Auwälder sind nach Brack *et al.* (1998) an Gewässer und ihre begleitenden Böden gebunden. Uferwälder sind sehr vielgestaltig: Entlang der Uferbänke des 'Delta Jacuí', umgeben von Feuchtgebieten oder Grasländern, bilden sie niedrige Galeriewälder mit einer Höhe von bis zu 10 m (Rambo, 1958; FAURGS, 2004).. Auf den Südhängen, anschließend an hygrophile Wälder, bilden die gewässerbegleitenden Wälder eine vielschichtige Struktur aus, mit einer Höhe von bis zu 28 m (Forneck, 2001; Mirapalhete, 2001). Letztere sind von ihrer Struktur den hygrophilen Wäldern sehr ähnlich. Die Artenzusammensetzung der Uferwälder in Porto Alegre ist durch Arten aus den Gebieten von Paraguay, Uruguay und Paraná beeinflusst, welche sich entlang der Migrationsrouten über die Flüsse Jacuí und Gravataí und den Uferlinien des Lagunensystems der 'Dos Patos'-Lagune und des 'Guaíba'-Sees in diese Bereiche seit ca. fünftausend Jahren ausbreiten konnten (Porto *et al.*, 1998). Dieser Waldtyp ist der artenreichste (Artenliste Anhang App.4). Neben den für hygrophile Wälder typischen Arten treten vor allem *Salix humboldtiana*, *Erythrina crista-galli* und *Inga uruguensis* auf, sowie weitere Arten der Gattung *Inga* (*I. afinis*, *I. marginata*). Daneben können sehr variable Kompositionen auftreten, wobei *Vitex megapotamica*, *Apuleia leiocarpa*, *Pouteria gardneriana*, *Psychotria carthagenensis* und *Bambusa trinii* typische Arten sind (Brack *et al.*, 1998; Forneck *et al.*, 2002; Mortari, 2002). Auffällig sind seltene Baumfarne, wie die Art *Nephelia setosa*. Sowohl hygrophile Wälder, als auch Uferwälder sind sehr reich an Epiphyten, vor allem Orchideenarten der Gattungen *Cattleya*, *Brassavola*, *Eurystyles* und *Oncidium* (Nunes *et al.*, 1982), sowie Bromelien, wie z.B. *Aechmea recurvata*, *Tillandsia geminiflora* oder *Vriesea gigantea* (Aguiar *et al.*, 1986; Forneck *et al.*, 2002).

In allen genannten Wäldern sind Lianen häufig, wie *Forsteronia glabrescens*, *Aristolochia triangularis*, *Amphystelma melanthum*, oder Arten der Gattungen *Ditassa* oder *Tassadia* (Aguiar *et al.*, 1986).

'Maricazal' und 'Sarandinazal' sind zwei Strauchwaldformationen der Niederungen mit einer Höhe von bis zu 5 m. 'Maricazal' ist nach der dominierenden Strauchart 'Maricazal' (*Mimosa bicrumunata*) benannt, welche z.T. als Einartbestand die Strauchschicht bildet. Diese Formation tritt häufig in den feuchten Ebenen auf. 'Sarandinazal' beschreibt einen einschichtigen Strauchwald, der unmittelbar an und im Randbereich stehender Gewässer und Feuchtgebiete (portug. 'Banhados') auftritt. Die Bezeichnung 'Sarandinazal' fasst eine Gruppe verschiedener Arten zusammen (*Sebastiana schottiana*, *Cephalanthus glabratus*, *Phyllanthus sellowianus*), jede Art wird populär als 'Sarandi' bezeichnet.

Die erwähnten 'Banhados' sind Feuchtgebiete mit (zum Teil ephemeren) Stillgewässern als Zentrum, mit Makrophyten-Säumen und umgebenden Röhrichtbeständen. Neben den genannten Arten der Sarandinazal treten *Hibiscus*-Arten und *Sesbania punicea* als Straucharten auf. Die Riedbestände werden von *Schoenoplectus californicus*, *Typha domingensis*, *Cyperus luzulae*, und *Eriochloa montevidensis* u.w. gebildet. Daneben kommen *Eryngium pandanifolium*, sowie Makrophyten wie *Azolla spec.*, *Eichornea crassipes* und Arten der Gattung *Salvinia* als Charakterarten vor (Porto *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 1999).

Die subtropischen Grasländer (*Campos*) sind weit verbreitet im südlichen Brasilien und in angrenzenden Teilen von Argentinien und Uruguay. Sie liegen in einer Übergangszone von subtropischen Wäldern bis in die Pampa-Region (Schultz, 1957), in einem Klima, das grundsätzlich Wald ermöglicht (Pillar *et al.*, 1997; Pillar *et al.*, 1999). Dieses sogenannte „Pampa Problem“ ist vielfach diskutiert (Walter, 1967; Eriksen, 1978; Box, 1986). Es war und ist Gegenstand der Forschung, zu erklären, wie Grasländer und die voranschreitende Waldausbreitung interagieren und welche Schlüsselfaktoren (vor allem Beweidung u. Feuer) die Grasländer stabilisieren (Eggers, 1991; Behling, 1997; Boldrini, 1997; Pillar *et al.*, 1999; Nabinger *et al.*, 2000; Quadros *et al.*, 2000; Behling, 2001; Overbeck *et al.*, 2004; Overbeck *et al.*, 2005). Für die Grasländer der Hügellandschaft von Porto Alegre kann eine Stabilisierung durch Feuer als sicher gelten (Overbeck *et al.*, 2005).

Rambo (1954, 1956) beschrieb die enorme Artenvielfalt der Grasländer und ihren Reichtum an endemischen Arten in der Region von Porto Alegre (Rambo, 1954; Rambo, 1956; Rambo, 1957; Rambo, 1958). Die Grasländer in Porto Alegre sind vornehmlich auf den Nordhängen und Kuppenlagen der granitischen Hügel verbreitet. Die Böden bilden flachgründige Neosole und teilweise Acrisole (Klamt *et al.*, 2004; vgl. Anhang App.2). Die Grasländer und mit ihnen assoziierte Grasland-Strauch-Formationen sind mit Abstand die artenreichsten Ökosysteme in der Gemeinde. Wertet man die existierende Literatur aus (Aguiar *et al.*, 1986; Brack, 1986; Mohr, 1995; Boldrini *et al.*, 1998; Fernandes, 2000; Forneck, 2001; Mirapalhete, 2001; Forneck *et al.*, 2002), so beheimaten sie zusammen über 700 Arten (vgl. Artenliste im Anhang App.4). Vor allem kommen Arten der Familien der Asteraceen (142 Arten), Poaceen (122 Arten), Fabaceen (53 Arten) und Cyperaceen (33 Arten) vor, neben weiteren 57 Familien (Anhang App.4). Die Struktur wird maßgeblich durch Horstgräser bestimmt, wie *Elyonurus muticus*, *Aristida flaccida*, *A. laevis*, *Andropogon lateralis*, *Schizachyrium tenerum* und *Trachypogon montufari* (Aguiar *et al.*, 1986; Boldrini *et al.*, 1998; Overbeck, 2005). Daneben treten häufiger Straucharten der Gattung *Baccharis* auf, wie *B. patens*, *B. cognata* und *Baccharis trimera*, sowie *Vernonia nudiflora*, *Heterothalamus psiadioides* (Overbeck, 2005). Unter den Krautigen sind Arten der Gattung *Eryngium* (*E. pristis*, *E. horridum*) auffällig, sowie gefährdete endemische Arten wie *Moritzia ciliata* (Rambo, 1954; Schlossorsch, 2004) und *Schlechtendalia luzulaefolia*. Als Teepflanze wird die Asteracee *Macela* (*Achyrocline satureioides*) gerne gesammelt. Zwar konnte eine Veränderung der Artenkomposition entlang von Feuchtigkeitsgradienten festgestellt werden (Boldrini *et al.*, 1998; Focht, 2001), jedoch wurden daraus keine verschiedenen Graslandgesellschaften abgeleitet.

Die Gebüsche (*Capõeira/Vassoural*) sind zumeist vermischt mit Graslandbereichen, so dass die oben genannten Arten dort ebenfalls vorkommen können. Höhere Sträucher (bis zu 2 m) sind häufig *Dodonea viscosa* (*Vassoura*), *Heterothalamus alienus*, *Symplocus uniflora* und *Baccharis dracunculifolia*. Des Weiteren treten *Eupatorium inulifolium*, sowie *Solanum*-Arten (*S. mauritianum*, *S. pseudoquina*) auf (Brack *et al.*, 1998).

Zusammengenommen beheimatet das Mosaik über 90% der in Porto Alegre vorkommenden Pflanzenarten und somit immerhin fast ein Viertel der Pflanzenarten des Bundesstaates Rio Grande do Sul (vgl. Rambo, 1954; Porto *et al.*, 1998).

Fauna

Über die Fauna von Porto Alegre sind nur fragmentarisch Erkenntnisse vorhanden. So existieren einzelne Erhebungen zu Vögeln (Lema *et al.*, 1977; Ruzsczyk, 1987; Mendonca-Lima *et al.*, 2000; Efe *et al.*, 2001; Forneck, 2001), Schmetterlingen (Ruzsczyk, 1986b; Ruzsczyk, 1986a; Ruzsczyk *et al.*, 1992), oder einer Brüllaffenart (Buss, 1996; Brutto *et al.*, 1997; Buss *et al.*, 1997; Printes *et al.*, 1997; Buss, 2001; Buss *et al.*, 2002). Daneben existieren einige von den Autoren selbst als unvollständig bezeichnete Erhebungen zu einzelnen Gebieten, wie dem Delta `Jacuí` (Oliveira *et al.*, 1999), dem `Morro do Osso` (Mirapalmete, 2001), `Morro Santana`, Schutzgebiet `Lami` (Albuquerque *et al.*, 1986) oder potenzielle Artenlisten zum `Parque Saint Hillaire` (Mortari, 2002).

Hervorzuheben sind Arbeiten von Ruzsczyk (Ruzsczyk, 1986b; Ruzsczyk, 1986a; Ruzsczyk *et al.*, 1992), welche die Schmetterlinge innerhalb eines Transektes aus der Kernstadt Porto Alegre bis in Naturflächen untersuchten und innerhalb dieses Gradienten die höchste Biodiversität im Ökotonbereich, d.h. in den Stadtrandlagen feststellten (vgl. Kap. 1.1.3.2).

Bemerkenswert ist das Vorkommen einer Brüllaffenart (*Alouatta fusca clamitans*) in den Reliktflächen der Wälder unmittelbar in den Stadtrandlagen (Printes *et al.*, 1997; Printes *et al.*, 2000). Diese Art ist zudem auf der Roten Liste des Bundesstaates als „empfindlich“ geführt (Marques *et al.*, 2002).

Weitere Rote-Liste-Arten treten innerhalb der Lebensräume des Delta `Jacuí` auf (Lema *et al.*, 1977), z.B. das Wasserschwein (*Hydrochoerus hydrochoerus*) oder der Kaiman (*Caiman latirostris*) (Oliveira *et al.*, 1999), sowie die Spechtart *Piculus aurentus* am `Morro Santana` (Forneck, 2001) und im `Parque Saint Hillaire` (Mortari, 2002). In Letzterem kommt zudem eine weitere gefährdete Vogelart vor, der `Cisquero` (*Clibanormis dendrolaptoides*) (Mortari, 2002; vgl. Marques *et al.*, 2002).

Räumliche Gliederung der Gemeindefläche und existierende Schutzgebiete

Die Gemeindefläche von Porto Alegre kann räumlich in drei Zonen unterteilt werden: in zwei Niederungsgebiete im Süden und Norden der Gemeinde und einen von granitischen Hügeln geprägten mittleren Bereich (Abb. 4 und Anhang App.2). Im nördlichen und nordwestlichen Teil liegen die Verebnungen der Flussläufe des `Jacuí`, des `Gravataí`, des `Feijão` und des `Dilúvio`, sowie das Mündungsdelta des `Jacuí` mit seinen Inseln. Den zentralen Bereich der Gemeindefläche bilden granitische Hügelketten und einzelne isolierte Hügel. Im südlichen Teil prägen die Verebnungen der Flüsse `Salso` und `Lami` die Landschaft, sowie ehemalige Seeterrassen des `Guaíba`-Sees (vgl. Abb.4).

Die Naturflächen in den **nördlichen Niederungen** (vgl. Abb. 4) sind heute weitgehend durch die Stadtexpansion verschwunden oder durch landwirtschaftliche Nutzung überprägt. Bei den Böden dominieren fluviale Sedimente, hauptsächlich Gley und teilweise organische Böden (vgl. Anhang App.3) (Menegat *et al.*, 1998). Ihre natürliche Vegetation² (vgl. Anhang App. 1) würde ein Mosaik aus Feuchtwiesenflächen, Galerie- und Feuchtwäldern darstellen (Porto *et al.*, 1998). Die verbliebenen Grasländer prägen mit ihren freistehenden Palmen (*Syagrus romanzoffiana*) und weitausladenden

² Porto & Menegat 1998 benennen ihre Darstellung in Abb. 1.2.4 als Potenziell Natürliche Vegetation. Tatsächlich erfüllt die Darstellung nicht die Definition, da die anthropogenen Standortveränderungen (z.B. aktuelle Siedlungsflächen) nicht berücksichtigt werden bei der Konstruktion der Vegetationsverteilung. Vielmehr wird hier die natürliche, im Sinne von ursprüngliche, Vegetation rekonstruiert und beschrieben.

Bäumen (vornehmlich *Ficus organensis*) das Landschaftsbild (ebd.). Die aktuelle Vegetation der wenigen Freiflächen ist vornehmlich durch Beweidung und Entwässerung beeinflusst, daneben kommen Brachflächen vor, welche hauptsächlich von Niedrigfeuchtwäldern 'Maricazal' dominiert werden (Menegat *et al.*, 1998). Eine Erhebung der Arten anhand der verbliebenen Restflächen liegt nicht vor.

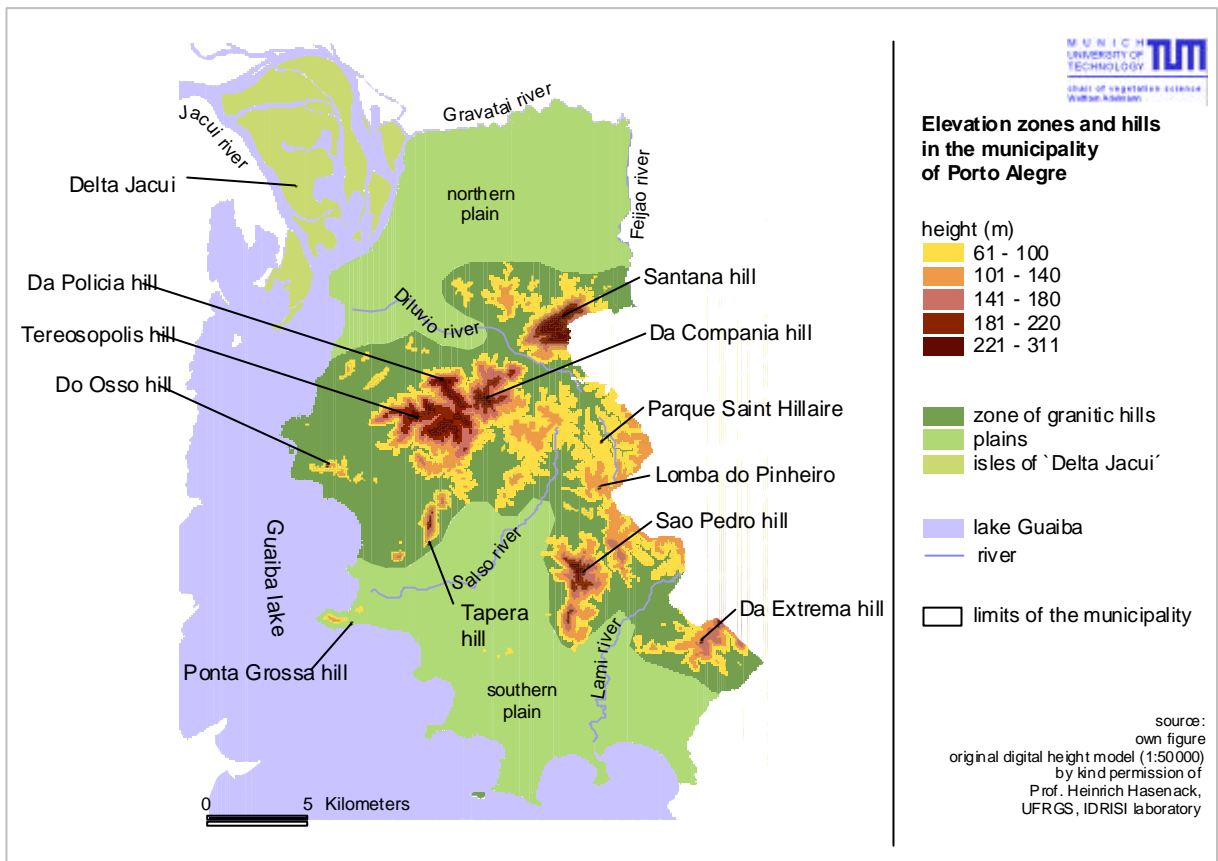


Abb.4: Höhenzonierung, Lage der wichtigsten Hügel und Flüsse in Porto Alegre
Elevation zones, location of main hills and rivers in Porto Alegre

Als weitgehend naturnah kann das Delta der Flüsse 'Jacui' und 'Gravatai' (kurz **Delta 'Jacui'**) gelten (Oliveira *et al.*, 1998). Heute beheimatet das Inselsystem im Mündungsgebiet ein Mosaik aus Feuchtflächen ('Banhados') und Feuchtwäldern (Longhi *et al.*, 1977). Die Vegetation wurde für Teile des Gebietes detailliert kartiert (Oliveira *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 1999) und ist im Verhältnis zu anderen Vegetationstypen relativ artenarm. Dominierend sind weite Riedbestände der 'Banhados', offene Wasserflächen mit Makrophytensäumen, sowie einzelne Strauchwälder wie 'Sarandinazal' und 'Maricazal' und Galeriewälder (ebd.). Weite Teile des Deltas unterliegen einer hohen Überflutungsdynamik, wodurch sich die Vegetationszonen oft verändern (Oliveira *et al.*, 1999). Das Delta zählt zu den Kernzonenbereichen des Biosphärenreservates des Küstenregenwaldes 'Mata atlântica' (vgl. Abb. 5., Box1). Das Gebiet ist heute auf einer Größe von 17.245 ha Schutzgebiet (Parque Estadual entspr. Naturschutzgebiet), davon liegen 4.471 ha im Gemeindegebiet Porto Alegre (Oliveira *et al.*, 1999). Es ist damit das größte Schutzgebiet der Gemeinde (vgl. Abb. 5).

Der mittlere Teil der Gemeindefläche wird von flachwelligen **Höhenzügen** (portug. 'Morros') dominiert, die eine Maximalhöhe von 311 m (Morro Santana) aufweisen. Die Grundgesteine, welche die Hügelketten bilden, bestehen vorwiegend aus verschiedenartigen Graniten, wenige Bereiche aus metamorphen Gesteinen, wie Granodiorite oder Gneise (siehe Geologie Anhang App.3) (Menegat *et al.*, 1998). Die Böden sind in den Hügelkuppen und Nordhangbereichen von Neosol (örtliche Nomenklatur: Lithosol) geprägt (Menegat *et al.*, 1998; Klamt *et al.*, 2004), in den Hangbereichen herrschen Acrisole vor (Streck *et al.*, 2002). Während erstgenannte flachgründige Böden (i.d.R. 40-80 cm tief) darstellen, sind die rot-gelben Verwitterungsböden der Acrisole sehr tiefgründig (bis zu 5 m) und oftmals von Kolluvien in den Hangfußbereichen überdeckt (Klamt *et al.*, 2004). Die Kolluvien herrschen in den südlichen Hanglagen und Talgründen vor, wobei in der Nähe von Flussläufen diese von Flusssedimenten oder Gleyen überdeckt werden (ebd.).

Die Vegetation der granitischen Hügel besteht aus einem Mosaik von verschiedenen Waldtypen und Graslandflächen. Lindman (in Pillar *et al.*, 1996) beschrieb 1906, ebenso wie Rambo (Rambo, 1954) den Reichtum an Pflanzenarten und verwies auf die hohe Anzahl endemischer Arten. Auf den Nordhängen herrschen über Neosol vornehmlich Gras- und Buschländer vor. Die Südlagen sind von verschiedenen Wäldern geprägt. Diese reihen sich entlang eines Gradienten mit zunehmender Feuchte von den Kuppen bis in die Tallagen mit subxerophilen, mesohygrophilen und hygrophilen Wäldern, sowie zuletzt, entlang von Bach- und Flussläufen, mit Uferwäldern.

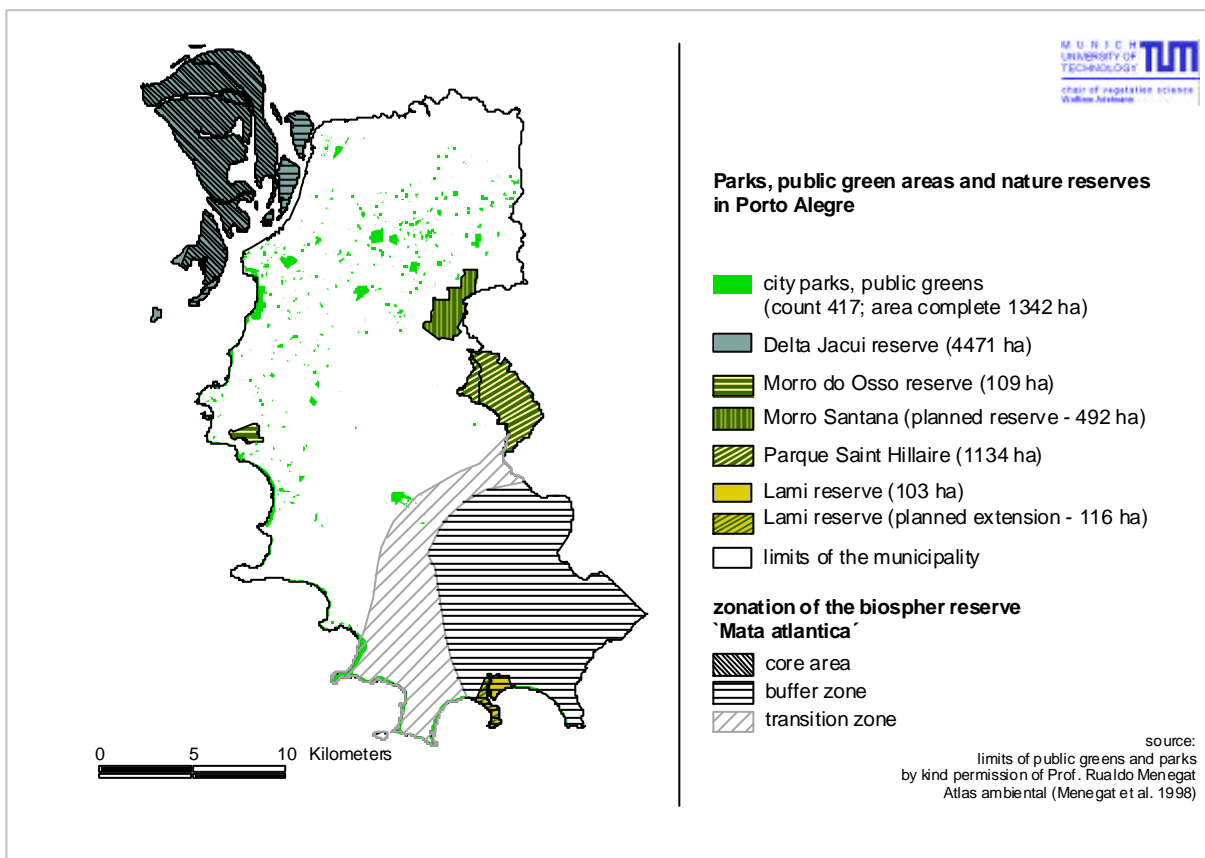


Abb.5: Übersicht über Schutzgebiete, Parks und öffentlich geschützte Grünflächen und Zonierung des Biosphärenreservates in Porto Alegre (ergänzt nach Menegat *et al.* 1998)
Overview of reserves, parks and protected public green areas and zonation of the biosphere reserve in Porto Alegre (changed after Menegat *et al.* 1998)

Gebiete zum Schutz dieses Wald-Graslandmosaiks (Abb.5) sind neben dem erwähnten `Morro do Osso´ (Mirapalmete, 2001) der `Parque Saint Hillaire´ (Mortari, 2002), welcher zum größten Teil in der Nachbargemeinde Viamão angesiedelt ist, jedoch von Porto Alegre verwaltet wird, sowie das zukünftige Waldschutzgebiet (refugio da vida sylvestris) am `Morro Santana´ (vgl. Mohr, 1995; Porto *et al.*, 1995). Somit werden mit dem `Morro Santana´ insgesamt ca. 1600 ha Schutzgebiet existieren und somit ca. 12% der Fläche umfassen, auf der potenziell Wald-Graslandmosaik vorkommen könnte. Zur Zeit hält die Diskussion noch an, auf den `Morro São Pedro´ im Süden ein ca. 1000 ha umfassendes Schutzgebiet auszuweisen (vgl. AGAPAN, 2003). Der südöstliche Teil der Gemeinde ist als Entwicklungs- und Pufferzone in der Biosphärenreservats-Zonierung enthalten (vgl. Abb. 5).

Die natürliche Vegetation der **südlichen Ebene** wird als Mosaik aus Feuchtflächen, `Maricazal´-Niedrigwäldern und Galeriewäldern rekonstruiert (Anhang App. 1). Heute ist das Gebiet hauptsächlich land- und forstwirtschaftlich geprägt. Die Teile der ehemaligen Feuchtflächen sind trockengelegt, die naturnahen Wälder sind weitgehend auf die Galeriewälder reduziert. Dazwischen werden große Flächen ackerbaulich genutzt, u.a. zum Anbau von Reis. Daneben treten große Weide- und Brachflächen auf (Menegat *et al.*, 1998). Auf den isolierten niedrigen Hügeln im Südteil dominieren die Wälder, Grasländer treten dort kaum auf. Die als Halbinseln in den `Guaiba´-See ragenden Hügel, wie `Ponta grossa´, sind vollständig mit Wald bedeckt. Daneben treten psammophile Wälder auf den ehemaligen Uferterrassen des `Guaiba´-Sees auf. Das Schutzgebiet `Lami´ umfasst einen Bereich mit ca. 103 ha dieser `Restinga´-Wälder im Bereich der Flussmündung des `Lami´-Flusses. Eine Erweiterung um 116 ha ist beschlossen (vgl. Menegat *et al.* 1998) (vgl. Abb.5).

Geschichte der Stadtentwicklung zur Metropolenregion `Grande Porto Alegre´

Seit 1680 entwickelte sich Porto Alegre von einer unbedeutenden Kleinstadt zum wichtigsten Umladehafen zwischen der Hochsee- und Flussschifffahrt. Dieser diente bis in die 1940er Jahre hinein als zentraler Exporthafen für landwirtschaftliche Produkte der gesamten südlichen Flussregion des `Jacui´. Im Jahr 1773 wurde der Hauptstadtstatus für die damalige Provinz São Pedro von der Nachbargemeinde `Viamão´ auf Porto Alegre übertragen (Ferraz de Souza, 1998). Hierdurch entwickelte sich neben dem Handel ein zunehmender administrativer Sektor und die ersten Dienstleistungen. Im 19. Jahrhundert wuchs Porto Alegre

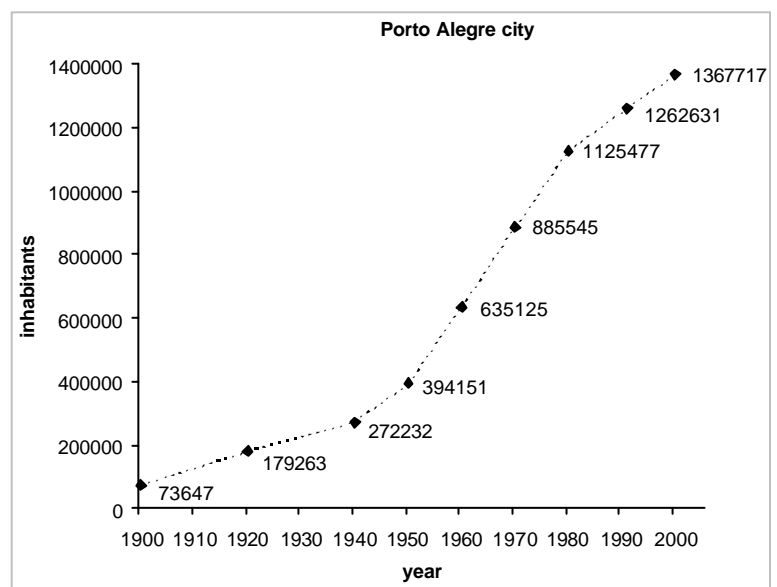


Abb. 6: Bevölkerungsentwicklung von Porto Alegre 1900 – 2000 (Menegat *et al.* 1998, IBGE 2001)
Inhabitant development of Porto Alegre 1900 – 2000 (Menegat *et al.* 1998, IBGE 2001)

vor allem durch die Zuwanderung von deutschen und italienischen Immigranten auf eine Größe von ca. 52.000 Einwohnern. Durch die Industrialisierung und den Ausbau des Handels wuchs die Stadt bis

1945 rasch auf eine Größe von ca. 350.000 Einwohner (vgl. Abb. 6). Durch die Entwicklung des Straßennetzes verlor der Umladehafen zunehmend an Bedeutung - der Industrie- und Dienstleistungsstandort blieb erhalten. Von 1945 bis in die achtziger Jahre ließ eine massive Landflucht alle brasilianischen Städte rasant wachsen, Porto Alegre wuchs bis 1980 auf 1,1 Millionen Einwohner an (Ferraz de Souza, 1998). Die Gemeinde Porto Alegre selbst, mit einer Fläche von 477 km² (432,9 km² Festland, 44,1 km² Inseln), beheimat ca. 1,37 Millionen Einwohner mit einer jährlichen Wachstumsrate von 1,35 % (IBGE 2000). Heute ist Porto Alegre Hauptstadt des Bundesstaates Rio Grande do Sul, einem der reichsten Bundesstaaten von Brasilien (IPPUR/UFRJ-FASE, 2003).

Parallel zu Porto Alegre entwickelten sich auch die angrenzenden Nachbargemeinden und bilden heute eine urbane Agglomeration, welche ca. 3,75 Millionen Bewohner umfasst (IPPUR/UFRJ-FASE, 2003). Diese wurde 1973 zur Metropolenregion Porto Alegre (‘Região Metropolitana Grande Porto Alegre’) erklärt (Fernandes, 1995; IPPUR/UFRJ-FASE, 2003) und ist heute mit 31 Gemeinden der fünftgrößte Städteverbund von Brasilien (Menegat *et al.*, 1998). Metropolenregionen stellen dabei die administrative Zusammenlegung eines Verdichtungsraumes zu einer gemeinschaftlichen Planungsregion für Wirtschaft, Kultur, Verkehr und Politik dar (vgl. Analyse Box 2).

Stadtentwicklungsplan ‘Plano diretor’

Zentraler Bestandteil der aktuellen Stadtplanung in Porto Alegre ist der 1999 gesetzlich in Kraft getretene Stadtentwicklungsplan ‘Plano diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA) - Lei complementar 434’, kurz ‘Plano diretor’ (PDDUA, 1999) (vgl. Abb.7).

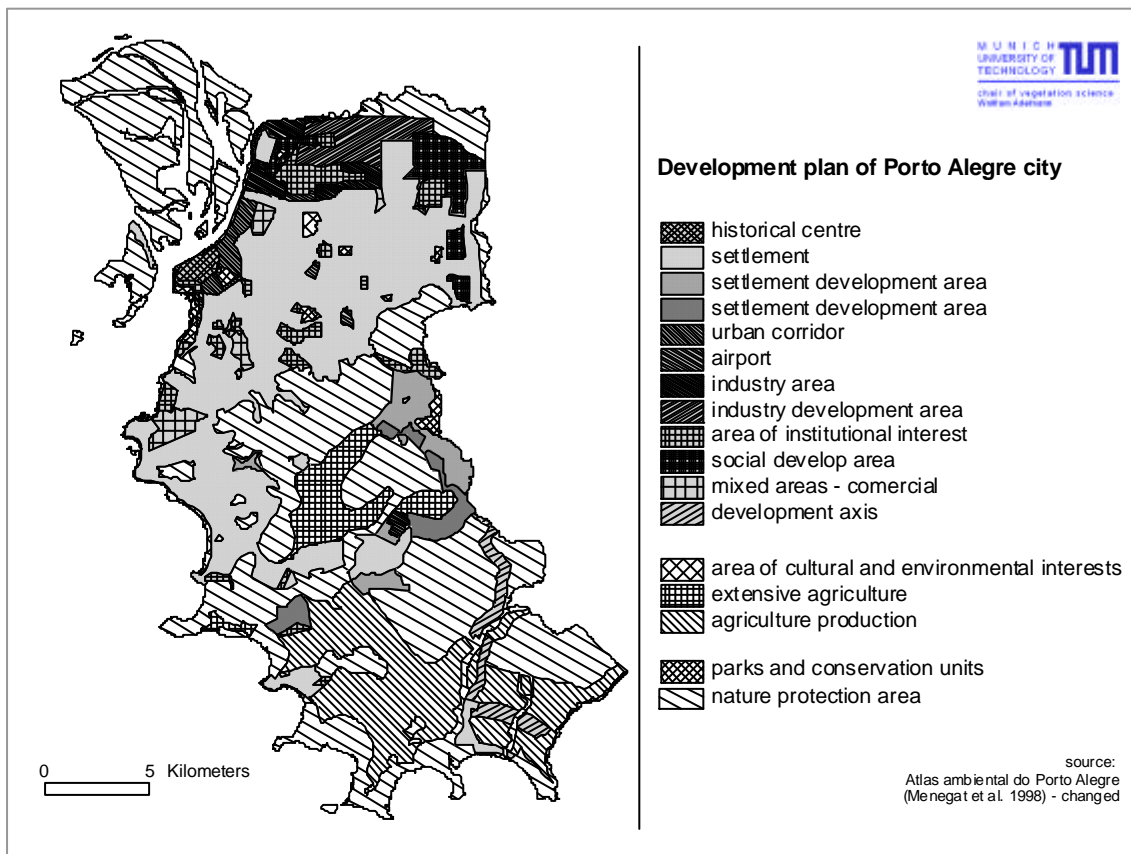


Abb. 7: Stadtentwicklungsplan von Porto Alegre, verändert nach Menegat *et al.* 1998
Master plan of Porto Alegre (changed after Menegat *et al.* 1998)

Die Zonierung des Stadtentwicklungsplans gliedert die Gemeinde in verschiedene Einheiten und Untereinheiten nach Funktionen der urbanen Flächen (Wohnen, Handel, Kultur, Industrie, Infrastruktur). Für jede Untereinheit sind verschiedene Anhänge gültig, die Nutzungsform, max. Bevölkerungsdichte und Bauvorschriften regeln.

Der Stadtentwicklungsplan ist in seiner Detaillierung inhomogen: Siedlungs-, Handels- und Industriebereiche, somit alle innerstädtisch umfassenden Zonen, sind sehr genau durch Auflagen und Bauvorschriften geregelt, wogegen Freiflächen und die ausgewiesenen Vorranggebiete für den Naturschutz (Área de Interesse ambiental = AIA) inhaltlich nur wenig definiert sind. Es existieren keine rechtlichen, d.h. flächenscharf definierten Grenzen für Bebauungs- oder Schutzflächen innerhalb der einzelnen Zonen der AIA (vgl. Kap. III).

Literatur

- AGAPAN (2003). Seminário sobre Áreas de Preservação Permanente, www.agirazu.com.br/agapan
- Aguiar, L.W., L. Martau, Z.F. Soares, O.L. Bueno, J.E. Mariath & R.M. Klein (1986) Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA Ser. Bot.* 34: 3-38.
- Albuquerque, E.P., S.L. Reinehr & L. Verrastro (1986) Lista preliminar das Aves observadas na Área da Reserva Biológica Lami e Ponta do Cego, Porto Alegre, RGS. *Roessleria* 8: 186-196.
- Baptista, L.R.d.M. & H.M. Longhi-Wagner (1998) Lista preliminar de espécies ameaçadas da flora do Rio Grande do Sul Sociedade Botânica do Brasil - Seção regional do Rio Grande do Sul, 16.
- Behling, H. (1997) Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the Araucaria forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 97: 109-121.
- Behling, H. (2001) South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 2710: 1-9.
- Berlato (1992). As condições de precipitação pluvial no estado do Rio Grande do Sul e os impactos das Estiagens na Produção Agrícola. In *Agrometrologia aplicada a irrigação* (ed H. Bergamaschi), 1-39. Editora da Universidade, Porto Alegre.
- Boldrini, I.B. (1997) Campos no Rio Grande do Sul. Fisionomia e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biosciencias da UFRGS* 56: 1-39.
- Boldrini, I.B., S.T.S. Miotto, H.M. Longhi-Wagner, V.D. Pillar & K. Marzall (1998) Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasileira* 12: 89-100.
- Box, E.O. (1986) Some climatic relationship of the vegetation of Argentina, in global perspective. *Veröff. Geobotanik Inst. ETH, Stiftung Rübel* 91: 181-216.
- Brack, P. (1986) Um Estudo para a preservação da flora do Morro Santana em Porto Alegre (ed M.L. Porto). unpublished, Porto Alegre.
- Brack, P., R.S. Rodrigues, M. Sobral & S.L.d.C. Leite (1998) Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.* 51(2): 139 - 166.
- Brutto, L.F.G., G. Buss, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fiahlo, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997). Projeto macacos urbanos: ocorrência e distribuição do bugio-ruivo *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) no município de Porto Alegre, RS, Brasil. Congresso Iberoamericano de biodiversidad y zoología de vertebrados, Universidad de Concepcion, Chile.
- Buss, G. (1996) Urban monkeys - *Alouatta fusca* in the municipality of Porto Alegre. *Neotropical Primates* 4(2): 61-62.
- Buss, G. (2001) Estudo da densidade populacional do Bugio ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabera, 1940) Primates, Atelidae nas formações florestais do morro do campista, Parque estadual de Itapua, Viamão, RS. Dissertação de Mestrado, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Buss, G., C.A. Correa, L.F.G. Brutto, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fiahlo, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997) Os bugios de Porto Alegre. *A Hora Veterinaria* Ano 17, No.99: 62 - 64.

- Buss, G. & H.P. Romanowski (2002) Estudo preliminar do monitoramento do bugio ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, através da contagem de bolos fecais no parque estadual de Itapua, Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Primates 10* (2): 76-79.
- Efe, M.A., L.V. Mohr & L. Bugoni (2001) Guia Ilustrado das Aves dos Parques de Porto Alegre PROAVES, SMAM, COPEL, CEMAVE, Porto Alegre, 144.
- Eggers, L. (1991) Ação do fogo em uma comunidade campestre em base fitossociológicas. master, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Eriksen, W. (1978) Ist das Pampasproblem gelöst? *Naturwissensch. Rundschau 31*: 141-148.
- FAURGS (2004) Diagnostico Ambiental do Município de Porto Alegre - Relatório 6 FAURGS, Porto Alegre.
- Fernandes, A.V. (2000) Comunidades vegetais esciofilas em diferentes substratos de uma floresta estacional do Sul do Brasil, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Fernandes, E. (1995) Law and Urban Change in Brazil Avebury, Aldershot, Brookfield, 128.
- Ferraz de Souza, C. (1998). Evolução urbana: dos arrais a metropole. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 99 - 106. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Focht, T. (2001) Padrões Espaciais em Comunidades Vegetais de um Campo pastejado e suas Relações com Fatores de Ambiente. dissertação de mestrado, Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre.
- Forneck, E.D. (2001) Biotopos naturais florestais nas nascentes do arroio dilúvio (Porto Alegre, RS): Caracterização por vegetação e avifauna. Master thesis, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Forneck, E.D. & S. Müller (2002). Middle-Symposium Excursion: Morro Santana hill. 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science,
- Hueck, K. & P. Seibert (1981) Vegetationskarte von Südamerika, 2 edn. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 69.
- IPPUR/UFRJ-FASE, I.d. (2003). METRODATA. Informações básicas das regiões metropolitanas brasileiras., 2004, <http://www.ippur.ufrj.br/observatorio>
- Klamt, E., P. Schneider, N. Kämpf & E. Gasson (2004). Pedologia - mapeamento das unidades de solos. In Diagnóstico Ambiental do Município de Porto Alegre - Relatório 6 (ed FAURGS). FAURGS, Porto Alegre.
- Lema, T. & E.P. Albuquerque (1977). Zoologia do Delta Jacui, Relatório final. PLANDEL, Porto Alegre.
- Livi, F.P. (1998). Elementos do clima: o contraste do tempo frio e quentes. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 73-78. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Longhi, S.J. & R.F. Ramos (1977). Botânica do Delta Jacui, Relatório final. PLANDEL, Porto Alegre.
- Marques, A.A.B.d., C.S. Fontana, E. Velez, G.A. Bencke, M. Schneider & R.E.d. Reis (2002) Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul, Decreto no. 41672, 52.
- Mendonça-Lima, A.d. & C.S. Fontana (2000) Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. *Ararajuba*: 1-8.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) Atlas ambiental de Porto Alegre. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Mirapalhete, S.R. (2001) Flora e fauna do parque natural do morro do osso Secretaria Municipal do meio ambiente (SMAM), Porto Alegre, 110.
- Mohr, F.V. (1995) Zoneamento da vegetação da Reserva do Morro Santana. master thesis, UFRGS, Porto Alegre.
- Mortari, M. (2002) Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- Nabinger, C., A. de Moraes & G.E. Maraschin (2000). Campos in Southern Brazil. In Grassland ecophysiology and grazing ecology (eds G. Lemaire, J.G. Hodgson, A. de Moraes & G.E. Maraschin), 355-376. CABI Publishing, Wallingford.
- Nimer, E. (1990). Clima. In Geografia do Brasil: Região Sul (ed IBGE), Vol. Vol.2. IBGE, Rio de Janeiro.
- Nunes, V.F., J.L.P.d. Nardin & T.N.d. Silva (1982) Orchidaceae nativas no Morro Santana, Porto Alegre, RS., pp. 26.
- Oliveira, E.G. & M.L. Porto (1998). Parque Estadual Delta do Jacui. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 85. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Oliveira, M.d.L.A.A.d. & M.L. Porto (1999) Ecologia de paisagem do Parque Estadual Delta do Jacui, Rio Grande do Sul, Brasil: mapa da cobertura do solo e da vegetação, a partir de imagem do LANDSAT TM5. *Iheringia, Ser. Bot.* 52: 145-162.
- Oliveira-Filho, A.T. & M.A.L. Fontes (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica 32*: 793-810.
- Overbeck, G. (2005) Effect of fire on vegetation dynamics and plant functional types in subtropical grassland in southern Brazil. Doctoral thesis, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan.

- Overbeck, G., S. Müller, V.d. Pillar & J. Pfadenhauer (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Overbeck, G. & V.D. Pillar (2004). Fire in subtropical grasslands: factor of environmental impact or management tool? Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- PDDUA (1999) Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), Vol. Lei complementar 434.
- Pillar, V.D. & I.B. Boldrini (1996) Lindman e a ecologia de vegetação campestre do Rio Grande do Sul. *Ciencia & Ambiente* 13: 87-97.
- Pillar, V.D. & F.L.F. Quadros (1997) Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Pillar, V.D. & F.L.F. Quadros (1999). Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. In Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming. (eds F. Klötzli & G.R. Walther), 301-316. Birkhäuser, Basel.
- Porto, M.L. & T. Guerra (1995) Zoneamento ambiental do Morro Santana com vistas a implantação de uma reserva ecológica. *Revista de Opinión sobre Medio Ambiente* 1(1): 61-69.
- Porto, M.L., H. Hasenack & P. Brack (2000). Zoneamento Ambiental do Município de Porto Alegre e Definição das Unidades de Paisagem na bacia do Dilúvio. departamento de ecologia.
- Porto, M.L. & R. Menegat (1998). Mapa da vegetação natural potencial. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 230. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Printes, R.C., G. Buss, L.F.G. Brutto, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fialho, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997). Relatório do projeto macacos urbanos - Etapa I - Zona Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Zoologia, Convenio UFRGS-SMAM, Porto Alegre.
- Printes, R.C., L. Jerusalinsky & M. Perotto (2000) Embaixadores da natureza em Porto Alegre. *ciencia hoje* 27(158): 49-51.
- Quadros, F.L.F. & V.D. Pillar (2000). Effects of burning and grazing on grasslands in southern Brazil. 43. IAVS,
- Rambo, B. (1954) Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6: 9-111.
- Rambo, B. (1956) A flora fanerogâmica dos aparados rio-grandenses. *Sellowia* 7: 235-298.
- Rambo, B. (1957) Regenwald und Kamp in Rio Grande do Sul. *Sellowia* 8: 257-298.
- Rambo, B. (1958) Die alte Südfloora in Brasilien. *Pesqu.* 2: 177-198.
- Ruszczuk, A. (1986a) Análise da cobertura vegetal da cidade de Porto Alegre, RS. *Revista bras. Bot.* 9: 225-229.
- Ruszczuk, A. (1986b) Habitats alimentares de borboletas adultas e sua adaptabilidade ao ambiente urbano. *Rev. Brasil. Biol.* 46(2): 419-427.
- Ruszczuk, A. (1987) Distribution patterns of eight bird species in the urbanisation gradient of Porto Alegre, Brazil. *Ciencia e Cultura* 39(1): 14-19.
- Ruszczuk, A. & A.M.d. Araujo (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists society* 46(4): 255-264.
- Schlossorsch, T. (2004) Population biology of *Moritzia ciliata*. diploma thesis, Technical University of Munich, Munich.
- Schultz, A.R. (1957) Some fitogeographical and fitological data from Rio Grande do Sul, Brazil. *Vegetatio Acta Geobotanica* 7.
- Streck, E.V., N. Kämpf, S.D. Dalmolin, E. Klamt, P.C.d. Nascimento & P. Schneider (2002) Solos do Rio Grande do Sul Editora da UFRGS, Porto Alegre.
- Tüxen, R. (1956) Die heutige potenzielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziologie* 13: 5-42.
- Waechter, J.L. (2002) Padrões geográficos na flora atual do Rio Grande do Sul. *Ciencia & Ambiente* 24: 93-108.
- Walter, H. (1967) Das Pampaproblem in vergleichend ökologischer Betrachtung und seine Lösung. *Erdkunde* 21: 181-202.

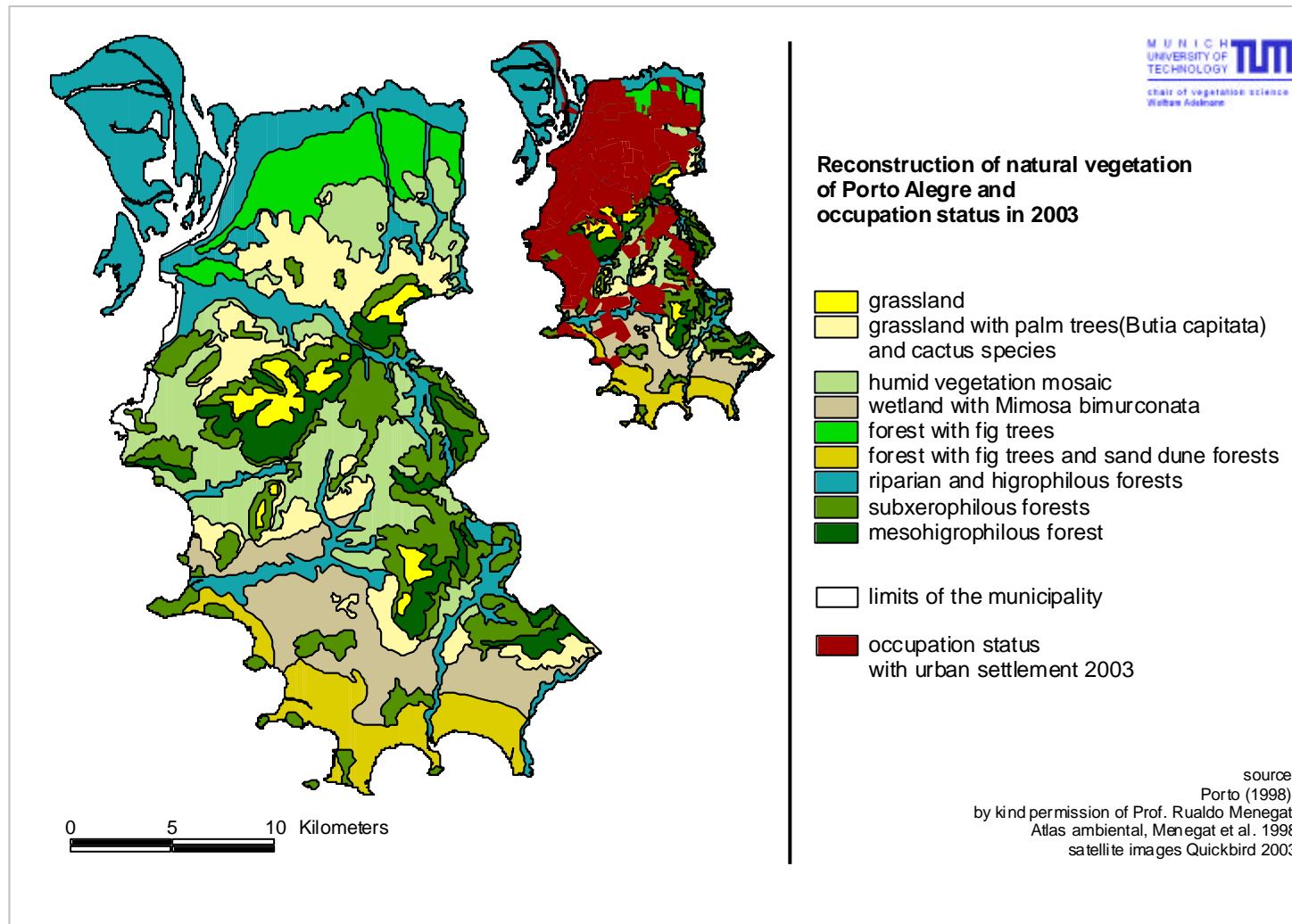
Anhang / Appendix

App. 1 Rekonstruktion der natürlichen Vegetation von Porto Alegre

App. 2 Bodenkarte von Porto Alegre

App. 3 Geologie von Porto Alegre






App. 4 Liste der Pflanzenarten von Porto Alegre










App.1: Rekonstruktion der natürlichen Vegetation in Porto Alegre (nach Porto, 1998) und besiedelte Fläche im Jahr 2003
Reconstruction of the natural vegetation of Porto Alegre (after Porto 1998) and occupation status in 2003

soil map of Porto Alegre









Solos.shp

-  aluvial deposit
-  organic: substrate: deltaic deposit
-  gley; substrate: deltaic deposit
-  gley; substrate: fluvial deposit
-  gley; substrate: recent lacustrine



lithosoil

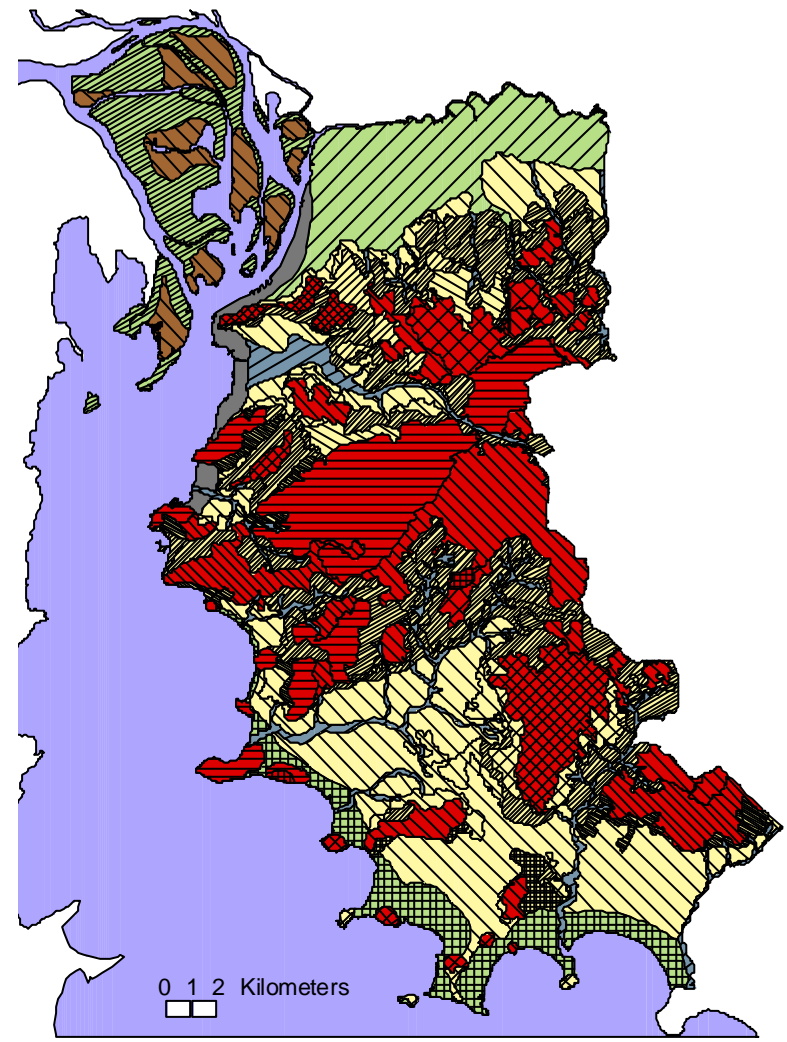
-  lithosoil and yellow-red agrisoil; substrate: granodiorite/ gnaisse
-  lithosoil and yellow-red agrisoil; substrate: granodiorite/ monzogranite
-  lithosoil and yellow-red agrisoil; substrate: sienogranite
-  neosoil - lithosoil; substrate: granodiorite / monzogranite
-  neosoil - lithosoil; substrate: sienogranite
-  neosoil - lithosoil; substrate: sienogranite / monzogranite
-  neosoil - lithosoil; substrate: sienogranite and monzogranite

yellow - red agrisoil

-  yellow-red agrisoil; substrate: coluvial, eluvial deposit
-  yellow-red agrisoil; substrate: granodiorite
-  yellow-red agrisoil; substrate: granodiorite / gnaisse
-  yellow-red agrisoil; substrate: granodiorite/ monzogranite
-  yellow-red agrisoil; substrate: old lacustrine terrace
-  yellow-red agrisoil; substrate: sienogranite
-  yellow-red agrisoil; substrate: sienogranite / monzogranite
-  yellow-red agrisoil; substrate: sienogranite e/monzogranite

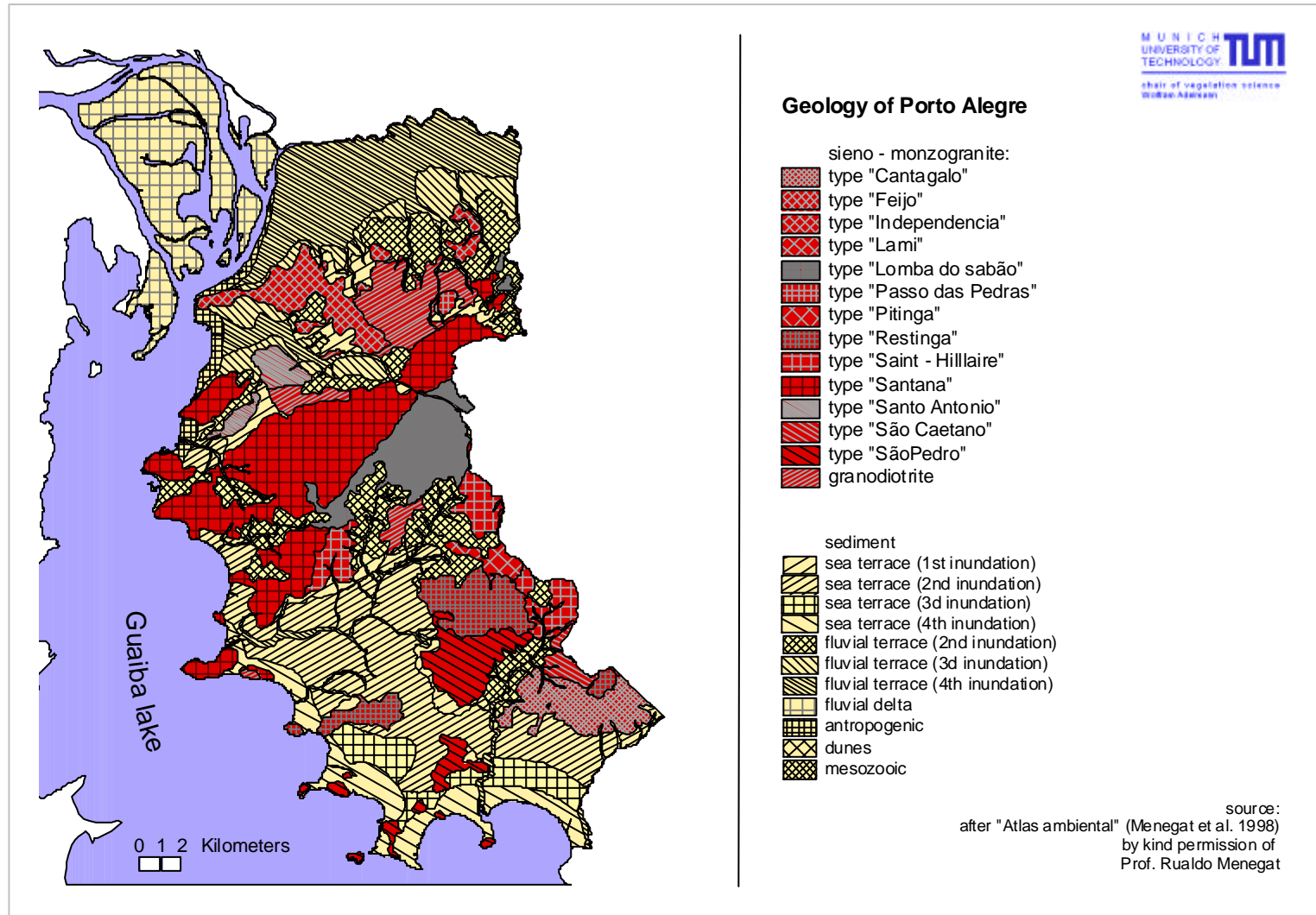
special

-  anthropogenic embankment
-  guaiba lake



source:
after "Atlas ambiental" (Menegat et al. 1998)
by kind permission of
Prof. Rualdo Menegat

App. 2: Bodenkarte von Porto Alegre (aus Menegat *et al.* 1998)
Soil map of Porto Alegre (after Menegat *et al.* 1998)



App. 3: Geologie von Porto Alegre (aus Menegat *et al.* 1998)
 Geology map of Porto Alegre (after Menegat *et al.* 1998)

App.4: Artenliste der Gefäßpflanzen in verschiedenen Gebieten innerhalb Porto Alegre
 Species list of vascular plants in different locations of Porto Alegre city
 (abbreviation and references listed at the end)

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
1	Acanthaceae	<i>Dicliptera spec.</i>	-	f.		1												
2		<i>Justicia brasiliiana Roth</i>	shr.1	f.hg.				1	1	1						1	1	
3		<i>Justicia c.f.flexuosa (Nees) Wass & L.B.Sm.</i>	shr.1	f.hg.	1													
4		<i>Ruellia angustiflora (Nees) Lindau ex Rambo</i>	shr.2	f.hg.								1	1			1	1	
5		<i>Ruellia morongii Britton</i>	shr.2	f.hg.									1					
6		<i>Ruellia sanguinea Griseb.</i>	shr.2	f.hg.	1	1					1							
7		<i>Stenandrium sp.</i>	herb	shr./ gr.						1								
8	Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb.</i>	herb	gr.		1										1		
9		<i>Gomphrena globosa L.</i>	herb	gr.									1					
10		<i>Gomphrena araminea Moa.</i>	herb	gr.	1								1					
11		<i>Gomphrena vaga Mart.</i>	herb	gr.				1										
12		<i>Iresine diffusa Hetb. Ex Willd.</i>	herb	gr.		1												
13		<i>Pfaffia tuberosa (Spreng.) Hicken</i>	herb	gr.	1	1	1	1	1	1	1							
14	Amaryllidaceae	<i>Habranthus gracilifolius Herbert</i>	herb	gr.		1				1								
15		<i>Hypoxys decumbens L.</i>	herb	gr.	1	1				1	1	1						
16	Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis L. March.</i>	tr.3	f.sx	1	1	1	1		1	1	1	1	1			1	
17		<i>Schinus molle L.</i>	tr.3	f.sx	1	1	1	1				1	1	1				
18		<i>Schinus polygamus (Cav.) Cabr.</i>	tr.3	f.sx.				1		1	1	1	1	1			1	
19		<i>Schinus terebinthifolius Raddi</i>	tr.2	shr.				1			1	1	1	1	1		1	
20		<i>Schinus weinmannifolius Mart.</i>	shr.2	gr.ped.	1	1	1			1		1	1	1			1	
21	Annonaceae	<i>Rollinia exalbida (Vell.) Mart.</i>	tr.2	f.hq.		1				1	1							
22		<i>Rollinia maritima Zuchia</i>	tr.2	f.ps.								1						
23		<i>Rollinia sylvatica (St. Hil.) Mart.</i>	tr.2	f.hq.			1	1				1	1				1	
24	Apiaceae	<i>Centella asiatica (L.) Urban</i>	herb	gr.		1												
25		<i>Eryngium ciliatum Cham. & Schl.</i>	herb	gr.	1	1	1	1		1	1							
26		<i>Eryngium elegans Cham. & Schl.</i>	herb	gr.			1	1		1	1							
27		<i>Eryngium eriophorum Cham. & Schl.</i>	herb	gr.	1						1			1				
28		<i>Eryngium horridum Malme</i>	herb	gr.	1	1	1	1	1	1	1							
29		<i>Eryngium megapotamicum Malme</i>	herb	gr.		1												
30		<i>Eryngium pandanifolium Cham. & Schl.</i>	herb	gr.		1							1					
31	Apiaceae	<i>Eryngium pritis Cham. & Schl.</i>	herb	gr.	1	1	1	1	1		1							
32		<i>Eryngium sanguisorba Cham. & Schl.</i>	herb	gr.	1	1	1	1	1		1							
33		<i>Hidrocotyle c.f. umbellata</i>	herb	gr.									1					
34		<i>Hydrocotyle exigua</i>	herb	shr./ gr.						1								
35	Apocynaceae	<i>Forsteronia c.f. rufa Müll. Arg.</i>	cli.	f.mph.							1							
36		<i>Forsteronia glabrescens M. Arg.</i>	cli.	f.mph.						1								
37		<i>Macrosiphonia longifolia</i>	herb	gr.									1					
38		<i>Mandevilla coccinea (Hook & Arn.) Woodson</i>	herb	gr.ped.	1	1	1	1					1					
39		<i>Mandevilla pentlandiana (A.DC.) Woods</i>	herb	gr.										1				
40	Aquifoliaceae	<i>Ilex brevicuspis Reiss.</i>	tr.2	f.sx								1	1				1	
41		<i>Ilex dumosa Reiss.</i>	tr.1	f.mph.		1							1				1	
42		<i>Ilex pseudobuxus Reiss.</i>	tr.1	f.mph.		1					1							
43	Araceae	<i>Pistia stratiotes L.</i>	herb	wet.											1			
44		<i>Anthurium scandens (Aubl.) Engl.</i>	epiph.	f.hq.					1				1					
45	Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatum (DC.) Dcne. Et</i>	tr.3	f.hg.			1	1				1	1				1	
46	Arecaceae	<i>Bactris lindmaniana Drud.e</i>	tr.1	f.hg.								1					1	
47		<i>Bactris setosa Mart.</i>	-	gr.									1					
48		<i>Butia capitata (Mart.) Becc.</i>	tr.3	gr.		1						1			1		1	
49		<i>Geonoma schottiana Mart.</i>	tr.1	f.bj.		1						1			1		1	
50		<i>Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman</i>	tr.3	f.mph.	1	1	1	1		1		1			1	1	1	
51	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia triangularis Cham.</i>	cli.	f.hg.		1					1							
52	Asclepiadaceae	<i>Amphistelma melanthum Fourn.</i>	cli.	f.mph.							1							
53		<i>Araujia spec.</i>	herb	gr.	1													
54		<i>Asclepias compestris Dcne.</i>	herb	gr.									1					
55		<i>Ditassa anomala Mart.</i>	cli.	f.hq.							1		1					
56	Asclepiadaceae	<i>Ditassa sp.</i>	cli.	gr.						1								
57		<i>Metastelma aphyllum Dcne.</i>	cli.	f.hq.									1					
58		<i>Oxypetalum amottianum Bueck.</i>	cli.	f.hq.		1					1		1	1				
59	Asclepiadaceae	<i>Tassadia subulata (Vell.) Font. & Schw.</i>	cli.	f.hg.							1							
60		<i>var. florida (Vell.) Font. & Schw.</i>										1						
61		<i>var. subulata</i>										1						
62	Aspidiaceae	<i>Cylosurus spec.</i>	-	f.								1						
63		<i>Rumohra adiantiformis</i>	herb	shr./ gr.														
64	Aspleniaceae	<i>Asplenium cuspidatum</i>	herb	f.hq.				1	1									
65	Asteraceae	<i>Acanthospermum australe (Loefl.) O. Kuntze</i>	herb	gr.	1	1					1							
66		<i>Achyrocline satuireioides (Lam.) DC.</i>	herb	gr.	1	1	1			1		1						
67		<i>Achyrocline spec.</i>	herb	gr.											1			
68		<i>Acmella bellidioides</i>	herb	gr.						1								
69		<i>Ageratum conyzoides L.</i>	herb	gr.							1							
70		<i>Aspilia montevidensis (Spreng.) O. Kuntze</i>	herb	gr.	1	1	1			1	1	1						
71		<i>Aspilia pascaloides Griseb.</i>	herb	gr.		1												
		<i>Aster squamatus (Spreng.) Hieron.</i>	herb	gr.		1				1								

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL		Santana					SP		T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
					R1	R2	R1	R3	R4	R5	R12	R1	R1	R6	R7	R8	R9	R10		
72	Asteraceae	<i>Baccharis anomala</i> DC.	herb	gr.								1	1							
73		<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	shr.1/2	gr.		1	1				1				1				1	
74		<i>Baccharis caprariefolia</i> DC.	shr.1/2	gr.		1														
75		<i>Baccharis cognata</i> DC.	shr.1/2	gr.			1				1									
76		<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	shr.1/2	gr.		1														
77		<i>Baccharis cultrata</i> Baker	shr.1/2	gr.			1	1					1							
78		<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	shr.1/2	gr.		1	1	1			1		1						1	
79		<i>Baccharis illinita</i> DC.	shr.1/2	gr.			1													
80		<i>Baccharis leptophylla</i> DC.	shr.1/2	gr.		1														
81		<i>Baccharis leucopappa</i> DC.	shr.1/2	shr.		1		1	1		1									
82		<i>Baccharis ochracea</i> Spreng.	shr.1/2	gr.		1	1	1			1		1							
83		<i>Baccharis patens</i> Baker	shr.1/2	gr.		1					1								1	
84		<i>Baccharis pentziifolia</i> Sch. Bip. ex Baker	shr.1/2	gr.									1							
85		<i>Baccharis pseudomyriocephala</i> Theod.	shr.1/2	gr.											1				1	
86		<i>Baccharis pseudotenuifolia</i> Teodoro	shr.1/2	gr.		1														
87		<i>Baccharis punctulata</i> (D.C.) Baker	shr.1/2	gr.			1													
88		<i>Baccharis riograndensis</i> Teodoro & Vidal	shr.1/2	gr.		1		1				1	1							
89		<i>Baccharis rufescens</i> Spreng.	shr.1/2	gr.		1					1									
90		<i>Baccharis sessiliflora</i> Vahl.	shr.1/2	gr.		1	1	1			1		1							
91		<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baillon	shr.1/2	gr.shr.		1	1					1	1		1				1	EN
92		<i>Baccharis tenuifolia</i> DC.	shr.1/2	gr.		1														
93		<i>Baccharis tridentata</i> Vahl.	shr.1/2	gr.				1					1		1					
94		<i>Baccharis tridentata</i> var. <i>deltoidea</i> Vahl. (Baker) Heerina	shr.1/2	gr.			1													
95		<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	shr.1	gr.		1	1	1			1	1	1		1	1			1	
96		<i>Bidens laevis</i> (L.) B.S.P.	herb	wet.																
97		<i>Bidens pilosa</i> L.	herb	gr.								1			1					
98		<i>Bidens pilosa</i> var. <i>minor</i> L. var. <i>minor</i> (Bl.) Sherff	herb	gr.									1							
99		<i>Calea</i> c.f. <i>myrtifolia</i> Baker	-	f.sx.															1	
100		<i>Calea cymosa</i> Less.	-	gr.			1						1							
101		<i>Calea pinnatifida</i> (R. Br.) Less.	-	shr.		1		1					1							
102		<i>Calea serrata</i> Less.	cli.	gr.		1					1				1					
103		<i>Calea uniflora</i> Less.	herb	gr.		1	1				1				1					
104		<i>Chaptalia exscapa</i> (Pers.) Baker	herb	gr.						1										
105		<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burk.	herb	gr.		1	1	1	1	1		1			1					
106		<i>Chaptalia mandoni</i> Burkart	herb	gr.				1	1											
107		<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Polak	herb	gr.		1	1						1		1					
108		<i>Chaptalia piloselloides</i> (Val.) Baker	herb	gr.		1														
109		<i>Chaptalia runcinata</i> H. B. K.	herb	gr.			1	1	1		1	1	1							
110		<i>Chaptalia sinuata</i> (Less.) Baker	herb	gr.		1	1	1	1		1		1							
111		<i>Chevreulia acuminata</i> Less.	herb	gr.		1														
112		<i>Conyza blakei</i> (Cabr.) Cabr.	herb	gr.		1	1	1				1	1							
113		<i>Conyza bonariensis</i>	herb	gr.							1									
114		<i>Conyza</i> c. f. <i>lorentzii</i> Griseb.	herb	gr.		1														
115		<i>Conyza chilensis</i> Spreng.	herb	gr.		1	1	1	1	1		1							1	
116		<i>Dasphyllum spinescens</i> (Less.) Cabr.	tr.2	shr.											1					1
117		<i>Dasphyllum tomentosum</i> (Spr.) Cabr.	tr.3	f.mph.					1						1					1
118		<i>Elephantopus mollis</i> H. B. K.	herb	gr.			1	1	1			1	1							
119		<i>Enhydra anagallis</i> Gard.	herb	gr.															1	
120		<i>Enhydra sessilis</i> D. C.	herb	gr.									1							
121		<i>Erechtites hieracifolia</i> (L.) Raf.	herb	gr.			1													
122		<i>Eupatorium ascendens</i> Schultz-Bip.	herb	gr.		1		1	1		1									
123		<i>Eupatorium commersonii</i> (Cass.) Hieron.	shr.1/2	gr.			1													
124		<i>Eupatorium congestum</i> Hook. & Arn. var. <i>Hirsutum</i> (Hook. & Arn.) Cabr.	shr.1/2	gr.		1	1	1					1							
125		<i>Eupatorium cruciatum</i> (Vell.) Ariza	shr.1/2	shr.																1
126		<i>Eupatorium intermedium</i> DC.	shr.1/2	gr.		1	1				1				1					1
127		<i>Eupatorium inulifolium</i> H.B.K.	shr.2	shr.											1					1
128		<i>Eupatorium ivaefolium</i> L.	herb	gr.			1													
129		<i>Eupatorium laevigatum</i> Lam.	shr.1/2	gr.shr.											1					1
130		<i>Eupatorium lanigerum</i> Hook. & Arn.	herb	gr.		1	1				1									
131		<i>Eupatorium liqolifolium</i> Hook. & Arn.	shr.1	gr.		1	1		1	1		1								
132		<i>Eupatorium macrocephalum</i> Less.	shr.1/2	gr.			1													
133		<i>Eupatorium squarulosum</i> Hook. & Arn.	shr.1/2	gr.										1		1				
134		<i>Eupatorium subhastatum</i> Hook. & Arn.	shr.1/2	gr.		1														
135		<i>Eupatorium tanacetifolium</i> Gillies ex H. & A.	shr.1/2	gr.		1	1							1						
136		<i>Eupatorium tremulum</i> Hook. & Arn.	shr.2	shr.										1		1				1
137		<i>Eupatorium tweedianum</i> Hook. & Arn.	herb	gr.				1	1		1									
138		<i>Eupatorium ulei</i> Hieronymus	shr.1/2	gr.		1														
139		<i>Eupatorium umbelliforme</i> Dusen	shr.1/2	gr.		1		1					1							
140		<i>Eupatorium verbenaceum</i> D. C.	shr.1/2	gr.			1													
141		<i>Gamochaeta americana</i>	herb	gr.								1								
142		<i>Gamochaeta falcata</i> (Lam.) Cabr.	herb	gr.		1														

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R3	R4	R5								
143	Asteraceae	<i>Gamochaeta filaginea</i> (DC.) Cabrera	herb	gr.		1		1	1									
144		<i>Gamochaeta marginalis</i>	herb	shr./ gr.						1								
145		<i>Gamochaeta spec.</i>	herb	gr.									1	1				
146		<i>Gnaphalium gaudichaudianum</i> D. C.	herb	gr.							1							
147		<i>Gochnatia cordata</i> Less.	shr.1	gr.ped.									1					
148		<i>Gochnatia orbiculata</i> (Malme) Cabr.	shr.2	gr.ped.									1			1		
149		<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr. var. <i>ceanothifolia</i> (Less.) Cabr.	tr.2	f.sx				1		1			1			1		
150		<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (Don.) DC.	shr.2	wet.											1			
151		<i>Heterothalamus alienus</i> Kuntze	shr.2	shr.		1			1									
152		<i>Heterothalamus psiadioides</i> Less.	shr.2	gr.shr.				1		1	1		1			1		
153		<i>Hieracium commersonii</i> Monnier	herb	gr.	1	1	1	1	1				1					
154		<i>Holocheius brasiliensis</i> (L.) Cabr.	herb	gr.	1	1		1	1									
155		<i>Hypochoeris brasiliensis</i> (Less.) Griseb.	herb	gr.			1						1					
156		<i>Hypochoeris radicata</i> L.	herb	gr.			1											
157		<i>Hysterionica filiformis</i> (Spreng.) Cabr.	herb	gr.		1												
158		<i>Hysterionica pinnifolia</i> (Poir.) Baker	herb	gr.	1	1	1				1							
159		<i>Isostigma peucedanifolium</i> (Spreng.) Less.	herb	gr.									1					
160		<i>Lucilia acutifolia</i> (Poir.) Cass.	herb	gr.		1	1	1	1		1							
161		<i>Lucilia glomerata</i> Baker	herb	gr.	1		1					1						
162		<i>Lucilia nitens</i>	herb	gr.					1									
163		<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	cli.	f.mph.						1			1					
164		<i>Mikania cynanchifolia</i> Hook. & Arn. ex Robin.	-	gr.			1				1							
165		<i>Mikania dusenii</i> Robin.	-	shr.			1			1	1							
166		<i>Mikania glomerata</i> Spreng.	-	gr.									1					
167		<i>Mikania involucrata</i> Hook. & Arn.	-	shr.			1											
168		<i>Mikania pinnatifida</i> DC.	-	gr.		1												
169		<i>Mikania tenuifolia</i> DC.	-	gr.		1												
170		<i>Mutisia coccinea</i> St. Hill.	cli.	f.mph.									1					
171		<i>Noticastrum calvatum</i> (Baker) Cuatrecasas	-	gr.	1								1					
172		<i>Noticastrum gnaphalioides</i> (Baker) Cuatrecasas	herb	gr.		1	1			1	1	1						
173		<i>Noticastrum marginatum</i> (H.B.K.) Cuatrecasas	-	gr.		1												
174		<i>Noticastrum spec.</i>	-	gr.				1										
175		<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	herb	gr.		1	1			1				1				
176		<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip) Baker	tr.3	f.hg.								1	1			1		
177		<i>Podocoma hirsuta</i> (Hook & Arn.) Baker	herb	gr.			1				1							
178		<i>Podocoma spec.</i>	herb	gr.			1											
179		<i>Porophyllum lanceolatum</i> DC.	shrub	gr.			1			1								
180		<i>Porophyllum obscurum</i> (Spreng.) DC.	herb	gr.		1							1					
181		<i>Porophyllum rud.eruleum</i> (Jacq.) Cass.	herb	gr.		1						1	1					
182		<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	herb	gr.		1	1			1	1	1						
183		<i>Pterocaulon angustifolium</i> D. C.	herb	gr.		1						1						
184		<i>Pterocaulon bakeri</i> Malme	herb	gr.		1												
185		<i>Pterocaulon balanse</i> Chodat	herb	gr.						1								
186		<i>Pterocaulon interruptum</i> DC.	herb	gr.		1												
187		<i>Pterocaulon lorentzii</i> Malme	herb	gr.		1												
188		<i>Pterocaulon polypterum</i> (D.C.) Cabr.	herb	gr.		1	1											
189		<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl.) Malme	herb	gr.		1	1			1								
190		<i>Pterocaulon spec.</i>	herb	gr.										1				
191		<i>Radlkoferotoma berroi</i> (Hutch.) King et. Rob.	-	shr.												1		
192		<i>Schlechtendalia luzulaefolia</i> Less.	herb	gr.		1		1					1				EN	
193		<i>Senecio bonariensis</i> (Spreng.) Less.	herb	wet.										1				
194		<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	herb	gr.	1	1	1			1	1		1					
195		<i>Senecio cisplatinus</i> Cabr.	herb	gr.		1												
196		<i>Senecio heterotrichus</i> D. C.	herb	gr.		1	1	1		1			1					
197		<i>Senecio leptolobus</i> DC.	herb	gr.									1					
198		<i>Senecio selloi</i> (Spreng.) DC.	herb	gr.		1												
199		<i>Solidago chilensis</i> Meyen	herb	gr.	1	1	1			1			1	1				
200		<i>Soliva pterosperma</i> (Juss.) Less.	herb	shr.									1					
201		<i>Sommerfeltia spinulosa</i> (Spreng.) Less.	herb	gr.			1											
202		<i>Sonchus oleraceus</i> L.	herb	gr.shr.									1				EN	
203		<i>Spilanthes amnicoides</i> D. C.	herb	gr.						1								
204		<i>Spilanthes decumbens</i> (Smith) A.H. Moore	herb	gr.			1						1				VU	
205		<i>Spilanthes grisea</i> (Chad.) Moore	herb	gr.		1		1	1				1					
206		<i>Stenachaenium campestre</i> Baker	herb	gr.			1											
207		<i>Stenachaenium macrocephalum</i> (D.C.) Malme	herb	gr.			1						1					

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL		Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
					R1	R2	R1	R3	R4	R5	R12	R1	R1	R6	R7	R8	R9	R10	
208	Asteraceae	<i>Stenachaenium megapotamicum</i> (Spreng. Baker)	herb	gr.											1				
209		<i>Stenachaenium riedelii</i> Baker	herb	gr.	1		1	1	1		1				1				
210		<i>Stevia c.f. aristata</i> Don. ex. Hook. & Arn.	herb	gr.			1				1								
211		<i>Stevia c.f. ophryophylla</i> Robin.	herb	gr.	1		1					1							
212		<i>Stevia cinerascens</i> Sch.Bip.ex Baker	herb	gr.		1		1	1			1							
213		<i>Symphiopappus reticulatus</i> Baker	herb	gr.		1													VU
214		<i>Tagetes minuta</i> L.	herb	gr.		1		1				1			1				
215		<i>Tagetes spec.</i>	herb	gr.			1												
216		<i>Trixis praestans</i> (Vell.) Cabr.	shr.2	gr.shr.											1			1	EN
217		<i>Trixis stricta</i> (Spreng.) Less.	herb	gr.ped.					1						1				
218		<i>Trixis verbaciformis</i> Less.	herb	gr.		1													
219		<i>Verbesina subcordata</i> D. C.	shr.1	gr.	1	1	1				1		1						
220		<i>Vernonia brevifolia</i> Less.	herb	gr.		1	1								1				
221		<i>Vernonia coqnata</i> Less.	herb	gr.		1													
222		<i>Vernonia flexuosa</i> Sims	herb	gr.		1	1				1	1	1						
223		<i>Vernonia hypochaeris</i> DC.	herb	gr.				1	1										
224		<i>Vernonia megapotamica</i> Spreng.	herb	gr.		1	1								1				
225		<i>Vernonia nudiflora</i> Less.	herb;shr.1	gr.	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1			
226		<i>Vernonia rubricaulis</i> H. & B.	herb	gr.		1						1							
227		<i>Vernonia sellowii</i> Less.	herb	gr.		1	1						1						
228		<i>Vernonia squarrosa</i> (Less.) Less.	herb	gr.			1												
229		<i>Vernonia tweediana</i> Baker	herb	gr.											1				1
230		<i>Viguiera anchusaefolia</i>	herb	gr.							1								
231		<i>Viguiera tuberosa</i> Griseb.	herb	gr.			1												
232		<i>Xanthium cavanillesii</i> Schouw.	shr.1	wet.														1	
233	Azollaceae	<i>Azolla spec.</i>	-	wet.											1				
234	Beoniaceae	<i>Beonia sempoiflorece</i>	shr.1/2	f.										1					
235		<i>Beonia spec.</i>	shr.1/2	f.								1							
236	Bignoniaceae	<i>Tabebuia pulcherrima</i> Sandw.	tr.3	f.ps.	1		1	1	1			1	1	1	1			1	
237		<i>Arrabidaea sellowii</i> (Spreng.) Sandw.	cli.	f.hq.							1			1					
238		<i>Cybistax antisiphilitica</i> Mart.	tr.2	f.ps.			1							1	1			1	
239		<i>Dolichandra cynanchoides</i> Cham.	cli.	f.mph.							1			1					
240		<i>Doxantha unguis-cati</i> (L.) Miers	-	f.	1						1	1							
241		<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	tr.3	f.hq.				1					1	1				1	
242		<i>Macfadyena unguis-cati</i> (L.) Gentry	cli.	f.mph.				1							1				
243		<i>Pithecoctenium echinatum</i> (Jacq.) Baill.	cli.	f.mph.				1							1				VU
244		<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker-Gawl.) Miers	cli.	f.mph.							1				1				
245		<i>Tecoma stans</i> H.B.K.	tr.1	shr.				1										1	
246		<i>Tynnanthus elegans</i> Miers	cli.	f.mph.								1			1				
247	Blechnaceae	<i>Blechnum spec.</i>	herb	f.mph.				1							1				
248	Boraginaceae	<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem & Schult.	shr.2	shr.														1	
249		<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	tr.3	f.hq.			1	1					1	1				1	
250		<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem & Schult.	shr.2	shr.			1							1				1	
251		<i>Cordia verbenacea</i> DC.	shr.2	shr.	1		1				1	1		1					
252		<i>Moritzia ciliata</i> (Cham.) DC.	herb	gr.ped.	1	1	1		1			1		1					EN
253		<i>Patagonula americana</i> L.	tr.4	f.mph.	1		1	1			1		1	1	1			1	
254	Bromeliaceae	<i>Aechmea recurvata</i> (Klotsch) L.B. Smith	epiph.	f.hg.					1					1	1				
255		<i>Billbergia spec.</i>	epiph.	f.															
256		<i>Bromelia antiacantha</i> Bertol.	herb	f.ps.	1										1				
257		<i>Dyckia choristaminea</i> Mez	herb	gr.			1							1					
258		<i>Dyckia leptostachya</i> Baker	herb	gr.										1					
259		<i>Dyckia remotiflora</i> Otto & Dietrich	herb	gr.			1						1						
260		<i>Dyckia spec.</i>	herb	gr.		1													
261		<i>Tillandsia aeranthos</i> (Lois) L. B. Smith	epiph.	f.mph.			1		1				1	1	1			1	
262		<i>Tillandsia crocata</i> (E. Morr.) Baker	epiph.	f.hg.									1						
263		<i>Tillandsia geminiflora</i> Bronqn.	epiph.	f.hg.	1			1	1					1				1	
264		<i>Tillandsia recurvata</i> (L.) L.	epiph.	f.														1	
265		<i>Tillandsia stricta</i> Sol.	epiph.	f.									1					1	
266		<i>Tillandsia usneoides</i> (L.) L.	epiph.	f.ps.			1						1		1	1		1	
267		<i>Vriesea friburgensis</i> Mez	epiph.	f.														1	
268		<i>Vriesea gigantea</i> Gaud.	epiph.	f.hg.										1					
269		<i>Vriesea psittacina</i> (Hook.) Lindl.	epiph.	f.				1	1										
270	Buddleiaceae	<i>Buddleia brasiliensis</i> Jacq. ex Spreng.	shr.2	shr.			1							1				1	
271		<i>Buddleia thyrsoidea</i> Lam.	shr.2	shr.										1				1	
272	Cabombacaceae	<i>Cabomba australis</i> Speq.	herb	wet.											1				
273	Cactaceae	<i>Cereus hildmanianus</i> K. Sch.	tr.1;shr.2	f.ps.				1						1	1			1	
274		<i>Cereus peruvianus</i> (L.) Mill.	herb	gr.	1		1				1	1							
275		<i>Fraila c.f. alacriportana</i> Backeb & Voll	herb	gr.			1												
276		<i>Fraila gracilima</i>	herb	gr.										1					
277		<i>Lepismium cruciforme</i> (Vell.) Miq.	herb	f.sx					1					1					
278		<i>Opuntia monacantha</i> Haw.	shr.2	f.ps.				1						1				1	
279		<i>Opuntia vulgaris</i> Mill.	tr.1	gr.	1		1					1	1		1				
280		<i>Parodia ottonis</i> Berger	shr.1	gr.ped.		1	1	1	1			1			1				

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
281	Cactaceae	<i>Rhipsalis baccifera</i> (Mill.) Stearn	epiph.	f.		1					1	1						
282		<i>Rhipsalis teres</i> (Vell.) Steud.	epiph.	f.hg.			1	1										
283	Caesalpiniaceae	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vog.) Mcbr.	tr.4	f.rip								1					1	
284		<i>Bauhinia forcicata</i> Link	shr.2	f.								1	1				1	
285		<i>Chamaecrista repens</i> (Vog.) Irwin et Barn.	herb	gr.				1					1					
286		<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	shr.2;tr.1	shr.									1					
287		<i>Senna bicapsularis</i> (L.) Roxb.	shr.2;tr.1	f.sx.									1				1	
288		<i>Senna corymbosa</i> (Lam.) Irwin et Barn.	shr.2;tr.1	shr.									1				1	
289		<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	shr.1/2	shr.									1					
290	Campanulaceae	<i>Lobelia nummularioides</i> Cham.	herb	gr.							1							
291		<i>Wahlembergia linaroides</i> (Lam.) DC.	herb	gr.	1	1				1								
292	Cannaceae	<i>Canna limbata</i> Rosc.	herb	shr.									1					
293	Caricaceae	<i>Carica quercifolia</i> (St. Hil.) Hieron	tr.1	f.				1									1	
294	Caryophyllaceae	<i>Cardionema ramosissimum</i> (Weinm.) Nelson et Macbride	-	shr.	1								1	1				
295		<i>Paronychia chilensis</i> DC.	herb	gr.	1					1								
296		<i>Spergularia grandis</i>	herb	shr./ gr.						1								
297		<i>Spergularia spec.</i>	herb	gr.									1					
298	Cecropiaceae	<i>Cecropia catharinensis</i> Cuatrecasas	tr.3	f.hg.			1			1	1	1	1				1	
299	Cecropiaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Shott) Rizzini	tr.4	f.mph.			1	1				1	1				1	
300	Celastraceae	<i>Maytenus c.f. dasyclados</i> Mart.	tr.1	f.sx								1					1	
301		<i>Maytenus cassineiformis</i> Reiss.	tr.1	f.sx								1	1				1	
302	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric ex A.P.DC.	tr.3	f.hg.		1	1	1				1	1				1	
303	Cistaceae	<i>Halmum brasiliense</i>	herb	gr.						1								
304	Cistaceae	<i>Helianthemum brasiliense</i> (Lam.) Pers.	herb	gr.	1					1			1					
305	Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i> (Pl. etTr.) Zappi	tr.3	f.hg.			1	1				1	1				1	
306	Combretaceae	<i>Terminalia australis</i> Camb.	tr.2	f.rip								1					1	
307	Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm.	herb	f.	1								1					
308	Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i>	herb	shr./ gr.						1								
309		<i>Commelina obliqua</i> Vahl	herb	gr.				1	1									
310		<i>Commelina spec.</i>	herb	gr.	1													
311		<i>Commelina virginica</i> L.	herb	gr.						1								
312		<i>Tradescantia albiflora</i> Kunth.	herb	f.									1					
313		<i>Tradescantia fluminensis</i> Hedw.	herb	f.				1	1									
314	Convolvulaceae	<i>Convolvulus crenatifolius</i> Ruiz et Pav.	cli.	gr.						1		1						
315		<i>Convolvulus spec.</i>	herb	gr.	1							1						
316		<i>Cuscuta racemosa</i> Mart.	herb	gr.								1						
317		<i>Dichondra macrocalyx</i> Meissn.	herb	gr.			1	1										
318		<i>Dichondra microcalyx</i> (Hal.) Fabr.	herb	gr.									1					
319		<i>Dichondra sericea</i> Sw.	cli.	gr.			1	1		1								
320		<i>Evolvulus glomeratus</i> Nees & Mart.	herb	gr.			1											
321		<i>Evolvulus sericeus</i> Swartz	herb	gr.		1	1	1		1			1	1				
322		<i>Evolvulus spec.</i>	-	gr.	1													
323		<i>Ipomoea acuminata</i> (Vahl.) Roem. & Schult.	cli.	shr.		1												
324		<i>Ipomoea alba</i> L.	cli.	f.							1							
325		<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	cli.	gr.						1			1					
326		<i>Ipomoea nitida</i> Griseb.	cli.	gr.		1					1							
327		<i>Ipomoea spec.</i>	cli.	gr.											1			
328		<i>Merremia dissecta</i> (Pers.) Hall. var. <i>Edentata</i> (Meissn.) O'Donell	cli.	shr.								1						
329	Cruciferae	<i>Lepidium bonariense</i> L.	herb	gr.							1							
330		<i>Senebiera pinnatifida</i> D. C.	herb	gr.		1												
331	Cucurbitaceae	<i>Cayaponia hirsuta</i> Coqn.	cli.	shr.							1							
332		<i>Cayaponia martiana</i> (Coqn.) Coqn.	cli.	f.							1	1		1				
333	Cunnoniaceae	<i>Lamanionia ternata</i> Vell.	tr.3	f.ha.				1				1					1	
334	Cyperaceae	<i>Bulbostylis spec.</i>	cyp.	gr.						1	1	1						
335		<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz	cyp.	gr.													1	
336		<i>Schoenoplectus californicus</i>	cyp.	wet.										1			1	
337	Cyperaceae	<i>Bulbostylis c. f. closii</i> Barros	cyp.	gr.		1												
338	Cyperaceae	<i>Bulbostylis c.f. sphaerocephala</i> (Boeck.) C. B. Clarke	cyp.	gr.	1													
339		<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C. B. Clarke	cyp.	gr.		1												
340		<i>Bulbostylis capillaris</i> var. <i>elator</i> (L.) C. B. Clarke var. <i>elator</i> (Griseb.) Osten	cyp.	gr.	1													
341		<i>Bulbostylis closii</i>	cyp.	gr.						1								
342		<i>Bulbostylis consanguinea</i> (Kunth.) C.B. Clarke	cyp.	gr.	1		1											
343		<i>Bulbostylis juncooides</i> (Vahl.) Kükenth.	cyp.	gr.	1	1				1								
344		<i>Bulbostylis juncooides</i> (Vahl.) Kükenth. cf. var. <i>lorentzii</i> (Boeck.) Kükenth.	cyp.	gr.		1												
345		<i>Bulbostylis scabra</i> (Presl) C. B. Clarke	cyp.	gr.								1						
346		<i>Bulbostylis sphaerocephala</i> (Boeck.) C. B. Clarke	cyp.	gr.	1					1								
347		<i>Carex phalaroides</i>	cyp.	gr.														
348		<i>Carex sellowiana</i> Schlecht.	cyp.	gr.				1	1									
349		<i>Carex sororia</i> Kunth.	cyp.	gr.		1				1								

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
350	Cyperaceae	<i>Carex spec.</i>	cyp.	gr.														
351		<i>Cyperus aggregatus</i>	cyp.	gr.						1					1			
352		<i>Cyperus brevifolius (Rottb.) Hassk.</i>	cyp.	gr.							1							
353		<i>Cyperus cayennensis (Lam.) Britt.</i>	cyp.	gr.		1	1											
354		<i>Cyperus enterianus Boeck.</i>	cyp.	gr.			1					1						
355		<i>Cyperus incommis Kunth.</i>	cyp.	gr.			1				1							
356		<i>Cyperus lanceolatus</i>	cyp.	gr.							1							
357		<i>Cyperus meyenianus Kunth.</i>	cyp.	gr.			1				1	1						
358		<i>Cyperus polystachyos Rottb.</i>	cyp.	gr.							1							
359		<i>Cyperus reflexus Vahl.</i>	cyp.	gr.		1	1					1						
360		<i>Cyperus spec.</i>	cyp.	gr.							1					1		
361		<i>Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl.</i>	cyp.	gr.							1			1				
362		<i>Fimbristylis juncooides (Vahl.) Alain</i>	cyp.	gr.		1												
363		<i>Heleocharis maculosa (Vahl.) R. Br.</i>	cyp.	gr.			1											
364		<i>Heleocharis spec.</i>	cyp.	gr.			1											
365		<i>Rhynchospora barrosiana</i>	cyp.	gr.		1			1									
		<i>E.R.Guadianone</i>																
366		<i>Rhynchospora globosa Roem. et. Sch.</i>	cyp.	gr.		1					1							
367		<i>Rhynchospora luzuliformis Boeck.</i>	cyp.	gr.		1												
368		<i>Rhynchospora setigera (Kunth) Boeck</i>	cyp.	gr.		1		1	1			1						
369		<i>Rhynchospora c.f. rugosa (Vahl.) Gale</i>	cyp.	gr.			1											
370		<i>Rhynchospora c.f. tenuis Link</i>	cyp.	gr.			1											
371		<i>Rhynchospora spec. 2</i>	cyp.	gr.			1	1										
372		<i>Scleria sellowiana</i>	cyp.	shr./ gr.							1							
373		<i>Scleria sp.</i>	cyp.	gr.							1							
374		Dicranaceae	<i>Campylopus spec.</i>	herb	f.ps.										1			
375		Dioscoreaceae	<i>Dioscorea multiflora Mart.</i>	cli.	f.			1			1			1				
376		Ebenaceae	<i>Maba inconstans (Jacq.) Griseb.</i>	tr.2	f.mph.	1		1	1	1	1	1	1	1				1
377		Ephedraceae	<i>Ephedra tweediana Fisch. & C.A.Mey</i>	tr.1;cli.	f.ps.										1			1
378		Ericaceae	<i>Agarista eucalyptoides (Cham. & Schl.) D.C.</i>	tr.1	gr.	1			1		1	1						1
379		Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum O. E. Schulz var. callophyllum O. E. Schulz</i>	tr.2	f.mph.	1		1	1	1	1	1	1	1	1			1
380			<i>Erythroxylum deciduum Sant. Hill.</i>	tr.1	f.								1					1
381			<i>Erythroxylum microphyllum St. Hill.</i>	shr.2	f.sx.													1
382			<i>Erythroxylum myrsinites Mart.</i>	tr.1	f.								1					1
383		Euphorbiaceae	<i>Acalypha communis Müll. Arg.</i>	herb	gr.			1										
384			<i>Actinostemon concolor (Spreng.) Müll. Arg.</i>	tr.1	f.hg.			1	1				1					
				f.mph.														
385		<i>Alchornea triplinervia (Spreng.) Müll. Arg.</i>	tr.4	f.hg.	1		1	1		1		1	1		1		1	
386		<i>Croton dusenii Croizat</i>	herb	gr.	1		1				1		1					
387		<i>Croton gnaphalli Baill.</i>	herb	gr.shr.		1		1										
388		<i>Croton nitraiaefolius Baillon</i>	shrub	gr.			1			1								
389		<i>Croton thernarum</i>	shrub	gr.						1								
390		<i>Euphorbia selloi (Kl. & Gke.) Boiss.</i>	herb	gr.	1	1	1	1		1		1						
391		<i>Euphorbia stenophylla (Kl. & Gke.) Boiss.</i>	herb	gr.							1							
392		<i>Gymnanthes concolor Spreng.</i>	tr.3	f.hg.				1					1				1	
				f.mph.														
393		<i>Pachystroma longifolium Müll. Arg.</i>	tr.3	f.hg.			1	1	1	1		1	1				1	
394		<i>Phyllanthus sellowianus Müll. Arg.</i>	shr.2	f.rip											1		1	
395		<i>Sapium glandulatum (Vell.) Pax</i>	tr.3	f.mph.				1					1	1	1		1	
396		<i>Sebastiania commersoniana (Baill) Schmith et Downs</i>	tr.2	f.rip			1	1				1	1	1			1	
397		<i>Sebastiania schottiana (Müll. Arg.) Müll. Arg.</i>	tr.1	f.										1			1	
398		<i>Sapium biglandulosum Müll. Arg.</i>	tr.1	shr.			1			1								
399		<i>Sebastiania brasiliensis Spreng.</i>	tr.2	f.mph.				1	1			1	1				1	
400		<i>Sebastiania klotzschiana (Müll. Arg.) Müll. Arg.</i>	tr.1	shr.	1		1			1	1							
401		<i>Sebastiania serrata (Müll. Arg.) Müll. Arg.</i>	tr.3	f.sx									1				1	
402		<i>Traqia emrichii Herter</i>	herb	gr.				1	1	1								
403		<i>Traqia uberabana Müll. Arg.</i>	-	gr.			1											
404	Fabaceae	<i>Aeschynomene elegans Cham. & Schlecht.</i>	herb	gr.					1									
405		<i>Aeschynomene falcata (Poir.) D. C.</i>	-	gr.	1		1	1										
406		<i>Canavalia bonariensis Lindl.</i>	-	gr.			1						1					
407		<i>Cassia bicusularis L.</i>	-	gr.						1	1							
408		<i>Cassia corymbosa Lam.</i>	-	shr.			1					1						
409		<i>Cassia patellaria Desv.</i>	-	gr.			1					1						
410		<i>Cassia spec.</i>	-	shr.			1											
411		<i>Centrosema virginianum (L.) Benth.</i>	herb	gr.			1	1		1								
412		<i>Chamaecrista flexuosa (L.) Greene</i>	-	gr.			1		1									
413		<i>Chamaecrista nictitan subsp. patellaria (Coll) H.S.Irwin & Barnebv</i>	-	gr.			1		1									
414		<i>Chamaecrista nictitans</i>	shrub	gr.						1								

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
415	Fabaceae	<i>Chamaecrista repens</i> (Vog.) Irwin et Barn.	-	gr.		1												
416		<i>Clitoria nana</i> Benth.	herb	gr.		1	1	1	1		1		1					
417		<i>Collaea stenophylla</i> (Hook & Arn.) Benth.	shr.1;herb	gr.		1	1		1				1					
418		<i>Crotalaria spec.</i>	herb	gr.			1				1							
419		<i>Crotalaria tweediana</i> Benth.	herb	gr.		1	1		1				1					
420		<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	-	gr.								1	1			1		
421		<i>Desmanthus incanum</i> (Sw.) DC.	herb	gr.		1												
422		<i>Desmanthus tatuhyensis</i>	shrub	shr./ gr.					1									
423		<i>Desmanthus uncinatum</i> (Jacq.) DC.	herb	gr.		1												
424		<i>Desmodium adscendens</i> DC.	herb	gr.				1						1				
425		<i>Erythrina crista-gali</i> L.	tr.2	wet.				1					1	1		1		
426		<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vog.	tr.3	f.hg.			1	1					1	1		1	VU	
				f.mph.														
427		<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	shr.2	wet.										1		1		
428		<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	tr.1	shr.									1	1		1		
429		<i>Desmanthus virgatus</i> (L.) Willd.	herb	gr.		1												
430		<i>Desmodium affine</i>	herb	gr.					1									
431		<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	herb	gr.			1											
432		<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	herb	gr.			1	1	1	1	1							
433		<i>Desmodium uncinatum</i> (Jacq.) DC.	herb	gr.									1					
434		<i>Dioclea paraquariensis</i> Hassl.	-	gr.									1					
435		<i>Eriosema tacuarembense</i> Arech.	-	gr.		1												
436		<i>Erythrina falcata</i> Benth.	tr.4	f.hg.									1	1		1		
437		<i>Galactia gracillima</i>	cli.	gr.					1									
438		<i>Galactia latisiqua</i> Desv.	herb	gr.									1					
439		<i>Galactia marginalis</i> Benth.	herb	gr.shr.		1	1	1	1									
440		<i>Galactia neesii</i> DC.	herb	gr.		1												
441		<i>Galactia pretiosa</i> Burk.	herb	gr.		1												
442		<i>Indigofera asperifolia</i> Bonq.	-	gr.		1							1					
443		<i>Lathyrus nervosus</i> Lam.	-	gr.		1							1					
444		<i>Lathyrus subulatus</i> Lam.	-	gr.		1							1					
445		<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. Ex Benth.	-	f.hg.									1	1		1		
446		<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vog.) Benth.	tr.2	f.rip												1		
447		<i>Lupinus bracteolaris</i> Benth.	-	gr.									1					
448		<i>Lupinus linearis</i> Desm.	-	gr.		1												
449		<i>Lupinus spec.</i>	-	gr.									1					
450		<i>Machaerium paraquariense</i> Hassl.	-	f.hg.				1					1	1		1		
451		<i>Marcopitium erythroloma</i> (Mart. ex Benth.) Urban	-	gr.		1												
452		<i>Marcopitium prostratum</i> (Benth.) Urban.	-	gr.		1			1				1					
453		<i>Medicago sativa</i> L.	-	gr.									1					
454		<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	-	shr.									1					
455		<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	tr.2	f.hg.												1		
456		<i>Phaseolus c.f. caracalla</i> L.	-	gr.			1											
457		<i>Phaseolus panduratus</i> Mart.	-	gr.			1						1					
458		<i>Phaseolus prostratus</i> Benth.	-	gr.			1						1					
459		<i>Phaseolus spec.</i>	-	gr.			1											
460		<i>Poiretia tetraphylla</i> (Pior.) Burk	-	gr.		1												
461		<i>Rhynchosia corylifolia</i> Mart. ap. Benth.	-	gr.		1	1						1					
462		<i>Rhynchosia diversifolia</i> Mich.	herb	gr.		1	1		1				1					
463		<i>Rhynchosia hauthalii</i> (O.K.) Grear	-	gr.		1												
464		<i>Rhynchosia laterita</i> Burk.	-	gr.		1											VU	
465		<i>Rhynchosia senna</i> Gill. ex Hook.	-	gr.									1					
466		<i>Stylosanthes graciles</i> H. B. K.	-	gr.			1						1					
467		<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vog.	-	gr.		1												
468		<i>Stylosanthes montevidensis</i> Vog.	herb	gr.		1	1		1									
469		<i>Trifolium riograndense</i> Burk.	-	gr.			1											
470		<i>Vicia sativa</i> L.	-	shr.									1					
471		<i>Vigna peduncularis</i> var. <i>clitorioides</i> (Kunth.) Faw. et ren. var. <i>clitorioides</i> (Benth.) Mar., Mas. et St.	-	gr.		1												
472		<i>Zornia lanata</i> Mohl.	-	gr.		1												
473		<i>Zornia reticulata</i> SM.	-	gr.			1											
474		<i>Zornia sericea</i>	herb	gr.					1									
475	Flacourtiaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	tr.3	f.hg.		1	1	1		1	1	1	1			1		
				f.mph.														
476		<i>Casearia decandra</i> Jacq.	tr.1	f.mph.		1	1	1		1		1	1			1		
477		<i>Casearia silvestris</i> Sw.	tr.2	f.mph.		1	1	1		1	1	1	1	1		1		
478		<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	tr.3	f.sx				1					1			1		
479		<i>Xylosma spec.</i>	-	f.			1			1								
480	Gesneriaceae	<i>Sinningia spec.</i>	herb	gr.									1					
481	Grossulariaceae	<i>Escallonia bifida</i> Link et Otto	-	shr.												1		
482	Guttiferae	<i>Rhodia gardneriana</i> Pl. & Tr.	-	f.hq.			1						1					
483	Hydrocharitaceae	<i>Hydrochleis nymphaoides</i> (Willd.) Buch.	herb	wet.											1			
484	Hymenophyllaceae	<i>Trichomanes hymenoides</i> Hedw.	-	f.				1	1									

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
485	Hypericaceae	<i>Hypericum cf. caprifoliatum</i> Cham. et Schlecht.	shr.1	gr.														
486		<i>Hypericum connatum</i> Lam.	-	gr.	1	1	1											
487		<i>Hypericum piriari</i> Arech.	-	gr.	1	1					1							
488		<i>Hypericum rivulare</i> Arech.	-	gr.		1												
489	Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	herb	gr.	1		1	1					1					
490	Icacinaceae	<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) How.	tr.1	f.mph.								1	1					1
491		<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) How.	tr.1	f.			1											
492	Iridaceae	<i>Alophia pulchella</i> Benth. & Hook.	herb	gr.	1													
493		<i>Alophia spec.</i>	herb	gr.							1							
494		<i>Cypella coelestis</i>	herb	gr.						1								
495		<i>Cypella herbertii</i> Hook.	herb	gr.							1							
496		<i>Cypella spec.</i>	herb	gr.	1	1							1					
497		<i>Sisyrinchium spec. 1</i>	herb	gr.		1									1			
498		<i>Herbertia pulchella</i> Sweet	herb	gr.				1		1								
499		<i>Herbetia spec.</i>	herb	gr.ped.									1					
500		<i>Neomarica gracilis</i> Spr.	herb	f.hg.				1	1				1					
				f.moh.														
501		<i>Sisyrinchium macrocephalum</i> R.Grah.	herb	gr.			1	1		1								
502		<i>Sisyrinchium megapotamicum</i> Malme	herb	gr.			1											
503		<i>Sisyrinchium scarinosum</i>	herb	gr.						1								
504		<i>Sisyrinchium spec. 2</i>	herb	gr.			1				1							
505		<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	herb	gr.ped.			1	1	1		1			1				
506		<i>Tigridia spec.</i>	herb	gr.	1													
507	Juncaceae	<i>Juncus spec.</i>	-	wet.										1				EN
508		<i>Juncus capillaceus</i> Lam.	-	gr.			1											
509	Lamiaceae	<i>Hyptis mutabilis</i> (Rich.) Briq.	herb	gr.	1	1				1	1					1		
510		<i>Glechon c.f. thymoides</i> Spreng.	-	gr.							1							
511		<i>Glechon ciliata</i> Benth.	-	gr.	1			1					1					
512		<i>Glechon mariifolia</i> Benth.	-	gr.	1			1										
513		<i>Glechon spathulata</i> Benth.	-	gr.	1		1				1							
514		<i>Glechon squarrosa</i> Benth.	herb	gr.			1			1								
515		<i>Hedeoma gracile</i> (Benth.) Briq.	herb	gr.	1		1											
516		<i>Hyptis floribunda</i> Briq. ex Mich.	-	gr.						1								
517		<i>Hyptis spec. 2</i>	-	f.			1			1			1					
518		<i>Hyptis spec. 3</i>	-	gr.						1								
519		<i>Hyptis spec. 4</i>	-	shr.			1											
520		<i>Hyptis stricta</i>	herb	gr.						1								
521		<i>Ocimum spec.</i>	herb	f.mph.									1					
522		<i>Peltodon longipes</i> St. Hil.	herb	gr.			1											
523		<i>Rhabdocaulon c.f. coccineum</i> (Benth.) Epling	-	gr.	1													
524		<i>Rhabdocaulon c.f. stricta</i> Benth.	-	gr.	1													
525		<i>Salvia procurrens</i>	herb	shr./ gr.						1								
526	Lauraceae	<i>Aiouea saligna</i> Meissner	tr.3	f.hg.			1					1	1					1
527		<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	-	f.hg.				1										
528		<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) Macbr.	tr.1	f.hg.			1	1	1			1	1					1
529		<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	tr.3	f.hg.								1						1
530		<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	tr.3	f.mph.			1	1	1			1	1					1
531		<i>Persea venosa</i>	-	f.mph.														1
532		<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Hass.	tr.4	f.hg.			1	1	1			1	1					1
533		<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	tr.4	f.hg.				1				1	1					1
534		<i>Nectandra rigida</i> Nees	-	f.			1											
535		<i>Nectandra saligna</i> Nees & Mart.	-	f.hg.				1										
536		<i>Ocotea catharinensis</i> Mez.	tr.3	f.hg.			1	1	1			1	1					1
537		<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meiss.) Mez.	tr.3	f.hg.								1						1
538		<i>Ocotea puberula</i> Nees	tr.4	f.hg.	1		1		1			1	1					1
539	Lentibulariaceae	<i>Utricularia gibba</i> L.	-	gr.							1							
540	Liliaceae	<i>Hippeastrum spec.</i>	-	f.sx										1				
541		<i>Asparagus setaceus</i> (Kunth) Jess.	-	f.									1					
542		<i>Nothoscordum bonariense</i>	herb	shr./ gr.						1								
543		<i>Nothoscordum spec.</i>	-	gr.									1					
544	Linaceae	<i>Cliococca selaginoides</i> (Lam.) Rogers & Mildner	herb	gr.			1	1		1		1						
545	Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	tr.1	f.mph.	1		1			1	1	1	1	1				1
546	Loranthaceae	<i>Phoradendron crassifolium</i> (Polhl.) Eichl.	-	f.							1			1				
547		<i>Phrygilanthus acutifolius</i> (R. & P.) Eichl.	-	f.								1		1				
548	Lycopodiaceae	<i>Lycopodium cernuum</i> L.	-	gr.			1											
549	Lythraceae	<i>Cuphea balsamona</i> Cham. & Schl.	-	gr.			1					1						
550		<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) Macbr.	herb	gr.				1			1		1					
551		<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schl.	herb	gr.			1			1								
552		<i>Cuphea spec.</i>	-	gr.	1	1	1				1	1						
553		<i>Heimia myrtifolia</i> Cham. & Schl.	shr.1/2	shr.			1				1	1						
554		<i>Heimia salicifolia</i> Link et Otto	shr.2	shr.									1					1
555	Malpighiaceae	<i>Janusia quarantita</i> (St. Hil.) Juss.	cli.	f.sx	1		1			1	1	1		1				
556	Malvaceae	<i>Abutilon grandiflorum</i> (Willd.) Sw.	-	shr.														1

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
557	Malvaceae	<i>Abutilon malacroides</i> St. Hill.	-	gr.shr.									1					
558		<i>Abutilon molle</i> (Ort.) Sweet	shr.2	f.sx.									1					
559		<i>Abutilon pauciflorum</i> St. Hill.	-	gr.		1				1								
560		<i>Abutilon umbelliflorum</i> St. Hill.	-	shr.													1	
561		<i>Hibiscus diversifolius</i> Jack.	-	shr.											1		1	
562		<i>Pavonia sepium</i> St. Hill.	herb	wet.												1		
563		<i>Sida rhombifolia</i> L.	herb	gr.	1	1	1			1	1	1		1	1	1		
564		<i>Hibiscus lambertianus</i> H. B. K.	-	wet.													1	
565		<i>Hibiscus selloi</i> Goerke	-	wet.													1	
566		<i>Krapovickasia macrodon</i> (DC.) Frixell	-	gr.		1												
567		<i>Krapovickasia urticaefolia</i> (St. Hil.) Fryxell	herb	gr.			1			1	1	1						
568		<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	-	gr.			1				1							
569		<i>Pavonia c.f. hastata</i> Cav.	herb	gr.										1				
570		<i>Pavonia friesii</i> Krap.	herb	gr.	1		1				1							
571		<i>Pavonia hastata</i> Cav.	herb	gr.		1					1							
572		<i>Pavonia malvacea</i> Krap. & Crist.	herb	shr.							1	1						
573		<i>Pavonia spec.</i>	herb	gr.		1		1										
574		<i>Sida carpinifolia</i> (L. f.) Schum.	herb	shr.			1											
575		<i>Sida dubia</i> St. Hil. & Naud.	herb	gr.			1					1						
576		<i>Sida reqnellii</i> R. E. Fries	herb	gr.			1				1	1						
577		<i>Sida rhombifolia</i>	herb	shr./ gr.							1							
578		<i>Sida spinosa</i> L.	herb	gr.			1				1	1						
579		<i>Sida tuberculata</i> R. E. Fries	herb	gr.								1						
580		<i>Sida urens</i> L.	herb	gr.			1				1	1						
581		<i>Sida viarum</i> St. Hil.	herb	gr.	1		1					1						
582		<i>Wissadula glechomatifolia</i> (St. Hil.) R. E. Fries	herb	gr.	1		1	1	1		1	1	1		1			
583		Maranthaceae	<i>Maranta arundinacea</i> L.	herb	f.hq.			1	1	1				1				
584		Melastomataceae	<i>Tibouchina spec.</i>	-	f.bj.		1								1			
585			<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	shr.2	f.mph.			1	1					1			1	
586			<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	shr.2	f.mph.				1				1				1	
587			<i>Miconia hyemalis</i> St. Hil. & Naud.	shr.2	f.mph.			1					1	1			1	
588		Melastomataceae	<i>Miconia sellowiana</i> Naud.	-	shr.				1								1	
589		<i>Tibouchina asperior</i> (Cham.) Cogn.	-	wet.												1		
590		<i>Tibouchina c.f. gracilis</i> Cogn.	herb	gr.			1				1		1					
591		<i>Tibouchina gracilis</i> Cogn.	herb	gr.			1	1		1			1					
592	Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	tr.4	f.hq.			1	1				1	1			1		
593		<i>Cabralea glaberrima</i> Juss.	-	f.		1						1	1					
594		<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	tr.4	f.hq.			1				1		1	1		1		
595		<i>Guarea lesssoniana</i> Juss.	-	f.			1											
596		<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	tr.2	f.hq.				1				1	1			1		
597		<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	tr.3	f.hq.			1	1	1			1	1	1		1		
598		<i>Trichilia elegans</i> Juss.	tr.1	f.hq.			1	1	1		1	1	1	1		1		
599		<i>Trichilia hieronymi</i> Griseb.	-	f.		1	1				1	1	1					
600	Mimosaceae	<i>Acacia bonariensis</i> Gill.	shr.2	f.rip		1				1		1	1			1		
601		<i>Albizia austrobrasiliica</i> Burk.	tr.1	f.									1					
602		<i>Albizia edwallii</i> (Hoehne) Bameby et Grimes	-	f.									1			1		
603		<i>Calliandra tweediei</i> Benth.	tr.1	f.mph.			1			1	1	1	1	1		1		
604		<i>Desmanthus spec.</i>	-	gr.									1					
605		<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morona	tr.4	f.mph.		1	1	1		1		1	1	1		1		
606		<i>Inga afinis</i> DC.	tr.3	f.hq.								1	1			1		
607		<i>Inga marginata</i> Willd.	tr.2	f.hq.			1											
608		<i>Inga sellowiana</i> Benth.	-	f.									1					
609		<i>Inga semialata</i> (Vell.) Mart.	-	f.hq.				1				1	1			1		
610		<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	tr.3	f.hq.								1	1			1		
611		<i>Inga uruguensis</i> Hook. et Arn.	tr.3	f.rip									1	1		1		
612		<i>Inga virescens</i> Benth.	tr.3	f.hq.			1	1				1	1			1		
613		<i>Mimosa acerbe</i> var. <i>Acerba</i> Benth. var. <i>acerba</i>	-	gr.		1												
614		<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) O. Kuntze	tr.1	wet.		1	1	1		1	1	1	1	1		1		
615		<i>Mimosa c. f. cruenta</i> Benth.	-	shr.									1					
616		<i>Mimosa cruenta</i> Benth.	shr.1	gr.			1											
617		<i>Mimosa daleoides</i> Benth.	shr.1	gr.		1	1											
618		<i>Mimosa flagelaris</i> Benth.	shr.1	gr.							1							
619		<i>Mimosa meticulosa</i> Mart.	shr.1	gr.		1												
620		<i>Mimosa parvipinna</i>	shrub	gr.						1								
621		<i>Mimosa per-dusenii</i> Burk.	shr.1	gr.		1												
622		<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	-	wet.											1			
623	Monimiaceae	<i>Hennecartia omphalandra</i> Poisson	-	f.hq.				1								1		
624		<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	shr.2	f.hq.			1		1			1	1			1		
625	Moraceae	<i>Coussapoa schottii</i> Miq.	-	f.							1							
626		<i>Ficus enormis</i> (Mart. ex Miq.) Miq.	tr.4	f.hq.			1	1		1			1			1		
627		<i>Ficus insipida</i> Willd.	tr.4	f.hq.				1				1	1			1		
628		<i>Ficus organensis</i> (Miq.) Miq.	tr.4	f.		1	1	1		1		1	1	1		1		
629		<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don. ex. Steud	tr.3	f.hq.									1			1		

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB	
						R1	R2	R1	R3	R4									R5
630	Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) Bur., Lanj. & Boer	tr.1	f.hg.	1	1	1	1			1	1		1			1		
631	Myrsinaceae	<i>Myrsine umbellata</i> (Mart.) Mez	tr.3	f.mph.	1	1	1	1		1	1	1		1	1	1	1		
632		<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez.) Otegui	tr.1	f.			1					1	1			1			
633		<i>Myrsine acuminata</i> Royle	-	f.			1	1											
634		<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	tr.2	f.				1		1	1	1						1	
635		<i>Myrsine ferruginea</i> (R. & P.) Mez	tr.3	f.mph.	1	1				1	1								
636		<i>Myrsine qiuanensis</i> (Aubl.) Kuntze	-	f.								1						1	
637		<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez.) Arech.	tr.2	f.mph.									1					1	
638		<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez.) Otegui	-	f.									1					1	
639		<i>Myrsine parvula</i> (Mez.) Otegui	-	f.mph.				1					1					1	
640		<i>Myrsine spec.</i>	-	f.						1					1				
641		Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) Berg	tr.2	f.mph.						1			1	1		1	1	
642			<i>Calyptanthes concinna</i> DC.	tr.1	f.									1					1
643			<i>Campomanesia aurea</i> Berg	shr.2	gr.ped.							1			1				1
644	<i>Campomanesia rhombea</i> Berg		tr.2	f.									1	1				1	
645	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg		tr.3	f.			1				1		1	1		1	1	1	
646	<i>Eugenia bacopari</i> Leqr.		tr.1	f.hg.				1					1	1				1	
647	<i>Eugenia dimorpha</i> Berg		-	gr.									1	1				1	
648	<i>Eugenia florida</i> DC.		-	f.									1					1	
649	<i>Eugenia hyemalis</i> Camb.		tr.1	f.ps.			1	1			1	1	1	1		1	1	1	
650	<i>Eugenia involucrata</i> DC.		tr.2	f.rip				1					1			1	1	1	
651	<i>Eugenia multicostata</i> Leqr.		-	f.									1					1	
652	<i>Eugenia ramboi</i> Leqr.		-	f.hg.			1						1	1				1	
653	<i>Eugenia rostrifolia</i> Leqr.		tr.4	f.hg.	1		1	1	1				1	1	1			1	
			<i>Eugenia schuechiana</i> Berg	tr.1	f.mph.								1	1			1	1	
654			<i>Eugenia uniflora</i> L.	tr.1	f.mph.						1	1	1	1	1	1	1	1	
655			<i>Eugenia uruguayensis</i> Camb.	tr.1	f.mph.								1	1	1	1	1	1	
656			<i>Gomidesia palustris</i> (Berg) Leqr.	tr.1	f.sx.			1			1		1	1	1	1	1	1	
657		<i>Hexaclamis edulis</i> (Berg) Leqr. et Klaus	tr.1	f.ps.								1	1				1		
658		<i>Myrceugenia euosma</i> (Berg) Leqr.	-	f.							1								
659		<i>Myrceugenia myrtoides</i> Berg	shr.2	f.sx.													1		
660		<i>Myrcia glabra</i> (Berg) Leqr.	tr.1	f.mph.			1	1				1	1				1		
661		<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	tr.1	f.mph.				1				1	1				1		
662		<i>Myrcia palustris</i>	tree	shr./ gr.						1									
663		<i>Myrcia ramulosa</i> DC.	-	shr.			1												
664		<i>Myrcianthes gigantea</i> (Leqr.) Leqr.	tr.2	f.hg.			1	1	1		1	1	1			1	VU		
		<i>Myrcianthes gigantea</i> (Leqr.) Leqr.	-	f.mph.															
665		<i>Myrciaria cuspidata</i> Berg	tr.1	f.ps.	1		1	1	1		1	1	1	1			1		
666		<i>Psidium cattleianum</i> Sab.	tr.1	gr.								1	1	1	1		1		
667		<i>Myrcianthes pungens</i> (Berg) Leqr.	tr.3	f.mph.			1				1	1	1				1		
668		<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) Berg	-	f.sx.													1		
669		<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex. Willd.) Berg	tr.3	f.rip													1		
670		<i>Myrciaria linearifolia</i> Berg	-	shr.								1							
671		<i>Myrciaria tenella</i> Berg	-	gr.			1												
672		<i>Myrrhimum atropurpureum</i> Schott.	tr.1	f.sx.									1				1		
673		<i>Paramyrciaria delicatula</i> (DC.) Kausel	tr.1	f.sx.									1						
674		<i>Plinia rivularis</i> (Camb.) Rotm.	tr.2	f.rip													1		
675		<i>Psidium incanum</i> (Berg) Burr.	shr.1	gr.ped.									1				1		
676		<i>Psidium luridum</i> (Spr.) Burr.	shr.1	gr.ped.									1				1		
677	Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	tr.3	f.mph.	1		1	1	1		1	1	1	1			1		
678		<i>Pisonia aculeata</i> L.	tr.3	f.ps.				1			1	1	1	1			1		
679	Oenoteraceae	<i>Oenothera indecora</i> Camb.	-	gr.			1												
680		<i>Oenothera spec.</i>	-	gr.							1		1						
681	Oleaceae	<i>Chioinanthus filiformis</i> (Vell.)	-	f.									1				1		
682	Onagraceae	<i>Ludwigia caparosa</i> (Camb.) Hara	-	gr.								1					1		
683		<i>Ludwigia elegans</i> (Camb.) Hara	-	gr.			1												
684	Orchidaceae	<i>Brassavola australis</i> (Coqn.) Schltr.	epiph.	f.hg.															
685		<i>Brassavola tuberculata</i> Hook	epiph.	f.										1					
686		<i>Campylocentrum aromaticum</i> Rodr.	epiph.	f.										1			1		
687		<i>Campylocentrum parhybunense</i> (Barb. Rodr.) Rolfe	epiph.	f.hg.															
688		<i>Capanemia c.f.australis</i> (Krzl.) Schltr.	epiph.	f.															
689		<i>Capanemia superflua</i> (Rchb. F.) Garay	epiph.	f.															
690		<i>Cattleya intermedia</i> Graham.	epiph.	f.										1	1		1		
691		<i>Cattleya leopoldii</i> Versch.	epiph.	f.										1					
692		<i>Craniches candida</i> (Barb. Rodr.) Coqn.	herb	f.hg.															
693		<i>Cyclopogon candidus</i> (Krzl.) Pabst	herb	f.hg.															
694	<i>Cyclopogon chloroleucus</i> Barb. et Rodr.	herb	f.																
695	<i>Cyclopogon graciliscapus</i> Schltr.	herb	f.																
696	<i>Epidendrum fulgens</i> Broqñ.	herb	gr.;shr.										1						
697	<i>Eurystyles cotyledon</i> Wawra	epiph.	f.hg.																
698	<i>Eurystyles lonrenzii</i> (Coqn.) Schltr.	epiph.	f.hg.																
699	<i>Galeandra beyrichii</i> Rchb. F.	herb	f.																
700	<i>Gomesa crispa</i> (Lindl.) Kl. et Rchb. F.	epiph.	f.hg.																
701	<i>Oncidium bumlum</i> Ldl.	epiph.	f.ha.										1	1					
702	<i>Oncidium spec.</i>	epiph.	f.													1			
703	<i>Govenia urticulata</i> (Sw.) Lindl.	herb	f.																
704	<i>Habenaria quillemenii</i> Rchb. F.	herb	gr.																
705																			

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL		Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB	
					R1	R2	R1	R3	R4	R5	R12	R1	R1	R6	R7	R8	R9	R10		
706	Orchidaceae	<i>Habenaria josephensis</i> Barb. et Rodr.	herb	gr.																
707		<i>Habenaria secunda</i> Barb. et Rodr.	herb	gr.																
708		<i>Habenaria spec.</i>	herb	gr.		1								1						
709		<i>Hapalorchis micranthus</i> (B. Rod.) Hoehne	herb	gr.				1	1											
710		<i>Isabella pulchella</i> (Krzl.) Senghas et Teucher	herb	f.																
711		<i>Isochilus linearis</i> (Jacq.) R. Br.	epiph.	f.hg.																
712		<i>Lankesterella ceracifolia</i> (Barb. Rodr.) Manf.	epiph.	f.hg.																
713		<i>Liparis nervosa</i> (Thunb.) Lindl.	herb	f.																
714		<i>Lophiaris pumila</i> (Lindl.) Braem	epiph.	f.				1	1											
715		<i>Malaxis excavata</i> (Lindl.) Kltze	herb	f.																
716		<i>Malaxis parthonii</i> C.Morr	herb	f.hg.																
717		<i>Masdevallia zebrina</i> Porsch.	epiph.	f.hg.																
718		<i>Maxillaria porphyrostele</i> Rchb. F.	epiph.	f.hg.																
719		<i>Maxillaria vitelliniflora</i> Barb. et Rodr.	epiph.	f.hg.																
720		<i>Mesadenella cuspidata</i> (Lindl.) Garay	herb	gr.				1	1											
721		<i>Mesadenella esmeraldae</i> (Lind. et Rchb.F.) Pabst et Garay	herb	gr.																
722		<i>Octomeria fibrifera</i> Schltr.	epiph.	f.																
723		<i>Octomeria glazioviana</i> Regel	epiph.	f.hg.																
724		<i>Octomeria robusta</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
725		<i>Oncidium bifolium</i> Sims	epiph.	f.ha.			1							1						
726		<i>Oncidium ciliatum</i> Lindl.	epiph.	f.																
727		<i>Oncidium concolor</i> Hook	epiph.	f.																
728		<i>Oncidium fimbriatum</i> Lindl.	epiph.	f.hg.				1	1											
729		<i>Oncidium flexuosum</i> Sims	epiph.	f.				1	1						1					
730		<i>Oncidium longipes</i> Ldl.	epiph.	f.											1					
731		<i>Oncidium macronix</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
732		<i>Oncidium micropogon</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
733		<i>Oncidium sphengiferum</i> Lindl.	epiph.	f.hg.																
734		<i>Ornithophora radicans</i> (Rchb. F.) Garay et Pabst	epiph.	f.																
735		<i>Pelexia lindmanii</i> Krzl.	herb	f.																
736		<i>Pelexia oestrifera</i> (Rchb. F. et Warm.) Schltr.	herb	gr.																
737		<i>Platyrhiza quadricolor</i> B. Rodr.	epiph.	f.hg.				1	1											
738		<i>Pleurothallis aptosa</i> Lindl.	epiph.	f.																
739		<i>Pleurothallis aquinoi</i> Schltr.	epiph.	f.																
740		<i>Pleurothallis c.f. mouraeoides</i> Hoehne	epiph.	f.																
741		<i>Pleurothallis depauperata</i> Cogn.	epiph.	f.																
742		<i>Pleurothallis dryadum</i> Schltr.	epiph.	f.hg.																
743		<i>Pleurothallis glumacea</i> Ldl.	epiph.	f.											1					
744		<i>Pleurothallis grobyi</i> Lindl.	epiph.	f.																
745		<i>Pleurothallis hygrophila</i> Barb. et Rodr.	epiph.	f.																
746		<i>Pleurothallis hypnicola</i> Lindl.	epiph.	f.																
747		<i>Pleurothallis luteola</i> Lindl.	epiph.	f.																
748		<i>Pleurothallis marginalis</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
749		<i>Pleurothallis obovata</i> Lindl.	epiph.	f.																
750		<i>Pleurothallis saundersiana</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
751		<i>Pleurothallis saurocephala</i> Lodd.	epiph.	f.				1	1											
752		<i>Pleurothallis serpental</i> Barb. et Rodr.	epiph.	f.																
753		<i>Pleurothallis smithiana</i> Lindl.	epiph.	f.																
754		<i>Pleurothallis spec.</i>	epiph.	f.											1					
755		<i>Polystachya estrelliensis</i> Rchb. F.	epiph.	f.																
756		<i>Prescottia cf. oligantha</i>	herb	gr.							1									
757		<i>Prescottia densiflora</i> Lindl.	herb	f.																
758		<i>Prescottia montana</i> Rodr.	herb	gr.		1														
759		<i>Prescottia stachyoides</i> Lindl.	herb	gr.				1	1											
760		<i>Sauroglossum nitidum</i> (Vell.) Schltr.	herb	f.				1	1											
761		<i>Stelis c.f. juergensii</i> Schltr.	epiph.	f.																
762		<i>Stenorrhynchus arechavaletanii</i> Barb. et Rodr.	herb	f.							1									
763		<i>Stenorrhynchus balanophorostachyus</i> (Rchb.f. & Warm.) Cogn.	herb	gr.			1													
764		<i>Stenorrhynchus lanceolatus</i> (Aubl.) L. C. Cogn.	herb	f.			1													
765		<i>Warrea warreana</i> (Lodd. ex Lindl.) C. Schweinfth.	herb	f.																
766		<i>Wulfschlaegelia aphylla</i> Rchb. F.	herb	f.				1	1											
767		<i>Zygostates alleniana</i> Krzl.	epiph.	f.																
768		Oxalidaceae	<i>Oxalis articulata</i> Savign.	herb	gr.							1								
769			<i>Oxalis brasiliensis</i> Lodd.	herb	gr.		1						1							
770			<i>Oxalis c.f. corniculata</i> L.	herb	gr.		1													
771			<i>Oxalis c.f. hispidula</i> Zucc.	herb	gr.				1											
772			<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	herb	gr.		1		1	1			1							
773			<i>Oxalis hispidula</i> Zucc.	herb	gr.			1	1											
774			<i>Oxalis perdicaria</i> (Mol.) Gunckel	herb	gr.				1											
775			<i>Oxalis sexenata</i> Savign.	herb	gr.			1						1						
776			<i>Oxalis spec. 1</i>	herb	gr.			1								1				

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R3	R4	R5								
777	Oxalidaceae	<i>Oxalis spec. 2</i>	herb	gr.		1												
778	Passifloraceae	<i>Passiflora spec.</i>	cli.	shr.										1			R	
779		<i>Passiflora alata Dryand.</i>	cli.	shr.									1					
780		<i>Passiflora edulis Sims</i>	cli.	f.									1					
781		<i>Passiflora elegans Mast.</i>	cli.	f.		1					1		1					
782		<i>Passiflora misera H. B. K.</i>	cli.	f.							1		1					
783		<i>Passiflora suberosa L.</i>	cli.	f.		1				1	1		1					
784	Phytolacaceae	<i>Petiveria alliacea L.</i>	-	f.									1					
785		<i>Phytolacca dioica L.</i>	tr.4	f.mph.									1				1	
786		<i>Phytolacca thyrsoiflora Fenzl. ex Schmidt</i>	-	shr.													1	
787		<i>Seguiera aculeata Jacq.</i>	-	f.									1				1	
788		<i>Seguiera parvifolia Benth.</i>	-	f.									1					
789	Piperaceae	<i>Peperonia catharinae Miq.</i>	-	f.				1	1									
790		<i>Peperonia caulibarbis Miq.</i>	-	f.				1	1									
791	Piperaceae	<i>Peperonia pereskiaefolia (Jacq.) H. B. K.</i>	epiph.;herb	f.	1			1	1	1	1		1					
792		<i>Peperonia spec.</i>	-	f.				1					1					
793		<i>Peperonia tetraphylla (G. Forst.) Hook. & Arn.</i>	-	f.							1		1					
794		<i>Piper gaudichaudianum Kunth.</i>	shr.2	f.hq.			1	1					1	1			1	
795		<i>Piper xylostoides (Kunth.) Steud.</i>	-	gr.			1						1				1	
796	Plantaginaceae	<i>Plantago spec.</i>	-	gr.			1						1					
797	Poaceae	<i>Acroceras zizanioides (Kunth.) Dandy</i>	gra.	gr.													1	
798		<i>Cynodon dactylon (L.) Pers.</i>	gra.	gr.									1				1	
799		<i>Eriochloa montevidensis Griseb.</i>	gra.	gr.													1	
800		<i>Eriochloa punctata (L.) Desv.</i>	gra.	gr.													1	
801		<i>Oplismenus setarius (Lam.) Roem. et Sch.</i>	gra.	f.													1	
802		<i>Panicum stoloniferum Poir.</i>	gra.	gr.shr.													1	
803	Poaceae	<i>Agenium villosum (Nees) Pilger</i>	gra.	gr.			1											
804		<i>Agrostis montevidensis Spreng. ex Nees</i>	gra.	gr.			1											
805		<i>Andropogon bicornis</i>	gra.	gr.										1				
806		<i>Andropogon glaucophyllus Roseng., Arr. & Izaa.</i>	gra.	gr.			1											
807		<i>Andropogon lateralis Nees</i>	gra.	gr.		1	1	1					1					
808		<i>Andropogon leucostachys</i>	gra.	gr.					1									
809		<i>Andropogon selleanus (Hack.) Hack</i>	gra.	gr.		1	1	1	1		1			1				
810		<i>Andropogon ternatus</i>	gra.	gr.						1								
811		<i>Aristida circinalis</i>	gra.	gr.						1								
812		<i>Aristida circinalis Lindm.</i>	gra.	gr.			1				1							
813		<i>Aristida cordylifolia</i>	gra.	gr.						1								
814		<i>Aristida filifolia</i>	gra.	shr./ gr.						1								
815		<i>Aristida filifolia (Arech.) Herter</i>	-	gr.			1	1										
816		<i>Aristida flaccida</i>	gra.	shr./ gr.						1								
817		<i>Aristida flaccida Trin. & Rupr.</i>	-	gr.			1	1	1									
818		<i>Aristida jubata (Arech.) Herter</i>	-	gr.			1											
819		<i>Aristida laevis</i>	gra.	shr./ gr.						1								
820		<i>Aristida laevis (Nees) Kunth.</i>	-	shr.			1	1	1			1						
821		<i>Aristida pallens Cav.</i>	-	gr.									1					
822		<i>Aristida spec.</i>	herb	gr.			1							1				
823		<i>Aristida spegazzinii Arech.</i>	-	gr.			1	1										
824		<i>Aristida venustula</i>	gra.	gr.						1								
825		<i>Axonopus affinis Chase</i>	gra.	gr.			1						1	1				
826		<i>Axonopus argentinus</i>	gra.	gr.						1								
827		<i>Axonopus argentinus</i>	gra.	gr.			1	1	1									
828		<i>Axonopus c.f. siccus (Nees) Kuhl.</i>	gra.	gr.			1											
829		<i>Axonopus purpusii</i>	gra.	gr.													1	
830		<i>Eragrostis spec.</i>	gra.	gr.								1					1	
831		<i>Melica sarmentosa Nees ab. Esenb.</i>	gra.	gr.													1	
832		<i>Panicum elephantipes Nees</i>	gra.	gr.													1	
833		<i>Panicum sabulorum Lam.</i>	gra.	gr.			1						1	1				
834		<i>Paspalum repens Berg</i>	gra.	gr.													1	
835		<i>Paspalum spec.</i>	gra.	gr.			1										1	
836		<i>Rhynchelytrum repens (Willd.) Hubbard</i>	gra.	gr.		1	1	1	1		1		1	1				
837		<i>Sporobolus indicus (L.) R. Br.</i>	gra.	gr.			1						1				1	
838		<i>Axonopus suffultus</i>	gra.	shr./ gr.						1								
839		<i>Axonopus suffultus (Mikan) Parodi</i>	gra.	gr.			1	1										
840		<i>Bambusa trinii Nees</i>	shr.2;tr.1	f.rip			1						1				1	
841		<i>Bothriochloa lauroides (DC.) Pilger</i>	gra.	gr.			1											
842		<i>Briza calotheca</i>	gra.	gr.														
843		<i>Briza calotheca (Trin.) Hack.</i>	gra.	gr.			1											
844		<i>Briza lamarckiana Nees</i>	gra.	gr.			1											
845		<i>Briza macrostachya (Presl) Steud.</i>	gra.	gr.			1											
846		<i>Briza minor L.</i>	gra.	gr.									1					
847		<i>Briza poaeomorpha Henrard</i>	gra.	gr.			1		1									
848		<i>Briza subaristata Lam.</i>	gra.	gr.			1	1	1		1							
849		<i>Briza uniolae Nees ex Steud.</i>	gra.	gr.			1	1	1		1							
850		<i>Bromus auleticus Trin. ex Nees</i>	gra.	gr.			1											

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL		Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
					R1	R2	R1	R3	R4	R5	R12	R1	R1	R6	R7	R8	R9	R10	
851	Poaceae	<i>Bromus catharticus</i> Vahl.	gra.	gr.															
852		<i>Calamagrostis alba</i> (Presl) Steud.	gra.	gr.	1	1					1	1							
853		<i>Calamagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) Steud.	gra.	gr.	1					1									
854		<i>Chloris distichophylla</i> Lag.	gra.	gr.	1	1													
855		<i>Chloris gayana</i> Kunth.	gra.	gr.							1								
856		<i>Chloris retusa</i> Lag.	gra.	gr.	1														
857		<i>Chloris ulquinosa</i> Hack.	gra.	gr.	1														
858		<i>Chusquea tenella</i> Nees	gra.	f.							1			1					
859		<i>Cortaderia selloana</i> (Schult.) Aschers. & Graebn.	gra.	gr.								1		1					
860		<i>Danthonia cirrata</i> Hack. & Hack.	gra.	gr.	1														
861		<i>Danthonia montevidensis</i> Hack. & Arech.	gra.	gr.	1					1									
862		<i>Danthonia secundiflora</i>	gra.	shr./ gr.							1								
863		<i>Dichantherium sabulorum</i>	gra.	shr./ gr.							1								
864		<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	gra.	gr.			1												
865		<i>Elyonurus candidus</i> (Trin.) Hack.	gra.	gr.	1			1											
866		<i>Elyonurus muticus</i>	gra.	shr./ gr.							1								
867		<i>Elyonurus rostratus</i> Nees	gra.	gr.	1			1	1										
868		<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora	gra.	gr.			1												
869		<i>Eragrostis lugens</i> Nees	gra.	gr.	1	1					1	1							
870		<i>Eragrostis neesii</i> Trin.	gra.	gr.	1	1						1							
871		<i>Eragrostis neesii</i> var. <i>lindmannii</i> (Hack.) Ekman	gra.	gr.	1														
872		<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	gra.	gr.	1					1									
873		<i>Erianthus angustifolius</i> Nees	gra.	gr.				1											
874		<i>Erianthus asper</i> Nees	gra.	gr.							1								
875		<i>Erianthus trinii</i> (Hack.) Hack	gra.	gr.	1														
876		<i>Gymnopogon burchellii</i> (Munro ex Doell)	gra.	gr.	1														
877		<i>Ichnanthus pallens</i> (Sw.) Munro ex Benth.	gra.	f.	1						1	1		1					
878		<i>Leptocoryphium lanatum</i> (H. B. K.) Nees	gra.	gr.	1		1	1			1		1						
879		<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	gra.	gr.										1					
880		<i>Melica brasiliensis</i> Arduinus	gra.	gr.	1						1								
881		<i>Melica eremophila</i> M.A. Torres	gra.	gr.	1														
882		<i>Melica spec.</i>	gra.	gr.										1					
883		<i>Melinis minutiflora</i> Beauv.	gra.	gr.	1	1						1							
884		<i>Merostachys spec.</i>	gra.	f.hq.										1					
885		<i>Mircochloa indica</i> (L.f.) Beuv.	gra.	gr.	1														
886		<i>Olyra humilis</i> Nees	gra.	f.hq.			1												
887		<i>Oplismenus hirtellus</i> (L.) Beauv	gra.	gr.					1	1									
888		<i>Panicum bergii</i> Arech.	gra.	gr.	1	1		1											
889		<i>Panicum c.f. repens</i> L.	gra.	gr.							1								
890		<i>Panicum chasei</i> Roseng., Arr. & Izaq.	gra.	gr.			1					1							
891		<i>Panicum fultum</i> Hack.	gra.	gr.			1												
892		<i>Panicum gouinii</i> Fourm.	gra.	gr.			1												
893		<i>Panicum olyroides</i> H.B. & K.	gra.	gr.	1		1	1											
894		<i>Panicum ovuliferum</i>	gra.	shr./ gr.							1								
895		<i>Panicum peladoense</i> Henrard	gra.	gr.	1		1	1											
896		<i>Panicum sellowii</i> Ness	gra.	gr.					1	1									
897		<i>Panicum spec.</i>	gra.	gr.	1	1	1												
898		<i>Parodiolyra humilis</i> (Ness) Davidse & Zuloaga	gra.	gr.				1	1										
899		<i>Paspalum c.f. mandiocanum</i> Trin.	gra.	gr.							1								
900		<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	gra.	gr.			1	1											
901		<i>Paspalum distichum</i> L.	gra.	gr.							1								
902		<i>Paspalum ionanthum</i> Chase	gra.	gr.	1														
903		<i>Paspalum jurgensii</i>	gra.	shr./ gr.							1								
904		<i>Paspalum mandiocanum</i>	gra.	shr./ gr.							1								
905		<i>Paspalum notatum</i> Flügge	gra.	gr.	1						1			1					
906		<i>Paspalum paniculatum</i> L.	gra.	gr.			1				1								
907		<i>Paspalum peladoense</i>	gra.	shr./ gr.							1								
908		<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	gra.	gr.	1	1	1	1			1			1					
909		<i>Paspalum polyphyllum</i> Nees ex Trin	gra.	gr.	1														
910		<i>Paspalum pumilum</i> Nees	gra.	gr.							1								
911		<i>Paspalum urvillei</i> Steud.	gra.	gr.							1	1		1					
912		<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	gra.	gr.			1												
913		<i>Pennisetum spec.</i>	gra.	gr.				1											
914		<i>Pharus angustifolius</i> Doell	gra.	f.			1												
915		<i>Pharus glaber</i> H. B. K.	gra.	f.	1		1												
916		<i>Pharus lappulaceus</i> Fuseé - Aubl.	gra.	f.				1	1										
917		<i>Piptochaetium lasianthum</i> Griseb.	gra.	gr.	1														
918		<i>Piptochaetium montevidense</i> Parodi	gra.	gr.	1		1	1			1								
919		<i>Piptochaetium ruprechtianum</i> Desv.	gra.	gr.	1														
920		<i>Piptochaetium spec.</i>	gra.	gr.							1								
921		<i>Piptochaetium stipoides</i> Hack.	gra.	gr.	1		1	1											
922		<i>Poa lanigera</i> Nees	gra.	gr.	1		1	1											
923		<i>Polypogon chilensis</i> Kunth.	gra.	gr.	1														

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL		Santana					SP		T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
					R1	R2	R1	R3	R4	R5	R12	R1	R1	R6	R7	R8	R9	R10		
924	Poaceae	<i>Pseudechinolaena polystachya</i> (H. B. K.) Stapf	gra.	f.									1							
925		<i>Saccharum alopecuroides</i> var <i>angustifolium</i>	gra.	shr./ gr.							1									
926		<i>Schizachyrium gracilipes</i> (Hack.) Camus	gra.	gr.	1															
927		<i>Schizachyrium imberbe</i> A. Camus	gra.	gr.	1	1	1													
928		<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv.) Roseng., Arr. & Izag.	gra.	gr.	1	1	1	1		1	1	1								
929		<i>Schizachyrium microstachyum</i> ssp. <i>Elongatum</i> (Desv.) Roseng. Ssp. <i>Elongatum</i> (Hack.) Roseng.	gra.	gr.	1															
930		<i>Schizachyrium spicatum</i> (Spreng.) Herter	gra.	gr.			1	1		1										
931		<i>Schizachyrium spicatum</i> ssp. <i>breviararticulatum</i> (Sorena.) Herter	gra.	gr.	1															
932		<i>Schizachyrium tenerum</i> Nees.	gra.	gr.	1	1	1			1										
933		<i>Setaria geniculata</i> (Lam.) Beauv.	gra.	gr.	1	1	1			1	1			1						
934		<i>Setaria parviflora</i>	gra.	shr./ gr.						1										
935		<i>Setaria poiretiana</i> (Schult.) Kunth.	gra.	f.											1					
936		<i>Setaria spec.</i>	gra.	gr.									1							
937		<i>Setaria vaginata</i> Spreng.	gra.	gr.	1					1			1		1					
938		<i>Sorghastrum albescens</i> (Hack.) Flores	gra.	gr.	1															
939		<i>Sporobolus camporum</i> Swallen	gra.	gr.	1															
940		<i>Sporobolus multinodis</i>	gra.	gr.						1										
941		<i>Stipa filiculmis</i> Delile	gra.	gr.	1	1	1			1										
942		<i>Stipa filifolia</i>	gra.	shr./ gr.						1										
943		<i>Stipa filifolia</i> Nees	gra.	gr.	1															
944		<i>Stipa jurgensii</i> Hack.	gra.	gr.			1	1												
945		<i>Stipa megapota mica</i> Spreng. ex Trin.	gra.	gr.	1															
946		<i>Stipa melanosperma</i> Presl.	gra.	gr.	1															
947		<i>Stipa nutans</i> Hack.	gra.	gr.	1	1	1													
948		<i>Stipa spec.</i>	gra.	gr.	1									1						
949		<i>Stipa tenuiculmis</i> Hack.	gra.	gr.	1					1										
950		<i>Trachypogon montufari</i> (H. B. K.) Nees	gra.	gr.		1	1	1		1										
951		<i>Trachypogon montufari</i> var. <i>Mollis</i> (H. B. K.) Nees var. <i>mollis</i> (Nees) Burk	gra.	gr.	1															
952		<i>Trachypogon montufari</i> var. <i>montufari</i> (H. B. K.) Nees	gra.	gr.	1															
953	Polygalaceae	<i>Monnina cardiosperma</i> St. Hil. et Moquin	-	gr.			1								1					
954		<i>Monnina oblongifolia</i> Arech.	shrub							1										
955		<i>Polygala adenoohvlla</i> St. Hil.	-	gr.	1	1	1	1	1				1							
956		<i>Polygala brasiliensis</i> L.	-	gr.	1															
957		<i>Polygala c.f. violacea</i> Vahl.	-	gr.	1															
958		<i>Polygala extraaxilaris</i> Chod.	-	gr.	1								1							
959		<i>Polygala linooides</i> Poir.	herb	gr.	1								1							
960		<i>Polygala spec.</i>	-	gr.	1															
961		<i>Polygala pulchella</i>	herb	gr.						1										
962	Polygonaceae	<i>Polygonum spec.</i>	herb	gr.												1				
963		<i>Polygonum acre</i> H. B. K.	-	gr.			1													
964		<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	-	gr.									1							
965		<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	-	gr.								1	1							
966		<i>Rumex spec.</i>	herb	gr.											1					
967		<i>Ruprechtia brasiliensis</i> Klotz.	-	f.										1						
968		<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meissn.	tr.2	f.ps.																1
969		<i>Microgramma squamulosa</i> (Kaulf.) Sota	herb	gr.			1	1											1	1
970	Polypodiaceae	<i>Asplenium claussenii</i> Hieron.	-	f.									1							
971	Polypodiaceae	<i>Campyloneurum nitidum</i> (Kaulf.) Presl.	herb	gr.			1	1												
972		<i>Microgramma vacciniifolia</i> (Langsd. & Fisch.) Co	herb	gr.			1	1												
973		<i>Polypodium catharinae</i> Langsd. & Fisch.	herb	gr.			1	1												
974		<i>Polypodium meniscifolium</i> Langsd. & Fisch.	-	shr.			1	1					1							
975		<i>Polypodium pleopeltifolium</i> Raddi	herb	gr.			1	1												
976		<i>Polypodium squamulosum</i> Kaulf.	-	f.									1							
977		<i>Polypodium vacciniifolium</i> Langsd. & Fisch.	-	f.			1						1		1					
978		<i>Eichornea azurea</i> (Sw.) Kunth.	herb	wet.													1			
979	Pontederidaceae	<i>Eichornea crassipes</i> (Mart.) Solms-Laubach	herb	wet.													1			
980		<i>Heteranthera reniformis</i> R. & P.	herb	gr.															1	
981		<i>Pontederia cordata</i> Nutt.	herb	gr.															1	
982	Pontederidaceae	<i>Pontederia lanceolata</i> Nutt.	herb	wet.													1			
983	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	herb	gr.											1					
984	Portulacaceae	<i>Talinum patens</i> (Jacq.) Willd.	herb	gr.shr.											1					
985	Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	-	gr.	1	1														
986	Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Kl.	tr.3	f.hg.	1	1	1	1					1	1	1					1

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R3	R4	R5								
988	Pteridaceae	<i>Doryopteris lorentzii</i> (Hieron) Diels	-	f.							1							
989		<i>Doryopteris multipartita</i> (Fée) Sehnem	herb	f.hg.			1	1		1			1					
990		<i>Doryopteris pedatifida</i> (Chr.) Chr.	-	f.						1								
991		<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	-	shr.				1					1					
992		<i>Pteris spec.</i>	-	f.			1											
993	Ranunculaceae	<i>Anemone decapetala</i> Arduino	-	gr.			1											
994	Rhamnaceae	<i>Colletia exserta</i> Kl. ex Reissek	-	gr.	1													
995		<i>Colletia paradoxa</i> (Spreng.) Esc.	shr.2	f.sx.		1											1	
996		<i>Colubrina glandulosa</i> Perk	tr.3	f.hg.									1	1			1	
997		<i>Discaria americana</i> Gill. & Hook.	-	gr.		1												
998		<i>Scutia buxifolia</i> Reiss.	tr.2	f.sx.				1									1	
999	Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	tr.3	f.mph.			1	1					1	1			1	
1000		<i>Prunus subcoriacea</i> (Chod. & Hassl.) Koehne	-	f.		1		1					1					
1001		<i>Quillaja brasiliensis</i> (St. Hil. & Tul.) Mart.	-	f.mph.		1	1	1	1				1	1			1	
1002	Rosaceae	<i>Rubus rosaefolius</i> Smith	shr.1	f.hg.		1							1					
1003		<i>Rubus urticifolius</i> Poir.	shr.2	f.hg.									1	1			1	
1004	Rubiaceae	<i>Borreria capitata</i> (R. & P.) DC. var. <i>Tenella</i> (H. B. K.) Steyerl.	herb	gr.		1	1			1								
1005		<i>Borreria fastigiata</i> (Griseb.) K. Schum.	herb	gr.		1	1	1		1	1	1						
1006		<i>Borreria verticillata</i> (L.) G. F. W. Meyer	herb	gr.		1	1			1	1	1					1	
1007		<i>Chephalanthus glabratus</i> (Spreng.) K. Schum.	shr.2	wet.									1				1	
1008		<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitch.	cli.	shr.		1	1			1	1		1	1			1	
1009		<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schl.	tr.3	f.				1		1	1		1	1			1	
1010		<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (R. & P.) Pers.	herb	f.hg.		1	1			1	1		1					
1011		<i>Coccocypselum</i> sp.	herb	gr.						1								
1012		<i>Diodia alata</i> Nees & Mart.	-	gr.			1											
1013		<i>Diodia apiculata</i>	herb	gr.						1								
1014		<i>Diodia apiculata</i> (R. & P.) K. Schum.	herb	gr.		1	1						1	1				
1015		<i>Diodia brasiliensis</i> Spreng.	herb	gr.shr.			1											
1016		<i>Diodia cymosa</i>	herb	shr./ gr.						1								
1017		<i>Diodia dasycephala</i> Cham. & Schl.	herb	gr.			1			1	1							
1018		<i>Faremea marginata</i> Cham.	shr.2	f.mph.			1	1	1				1	1			1	
1019		<i>Galium uruguayense</i> Bacig.	herb	gr.		1	1	1	1	1	1							
1020		<i>Guettarda uruguayensis</i> Cham. & Schl.	tr.1	f.sx		1	1			1	1		1	1			1	
1021		<i>Psychotria brachyceras</i> Müll. Arg.	shr.2	f.hg.		1	1	1					1	1			1	
1022		<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	shr.2	f.rip		1	1	1	1	1	1		1	1			1	
1023		<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schl.	shr.2	f.hg.		1	1	1	1				1	1			1	
1024		<i>Psychotria myriantha</i> M.Arg.	-	f.hg.				1	1								1	
1025		<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	tr.1	f.ps.		1	1	1		1			1	1	1		1	
1026		<i>Relbunium hirtum</i> (Lam.) K. Schum.	cli.	gr.shr.		1	1	1	1	1	1							
1027		<i>Relbunium humile</i> (Cham. & Schl.) K. Schum.	-	gr.			1	1					1					
1028		<i>Relbunium hypocarpium</i> (L.) Hemsl.	herb	shr.		1	1			1	1							
1029		<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	herb	gr.			1						1					
1030		<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schl.) Steud.	herb	gr.		1	1			1			1					
1031		<i>Richardia humistrata</i> (Cham. & Schl.) Steud.	herb	gr.		1	1			1	1			1				
1032		<i>Richardia spec.</i>	herb	gr.													1	
1033		<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schl.)	-	gr.		1							1					
1034		<i>Rudqea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.	shr.2	f.hg.			1	1	1				1	1			1	
1035		<i>Spermacoce fastigiata</i> Gris.	herb	gr.									1	1				
1036		<i>Spermacoce verticillata</i> St. Hil.	-	f.									1					
1037	Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	tr.1	f.hg.				1					1	1			1	
1038		<i>Fagara hyemalis</i> (St. Hil.) Engl.	-	shr.						1	1						VU	
1039		<i>Fagara rhoifolia</i> (Lam.) Engl.	-	shr.		1	1			1	1							
1040		<i>Zanthoxylum hyemale</i> Lam.	tr.2	f.mph.				1					1	1	1		1	
1041		<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	tr.3	f.mph.			1	1		1			1	1	1		1	
1042	Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Willd	tr.4	f.rip				1						1			1	
1043	Salvinaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	herb	wet.													1	
1044		<i>Salvinia herzogii</i> de la Sota	herb	wet.													1	
1045		<i>Salvinia spec.</i>	herb	wet.													1	
1046	Santalaceae	<i>Jodina rhombifolia</i>	tr.2	f.sx													1	
1047	Sapindaceae	<i>Allorhynchus edulis</i> (St. Hil.) Radlk.	tr.2	f.mph.		1	1	1		1	1		1	1	1		1	
1048		<i>Cupania vernalis</i> Camb.	tr.3	f.mph.		1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	
1049		<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	tr.1	shr.		1	1	1		1	1		1	1	1		1	
1050		<i>Matayba eleagnoides</i> Radlk.	tr.3	f.mph.		1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	
1051		<i>Matayba quianensis</i> Aubl.	-	f.hg.													1	
1052		<i>Serjania c.f. laruotteana</i> Camb.	-	shr.						1							EN	
1053		<i>Urvillea uniloba</i> Radlk.	cli.	f.									1					
1054	Sapotaceae	<i>Bumelia obtusifolia</i> Roemer et Schultes	tr.2	f.											1			
1055		<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. et eichl.) Engl.	tr.3	f.hg.			1						1	1			1	
1056		<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook & Arn.) Radlk.	tr.1	f.mph.		1	1	1	1	1	1		1	1			1	

No.	family	species	Biol. form	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
1057	Sapotaceae	<i>Pouteria gardneriana</i> Radlk.	tr.3	f.rip														
1058		<i>Pouteria salicifolia</i> Radlk.	tr.1	f.rip				1									1	
1059		<i>Syderoxylum obtusifolium</i> (Roem. Et Sch.) Penn	tr.3	f.mph.								1	1				1	
1060	Schizaeaceae	<i>Aneimia anthriscifolia</i> Schrad.	-	f.				1										
1061		<i>Aneimia phyllitidis</i> (L.) Sw.	-	f.				1		1								
1062	Scrophulariaceae	<i>Angelonia integerrima</i> Spreng.	herb	gr.ped.		1	1				1		1					
1063		<i>Buchnera c.f. intearifolia</i> Larranaaa	-	gr.									1					
1064		<i>Castilleja arvensis</i> Cham. & Schl.	herb	gr.			1											
1065	Scrophulariaceae	<i>Gerardia communis</i> Cham. & Schlecht.	herb	gr.		1		1										
1066		<i>Gratiola peruviana</i> L.	-	gr.				1										
1067		<i>Linaria texana</i> Scheele	-	gr.				1										
1068		<i>Mecardonia hemiaroides</i>	herb	gr.						1								
1069		<i>Scoparia dulcis</i> L.	herb	gr.		1					1	1						
1070		<i>Scoparia ericacea</i> Cham. & Schl.	herb	gr.			1				1	1		1				
1071		<i>Stemodia spec.</i>	-	f.								1						
1072	Simaroubaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engler	-	f.								1					1	
1073	Smilariaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.	cli.	f.sx		1	1			1	1			1				
1074	Solanaceae	<i>Acristus breviflorus</i> Sendtn.	-	f.							1							
1075		<i>Capsicum microcarpum</i> Sendtn.	-	shr.							1							
1076		<i>Cestrum calycinum</i> Willd.	shr.2	f.mph.		1	1				1		1					
1077		<i>Cestrum corymbosum</i> Schl.	shr.2	shr.		1					1		1				1	
1078		<i>Cestrum strigilatum</i> R. & P.	-	f.								1					1	
1079		<i>Petunia integrifolia</i> (Hook.) Schinz & Thellung	herb	gr.			1	1			1		1					
1080		<i>Petunia linooides</i> Sendtn.	herb	gr.			1				1							
1081		<i>Petunia ovalifolia</i>	herb	gr.						1								
1082		<i>Petunia spec.</i>	herb	gr.		1	1						1					
1083		<i>Petunia violacea</i> Lindl.	herb	gr.										1				
1084		<i>Solanum americanum</i> Mill.	herb	gr.shr.		1	1				1		1					
1085		<i>Solanum arenarium</i> Sendtn.	shr.2	f.mph.			1						1					
1086		<i>Solanum boerhaaviifolium</i> Sendtn.	cli.	shr.			1						1					
1087		<i>Solanum ciliatum</i> Lam.	-	shr.			1											
1088		<i>Solanum commersonii</i> Dunal ex Poir. var. <i>alabratum</i> Walp.	-	shr.		1	1											
1089		<i>Solanum concinnum</i> Schott. ex Sendtn.	-	shr.													1	
1090		<i>Solanum diflorum</i> Vell.	herb	gr.shr.									1					
1091		<i>Solanum erianthum</i> D. Don	-	shr.							1							
1092		<i>Solanum flagellare</i> Sendtn.	-	shr.						1								
1093		<i>Solanum quarariticum</i> St. Hill.	-	shr.									1				1	
1094		<i>Solanum inaequale</i> Vell.	tr.1	shr.			1											
1095		<i>Solanum mauritanium</i> Scop.	-	f.sx.				1					1				1	
1096		<i>Solanum pseudoquina</i> St. Hill.	-	f.sx.									1				1	
1097		<i>Solanum santacatharinae</i> Dunal	tr.1	f.mph.								1	1	1			1	
1098		<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	-	shr.		1	1			1	1		1				1	
1099		<i>Vassobia brevifolia</i> Sendtn.	tr.1	shr.						1	1		1				1	
1100	Sterculiaceae	<i>Byttneria australis</i> St. Hil.	-	f.											1			
1101	Sterculiaceae	<i>Ayenia spec.</i>	-	shr.								1						
1102		<i>Byttneria urticifolia</i> K. Schum.	-	shr.								1						
1103		<i>Waltheria douradinha</i> St. Hil.	herb	gr.ped.		1	1	1		1		1						
1104		<i>Waltheria spec.</i>	tr.2	gr.			1				1							
1105	Styracaceae	<i>Styrax leprosum</i> Hook. & Arn.	tr.2	f.sx			1	1		1		1					1	
1106	Symplocaceae	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	-	f.mph.			1	1			1	1	1				1	
1107		<i>Symplocos spec.</i>	herb	shr.		1												
1108		<i>Symplocos tetandra</i>	tree	shr./ gr.						1								
1109		<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl.) Benth.	tr.1	shr.			1	1		1	1		1				1	
1110	Tamaricaceae	<i>Tamarix gallica</i> L.	-	f.									1					
1111	Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	tr.1;shr.2	f.sx			1	1		1	1		1	1	1		1	
1112	Thyphaceae	<i>Thypha dominicensis</i> Pers.	herb	wet.											1		1	
1113	Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	tr.4	f.mph.		1	1	1		1	1	1	1				1	
1114		<i>Triunfetta abutiloides</i> St. Hil.	-	gr.						1							1	
1115		<i>Triunfetta bogotensis</i> DC.	-	gr.			1											
1116		<i>Triunfetta rhomboidea</i> Jacq.	-	shr.		1				1			1					
1117		<i>Triunfetta semitriloba</i> L.	shr.1	shr.				1					1				1	
1118	Turneraceae	<i>Turnera aff. pinnatifida</i> Juss.	-	gr.			1				1							
1119		<i>Turnera selloi</i> Urban	-	gr.			1				1							
1120		<i>Turnera sidoides</i>	herb	gr.						1								
1121		<i>Turnera spec.</i>	tr.1	f.			1											
1122	Ulmaceae	<i>Celtis c.f. sellowiana</i> Miq.	tr.3	f.			1			1			1					
1123		<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.	tr.3	f.							1	1					1	
1124		<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	-	f.hq.				1									1	
1125	Umbelliferae	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.	herb	wet.											1			
1126	Umbelliferae	<i>Apium sellowianum</i> Wolff	-	gr.						1	1							
1127	Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	-	f.hq.								1	1				1	
1128		<i>Urera nitida</i> (L.) Brack	-	f.hq.								1	1				1	
1129		<i>Urtica circularis</i> (Hicken) Soraru	herb	gr.									1					
1130	Utriculariaceae	<i>Utricularia spec.</i>	-	wet.										1				
1131	Verbenaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	tr.1	f.hq.								1	1				1	
1132		<i>Aloysia gratissima</i> (Gill. et Hook.) Tronc.	-	shr.													1	

No.	family	species	Biol. form R11; R12	habitat	POL	Santana					SP	T	SH	OS	L	DJ	PA	RDB
						R1	R2	R1	R3	R4								
1133	Verbenaceae	<i>Citharexylum montevidensis</i> (Spreng.) Mold.	tr.3	f.mph.									1	1			1	
1134		<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	tr.3	f.bj.										1			1	
1135		<i>Lantana camara</i> L.	shr.2	shr.	1		1	1		1	1		1	1			1	
1136		<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold.	tr.3	f.rip	1		1	1	1		1		1	1			1	
1137		<i>Glandularia megapotamica</i>	herb	shr./ gr.						1								
1138		<i>Glandularia peruviana</i> (L.) Small	herb	gr.		1	1						1					
1139		<i>Lantana montevidensis</i> (Spreng.) Briq.	-	shr.		1	1			1			1					
1140		<i>Lantana spec.</i>	-	shr.			1											
1141		<i>Lippia spec.</i>	shr.2	shr.							1		1					
1142		<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (L. C. Rich.) Vahl.	shr.1/2	shr.	1	1	1	1		1	1		1			1	EN	
1143		<i>Verbena c.f. lindmanii</i> Briq.	-	gr.									1					
1144		<i>Verbena c.f. montevidensis</i> Spreng.	-	gr.	1					1								
1145		<i>Verbena ephedriodes</i> Cham.	herb	gr.shr.						1							1	
1146		<i>Verbena littoralis</i> H. B. K.	herb	gr.			1			1								
1147		<i>Verbena pseudojuncea</i> C. Gay	herb	gr.	1	1	1	1		1			1					
1148		<i>Verbena pulchella</i> Sweet.	-	gr.						1								
1149		<i>Verbena rigida</i> Spreng.	herb	gr.	1	1		1		1			1					
1150		<i>Verbena spec. 1</i>	-	gr.			1			1								
1151		<i>Verbena spec. 2</i>	-	gr.						1								
1152		<i>Verbena spec. 3</i>	-	gr.			1			1								
1153		<i>Verbena spec. 5</i>	-	gr.			1											
1154	Violaceae	<i>Anchietea parviflora</i> (Mut. ex L.f.) Baill.	herb	gr.						1			1					
1155	Vitaceae	<i>Cissus sicyoides</i> L.	-	shr.									1					
1156		<i>Cissus striata</i> R. & P.	cli.	f.mph.						1			1					
1157	Vittariaceae	<i>Vittaria lineata</i> (L.) J. E. Smith	epiph.	f.				1	1									R
1158	Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> L. C. Rich.	-	gr.			1											
1159	Zingiberaceae	<i>Hedygium coronarium</i> Koen.	-	shr.									1					

list of abbreviations:

areas:

POL	Morro da Policia
Santana	Morro Santana
SP	Morro Sao Pedro
T	Morro Tereosopolis
SH	Parque Saint Hillaire
OS	Morro do Osso
L	Lami
DJ	Delta Jacui
PA	Porto Alegre (without special location)

references:

R1	Aguiar et al. (1986)
R2	Boldrini et al. (1998)
R3	Mohr (1995)
R4	Forneck & Müller (2002)
R5	Fernandes (2000)
R6	Mortari (2002)
R7	Brack (2001) in Miralpalhete et al. (2001)
R8	Meira (1996)
R9	Oliveira (1998)
R10	Brack et al. (1998)
R11	Sobral (1991)
R12	Overbeck et al. (2005)

biol. form

herb	herbaceous
shr. (layer number)	shrub (layer number)
tr. (layer number)	tree (layer number)
cli.	climber
epiph.	epiphyt
gra.	graminoid
cyp.	graminoid - Cyperaceae

habitat

f.	forest
f. ps.	psamophilous forest
f. sx.	subxerophilous forest
f.hg.	higrophilous forest
f.mph.	mesohigrophilous forest
f.rip.	riparian forest
gr.	grassland
gr. ped.	grassland (rock vegetation)
shr.	shrubland
shr./ gr.	shrub- or grassland
wet.	wetlands

RDB-Red data

EN	endangerd
VU	vulnerable
R	rare

1 occurrence of species

BOX 1 RASTERKARTIERUNG ZUR VORAUSWAHL DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN**RAPID GRID MAPPING FOR PRE-SELECTION OF STUDY AREAS**

Für eine naturschutzfachliche Planung sind detaillierte und aktuelle Kenntnisse über die Verteilung der Vegetation und Landnutzung notwendig (vgl. Volk, 1992; Randolph, 2004). Zum Projektbeginn im Jahr 2001 existierten solche Flächenkartierungen für das Gebiet nicht. Die Gemeindefläche von Porto Alegre umfasst insgesamt ca. 470 Quadratkilometer, so dass eine flächendeckende, detaillierte Kartierung im Rahmen von drei Jahren nicht leistbar gewesen wäre.

Das Ziel dieser Vorstudie ist es, innerhalb von Porto Alegre die Flächen zu identifizieren, welche einerseits die größten zusammenhängenden Naturflächen und andererseits die höchsten aktuellen Entwicklungsraten der Siedlung aufweisen, um evtl. Konfliktbereiche zwischen diesen identifizieren zu können (Adelmann *et al.*, 2003).

Vorgehensweise

Das komplette Gemeindegebiet wurde mittels Geographischen Informationssystem (Arc-View/ArcInfo) in ein 500x500m² Raster (25 ha) unterteilt, orientiert am Gauß-Krüger-Koordinatensystem. Für jede Rasterzelle wurde in einer Zeitreihe von S/W-Luftbildern (1991, 1:8000) und Satellitenbildern (LANDSAT TM5 1996 aus Menegat *et al.*, 1998, 30m Auflösung) der Besiedlungsstatus und grobe Landnutzungskategorien kartiert. Hierbei wurde unterschieden zwischen a) kompakter *dichter Stadtsiedlung*, d.h. in der Regel in der Form von Blockbebauung ohne sichtbaren Grünflächenanteil oder b) *weiträumiger Stadtsiedlung*, sowie c) *land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen* mit Einzelhäusern und Höfen oder d) naturnahen Flächen mit dem vorherrschenden *Wald-Graslandmosaik*. Wenn mehrere Typen innerhalb einer Zelle auftraten wurde ein Mischtyp gebildet, so dass sich acht Kombinationen ergaben (siehe Abb. B1.1).

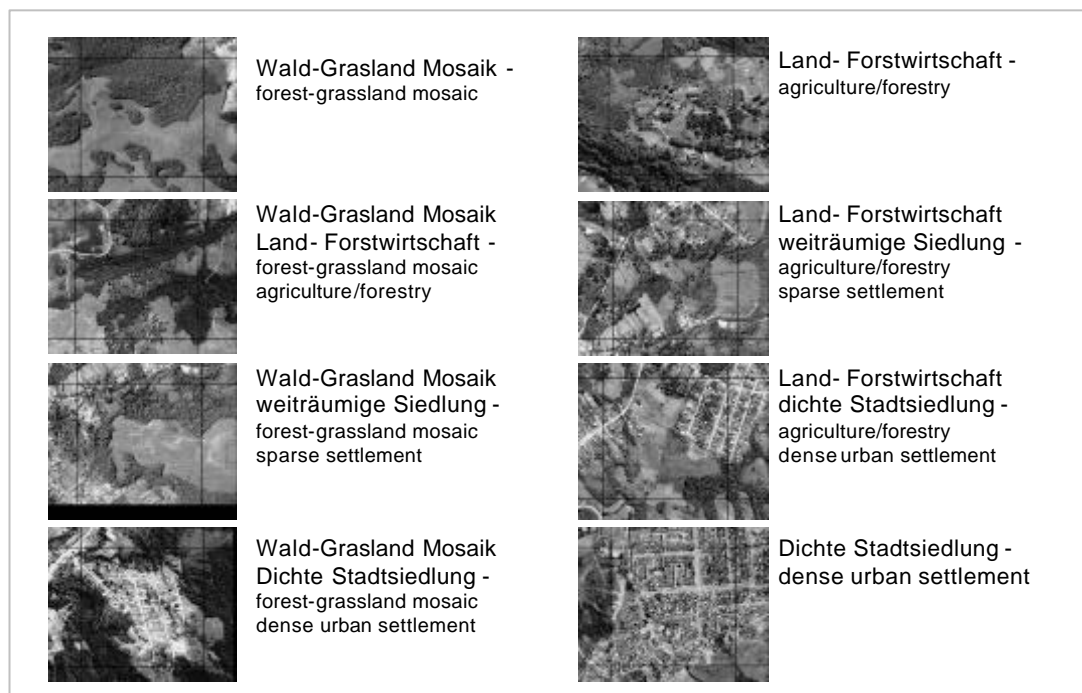


Abb. B.1.1: Beispiele für Landnutzungskategorien, Rastergröße 500 m x 500 m
Examples for eight land cover classes, grid cell size 500 m x 500 m

Zur Auswahl der Untersuchungsgebiete wurden zunächst alle Rasterzellen bestimmt, in denen im Jahr 1996 Flächen mit Wald-Graslandmosaik zu finden waren. Aus der Analyse der Nutzungsveränderung wurden diejenigen Rasterzellen selektiert, in denen sich Siedlungen in Wald-Graslandmosaik (1991-1996) ausgedehnt hatten und ergänzt, sofern sie noch nicht in der vorgenannten Auswahl enthalten waren. Der gesamte Bereich wurde im Anschluss um eine Rasterzelle erweitert, um sämtliche Randbereiche mitzuerfassen.

Um eine Erfolgskontrolle durchzuführen, wurde auf der Basis der Satellitenbilder von 2003, welche zu Projektbeginn nicht verfügbar waren, die Kartierung wiederholt.

In allen Folgekarten sind die endgültigen Grenzen der Untersuchungsgebiete zur besseren Orientierung eingezeichnet, auch wenn sie das Ergebnis dieser Analyse sind.

ERGEBNISSE

Landnutzungsverteilung

Abb. B.1.2 gibt eine Übersicht über das Gemeindegebiet von Porto Alegre, Lage der Untersuchungsgebiete und die wichtigsten Ortsbezeichnungen.

Auf den Karten (Abb. B.1.2 u. Abb. B.1.3) wird zunächst die generelle Verteilung der Landnutzung von Porto Alegre sichtbar. Während der Norden des Gemeindegebiets fast ausschließlich von dichter Stadtsiedlung bedeckt ist, weist der Südtel überwiegend land- und forstwirtschaftliche Flächen auf. Zwischen diesen Bereichen erstreckt sich ein Band von Freiflächen geprägt durch Wald-Graslandmosaik entlang der Hügelkette „Crista“. Diese geomorphologische Scheide zwischen dichter Stadtsiedlung auf der Nordseite und Landwirtschaft auf der Südseite wird jedoch im Westen entlang der Uferlinie des Guaiba-Sees, sowie im Osten entlang des Hügelrückens `Lomba do Pinheiro´ unterbrochen. Isolierte, d.h. von der Kernstadt Porto Alegre losgelöste städtische Siedlungen stellen `Restinga´ und `Belhem Novo´ dar.

Auffällig sind drei große zusammenhängende Flächen des Wald-Graslandmosaiks: Im Osten der `Morro Santana´ Hügel sowie das Naturschutzgebiet `Parque Saint Hillaire´ und im Südosten der Hügel `São Pedro´, der die größte zusammenhängende Fläche des Mosaiks beheimatet (ca. 1500 ha). Im Süden des Gemeindegebietes finden sich verstreut auf isolierten Hügeln weitere Mosaikflächen, wie etwa im Südosten der `Morro Extrema´ oder die Halbinsel `Ponta Grossa´ im Südwesten. Diese Vorkommen sind bis heute weitgehend von der Stadtausweitung verschont geblieben.

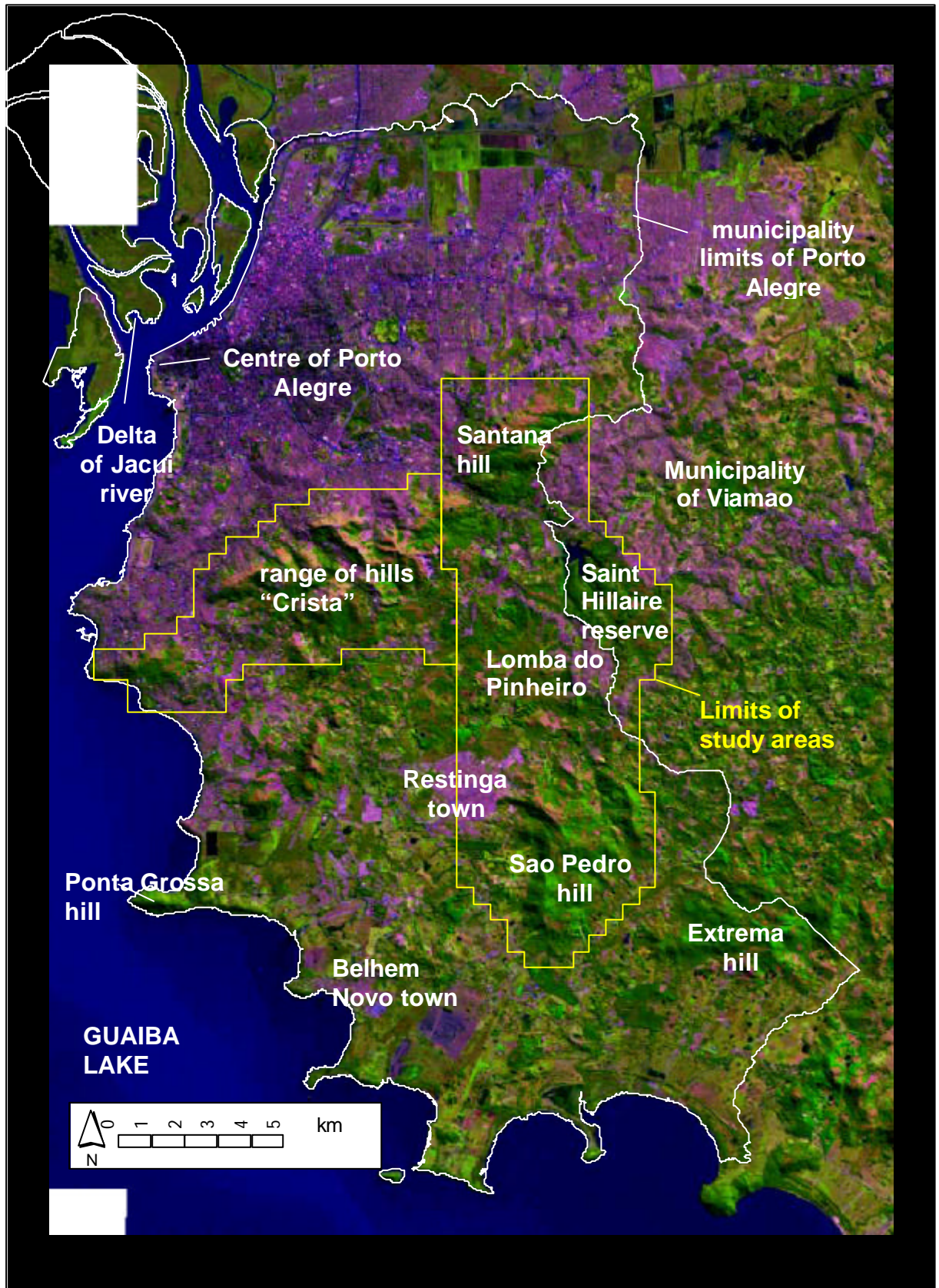


Abb. B.1.2: Übersicht über das Gemeindegebiet von Porto Alegre, wichtige Ortsbezeichnungen und Lage der Untersuchungsgebiete
 View of the municipality of Porto Alegre, main localities and study areas,
 data basis Landsat TM5 (1996)

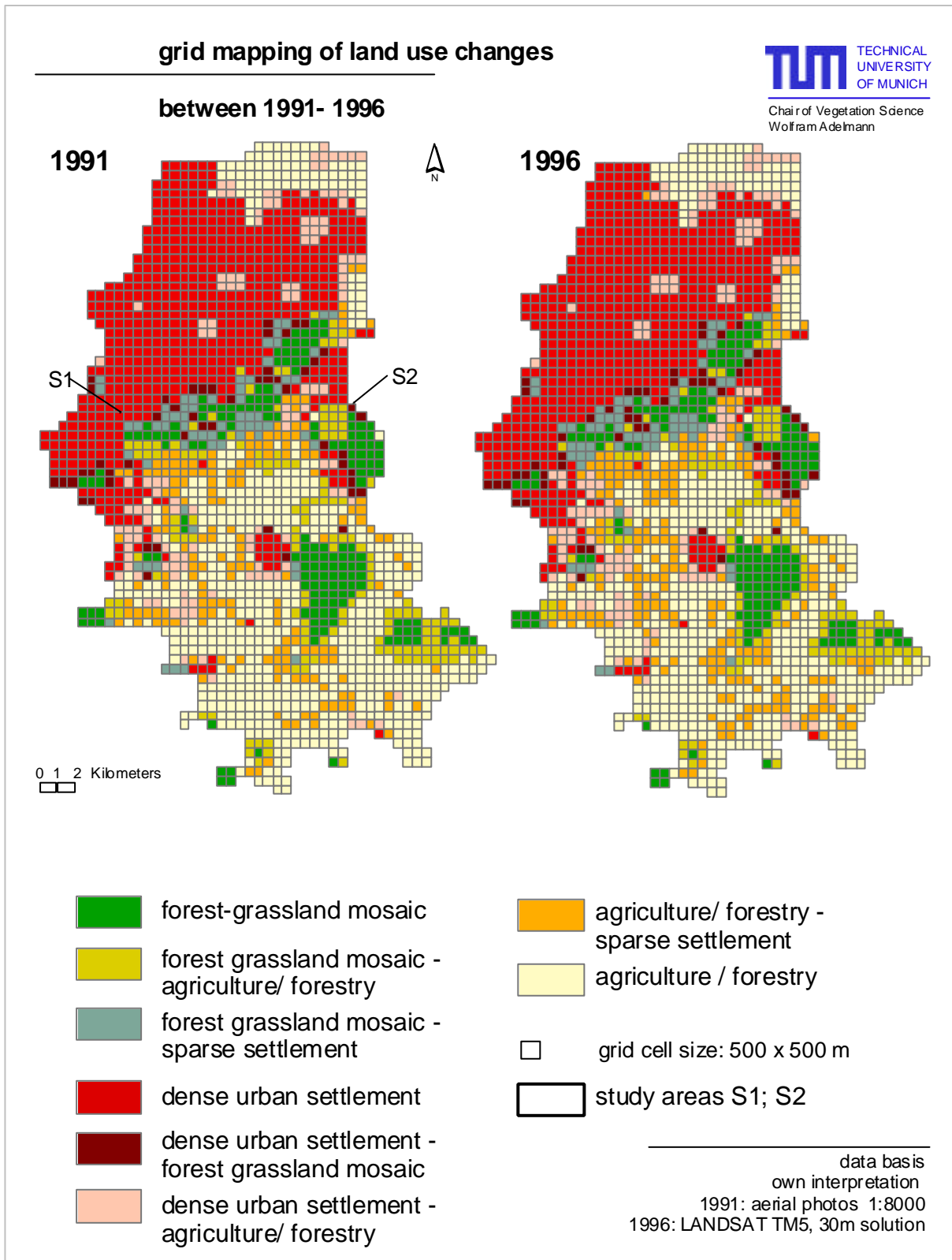


Abb. B.1.3: Rasterkartierung des Siedlungswachstums von 1991 – 1996 und Verteilung des Wald-Grassland-Mosaiks zur Auswahl der Untersuchungsgebiete
Rapid grid mapping of settlement expansion of Porto Alegre city and distribution of forest-grassland mosaic from 1991 – 1996 for study areas selection.

Landnutzungsentwicklung 1991-1996

Im größten Teil der Fläche (95,1%) konnte keine Veränderung festgestellt werden. Von den insgesamt 1891 Rasterzellen (= 47275 ha) wurde in 93 Zellen (= 2325 ha) eine Veränderung kartiert. Alle Hektarangaben beziehen sich auf die Gesamtfläche der jeweils betrachteten Rasterzellen (eine Zelle = 25 ha). Der Hauptteil der Besiedlung (mit 90,4 % = 2100 ha) breitete sich in land- oder forstwirtschaftlich genutzte Flächen aus. 225 ha des Waldgraslandmosaiks wurden von Neubesiedlung betroffen, davon 125 ha von dichter städtischer Bebauung.

Abb. B.1.4 zeigt die Flächenbilanzierung der Typen und Mischtypen in den Jahren 1991 und 1996 sowie die absolute Ab- bzw. Zunahme in ha und die prozentuale Veränderung gegenüber dem Jahr 1991: Die land- und forstwirtschaftlichen Flächen nahmen um 10,1% ab (1425 ha), im Wesentlichen durch Ausbreitung von weiträumigen Siedlungen in diesem Bereich. Dieser Mischtyp (Land-Forstwirtschaft/weiträumige Siedlungen) nahm um 25,5% zu (=1125 ha).

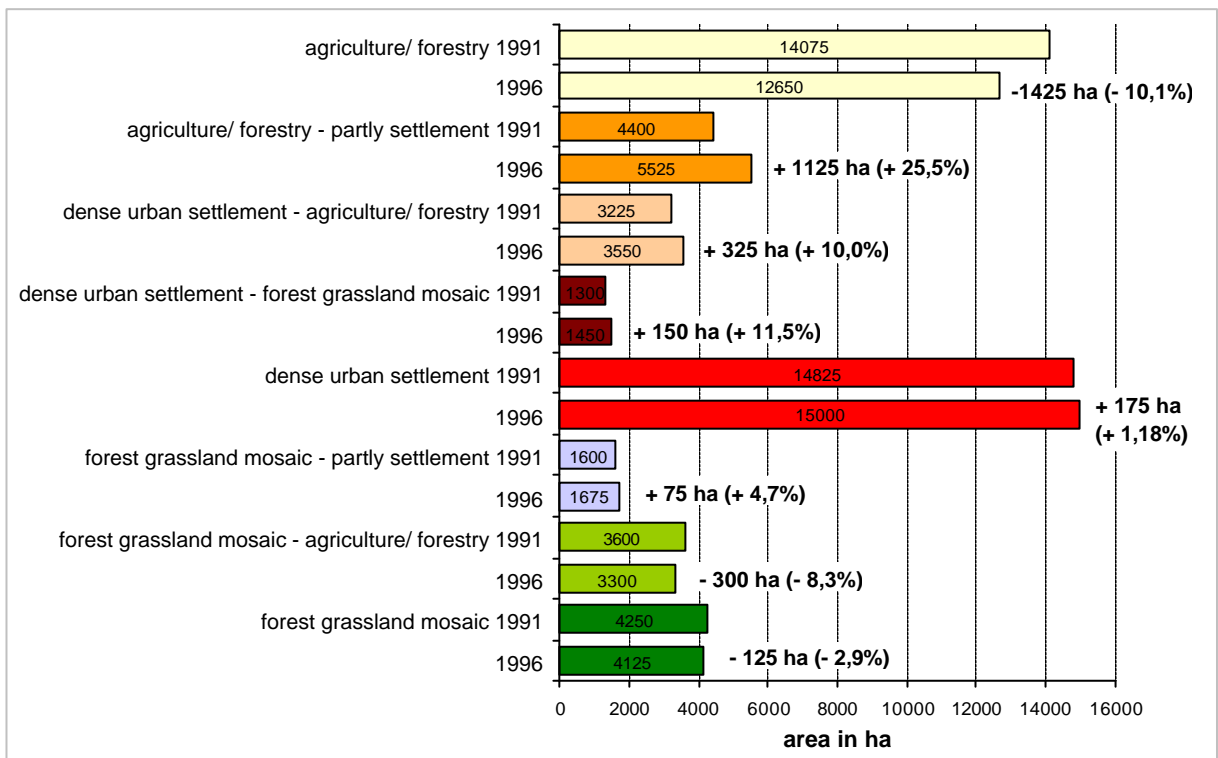


Abb. B.1.4: Flächenbilanz der Landnutzungsveränderung in Hektar und prozentualer Änderung von 1991 auf 1996

Land cover changes from 1991 to 1996 with absolute area in hectare and per cent of 1991

Die reinen Wald-Graslandflächen nahmen um 2,9%, entsprechend 125 ha ab. Die Abb. B.1.5 zeigt den Flächenwandel innerhalb der acht verschiedenen Landnutzungsklassen. Ein gerichteter Flächenwandel von Natur- und Landwirtschaftsflächen in Siedlungsgebiete ist sichtbar. Dichte Stadtsiedlung entwickelt sich sowohl über direkte Schaffung neuer kompakter Wohnblöcke, als auch über Nachverdichtung weiträumiger Siedlungsbestände. Insgesamt ist die Verstädterungstendenz deutlich sichtbar.

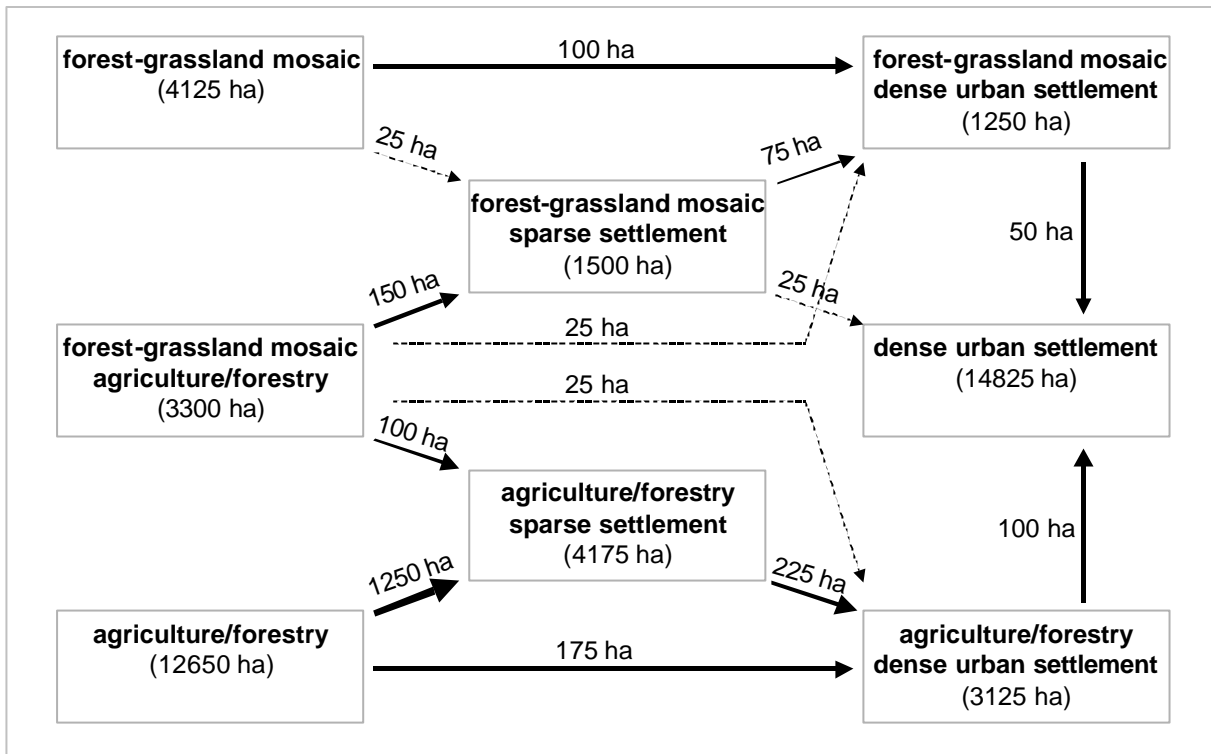


Abb. B.1.5: Flächenverschiebung innerhalb der Landnutzungsklassen (1991-1996); Angaben in Klammern = unveränderte Fläche
Area fluxes between land cover classes from 1991 to 1996; in bracket = unaffected area

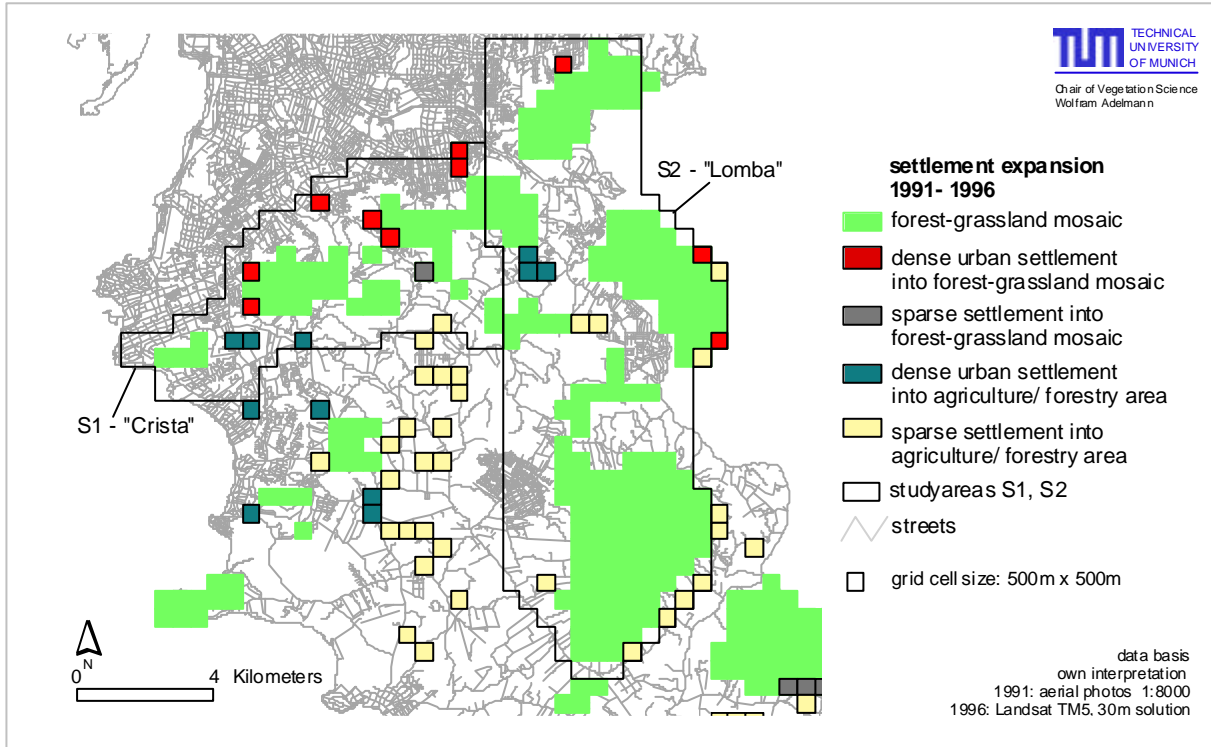


Abb. B.1.6: Rasterkartierung des Siedlungswachstums von 1991 – 1996 und Grobverteilung des Wald-Grasland-Mosaiks zur Auswahl der Untersuchungsgebiete
Rapid grid mapping of settlement expansion of Porto Alegre city and distribution of forest-grassland mosaic from 1991 – 1996 for selecting study areas.

Innerhalb der räumlichen Verteilung der Siedlungsentwicklung lassen sich deutliche Unterschiede feststellen (siehe Abb. B.1.6). Die dichte Stadtsiedlung breitet sich hauptsächlich am Nordrand der Hügelkette „Crista“ ins Wald-Grasland-Mosaik aus, hier besonders an Stadträndern und entlang von Siedlungssträngen. Des Weiteren findet eine Ausdehnung von West nach Ost, ausgehend vom Seeufer des Guaiba-Sees statt. Hier sind hauptsächlich landwirtschaftliche Flächen betroffen.

Im Südosten der Gemeinde entwickelt sich weiträumige Siedlung, auch hier hauptsächlich in land- und fortwirtschaftliche Flächen.

Definition der Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet wurde so gewählt, dass es als zusammenhängende Fläche den größten Teil des Waldgraslandmosaiks umfasst, sowie Ausdehnungen städtischer Siedlung im direkten Anschluss an diese Mosaikflächen beinhaltet. Das gesamte Untersuchungsgebiet schließt 71% des Vorkommens des Wald-Graslandmosaiks von Porto Alegre ein sowie 89% der Siedlungsflächen, die sich im Zeitraum von 1991-1996 in das Mosaik ausbreiteten (Tab. B.1.1 und Tab. B.1.2).

Tab. B.1.1: Landnutzung 1996, inner- und außerhalb der definierten Untersuchungsflächen
Land cover 1996, in- and outside of the study areas selection

landcover type (1996)	S 1 - "Crista"		S 2 - "Lomba"		outside		sum type	
	ha	% of type	ha	% of type	ha	% of type	ha	% of cover
- agriculture/forestry	175	1,4 %	1650	13,0 %	10825	85,6 %	12650	26,8 %
- agriculture/forestry - partly settlement	525	9,5 %	950	17,2 %	4050	73,3 %	5525	11,7 %
- dense urban settlement - agriculture/ forestry	0	0 %	525	15,2 %	2925	84,8 %	3450	7,3 %
- dense urban settlement	1175	7,8 %	1200	8,0 %	12625	84,2 %	15000	31,7 %
- dense urban settlement - forest-grassland mosaic	650	44,8 %	650	44,8 %	150	10,3 %	1450	3,1 %
- forest-grassland mosaic - agriculture/forestry	300	9,1 %	1500	45,5 %	1500	45,5 %	3300	7,0 %
- forest-grassland mosaic - partly settlement	950	56,7 %	450	26,9 %	275	16,4 %	1675	3,5 %
- forest-grassland mosaic	625	15,2 %	2675	64,8 %	825	20,0 %	4125	8,7 %
sum	4500	9,5 %	9600	20,3 %	33175	70,2 %	47275	100,0 %

Das Gebiet wurde in zwei Teile getrennt: S1 `Crista` umfasst den Bereich der West-Ost - Hügelkette `Crista` (45 km²), der sich durch eine hohe Fragmentierung, d.h. kleinräumigen Wechsel von Stadt, Landwirtschafts- und Naturflächen auszeichnet. Das Nord-Süd Gebiet S2 `Lomba` (96 km²) beinhaltet die drei größten zusammenhängenden Mosaikflächen des Gemeindegebietes, `Santana`, `Parque Saint Hillaire` und `São Pedro`. Der `Morro Santana` ist geologisch auch der `Crista` zuzuordnen, weist jedoch als einziger stadtnaher Hügel eine große wenig fragmentierte Mosaikfläche auf (ca. 600 ha). Das Untersuchungsgebiet S2 `Lomba` umfasst somit ein Nord-Süd-Transekt aus der Kernstadt bis in den landwirtschaftlich geprägten Süden der Gemeinde. Ca. 65% des Waldgraslandmosaiks liegen alleine im diesem Untersuchungsgebiet S2 `Lomba`. Gleichzeitig befindet sich in diesem Gebiet einer

der beiden Siedlungszüge, entlang des Hügelrückens `Lomba do Pinheiro`, an denen sich die Stadt nach Süden ausbreitet.

Tab. B.1.2: Flächenbilanz der Landnutzungsveränderung von 1991 – 1996, inner- und außerhalb der definierten Untersuchungsflächen
Land cover changes between 1991 – 1996, in- and outside of the study areas selection

settlement expansion type 1991- 1996	S 1 - "Crista"		S 2 - "Lomba"		outside		sum type	
	ha	% of type	ha	% of type	ha	% of type	ha	% of cover
- new sparse settlement in agriculture area	175	11,7 %	200	13,3	1125	75,0 %	1500	3,2 %
- change from sparse into dense urban settlement in agriculture area	150	37,5 %	75	18,8 %	175	43,8 %	400	0,8 %
- new dense urban settlement in agriculture area	25	12,5 %	0	0,0 %	175	87,5 %	200	0,4 %
- new dense urban settlement in forest-grassland mosaic	50	40,0 %	75	60,0 %		0,0 %	125	0,3 %
- change from sparse into dense urban settlement in forest-grassland mosaic	25	33,3 %	25	33,3	25	33,3 %	75	0,2 %
- new sparse settlement in forest-grassland mosaic	25	100,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %	25	0,1 %
- no changes	4050	9,0 %	9225	20,5 %	31675	70,5 %	44950	95,1 %
sum	4500	9,5 %	9600	20,3 %	33175	70,2 %	47275	100,0 %

Im Untersuchungsgebiet S1 `Crista` wurde zunächst eine Vegetations- und Landnutzungskartierung auf der Basis der Luftbilder von 1991 durchgeführt. Im Projektverlauf wurden neue hochauflösende Satellitenbilder aus dem Jahr 2003 zugänglich, so dass letztendlich eine Landnutzungskarte (1:10000) auf dieser Basis erstellt wurde.

Im Untersuchungsgebiet S2 `Lomba` wurden die räumlichen Analysen für eine naturschutzfachliche Planung konzentriert, da sich hier das größte Entwicklungspotenzial für eine Lenkung der Stadtentwicklung ergibt. Nicht zuletzt aus dem Grund, weil zusätzlich für dieses Gebiet ein Luftbildmosaik aus dem Jahr 1999 existierte. Auf der Basis von Luftbildern von 1991 und 1999, sowie Satellitenbildern von 2003 wurden die Zeitreihen analysiert (siehe Kapitel I).

Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle anhand der Basis der Satellitenbilder von 2003 (Abb. B.1.7) zeigt, dass die ausgewählten Untersuchungsgebiete die aktuellen Siedlungsausdehnungen (95%) in das Wald-Grasland-Mosaik sehr gut abdecken. Des Weiteren zeigt sich, dass sich die Tendenz von 1991-1996 weiter fortsetzt und eine massive Siedlungsausdehnung in den Südteil der Gemeinde stattfindet.

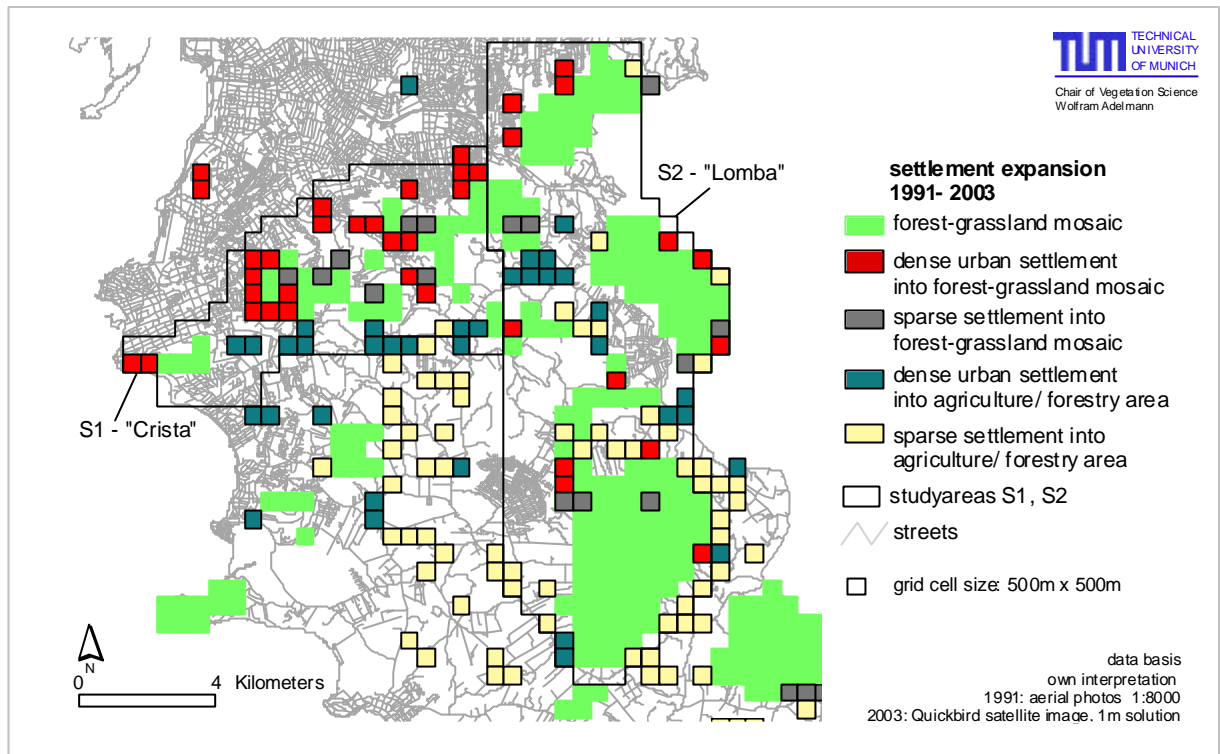


Abb. B.1.7: Rasterkartierung des Siedlungswachstums von 1991 – 2003 und Grobverteilung des Wald-Grasland-Mosaiks zur Auswahl der Untersuchungsgebiete
Rapid grid mapping of settlement expansion of Porto Alegre city and distribution of forest-grassland mosaic from 1991 – 2003 for selecting study areas.

Diskussion

Die Methodik ist an sich jeder Rasterdatenverarbeitung ähnlich, wie Satellitenbild oder GIS Rasterdaten-Interpretationen (vgl. Kenneweg, 1992; Mette, 1992; Kratz *et al.*, 1997). Die Definition der Rastergröße auf $500 \times 500 \text{m}^2$ erfolgte aus pragmatischen Gründen der schnellen Bearbeitung: Jede Verdoppelung der Rasterauflösung ergibt eine Vervierfachung der Anzahl der zu definierenden Zellen. Die anfänglich gewählte Zellengröße von 1 km Seitenlänge lieferte zu viele Mischtypen, so dass die nächstfeinere Stufe Anwendung fand.

Die Vorteile der Methode liegen in der sehr schnellen Erhebung, leichter Auswertung und Nachvollziehbarkeit anhand von Rasterkarten. Die Nachteile liegen in der sehr stark vereinfachten Erfassung der Landnutzung. In Gebieten, in denen wenige oder keine zusätzlichen qualitativen Auswahlkriterien (z.B. Biotopkartierungen) zur Verfügung stehen, ist diese Methodik jedoch zur Schnellauswahl der Untersuchungsgebiete sehr geeignet.

Mit den Ergebnissen zur Verteilung der Landnutzung und Siedlungsdynamik stehen Argumente für die Auswahl der Untersuchungsflächen zur Verfügung.

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete wurde in der Erfolgskontrolle mit dem Schwerpunkt auf naturnahe Flächen richtig getroffen und deckt diesen Konfliktbereich vollständig ab. Der Konflikt mit land- und forstwirtschaftlichen Flächen ist unterrepräsentiert. Dieser liegt jedoch auch nicht unmittelbar im Fokus dieser Arbeit.

Literatur

- Adelmann, W., M. Drösler, A. Zellhuber & J. Pfadenhauer (2003) Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen am Beispiel der Stadt Porto Alegre, Südbrasilien - Problemaufriss und PROBRAL Projektskizze. *Treffpunkt Biologische Vielfalt* 3: 71-78.
- Kenneweg, H. (1992). The use of gis in landscape planning. In *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Environmental and Natural Resources Management and Monitoring*, 265 - 281. German Foundation for International Development (DSE).
- Kratz, R. & F. Suhling (1997) GIS im Naturschutz. Westarp Verlag, 236.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) *Atlas ambiental de Porto Alegre*. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Mette, H.J. (1992) Analogdaten, -verarbeitung und -produkte. In *Institut für Geographie und Geographische Fernerkundung*, pp. 24.
- Randolph, J. (2004) *Environmental Land Use Planning and Management* Island Press, Washington, 664.
- Volk, P. (1992). Case studies on applied remote sensing for landuse and geological mapping in subtropical and tropical regions. In *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Environmental and Natural Resources Management and Monitoring*, 220 - 230. German Foundation for International Development (DSE).

**Methodenentwicklung zur Datenerhebung für Naturschutzplanung in einer urbanen Landschaft
der humiden Subtropen am Beispiel Porto Alegre**

Abstract

The suburban part of the Porto Alegre metropolitan area contains mosaics of forest and grassland of international significance, including core and transitional areas of the 'Brazilian Atlantic Coastal Rainforest' biosphere reserve, one of the most endangered global biodiversity hotspots (Marcuzzo *et al.*, 1998).

The long-term protection of these ecosystems depends on proper management and strict conservation. Critical information for the success of conservation efforts in an ecosystem approach includes (a) a map of current vegetation and land use in Porto Alegres natural areas, in sufficient detail to allow for quantitative conservation goals; (b) quantified information on the present fragmentation and endangerment status of the natural communities; and (c) information on patterns of land-cover changes and their effects on the threatened communities. This chapter demonstrates a method of collecting the necessary data for conservation planning in an ecosystem approach to nature conservation in a humid subtropical urban landscape, using the example of Porto Alegre city, Brazil.

Vegetation structure was analysed by help of aerial photos (1991;1999) and by high resolution satellite images (2003; Quickbird 1m) and associated ground checking. With this multi-temporal remote-sensing data, I derived land-cover maps for the region (141 km²), partially – including the largest patches of the forest-grassland mosaics – over the past 12 years. By help of geographic information system models, I studied the rapid acceleration of urban and suburban sprawl during this period. Quantitative tracking of trends is made possible in the geographically referenced data base. The results are the basis for an evaluation concerning nature conservation and for the development of scenarios of the future development. The data on habitat degradation and fragmentation are the basis for quantitative goals in regional restoration and implementation of conservation planning.

Zusammenfassung

Die unmittelbare Umgebung der Metropole Porto Alegre ist geprägt von einem Wald- Graslandmosaik, dessen Teilflächen innerhalb der Zonierung des Biosphärenreservates des brasilianischen Küstenregenwaldes 'Mata Atlântica' liegen (FEPAM, 1996). Dieser gilt als einer der weltweit am bedrohtesten „Hot spots“ der Biodiversität (Marcuzzo *et al.*, 1998). Inmitten des urbanen Raumes konnten bis heute Restflächen dieses international bedeutsamen Lebensraumes überdauern.

Für eine langfristige Erhaltung dieser Gemeinschaften bedarf es eines angepassten Managements und strikten Schutzes. Die wesentlichen Informationen für die erfolgreiche Etablierung eines Schutzmanagements sind a) eine aktuelle Vegetations- und Landnutzungskarte der Naturflächen von Porto Alegre, welche auch für quantitative Naturschutzziele hinreichend detailliert ist, b) der aktuelle Fragmentierungszustand der Gemeinschaften und c) die Verteilung der Landnutzungsänderungen und existierenden Eingriffe. Zu diesem Zweck wurde eine Methode zur Datenerfassung entwickelt, um die für eine naturschutzfachliche Planung im Rahmen eines Ökosystemaren Ansatzes für Städte in den humiden Subtropen notwendigen Daten zu erhalten.

Mittels Luft- und Satellitenbild-Interpretation in Kombination mit Feldkontrollen wurde eine aktuelle Vegetations- und Landnutzungskarte erstellt. Verwendung fanden Luftbilder aus den Jahren 1991 und 1999 sowie hochauflösende Satellitenbilder (Quickbird 1 m) von 2003. So wurde der

Landnutzungswandel in einer Zeitreihe von 12 Jahren erfasst. Das 141 km² große Untersuchungsgebiet umfasst dabei die größten rezenten Flächen des Mosaiks. Mittels Geographischem Informationssystem wurde die schnelle Ausbreitung von städtischer Siedlung analysiert. Diese Daten bieten die Möglichkeit quantitativ Trends herauszuarbeiten und sind wesentliche Basis für eine naturschutzfachliche Bewertung und Szenarienentwicklung. Die Daten über Degradierung und Fragmentierung der Habitate sind Grundlagen für die Ableitung qualitativer Ziele für Renaturierungsmaßnahmen in der Region und für die Umsetzung von Naturschutzplanung.

1.1 Einführung

Die letzten Jahrzehnte sind durch schnelle Landnutzungswechsel geprägt, wie Waldrodung, Neuschaffung und Brachfallen landwirtschaftlicher Nutzflächen, sowie Ausbreitung von Siedlungsflächen. Besonders in Randlagen von Städten, wie hier in Porto Alegre, ist dieser Wandel sehr ausgeprägt.

Bisher lag der globale Fokus naturschutzfachlicher Untersuchungen auf Landnutzungswechseln in natürlichen und naturnahen Landschaften (Gyllin, 2004), weniger in städtisch geprägten Gebieten, so dass die lokalen Effekte und Prozesse hier bisher wenig detailliert erforscht sind (Stöhr, 2004).

Porto Alegre zeichnet sich durch seine naturnahe Vegetation im direkten Anschluss an die Stadt aus, einem Mosaik aus sehr artenreichen Grasländern und Wäldern. Die Wälder erfüllen die rechtliche Definition des Küstenregenwaldes „Mata atlântica“ nach der CONAMA Resolution 33 (CONAMA, 1994), allerdings im Sinne der erweiterten Auslegung der `Mata atlântica *sensu lato*` (Oliveira-Filho *et al.*, 2000), welche auch subtropische Wälder mit einschließt (vgl. Untersuchungsgebiet). In Porto Alegre sind Teilflächen dem Biosphärenreservat `Mata atlântica` zugewiesen, welches zum Schutz eines der am stärksten bedrohten „Hot spots“ der Biodiversität (ISA, 2001) eingerichtet wurde. Durch die starke Landnutzungsveränderung der gesamten brasilianischen Atlantikküste existieren nur noch ca. 7 % seiner ursprünglichen Fläche (Costa, 1997; Marcuzzo *et al.*, 1998; ISA, 2001). Die Zahl der Pflanzenarten des Wald-Graslandmosaiks in Porto Alegre umfasst ca. ein Viertel aller vorkommenden Pflanzen des Bundesstaates von Rio Grande do Sul, wobei allein auf die Grasländer ca. 700 Arten, darunter endemische Arten, entfallen (Aguiar *et al.*, 1986; Brack, 1986; Boldrini *et al.*, 1998; Brack *et al.*, 1998).

In den humiden Subtropen und Tropen ist die hohe Artenvielfalt allerdings ein Hindernis für naturschutzfachliche Planungen, wenn es gilt, die Vegetation in einem realistischen Zeit- und Arbeitsrahmen, auf Artniveau bzw. pflanzensoziologischem Niveau zu unterscheiden (vgl. Scarano, 2002). Für naturschutzfachliche Planung ist allerdings eine aktuelle Vegetations- und Landnutzungskarte eine essentielle Grundinformation, um Prioritäten innerhalb der vorkommenden Ökosysteme setzen zu können (Kratz *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 2001). Für das Untersuchungsgebiet Porto Alegre waren zu Projektbeginn keinerlei Informationen über den aktuellen Status oder die bisherige Entwicklung der Landnutzung vorhanden.

Mit Fernerkundungsdaten, wie Luft- und Satellitenbildern, und umfangreichen Analysemethoden innerhalb Geographischer Informationssysteme, stehen effektives Material und Werkzeuge zur Verfügung, die Vegetation und Landnutzung zumindest auf strukturellem Niveau zu differenzieren und in ihrer räumlichen Beziehung zu analysieren (Kenneweg, 1992; Blaschke, 1997).

Ziel dieses Kapitels ist die Entwicklung einer Erfassungsmethode, die a) die vorkommenden Vegetationsformationen und Landnutzungen möglichst detailliert unterscheidet, b) die qualitativen Merkmale miterfasst, welche den Zustand (z.B. Eingriffe oder Störungen) indizieren, und c) eine einheitliche landschaftsbezogene Methode ist, d.h. dass sie unverändert über den gesamten Untersuchungsbe- reich verwendet wird. Wünschenswert ist dabei, dass sowohl der aktuelle Zustand, als auch historische Zustände einheitlich bearbeitet werden können.

Im Rahmen eines Ökosystemaren Ansatzes (vgl. Einleitung) wurde die jüngste Entwicklung der Landnutzung, speziell die städtischen Siedlungen und die Vegetationsveränderungen erfasst, um die Schlüsselfaktoren der Stadtentwicklung in den vorstädtischen Bereichen zu verstehen. Mittels der Ergebnisse soll die Frage beantwortet werden, inwieweit die jüngste Stadtexpansion oder der Land- nutzungswandel die Naturflächen beeinträchtigt bzw. gefährdet. Gleichzeitig sollen die Merkmale zur Qualität der verbliebenen Freiflächen erhoben werden, um eine naturschutzfachliche Bewertung vor- zubereiten, um eine Prioritätensetzung für die Errichtung von Schutzgebieten zu treffen.

1.2 Material und Methoden

1.2.1 Vorauswahl der Untersuchungsflächen innerhalb Porto Alegres

In einer Vorstudie (siehe Box 1) wurden Gebiete identifiziert, welche die meisten naturnahen Flä- chen des Wald-Grasland-Mosaiks enthalten und die höchsten Expansionsraten der Stadtsiedlung auf- weisen. Die Kartierung erfolgte über eine Schnell-Rasterkartierung (Methode siehe Box 1). Dort wur- den der Besiedlungsgrad und die generelle Landnutzung auf der Basis von Luftbildern (1991) und Landsat TM5 Satellitenbildern (1996) für das gesamte Gemeindegebiet kartiert.

Das gesamte Untersuchungsgebiet (141 km²) umfasst die drei größten Teilflächen des Wald- Grasland-Mosaiks und Gebiete mit den höchsten Okkupationsraten in diese Flächen (Abb. 1.1.). Es untergliedert sich in zwei Teilbereiche: Das erste Untersuchungsgebiet S1 `Crista´ (45 km²) schliesst die west-östlich verlaufende Hügelkette (lokale Bezeichnung: `Crista´) ein, welche eine natürliche Siedlungsbarriere darstellt und bereits seit Anfang der sechziger Jahre von expandierenden Stadtrand- lagen betroffen ist. Das zweite Untersuchungsgebiet S2 `Lomba´ (96 km²) umfasst ein Nord-Süd- Transekt, in dem aktuell eine Stadtexpansion entlang des Hügelrückens `Lomba do Pinheiro´ stattfin- det.

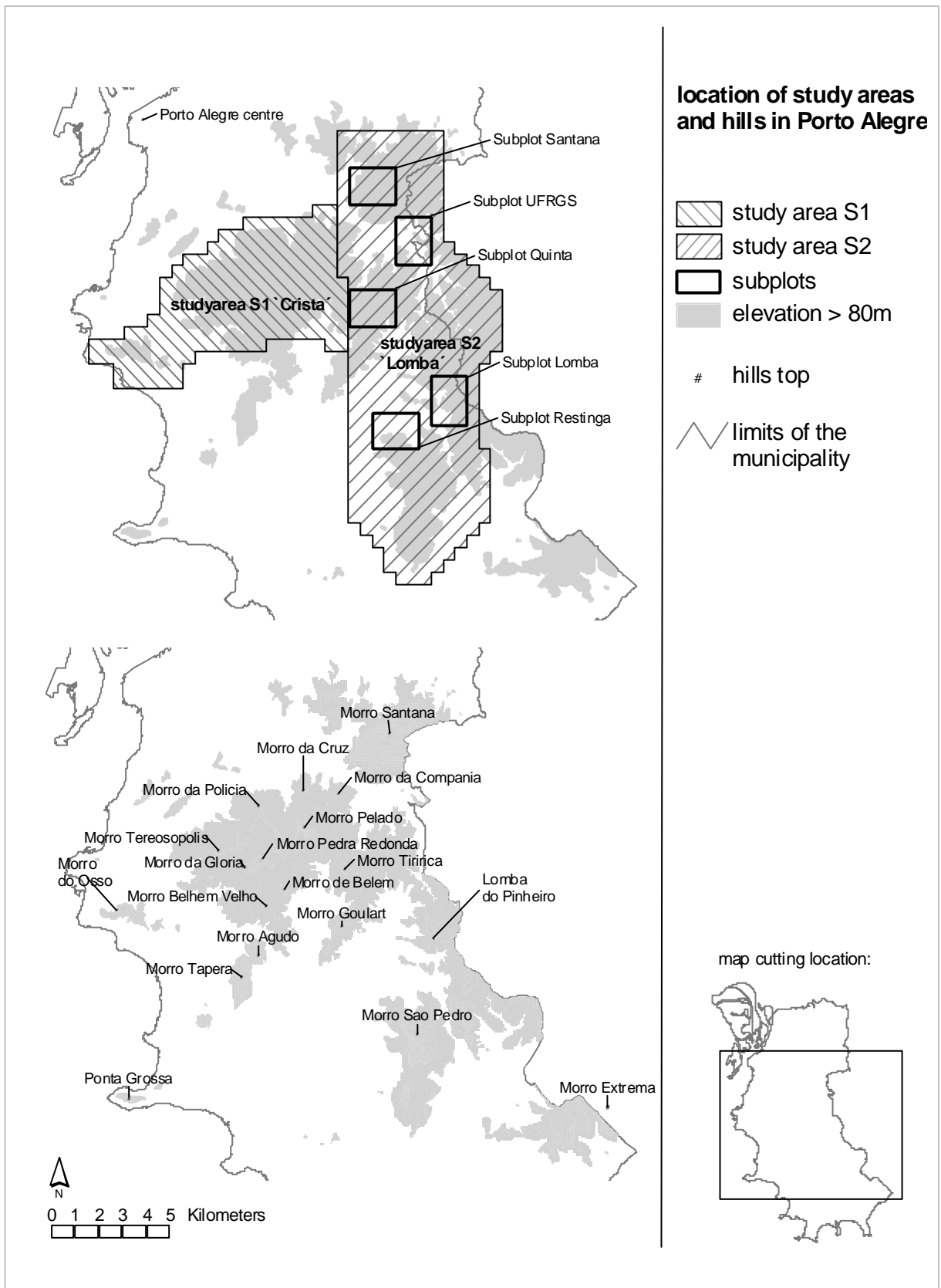


Abb.1.1: Lage der Untersuchungsgebiete und Hügel in der Gemeinde Porto Alegre
Location of the study areas and hills in the Porto Alegre municipality

1.2.2 Kartierung der Vegetation und Landnutzung

Die Kartiermethode zur Erfassung von Vegetation und Landnutzung war eine Kombination und Weiterentwicklung klassischer stereoskopischer Luftbildinterpretation (vgl. Hildebrandt, 1986) - wie sie bei Forstinventuren (Kenneweg, 1991; Reichert *et al.*, 1992) und Stadtstruktur- bzw. Biotopkartierungen Anwendung findet (Sukopp *et al.*, 1988; Pauleit, 1998; Breuste, 1999) - und Kronen-Dichte-Kartierungen (Runkel, 1991; Rikimaru, 1996) (vgl. Diskussion). Die Klassifizierung der Vegetationseinheiten basiert auf dem 'National Park Service' Vegetationskartierungs-Programm (NPS, 2002) und wurde mittels eigener Kriterien (s.u.) zu einem Kartierschlüssel für Porto Alegre weiterentwickelt (Beispiele in Anhang App.1.1).

Alle Daten wurden innerhalb Geographischer Informationssysteme (ArcInfo und ArcView) gesammelt und nach der Veränderung der Flächenanteile und ihrer Landnutzung bzw. Sukzession analysiert.

Die Landnutzung wurde in vier Überklassen und elf Klassen unterteilt: 1. Überklasse 'Naturnahe Freiflächen' mit den Klassen Wälder, Gebüsch, Grasländer und Feuchtgebiete, sowie 2. Überklasse 'land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen' mit den Klassen Forst, Landwirtschaft, Offenboden/Erosion, 3. Überklasse 'urbane Flächen' mit den Klassen Siedlungen, Infrastrukturen und Sonderflächen (Sammelklasse für Mülldeponien, Friedhöfe und einzeln auftretende Siedlungsnutzungen) und 4. Überklasse 'Gewässer' mit Still- und Fließgewässern.

Als Abgrenzung von 42 Unterklassen dienten physiognomisch-strukturelle Kriterien sowie im Luftbild sichtbare Nutzungsunterschiede (wie z.B. verschiedene Kulturen, Siedlungsformen):

Im urbanen Bereich sind Gebäude und Straßen leicht zu erkennende Einheiten. Um sie in verschiedene Siedlungsformen klassifizieren zu können, wurden folgende Hilfskriterien verwendet: die Anordnung der Gebäude zur Straße (geordnet/reguliert, ungeordnet/unreguliert), die Gebäudegröße, der Gebäudetyp (Hochhaus, Hallenbau, Einzelhaus, Blockbebauung, Ställe; vgl. Pauleit, 1998), Nebengebäude und Sondereinrichtungen (z.B. Swimming-Pools). Daneben sind Sportplätze, Clubanlagen, Friedhöfe, Steinbrüche und Mülldeponien ohne weitere Hilfsgrößen zu identifizieren.

Bei Wäldern dienten Hilfskriterien, wie Höhe, Kronendurchmesser und sichtbare Schichten zur weiteren Differenzierung innerhalb der Klasse (vgl. Kartierschlüssel Anhang App.1.1). Existierende und im Projektverlauf erarbeitete floristische Informationen flossen in die Abgrenzung der Vegetationstypen mit ein (vgl. Untersuchungsgebiet). Als kartierbare Untergrenze wurde die kleinste Seitenlänge auf 5 m festgelegt. Häufig wurden kleinräumige Mosaik festgelegt, die unterhalb dieser Kartiergrenze lagen. Hier wurde der prozentuale Deckungsgrad der verschiedenen Typen innerhalb einer Fläche geschätzt (10% Stufen) und als Mischtyp kartiert.

Bei den landwirtschaftlichen Nutzflächen sind Teichanlagen, Obstplantagen, Ackerflächen und Erosionsflächen ohne weitere Hilfsmittel zu definieren. Schwieriger zu differenzieren sind verschiedene Brachflächen und Gebüsch. Hier musste zum Teil eine Nachkontrolle der Vornutzung durch Vergleich jüngerer Luftbilder durchgeführt werden. Bei der Unterscheidung zwischen jüngeren Weidebrachen und naturnahen Graslandbrachen wurden Körnung und Färbung (bzw. Graustufen) herangezogen. Weiden und jüngere Weidebrachen weisen eine feinkörnigere Struktur und eine hellere Grünschattierung auf, als die grobkörnigen, meist bräunlichen älteren Graslandbrachen der Hügel, deren Beweidungszeitpunkt unbekannt weit zurückliegt. Dazwischen treten immer wieder frisch gebrannte

Graslandflächen auf. Sie sind aufgrund ihrer geringen Deckung der intensiv grünen Vegetation über schwarzbräunlichem Boden sehr gut zu erkennen. Bei den naturnahen Grasländern der Hügel sind die gebrannten Bereiche im Vergleich 1999 und 2003 nicht mehr von denen ungebrannter Flächen hinsichtlich der Struktur der Gräser zu unterscheiden. In Feldbeobachtungen sind die Bereiche bereits nach einem Jahr strukturell nicht mehr sicher zu definieren. Unterscheidbar ist allerdings die Abnahme des Deckungsanteils der Sträucher.

Die forstwirtschaftlichen Flächen konnten zunächst aufgrund der regelmäßigen Reihenbepflanzung, gleichmäßiger Struktur und Farbgebung der Kronen von den naturnahen Wäldern unterschieden werden. Die Struktur der Einzelkronen lieferte Unterscheidungsmerkmale zwischen den einzelnen Gattungen der Kulturen (*Eucalyptus*, *Pinus*, *Acacia*), eine weitergehende Spezifizierung auf Artniveau konnte nicht erreicht werden.

Eine flächige Landnutzungs- und Vegetationskarte wurde für beide Untersuchungsgebiete auf der Basis von hochauflösenden Satellitenbildern (Quickbird 1 m) aus dem Jahr 2003 im Maßstab von 1:10.000 kartiert (vgl. Tab.1.1).

Tab.1.1: Basis und Zielkartenmaßstäbe der Luft- und Satelliteninterpretation
Basics and target map scales for aerial photo and satellite images interpretation

Jahr/ Datum <i>year/ date</i>	Maßstab - Auflösung/ <i>scale - solution</i>	Farbe/ <i>colour</i>	Raumausschnitt Geo-Anpassung/ <i>spatial location and geo- reference</i>	Zielkarte Maßstab/ <i>target map scale</i>
<i>Luftbilder/ aerial photos:</i>				
1966	1: 25.000	S/W <i>b/w</i>	Untersuchungsgebiet `Crista`/ Nordteil `Lomba`, georeferenziert*/ <i>study area `Crista`; northern part</i> `Lomba`,georeferenced	1: 10.000
1991	1: 8000	S/W <i>b/w</i>	Santana Hügel: ortho- rektifiziert*/ <i>santana hill: orthorectified*</i> Subplots: orthorektifiziert */ othorectified	1: 10.000 1: 1000
10.09.1999	1: 5000	RGB, normal, spectral	Untersuchungsgebiet `Lomba`/ Orthorektifiziertes Mosaik***/ <i>study area `Lomba`: mosaic</i> <i>orthorectified; Subplots: orthorektifiziert</i> <i>***/othorectified</i>	1: 10.000 1: 1000
<i>Satellitenbilder/ satellite images:</i>				
1996 LANDSAT TM5	30 m	RGB321	gesamtes Stadtgebiet**/ <i>whole municipality area</i>	siehe/ look Box I
2003 Quickbird	1 m	RGB	Gesamtes Stadtgebiet**/ <i>whole municipality area</i>	1: 10.000 1: 1000
<i>Topographische Karte/ topographical maps:</i>				
1972	1: 10000		geo-referenziert*/ <i>georeferenced</i>	1: 10.000
1982	1: 1000		geo-referenziert*/ <i>georeferenced</i>	1: 1000
Quelle/ <i>source:</i> *eigene Bearbeitung/ <i>own work</i> ** IDRISI Porto Alegre ***Info-Image Santa Maria				

1.2.3 Analyse von Zeitreihen

Im Sommer (Nov. /Dez.) 2001 wurden Probekartierungen mit Feldkontrollen in Zusammenarbeit mit lokalen Botanikern durchgeführt, um den Kartierschlüssel anzupassen. Als Probekartiergebiet wurden Ausschnitte des Hügels `Morro Santana´ gewählt, auf den sich die vegetationskundlichen Untersuchungen des Projektes konzentrierten und somit sehr gute Vergleichsdaten boten (vgl. Müller *et al.*, 2004; Overbeck *et al.*, 2004; Overbeck, 2005; Overbeck *et al.*, 2005). Verwendete Luft- und Satellitenbilddaten sind in Tab.1.1 aufgelistet.

Im Anschluss wurde mit der Kartierung des gesamten Untersuchungsgebietes mittels stereoskopischer Luftbildinterpretation begonnen und durch Kontrollbesuche im Feld begleitet. Zu Beginn (November 2001) standen nur Luftbilder aus den Jahren 1966 und 1991 zur Verfügung (vgl. Tab.1.1). Die Kartierung wurde auf der Basis der 1991iger Luftbilder begonnen. Die im Gelände feststellbaren Veränderungen waren erwartungsgemäß sehr hoch, vor allem in jüngeren Ausbreitungsgebieten der Stadt und in den Strukturen der Grasländer. Auf dieser Basis wurde zunächst nur der Siedlungsstand, sowie die Vegetation des `Santana´-Hügels im Jahr 1991 kartiert. Erst im Sommer 2002 wurde für das Untersuchungsgebiet `Lomba´ ein Ortho-Luftbildmosaik aus dem Jahr 1999 (M 1:5.000) zugänglich gemacht. Die Kartierung wurde somit auf dieser Basis für das Gebiet S2 `Lomba´ in Verbindung mit Feldkontrollen¹ durchgeführt (M 1:10.000). Als jüngste Quelle stand ab August 2003 ein Satellitenbildmosaik für beide Untersuchungsgebiete zur Verfügung, anhand dessen die aktuellste Situation der Vegetations- und Landnutzungsentwicklung dokumentiert wurde (s.o.).

Für die Entwicklung der Waldflächen von 1966 bis 2003 wurden für ein nördliches Teilgebiet die Waldgrenzen auf der Basis von Luftbildern von 1966 kartiert und mit der Landnutzungskartierung von 2003 verglichen. Die Veränderung der Distanzen zwischen den Teilflächen wurde mittels der Arc-View Erweiterung `nearest neighbour analyst´ analysiert.

1.2.3.1 Analyse der Vegetations- und Landnutzungsentwicklung 1991 - 2003

Für eine detaillierte Analyse der historischen Veränderung der Landnutzung und Vegetationsentwicklung wurden fünf Teiluntersuchungsgebiete (Lage der Subplots siehe Abb.1.1) ausgewählt á 3 km² und eine Kartierung im Maßstab 1:1000 für die Jahrgänge 1991, 1999 und 2003. Die Luftbilder von 1991 wurden dazu ortho-rektifiziert mittels einer Auswahl von Punkten aus topographischen Karten (1:1000) und digitalem Höhenmodell (DEM 10 m-Auflösung). Der `root mean square error´ (RMSE) konnte durch GPS Punkte auf 2,7 m bestimmt werden, hauptsächlich begründet durch die Verschiebungen im Höhenmodell. Die Subplots wurden in Gebiete mit hoher Expansionsrate der Siedlungen gelegt, um die aktuellen Konfliktbereiche detailliert zu erfassen.

Innerhalb der zeitlichen Analyse wurden neben quantitativem Flächenwandel auch qualitative Veränderungen erhoben, wie Brachfallen von Flächen, Degradierung (z.B. Holzeinschlag), Neunutzung oder die Dynamik der Vegetation, z.B. Sukzession.

¹ Von 107 durchgeführten Kontrollpunkten waren vier Stellen vollständig verändert, drei durch städtische Okkupationen, einer durch Aufforstung mit Eukalyptus. In 19 Fällen konnte eine Veränderung der Struktur im Sinne einer zu erwartenden Sukzession (Bewaldung) festgestellt werden.

1.2.3.2 Analyse der Siedlungsentwicklung 1966 – 2003

In den beiden Untersuchungsgebieten wurde der Siedlungsstand von 1966 kartiert und mit dem Siedlungsstand aus der Landnutzungskartierung von 2003 verglichen. Für das Untersuchungsgebiet S2 `Lomba´ wurden zusätzlich die Siedlungsstände von 1991 und 1999 kartiert, um eine flächige Analyse der Siedlungsentwicklung von 1966, 1991, 1999 und 2003 zu ermöglichen. Mittels der ArcView Erweiterung `nearest neighbour analyst´ wurde die Siedlungsentwicklung in Abhängigkeit von der Entfernung zum Zentrum untersucht.

1.2.4 Fragmentierungsanalyse

Um den Fragmentierungszustand der Landschaft zu analysieren, wurden als Fragmentierungsindizes der Zerteilungsgrad D , Kohärenzgrad C , Zerstückelungsindex S und effektive Maschenweite m_{eff} nach Jäger (Jaeger, 2000; Jaeger, 2002) verwendet. Diese bieten gegenüber anderen Fragmentierungsindizes, wie z.B. Landschaftsdurchschneidungsindex (Bowen *et al.*, 1981), relativer Zerschneidungsindex (Deggau *et al.*, 1992), einfache Anzahl verbleibender Flächen n (Überblick in McGarigal *et al.*, 1995; Riitters *et al.*, 1996), den entscheidenden Vorteil, dass Landschaften in verschiedenen Zerschneidungsphasen miteinander verglichen werden können (Jaeger, 2000). Dieser Aspekt ist besonders im vorliegenden Fall von Vorteil, da das Untersuchungsgebiet ein Transekt umfasst, das von einer hochfragmentierten Stadtlandschaft bis in naturnahe, relativ unzerschnittene Landschaften reicht. Die Indizes sind wie folgt definiert:

„Der Kohärenzgrad C einer Größenverteilung von Flächen $F = \{F_i | i = 1 \dots n\}$ bezogen auf eine Fläche $F = \sum F_i$ ist definiert als die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Orte innerhalb derselben Fläche F_i liegen.“ (Jaeger, 2002: 146). Das Ergebnis ist die Prozentzahl der zusammenhängenden Flächen.

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{F_i^2}{F}}$$

Der Zerteilungsgrad D beschreibt, dass bei gegebenen Bedingungen, wie Kohärenzgrad C , die zwei zufällig ausgewählten Orte *nicht* innerhalb derselben Fläche liegen. Das Ergebnis ist entsprechend die Prozentzahl der zerteilten Flächen.

$$D = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \frac{F_i^2}{F}}$$

Der Zerstückelungsindex S einer Größenverteilung von Flächen $F = \{F_i | i = 1 \dots n\}$ bezogen auf eine Fläche $F = \sum F_i$ ist definiert als die Anzahl S von Flächen gleicher Größe (von je F/S), in die das Gebiet F zu zerteilen wäre, so dass sich dieselbe Wahrscheinlichkeit dafür ergibt, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in derselben Teilfläche liegen, wie für F (Jaeger, 2002: 150). Das Ergebnis ist ein Index mit dem Wert = 1 für eine unzerteilte Fläche; nach oben ist S unbeschränkt.

$$S = \frac{1}{\frac{\sum_{i=1}^n \frac{F_i^2}{F}}{C}} = \frac{1}{1 - D}$$

„Die effektive Maschenweite m_{eff} einer Größenverteilung von Flächen $F = \{F_i | i = 1 \dots n\}$ bezogen auf eine Fläche $F = \sum F_i$ ist definiert als der Flächeninhalt der S ($S =$ Zerstückerungsindex) Flächen gleichen Flächeninhalts, in die das Gebiet F zu zerteilen wäre, so dass sich dieselbe Wahrscheinlichkeit dafür ergibt, dass zwei zufällig ausgewählte Orte in derselben Teilfläche liegen, wie für F .“ (Jaeger, 2002: 152)

$$m_{eff} = \frac{F}{S} = \frac{1}{F} \sum_{i=1}^n F_i^2 = F^{-1} C$$

Für einen Vergleich wurden die Fragmentierungsindizes für das Gebiet 'Lomba' für die Jahre 1991 und 2003 berechnet, um eine mögliche voranschreitende Fragmentierung belegen zu können. Für das Jahr 2003 wurden für beide Untersuchungsgebiete die Fragmentierungs-Indizes berechnet. Hierzu wurden die Gebiete in Rasterzellen mit jeweils einer Größe von $500 \times 500 \text{ m}^2$ unterteilt, und pro Rasterzelle die Fragmentierungsindizes berechnet (vgl. Box 2). Innerhalb der gleichen Rasteraufteilung wurde eine Schnellkartierung verschiedener Landnutzungsklassen (vgl. Box. 2) dazu genutzt, die Fragmentierungsindizes für die jeweilige Klasse zu berechnen und zu vergleichen. Deskriptive Statistik und Darstellung in Box-Whisker-Plots erfolgten mit Hilfe des Programms SPSS (Brosius *et al.*, 1995).

1.3 Ergebnisse

1.3.1 Vegetation und Landnutzung im Jahr 2003

Für die Kartierung der Vegetation und Landnutzung im Jahr 2003 wurden insgesamt 20.178 Einzelflächen digitalisiert. Eine Auflistung nach Flächenanteilen und Häufigkeiten der jeweiligen Hauptklassen, Klassen und Unterklassen getrennt nach den Untersuchungsgebieten, wird in Tabelle 1.2a und 1.2b gegeben. Die Vegetations- und Landnutzungskarte ist im Anhang App.1.2. und App.1.3. dargestellt. Zur Verdeutlichung der räumlichen Gliederung sind die wichtigsten Hauptklassen, wie Siedlung, land- und forstwirtschaftliche Flächen, sowie die Klassen Grasland und Wald in Abbildung 1.2 dargestellt.

Innerhalb der Klassen des Untersuchungsgebietes S2 `Lomba` nehmen die Naturflächen ca. 45% (43,53 km²) ein, gefolgt von Kulturflächen mit ca. 29% (27,86 km²) und städtischen Siedlungsflächen mit ca. 24,5% (23,56 km²), zuletzt Gewässer mit 1,1% (1,05 km²). Damit unterscheidet sich das Gebiet deutlich vom Untersuchungsgebiet S1 `Crista`, in welchem die städtischen Siedlungen mit ca. 45% (20,34 km²) dominieren, gefolgt von Naturflächen mit ca. 40,5% (18,2 km²), Kulturflächen mit ca. 13,4% (6,03 km²) und Gewässern mit 0,9% (0,408 km²).

In beiden Untersuchungsgebieten nehmen Wälder ca. 61% der Naturflächen ein, gefolgt von Strauch- und Buschländern mit ca. 19% und Grasländern mit 18,6%, sowie 1,4% Feuchtgebieten. Die Untersuchungsgebiete unterscheiden sich durch den geringfügig höheren prozentualen Graslandanteil im Gebiet `Crista` (9,3% gegenüber 7,6%), sowie einem höheren Anteil an Feuchtgebieten im Gebiet `Lomba` (vgl. Tab.1.2a).

Die größten zusammenhängenden Waldflächen (vgl. Abb. 1.2.A) liegen auf dem `Morro São Pedro` (ca. 932 ha), gefolgt vom `Morro Santana` (278 ha) und dem `Morro da Companhia` (ca. 220 ha). Die größten zusammenhängenden Graslandflächen (Abb. 1.2.B) sind auf dem `Morro São Pedro` (202 ha), dem `Morro da Policia` und `Morro Pelado` (198 ha), dem `Morro Santana` (Nordhänge 168 ha, Kuppenlage 117 ha) und dem `Morro Tereosopolis` (96 ha) zu finden. Betrachtet man das Wald-Graslandmosaik als einen zusammengehörigen Ökosystemkomplex, so ist die größte zusammenhängende Mosaikfläche auf dem `Morro São Pedro` mit 1330 ha zu finden. Die zweitgrößte Fläche liegt auf den Hügeln `Morro da Policia` und `Morro da Companhia` mit 693 ha, gefolgt vom `Morro Santana` mit 619 ha und dem `Morro Tereosopolis` mit 578 ha, sowie dem Mosaik innerhalb des Schutzgebietes `Parque Saint Hillaire` mit 569 ha.

Die land- und forstwirtschaftlichen Flächen werden in beiden Untersuchungsgebieten zusammen durch ca. 79% landwirtschaftliche Flächen und ca. 20% Forste gebildet. Weiden und deren Brachflächen nehmen ca. 61% der landwirtschaftlichen Flächen ein, Ackerflächen und deren Brachen ca. 24%. Bei den Forstflächen ist der Anbau von Eukalyptus (*Eucalyptus grandis*, *E. saligna* u.w.) auf knapp 80% der Fläche dominierend, gefolgt von Kiefernarten (*Pinus elliottii*; *P. strobus*; *P. traeta* u.w.) mit 19%. Die Anteile an der Gesamtfläche der einzelnen Unterklassen sind in Tab.1.2a dargestellt.

Tab.1.2a: Vegetation und Landnutzung in den Untersuchungsgebieten 2003
land and vegetation cover in the study areas 2003

main class (4)	class (11)	subclass (42)	Study area "Lomba"			Study area "Crista"		
			count	area (ha)	% (total area)	count	area (ha)	% (total area)
nature area:			5448	4353,00	45,34%	1511	1833,49	40,45%
		<i>native forest:</i>	1977	2766,22	28,74%	534	1039,57	23,08%
		- mesophilous	1095	1975,17	20,57 %	341	812,01	18,04 %
		- subxerophilous	823	676,61	7,05 %	186	208,51	4,63 %
		- hygrophilous	36	72,79	0,76 %	7	19,05	0,42 %
		- riparian	23	41,65	0,43 %			
		<i>shrub vegetation:</i>	2407	912,67	8,00%	624	376,25	8,07%
		- shrub-woodland	1002	476,46	4,96 %	262	218,57	4,86 %
		- shrub vegetation	1225	311,69	3,25 %	341	147,80	3,28 %
		- humid shrub vegetation	72	55,58	0,58 %			
		- humid shrub-woodland	36	44,50	0,46 %	3	0,82	0,02 %
		- abatis	72	24,44	0,25 %	18	9,06	0,20 %
		<i>native grassland:</i>	1026	729,88	7,63%	352	417,51	9,30%
		- grassland	668	490,68	5,11 %	242	326,08	7,25 %
		- grassland dominant	358	239,20	2,49 %	110	91,43	2,03 %
		<i>wetland:</i>	38	9,73	0,10%	1	0,16	0,002%
		- wetland	38	9,73	0,10 %	1	0,16	0,002 %
cultivation area:			4905	2785,56	29,02%	1026	603,76	13,41%
		<i>agriculture:</i>	3711	1932,91	20,73%	618	414,96	9,22%
		- pasture fallow	1555	679,11	7,07 %	277	219,44	4,88 %
		- pasture	1039	424,84	4,43 %	206	98,09	2,18 %
		- arable land	519	363,02	3,78 %	81	70,45	1,57 %
		- arable land fallow	212	134,98	1,41 %	9	7,16	0,16 %
		- plantation	149	134,46	1,40 %	36	14,14	0,31 %
		- pasture humid	107	102,08	1,06 %	5	1,86	0,04 %
		- pasture fallow humid	130	94,42	0,98 %	4	3,82	0,08 %
		<i>forestry:</i>	890	732,96	7,73%	293	142,00	3,16%
		- with Eucalyptus spec.	731	565,25	5,89 %	242	134,54	2,99 %
		- with Pinus spec.	154	165,35	1,72 %	13	3,68	0,08 %
		- with Acacia spec.	5	2,36	0,02 %	38	3,77	0,08 %
		<i>erosion/ open soil:</i>	304	53,47	0,56%	115	46,81	1,04%
		- erosion/ open soil	304	53,47	0,56 %	115	46,81	1,04 %

Tab.1.2b: Fortsetzung: Vegetation und Landnutzung in den Untersuchungsgebieten 2003
Continuation: land and vegetation cover in the study areas 2003

main class (4)	class (11)	subclass (42)	Study area "Lomba"			Study area "Crista"		
			count	area (ha)	% (total area)	count	area (ha)	% (total area)
urban area:			4855	2356,02	24,54%	2363	2034,95	45,22%
		<i>settlement:</i>	3585	1813,63	18,88%	2097	1622,81	36,06%
		- formal settlement	812	689,03	7,18 %	632	567,32	12,61 %
		- informal settlement	891	601,13	6,26 %	560	461,11	10,25 %
		- trade, industry, public facility	169	141,72	1,48 %	122	91,26	2,03 %
		- garden	464	137,01	1,43 %	185	95,36	2,12 %
		- squatter settlement	98	94,03	0,98 %	108	65,34	1,45 %
		- single house/courtyard	1057	85,16	0,89 %	218	25,25	0,56 %
		- multistoried buildings	38	42,43	0,44 %	44	34,99	0,78 %
		- initial occupation	25	12,44	0,13 %	24	13,43	0,30 %
		- luxury settlement	25	7,27	0,08 %	196	261,53	5,81 %
		- stables	6	3,40	0,04 %	8	7,22	0,16 %
		<i>infrastructure:</i>	1181	455,91	4,75%	206	334,17	7,43%
		- streets	1181	455,91	4,75 %	206	334,17	7,43 %
		<i>special use</i>	89	87,20	0,91%	60	77,97	1,73%
		- sports club	-	-	-	29	32,96	0,73 %
		- quarry	45	58,88	0,61 %	12	30,50	0,68 %
		- sports ground	25	18,51	0,19 %	16	12,10	0,27 %
		- cemetery	18	9,01	0,09 %	1	1,32	0,03 %
		- garbage depot	1	0,80	0,01 %	2	1,09	0,02 %
water sites:			153	105,43	1,1%	25	40,83	0,91%
		<i>stagnant water:</i>	132	101,69	1,06%	23	40,70	0,91%
		- lake	20	75,62	0,79 %	2	35,84	0,80 %
		- pond	112	26,08	0,27 %	21	4,86	0,11 %
		<i>watercourses:</i>	21	3,73	0,04%	2	0,13	0,003%
		- river	17	3,04	0,03 %	-	-	-
		- creek	4	0,69	0,01 %	2	0,13	0,003 %
total			15361	9600,00	100,00 %	4925	4513,03	100,00 %

Aus der räumlichen Verteilung einzelner Landnutzungs- und Vegetationsklassen in Abbildung 1.2. wird deutlich, dass mehrere Siedlungsbänder existieren, welche inselartige Aussparungen umgeben. Der gesamte Nordwestrand der Hügelkette, über `Morro do Osso`, `Morro Tereosopolis` bis hin zum `Morro Santana` (vgl. Abb.2.1) wird durch einen kompakten Siedlungsbereich bestimmt. Der `Morro do Osso` ist vollständig von einer Stadtmatrix umgeben, ähnliches gilt für den `Morro Santana`. Extrem fragmentiert sind die Siedlungsbereiche im Gebiet `Crista` auf den Hügeln `Morro da Cruz`, `Morro Tereosópolis` und `Morro da Pólicia`. Im südöstlichen Anschluss an diese Hügelkette setzt sich ein stark fragmentierter Siedlungsbereich fort, gemischt mit land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen. Zwei kompaktere Siedlungen liegen im Bereich der Stadtteile `Lomba do Pinheiro` und `Restinga`. Über diese verläuft entlang der Hügelrücken ein offenes Siedlungsband von Nord nach Süd. Die Niederungen des Einzugsgebietes des `Arrio do Salso` bleiben bisher von Siedlungen verschont.

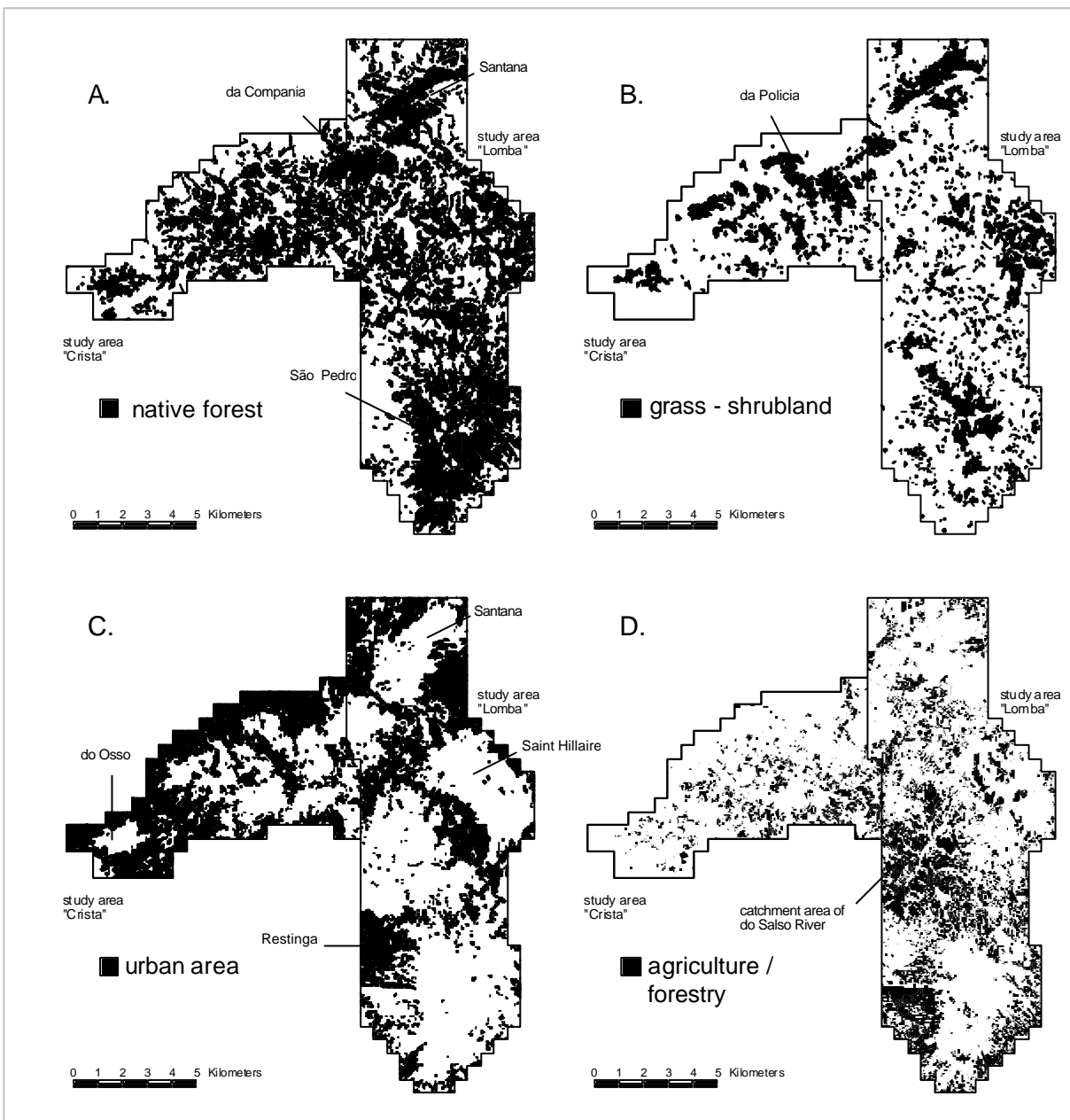


Abb.1.2: Verteilung von einzelnen Vegetations- und Landnutzungsklassen (2003)
Patches of single cover types across the landscape (2003)

Hier dominieren hauptsächlich land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen (Abb. 1.2.D.). An den östlichen Bereich der `Lomba do Pinheiro` schließt sich das Schutzgebiet `Parque Saint Hillaire` an, welches ebenfalls von Stadtflächen umgeben ist; im Osten durch die Siedlungsflächen der Nachbargemeinde Viamão. Im Süden ist der `Morro São Pedro` mit dem größten kompakten Wald-Graslandmosaik (Abb. 1.2.B.) der Gemeinde gut erkennbar, hauptsächlich umgeben von land- und forstwirtschaftlichen Flächen.

Die land- und forstwirtschaftlichen Flächen im Untersuchungsgebiet (Abb.1.2.D.) nehmen von Nordwest nach Südost zu, wogegen die Siedlungsflächen signifikant abnehmen. So konnte eine hochsignifikante Korrelation ($0,839^{**}$, $p = 0,01$ nach Pearson) zwischen Abnahme des prozentualen Flächenanteils von Siedlungen und Zunahme der Entfernung vom nordöstlichen Stadtrand festgestellt werden. Keine Abhängigkeit von der Entfernung zur Kernstadt konnte bei den Naturflächen gefunden werden. Ihre Schwerpunkte sind sowohl auf den stadtnahen Hügeln, als auch in den Flächen des `Parque Saint Hillaire` und `Morro São Pedro` zu finden.

1.3.2 Analyse von Vegetations- und Landnutzungsentwicklung

1.3.2.1 Naturflächen

Die Veränderung der Flächenausdehnung der **Wälder** zwischen 1966 und 2003 ist in Abb.1.3 dargestellt. Von den 1966 existierenden 2752 ha Waldflächen sind 26%, entsprechend 720 ha, im Jahr 2003 unter anderer Nutzung. Gleichzeitig kamen 1484 ha neue Waldflächen hinzu. Der Gesamtwaldbestand nahm somit um 27,7% auf 3516 ha zu.

Auffällig sind die relativ geringen Veränderungen der Waldgrenzen größerer Waldgebiete in den Kuppenlagen der Hügel, besonders am `Morro Santana` (vgl. Abb.1.3 Detail), aber auch am `Morro de Belem` und `Morro da Compania`. Hier verschoben sich die Waldgrenzen nur minimal (bis 10 m), stellenweise trat keine sicher messbare, d.h. oberhalb der Kartiergrenze von 5 m liegende Veränderung auf. In den Hanglagen und flachgeneigten Bereichen waren die Veränderungen der Waldflächen am stärksten (vgl. Abb.1.3 Detail `Morro da Policia`). Hier wurden Wälder mit mehreren hundert Metern Durchmesser in andere Landnutzungen umgewandelt, allerdings kamen ähnlich große Flächen neu hinzu. Trotz der Gesamtzunahme der Waldflächen hat ihre Fragmentierung nicht abgenommen. 92% der 881 hinzugekommenen Flächen sind kleinflächig (<3 ha). So sank der Mittelwert der Flächengröße hochsignifikant von 5,3 ha auf 2,6 ha. Die Anzahl der Flächen stieg von 513 auf 1394 Waldflächen. Die mittlere Distanz zur nächsten Nachbarfläche erhöhte sich von durchschnittlich 34 m auf 57 m. Über die Galeriewälder entlang der Flussläufe existierte 1966 ein Verbund zwischen den nördlichen Waldgebieten der Hügelkette bis zum `Morro São Pedro`, allerdings von einzelnen Straßen durchtrennt. Diese Waldflächen sind 2003 mehrfach durch Siedlungen unterbrochen (vgl. 1.4.2 Diskussion).

Die Wälder sind 2003 zu 76% Mischtypen verschiedener Waldstrukturen. Häufigster Waldtyp, mit 55% Flächenanteil, ist ein mesophiler Wald mit 20% Deckung (genaue Definition der Waldtypen wird in Kap. I.1 gegeben) mit einem Unterbau von subxerophilem Wald mit 80% Deckung, d.h. im Kronenbereich stehen einzelne hohe Bäume bzw. Baumgruppen aus einer Matrix von Niedrigwald heraus. Diese Struktur weist auf eine Störung hin (vgl. 1.4.3 Diskussion). Zu diesem Typ zählen auch 62%

(920 ha) der Waldbereiche, welche von 1966 bis 2003 hinzukamen. In Tabelle 1.3 ist die weitere Differenzierung der Unterklassen dargestellt.

Zweithäufigster Typ (17%) sind reine Niedrigwaldbestände mit subxerophiler Struktur.

Tab.1.3: Differenzierung der Unterklassen der Wälder in Mischtypen (2003)
subclass differentiation of native forests in mixture types (year 2003)

native forest: subclass	combined with	`Lomba`			`Crista`		
		count	ha	%	count	ha	%
riparian	-	8	19,51	0,71			
	subxerophilous (< 50%)	15	22,15	0,80			
hygrophilous	-	25	50,20	1,81	7	19,05	1,83
	subxerophilous (< 50%)	7	15,62	0,56			
	subxerophilous (> 50%)	3	6,24	0,23			
	shrub vegetation (< 50%)	1	0,74	0,03			
mesohygrophilous	subxerophilous (50 - 80%)	919	1529,09	55,28	270	567,54	54,59
	-	50	119,49	4,32	12	60,89	5,86
	subxerophilous (< 50%)	124	324,29	11,72	57	182,17	17,52
subxerophilous	shrub vegetation (< 50%)	2	2,30	0,08	2	1,42	0,14
	-	521	470,80	17,02	142	148,11	14,25
	hygrophilous (< 50%)	2	2,49	0,09			
	pasture fallow (< 50%)	1	1,91	0,07	1	0,89	0,09
	shrub vegetation (< 50%)	4	4,33	0,16			
	shrub vegetation (> 50%)	1	0,47	0,02			
	Eucalyptus (< 20%)	2	4,03	0,15			
	mesohygrophilous (10%)	292	192,58	6,96	43	59,52	5,73
sum		1977	2766	100	534	1040	100

Hygrophile und Ufer-/Auwälder zählen, gemessen an den Flächenanteilen, zu den seltensten Waldtypen. Häufig treten diese nur noch als Störtypen auf, d.h. sie sind in ihrer ursprünglichen Struktur gestört und weisen Mischflächen mit Sträuchern oder Niedrigwäldern auf (vgl. Tab.1.3). Lediglich 46% der Uferwälder zeigen ein ungestörtes Bild, bei den hygrophilen Wäldern sind es noch 66%. Auch hier ragen die oberen Baumschichten aus einer Matrix von freigestellten unteren Baumschichten auf, welche im Luftbild der Struktur von subxerophilen Wäldern ähnlich sind (vgl. 1.4.3 Diskussion). Innerhalb des Hauptbeobachtungszeitraumes von zwölf Jahren konnte eine maximale Sukzession von strauchfreien Rodungsflächen bis hin zu Niedrigstrauchwäldern beobachtet werden. Bei gestörten mesophilen Waldtypen konnte im gleichen Zeitraum eine Deckungszunahme von bis zu 40% der oberen Baumkronen festgestellt werden.

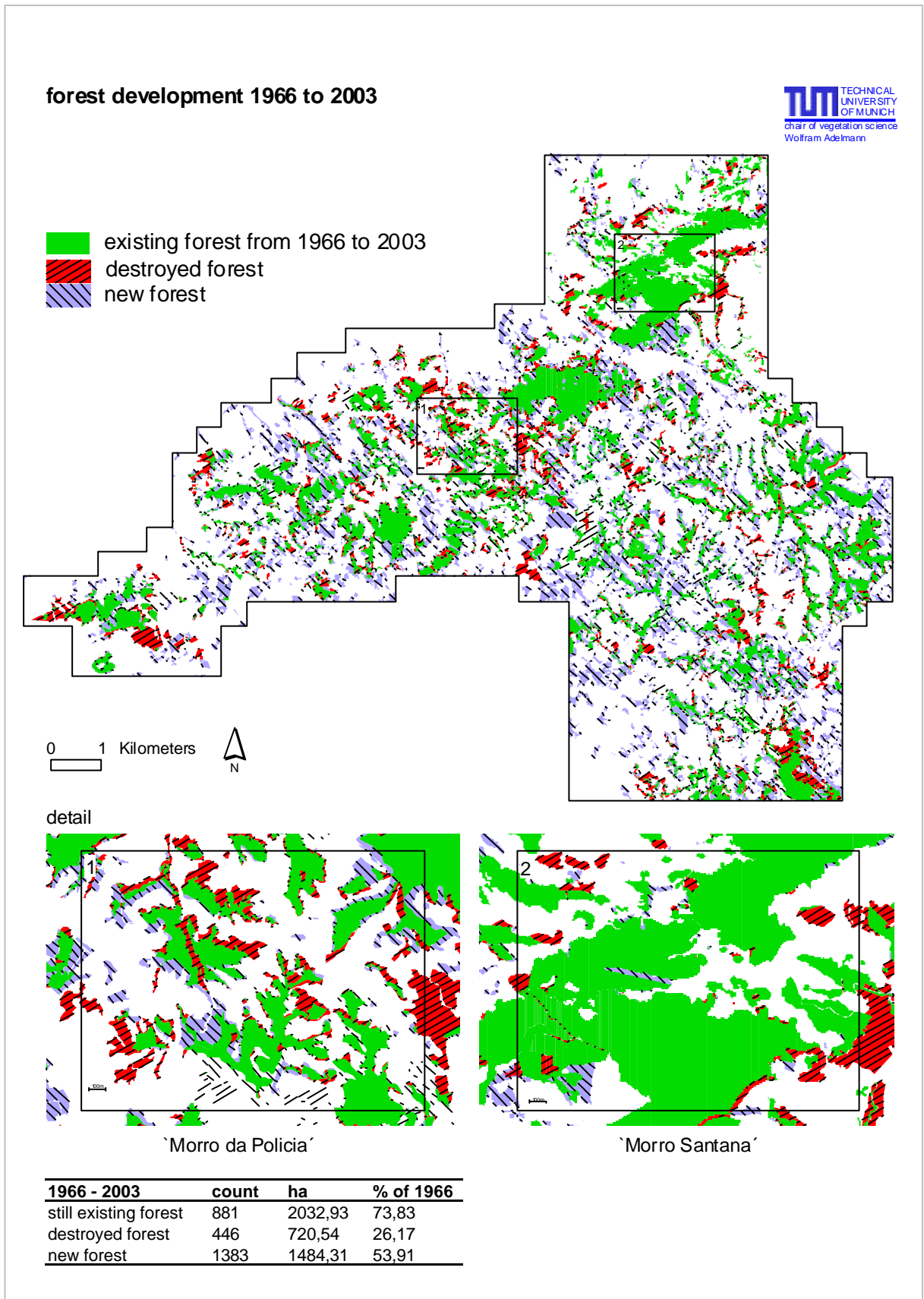


Abb.1.3: Waldentwicklung von 1966 bis 2003 im stadtnahen Nordteil der Untersuchungsgebiete
 forest development between 1966 and 2003 within the suburban northern part of the study areas

Von den 729,8 ha **Grasland** sind 6,6% durch offenliegende Granitblöcke geprägt, welche stellenweise durch Ansammlungen kleine Inseln bilden, zwischen denen Sträucher und Einzelbäume wachsen (vgl. strukturelle Differenzierung der Grasländer in Tab.1.4). Des Weiteren sind Bereiche (4,9%) mit offenen Felsplatten, sowie mit einzelnen freistehenden Bäumen zu finden. Als Störindikator sind Erosionsflächen sowie freistehende Bäume von Kiefern-, Akazien- und Eukalyptus-Arten zu nennen (siehe Tab.1.4).

Der überwiegende Teil (73%) der Grasländer ist durch niedrige Sträucher (0,5-1 m) zu unterschiedlichen Deckungsanteilen geprägt. Diese Niedrigsträucher sind in der Matrix von Horstgräsern im Luftbild schwer zu interpretieren. Leichter sind höhere Sträucher mit bis zu 2 m zu erkennen. Hierauf beziehen sich auch die Angaben der Deckungsanteile in Tab.1.4.

Im Zeitreihenvergleich (1991, 1999, 2003) der Subplots fiel auf, dass Sträucher 1999 stellenweise ausfallen, allerdings 2003 mit z. T. gleicher Deckung wieder auftreten. Auf 16% (21,2 ha) der Graslandfläche (1991: insgesamt 132,3 ha), konnte von 1991 – 1999 ein Rückgang der Strauchdeckung festgestellt werden. Von diesen Flächen (21,2 ha) nahm von 1999 bis 2003 die Strauchdeckung bei 12% (2,5 ha) der Flächen wieder zu, so dass sie einen gleichwertigen Deckungsgrad erreichten wie 1991. Bei 27% konnte eine Zunahme der Sträucher festgestellt werden, welche unter dem Niveau von 1991 blieben, bei 1,7% (0,3 ha) wurde 2003 dagegen ein höherer Deckungsgrad erreicht als in 1991. Die restliche Fläche (59,3%, 12,6 ha) zeigte zwischen 1999-2003 keine messbare Veränderung (siehe 1.4.2 Diskussion).

Eine gerichtete Sukzession, d.h. kontinuierliche Zunahme der Strauchdeckungen, konnte auf 23% (30,4 ha) der Flächen festgestellt werden. Hierbei nahm durchschnittlich die Deckung um 10% bis 20% zu, maximal sogar um 100%. In allen Subplots zusammengenommen fand auf 3,6% (3,5 ha) des Graslandes eine Sukzession in Gebüsch statt, bei 0,8% (0,9 ha) in Niedrigwäldern. Umgekehrt wandelten sich 0,7% (0,4 ha) der Gebüsch in Grasland. Bei den Niedrigwäldern mit 3-5 m Höhe konnte keine Umwandlung in Grasland beobachtet werden. Eine Übersicht aller Flächenveränderungen innerhalb der Subplots wird in Abb.1.5 (S. 66) gegeben.

Tab.1.4: Differenzierung der Unterklassen der Grasländer in Mischtypen (2003)
subclass differentiation of native grasslands in mixture types (year 2003)

native grassland: subclass	combined with	`Lomba`			`Crista`		
		count	ha	%	count	ha	%
grassland	-	268	365,19	50,03	127	274,05	65,64
	with blocks of rock (Wollsack)	57	27,65	3,79	83	26,84	6,43
	open soil - degraded, with blocks of rock (Wollsack)	6	5,49	0,75			
	open soil - degraded	127	54,05	7,41	20	18,57	4,45
	open soil - degraded - scattered trees	1	1,52	0,21			
	grassland on rock-bed	200	35,76	4,90	10	6,09	1,46
	scattered trees	1	0,02	0,00	2	0,53	0,13
	with scattered Pinus trees	1	0,33	0,05			
	wetland	7	0,67	0,09			
grassland dominant	shrub vegetation (< 50%)	270	171,89	23,55	96	86,98	20,83
	with blocks of rock (Wollsack) degraded, shrub vegetation (< 50%)	8	3,82	0,52			
	open soil - degraded, with shrub vegetation (< 50%)	28	34,50	4,73	12	4,32	1,03
	with blocks of rock (Wollsack), shrub vegetation (< 50%)	34	11,68	1,60			
	with scattered Eucalyptus trees	18	17,30	2,37	2	0,13	0,03
sum		1026	729,88	100,00	352	417,51	100,00

In 42% der Grasländer fand keine im Luft- bzw. Satellitenbild sichtbare bzw. erfassbare qualitative Veränderung statt.

Die Degradierung von Grasländern lässt sich anhand der Flächenanteile mit erodierten Böden indizieren. Vor allem an den steileren Nordhanglagen treten sehr massive Erosionserscheinungen auf. Ca. 12,9% der Grasländer sind von Erosionsspuren (über 10%) betroffen. Die Flächen mit Erosionen nahmen dabei von 1991- 2003 um 6,2% auf eine Fläche von ca. 122 ha zu. Besonders betroffen sind im Gebiet `Lomba` die Nordhänge des `Morro Santana` und `Morro São Pedro`.

1.3.2.2 Land- und forstwirtschaftliche Flächen

Die **landwirtschaftlichen Nutzflächen** wurden im Bereich der Wiesen und Wiesenbrachen weiter untergliedert (Tab.1.5). Die Flächen- und Prozentanteile der Unterklassen sind in Tab.1.2a (S.54) dargestellt. 2003 sind Wiesenbrachen mit 42,5% der häufigste Nutzungstyp der landwirtschaftlichen Flächen, gefolgt von beweideten Flächen mit 22,2% und Ackerflächen mit 18,5%. Daneben treten Plantagen (zumeist Orange, Pfirsich und Maniok) mit 6% der Fläche und Ackerbrachen mit 6,3% auf, sowie die Feuchtwiesen der Niederungen mit 4,3% und Feuchtwiesenbrachen mit 4,1%. Ähnlich wie bei den Grasländern sind die Wiesen und Wiesenbrachen zu 11,6% (187 ha) degradiert und Erosionen der Teilflächen sind sichtbar (vgl. Tab.1.5). Hinzu kommen weitere 100,3 ha an Offenbodenstandorten und Erosionsflächen (Tab.1.2a, S.54).

Über alle Subplots errechnet, fielen 10,3% der Flächen zwischen 1991 – 2003 brach, wobei sich 4,2% in Gebüsch, 5,2% in Niedrigwälder und 0,9% in Graslandbrachen wandelten. Gleichzeitig kamen 7,5% landwirtschaftliche Fläche durch Kultivierung hinzu: 3% durch Abholzung von Wäldern, 2,8% durch Beweidung von Grasländern, 1,6% durch Abholzung von Gebüsch (Flächenwandel in Abb.1.5). 2,7% der landwirtschaftlichen Fläche wurden vollständig erodiert, wobei gleichzeitig 5,8% der Offenbodenstandorte durch Anpflanzung von Plantagen kultiviert wurden. Bei den stadtfürneren Subplots war die Re- oder Neukultivierung von Flächen zu beobachten, wogegen stadtnahe Brachen nicht wieder bewirtschaftet wurden (vgl. 1.4.4 Diskussion)

Tab.1.5: Differenzierung der Unterklassen der landwirtschaftlichen Nutzflächen (2003)
subclass differentiation of agriculture areas (year 2003)

agriculture subclass	combined with	`Lomba`			`Crista`		
		count	ha	%	count	ha	%
pasture fallow	-	1181	512,31	39,39	200	164,96	53,18
	open soil - degraded	213	77,73	5,98	40	23,04	7,43
	with scattered Eucalyptus trees	71	33,35	2,56	5	7,30	2,35
	shrub vegetation (< 50%)	59	28,18	2,17	2	3,61	1,16
	with scattered Pinus trees	2	0,71	0,05	7	2,77	0,89
	scattered trees	23	25,33	1,95	3	1,40	0,45
pasture	with scattered Acacia trees	6	1,50	0,12	2	0,49	0,16
	-	823	356,82	27,44	144	68,09	21,95
	open soil - degraded	200	58,17	4,47	60	25,06	8,08
	scattered trees	9	9,91	0,76	2	4,93	1,59
pasture fallow humid	open soil - degraded, with shrub vegetation (< 50%)			0,00	10	2,84	0,92
	-	36	28,60	2,20	4	3,82	1,23
	open soil - degraded	1	0,19	0,01			
	humid shrub vegetation (> 50%)	66	52,37	4,03			
pasture humid	humid shrub vegetation (< 50%)	27	13,26	1,02			
	-	104	101,68	7,82	5	1,86	0,60
	scattered trees	3	0,40	0,03			
sum		2824	1300,49	100,00	484	310,19	100,00

Die **forstwirtschaftlichen Nutzflächen** sind 2003 zu knapp 63% Reinbestände aus Eukalyptus-, Kiefern- oder Akazienarten (vgl. 1.4.4 Diskussion). Bei den Eukalyptusbeständen treten häufiger Mischtypen mit Gebüsch (13,2%) oder mit Niedrigwäldern (20%) auf, seltener mit mesohygrophilien Wäldern (0,8%) (Tab.1.6). Bei den Kiefernbeständen treten diese Mischformen nur bei 5,3% der Fläche mit Gebüsch und 5,1% mit Niedrigwäldern auf (vgl. Tab.1.6). Die Veränderungsdaten in den Subplots zwischen 1991 und 2003 lagen bei 17,8% der Fläche (60,4 ha): davon wurden 3,1% besiedelt, 7,2% wurden nach der Holzernte nicht wieder aufgeforstet und entwickelten sich zu Niedrigwäldern, bzw. Feuchtgebüsch ('Maricasal'), 7,5% wurden anschließend landwirtschaftlich genutzt. Im Gegenzug wurden 10,2% der Fläche durch Aufforstung hinzugewonnen, davon 6,4% durch ehemalige landwirtschaftliche Flächen sowie 3,8% durch Aufforstung von Strauch- und Niedrigwaldbereichen. Innerhalb der Mischtypen Eukalyptus mit nativen Wäldern konnte eine ähnliche Sukzession beobachtet werden, wie bei den Mischtypen ohne Einfluss von Eukalyptus (s.o.).

Tab.1.6: Differenzierung der Unterklassen der forstwirtschaftlichen Nutzflächen (2003)
subclass differentiation of forestry areas (year 2003)

forestry: subclass	combined with	`Lomba`			`Crista`		
		count	ha	%	count	ha	%
with Acacia spec.	-	5	2,36	0,32	38	3,77	2,66
with Eucalyptus spec.	-	476	319,23	43,53	172	79,36	55,89
	subxerophilous (< 50%)	17	15,19	2,07	19	20,29	14,29
	subxerophilous (> 50%)	56	39,54	5,39	23	16,39	11,54
	shrub vegetation (< 50%)	69	85,06	11,60	8	6,92	4,87
	subxerophilous/ mesohygrophilous mixed (> 50%)	36	42,00	5,73	4	6,34	4,47
	shrub vegetation (> 50%)	49	37,41	5,10	10	2,41	1,70
	open soil - degraded	22	20,96	2,86	2	1,51	1,07
	mesohygrophilous (< 50%)	3	4,87	0,66	4	1,32	0,93
	pasture fallow degraded	3	1,32	0,18			
with Pinus spec.	-	145	147,48	20,11	13	3,68	2,59
	subxerophilous (> 50%)	3	8,76	1,19			
	shrub vegetation (< 50%)	3	3,71	0,51			
	shrub vegetation (> 50%)	3	5,39	0,74			
sum		890	733,29	100,00	293	142,00	100,00

1.3.2.3 Siedlungsflächen

Die Flächenentwicklung der Siedlung von 1966 bis 2003 ist in Abbildung App.1.4 (Anhang) dargestellt. Die Siedlungsentwicklung der absoluten Zuwächse zeigt eine signifikante Korrelation ($p = 0,89$) mit der räumlichen Nähe zur Kernstadt (Tab.1.7).

Die höchsten Siedlungsdichten sind in der stadtnähesten Zone I (5-10 km vom Zentrum). Hier erhöhte sich der Siedlungsflächenanteil von 26,2% auf 49,5%. Der absolute Zuwachs lag bei 897 ha, entsprechend einer durchschnittlichen Siedlungsdichtezunahme von $0,63 \text{ ha/km}^2 \cdot \text{Jahr}$. Die prozentual höchsten Zuwächse mit 164% verzeichnete die Zone III (15-20 km). Der absolute Zuwachs lag hier bei 551 ha. Die stadtfürnste Zone IV (20-25 km) wurde bis 2003 nur gering von der urbanen Expansion betroffen. Hier lag die durchschnittliche Siedlungsdichtezunahme bei $0,06 \text{ ha/km}^2 \cdot \text{Jahr}$ und somit bei nur knapp einem Zehntel der Zuwachsrate der stadtnahen Zone I.

97% aller Siedlungen entstanden im unmittelbaren Anschluss (Entfernung < 600 m) an bereits bestehende Siedlungen oder entlang der Hauptverkehrsachsen. Fünf Flächenschwerpunkte mit einer kompakten Entwicklung sind zu erkennen: Im südlichen Anschluss an den 'Morro do Osso'

entstanden Wohnbebauungen hauptsächlich der gehobenen Einkommensklassen, sowie Sportclubs. Die restlichen vier Schwerpunkte `Morro da Cruz`, `Lomba do Pinheiro`, `Restinga` und `Quinta do Portal/ Vila Mapa` sind vor allem durch Wohnbebauung der unteren Einkommenschichten geprägt (vgl. 1.4.5 Diskussion).

Tab.1.7: Siedlungsentwicklung zwischen 1966 bis 2003 in Abhängigkeit zur Entfernung von Porto Alegre Zentrum
Changes in settlement cover between 1966 und 2003 as a measure of distance from Porto Alegre centre

	Zone*	Zone area		settlement 1966		settlement 2003		increase in urban land cover		density of change - urban area per	
		km ²	ha	ha	%	ha	%	ha	%	ha/km ²	ha/ km ² .year
I	5-10km	38,57	1011	26,21	1908	49,47	897	88,72	23,26	0,63	
II	10-15km	49,56	638	12,87	1490	30,06	852	133,46	17,18	0,46	
III	15-20km	40,53	335	8,27	886	21,87	551	164,60	13,61	0,37	
IV	20-25km	12,34	83	6,71	110	8,94	28	33,28	2,23	0,06	
		141,00	2067	14,66	4394	31,17	2327	112,61	16,51	0,45	

*distance from Porto Alegre centre

Für die jüngere Siedlungsentwicklung wurde das Gebiet `Lomba` untersucht. Die räumliche Flächenentwicklung von 1991, 1999 und 2003 ist in Abb.1.4 (S.65), die Flächenbilanz sowie Zuwachsraten sind in Tab.1.8 dargestellt. Im Vergleich zur Kartierung 1966-2003 wird deutlich, dass die Schwerpunkte `Restinga` und `Quinta do Portal/ Vila Mapa` auch in jüngerer Zeit expandieren, wogegen die Zunahmen im Schwerpunkt `Lomba do Pinheiro` vor 1991 stattgefunden haben. Hier fand eine Verdichtung der bestehenden Siedlungsblöcke durch Bebauung noch existierender Freiflächen statt. Neben den kompakten Siedlungsausdehnungen treten auch wenige diffus verteilte, d.h. vom existierenden Siedlungsbereich losgelöste Bauungen auf, vornehmlich einzelne freistehende Häuser und Höfe. Diese konzentrieren sich im Westen des `Morro São Pedro` und im Einzugsgebiet des `Arrio do Salso` (vgl. 1.4.4 Diskussion).

Tab.1. 8: Expansion verschiedener Siedlungstypen im Gebiet `Lomba` von 1991, 1999 bis 2003
Expansion of different settlement types from 1991, 1999 to 2003 within the study area `Lomba`

subclass:	1991	1999	2003	growth 1991 - 1999			growth 1999 - 2003		
	ha	ha	ha	ha	%	%/year	ha	%	%/year
formal settlement	575,07	659,15	689,03	84,08	14,62	1,72	32,654	4,95	0,56
informal settlement	394,83	535,44	601,13	140,61	35,61	3,88	65,69	12,27	1,46
trade - industry - public facility	104,10	119,86	141,72	15,76	15,14	1,78	21,86	18,24	2,12
garden	79,45	137,01	137,01	57,56	72,45	7,05	0,00	0,00	0,00
squatter settlem./ initial occ.	49,56	82,00	106,48	32,44	65,46	6,50	24,48	29,85	3,32
single house/ courtyard/ stables	71,69	82,92	88,56	11,23	15,67	1,84	5,64	6,80	0,83
multistoried buildings	29,34	36,74	42,43	7,40	25,23	2,85	5,69	15,48	1,82
luxury settlement	4,17	7,27	7,27	3,10	74,34	7,20	0,00	0,00	0,00
street	436,75	448,66	455,91	11,91	2,73	0,34	7,25	1,62	0,20
quarry	51,97	58,87	58,88	6,90	13,28	1,57	0,01	0,01	0,00
sports ground	16,52	18,21	18,51	1,69	10,23	1,22	0,30	1,65	0,20
cemetery		8,39	9,01	8,39	-	-	0,62	7,35	0,89
garbage depot	0,80	0,80	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
sum	1814,25	2195,33	2356,74	381,08	21,00	2,41	164,17	7,48	0,89

Die verschiedenen Siedlungstypen entwickelten sich unterschiedlich stark. Zunächst nimmt die Expansionsrate insgesamt ab. Während zwischen 1991 und 1999 die durchschnittliche jährliche Wachstumsrate bei 2,4% lag, sank diese zwischen 1999 - 2003 auf 0,89%. Dieser Trend ist über alle Siedlungstypen mit Ausnahme der Industrie- und Handelsflächen festzustellen. Hier nahm die Wachstumsrate von 1,78%/y auf 2,12%/y zu. Am stärksten wuchsen die Marginalviertel (Favelas vgl. Kap. IV) mit 6,5%/y (1991-99), bzw. 3,3%/y (1999- 2003), gefolgt von den informellen Siedlungen mit 3,9%/y bzw. sinkend auf 1,46%/y. Demgegenüber weisen die formellen Siedlungen Wachstumsraten von 1,7%/y, sinkend auf 0,56%/y auf, bzw. stagnierend bei der Wohnbebauung gehobenerer Einkommenschichten. Lediglich die Zunahme der Hochhausbebauung, vornehmlich am stadtnahen Westrand des `Morro Santana`, weist eine höhere Wachstumsrate mit 2,85%/y bzw. 1,8%/y auf.

Tab.1.9: Expansion der verschiedenen Siedlungstypen im Untersuchungsgebiet `Lomba` von 1999 bis 2003 und die vorhergehende Nutzung der okkupierten Fläche im Jahr 1999 in ha
Expansion of different settlement types (ha) from 1999 to 2003 and their prior land use in 1999 within the study area `Lomba`

	settlement expansion 1999-2003:											sum (ha)	%		
	informal settlement	formal settlement	trade - industry - public facility	squatter settlement	initial occupation	street	multistoried buildings	single house/ courtyard	cemetery	spots ground	Garden				
was in 1999:															
pasture fallow	14,08	4,32	14,86	4,04	1,88	1,31	1,01	1,04	0,14					42,69	26,00
pasture	10,89	12,81	2,55	0,15	0,42	0,77	4,66	2,00	0,01					34,25	20,86
grassland	2,93			8,78		1,00								12,70	7,74
mesohydrophilous forest	5,66	0,73	0,42	1,67	2,91	0,23		0,52	0,47					12,62	7,69
shrub-woodland	4,61	1,88	1,60	0,85	0,81	0,62	0,02	0,47						10,86	6,62
subxerophilous forest	5,48	1,37	0,20	0,39	0,24	0,23		0,002						7,91	4,82
erosion / open soil	1,29	3,28	0,81	0,01	0,26	1,34		0,20						7,20	4,38
with Eucalyptus spec.	4,86	0,97	0,43	0,01		0,41		0,20						6,88	4,19
shrub vegetation	3,13	1,53	0,39	0,73	0,32	0,30		0,12						6,52	3,97
arable land fallow	5,26	0,06	0,00		0,70	0,25		0,03						6,31	3,84
arable land	2,77	1,98	0,26			0,16		0,37		0,30				5,84	3,55
pasture fallow humid	0,84	1,60	0,01			0,25		0,09						2,80	1,70
plantation	0,74	0,90				0,20		0,49						2,32	1,41
abatis	1,00	0,32	0,04	0,13										1,48	0,90
with Pinus spec.	0,31	0,83	0,06			0,005		0,08						1,29	0,79
pasture humid	0,68		0,005			0,16		0,02			0,0001			0,86	0,53
grassland dominant	0,28			0,19										0,47	0,29
pond	0,12	0,06	0,20			0,01								0,39	0,23
wetland	0,17													0,17	0,11
humid shrub vegetation			0,02											0,02	0,02
river	0,01													0,01	0,01
creek						0,002								0,002	0,001
sum 2003:	65,12	32,65	21,86	16,93	7,54	7,25	5,69	5,63	0,62	0,30	0,00			164,17	100

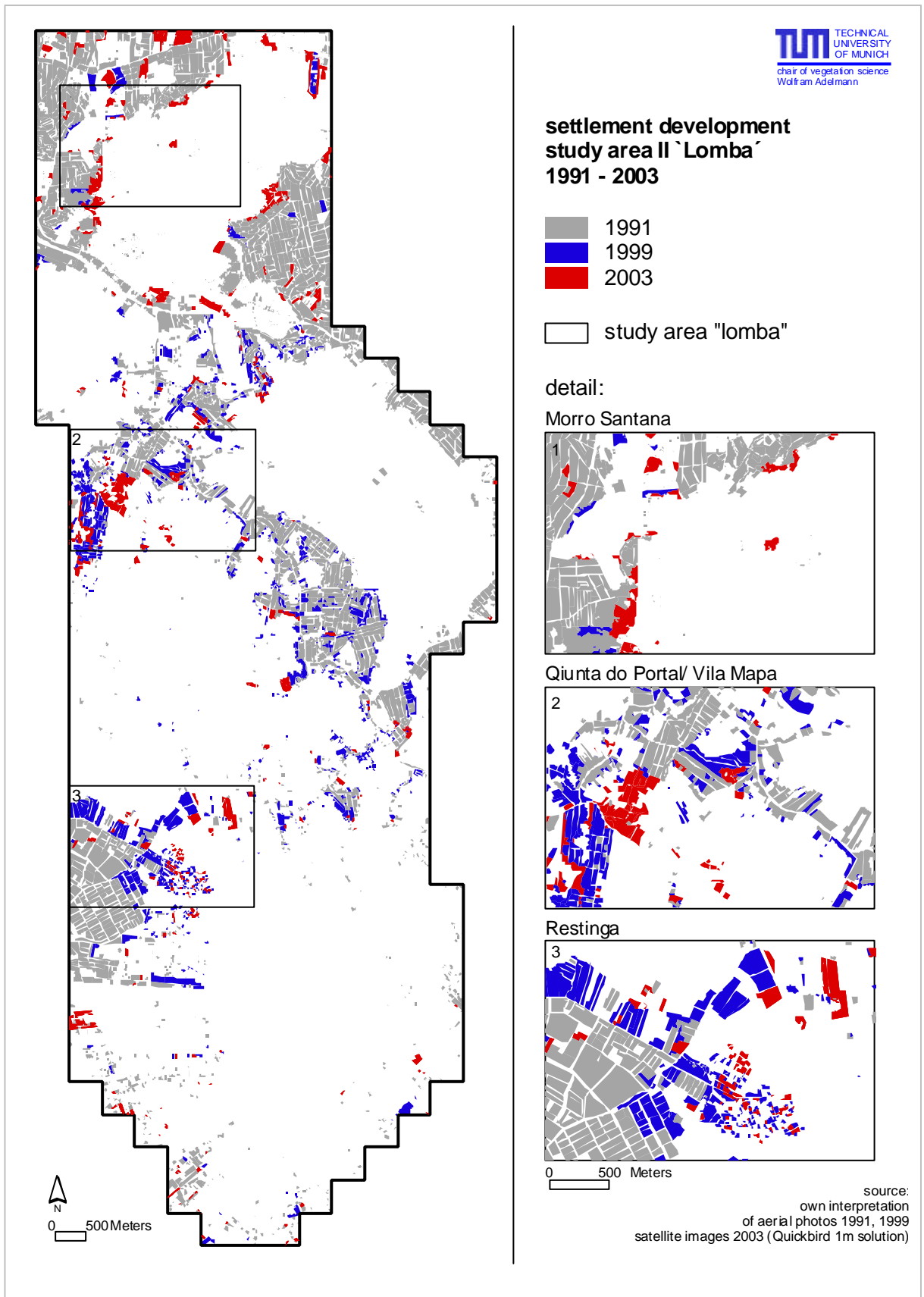


Abb.1.4: Siedlungsentwicklung von 1991, 1999 und 2003 im Untersuchungsgebiet II `Lomba`
 spatial settlement development between 1991, 1999 and 2003 within study area II `Lomba`

Tab. 1.9 zeigt die Vornutzung im Jahr 1999 der zwischen 1999 und 2003 besiedelten Fläche. Insgesamt wurden 164,17 ha neu besiedelt, davon waren 70,3% waldfreie Flächen, vornehmlich naturnahe Grasländer, Weiden und jüngere Weidebrachen. Insgesamt wurden 27 ha naturnahe Flächen (Wälder, Grasland, Feuchtgebiete) durch Besiedlung vernichtet, das entspricht 31% der neuen Siedlungsfläche.

Auch hier zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Siedlungstypen. Fasst man informelle Siedlungen und Favelas zusammen, so wurden durch ihre Expansion alleine 92% der naturnahen Grasländer und 81% der mesohygrophen Wälder zerstört. 75% der Favela-Expansionen nutzen naturnahe Grasländer (8,8 ha) und jüngere Weidebrachen (4 ha). Die informellen Siedlungen wurden zu 30,5% (19,8 ha) in Wälder und Gebüsch gebaut. Allerdings wurden auf 17,8% (5,8 ha) der Expansionsfläche formeller Siedlungen naturnahe Flächen zerstört.

Für eine detaillierte Betrachtung der Flächenveränderung von 1991 – 2003 wurden auch hier die Subplots analysiert. Die räumliche Entwicklung aller Subplots ist in den Anhängen App. 1.5a – 1.5e im Maßstab 1:1000 dargestellt, die Flächenbilanz in Anhang App. 1.6.

Zunächst ist festzuhalten, dass auf 1175 ha von insgesamt 1500 ha keine messbare Veränderung eintrat, entsprechend einer Veränderungsrate von 21,6% zwischen 1991 und 2003. Abb. 1.5 zeigt die Flächenveränderungen zwischen den einzelnen Landnutzungen. Die Subplots erfassen zentrale Bereiche der Siedlungsexpansion, entsprechend hoch sind die Siedlungszuwächse mit 196 ha neuen Siedlungsflächen 2003 gegenüber insgesamt 252,5 ha im Jahr 1991, entsprechend einem prozentualen

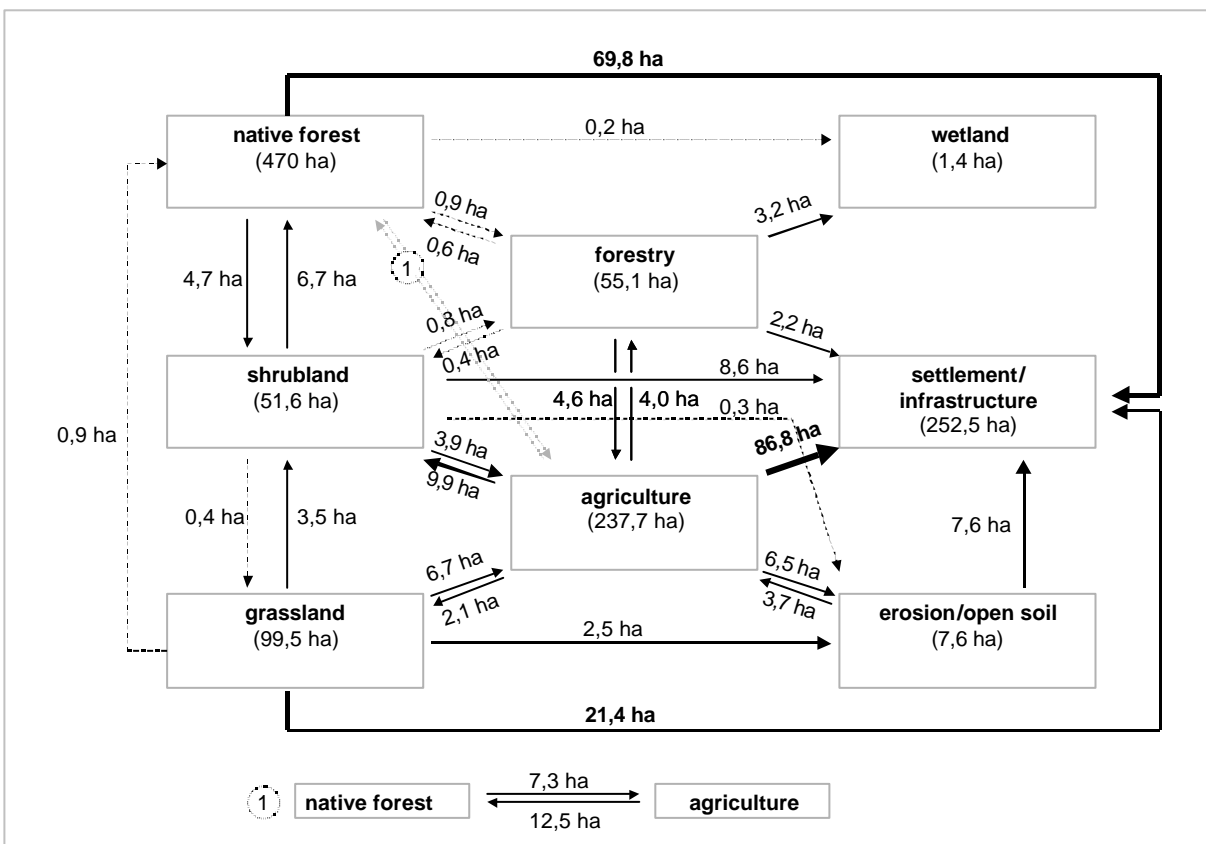


Abb.1.5: Flächenveränderungen der Landnutzungen innerhalb aller Subplots von 1991 bis 2003; Angaben in Klammern = Flächen ohne Veränderung
area fluxes between different land use types in all subplots from 1991 to 2003; in brackets = areas without changes

Wachstum von 77,6%. Die neuen Siedlungsflächen waren 1991 in ihrer Vornutzung zu 43,8% (86,8 ha) landwirtschaftliche Flächen, 35% (69,4 ha) Wälder und 10,9% (21,4 ha) naturnahe Grasländer. Die Subplots unterscheiden sich untereinander in den Zu- und Abnahmen der Flächennutzungen (vgl. Anhang App. 1.7). Zwar ist bei allen der Hauptfaktor der Flächenveränderungen in der Zunahme der Siedlungsflächen zu finden, allerdings ist die Vornutzung unterschiedlich. Der Subplot 'Quinta do Portal' zeichnet sich durch massive Verluste von Waldflächen (-39,2 ha) aus, die in den restlichen Subplots wesentlich geringer ausfallen, im Mittel bei -7 ha. Hier nehmen vornehmlich Grasländer und landwirtschaftliche Flächen ab. Im Subplot 'Quinta do Portal' ist die Abnahme der Waldflächen zu 95% durch die Expansion einer Favela verursacht.

1.3.3 Fragmentierung

Abb.1.6 zeigt die räumliche Verteilung der verschiedenen Fragmentierungsindizes im gesamten Untersuchungsgebiet, geeicht auf den Mittelwert sowie die Vielfachen der positiven bzw. negativen Standardabweichung. Der Zerteilungsgrad (D) beschreibt sinngemäß den Anteil der fragmentierten Fläche in Prozent. Beide Untersuchungsgebiete sind mit einem Mittel von 81% sehr stark fragmentiert ('Lomba' mit 78,6%, 'Crista' mit 84,1%). Dabei ist das stadtnahe Gebiet 'Crista' signifikant ($p = 0,05$) stärker fragmentiert. Dennoch existieren auch hier Bereiche mit geringerer Fragmentierung ($D < 50\%$), wie 'Morro do Osso', ähnlich wie im nördlichen Teil des 'Lomba'-Gebietes ('Morro Santana' und 'Morro da Companhia'). Die stadtfernen Bereiche, vor allem am 'Morro São Pedro', weisen die geringste Fragmentierung auf. Der Zerstückelungsindex S und die effektive Maschenweite M_{eff} beschreiben diesen Sachverhalt sehr ähnlich, wobei S als dimensionsloser Index die Anzahl gleichgroßer Fragmente darstellt, in welche das untersuchte Gebiet zu teilen wäre, und M_{eff} die größte Fragmentfläche innerhalb dieses Gebietes. Die maximale Gebietsgröße ist aufgrund des 500x500 m Rasters auf 25.000 m² geeicht. Durchschnittlich ist dieses Gebiet in 8,2 Flächen zerteilt (S – Mittel). Die maximale Gebietsgröße liegt dabei im Schnitt bei 4831 m² (M_{eff} – Mittel). Durch den Index S werden gegenüber den beiden Indizes D und M_{eff} weitere Bereiche mit einer durchschnittlich geringeren Fragmentierung deutlich, wie im Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' und am 'Morro Tereosopolis'.

Durch eine Schnellkartierung gewonnene Verteilungen verschiedener Landnutzungsklassen (vgl. Box. 2) wurden dazu genutzt, die Fragmentierungsindizes für die jeweilige Klasse zu berechnen und zu vergleichen (Abb.1.7). Sowohl land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzflächen (mit $D_{\text{Mittel}} = 78,8\%$), als auch Wald-Graslandflächen (mit $D_{\text{Mittel}} = 62,1\%$) sind signifikant ($p = 0,05$) geringer fragmentiert als Siedlungen (mit $D_{\text{Mittel}} = 90,3\%$) bzw. mit Siedlungsflächen kombinierte Bereiche (mit $D_{\text{Mittel}} = 89,3\%$). Reinsiedlungen oder mit Siedlungen gemischte Bereiche sind untereinander nicht signifikant zu unterscheiden. Die Wald-Graslandflächen weisen die geringsten Fragmentierungen über alle Indizes auf. In diesem Typ treten die einzigen fast unfragmentierten Flächen auf mit $D_{\text{Min}} = 1,08\%$. Die Fragmentierung konzentriert sich somit auf die Siedlungsbereiche und deren Randlagen. Visuell ist dieser Zusammenhang auch aus dem Vergleich der Siedlungsverteilung in App.1.2.C und der Fragmentierung in Abb.1.8 erkennbar.

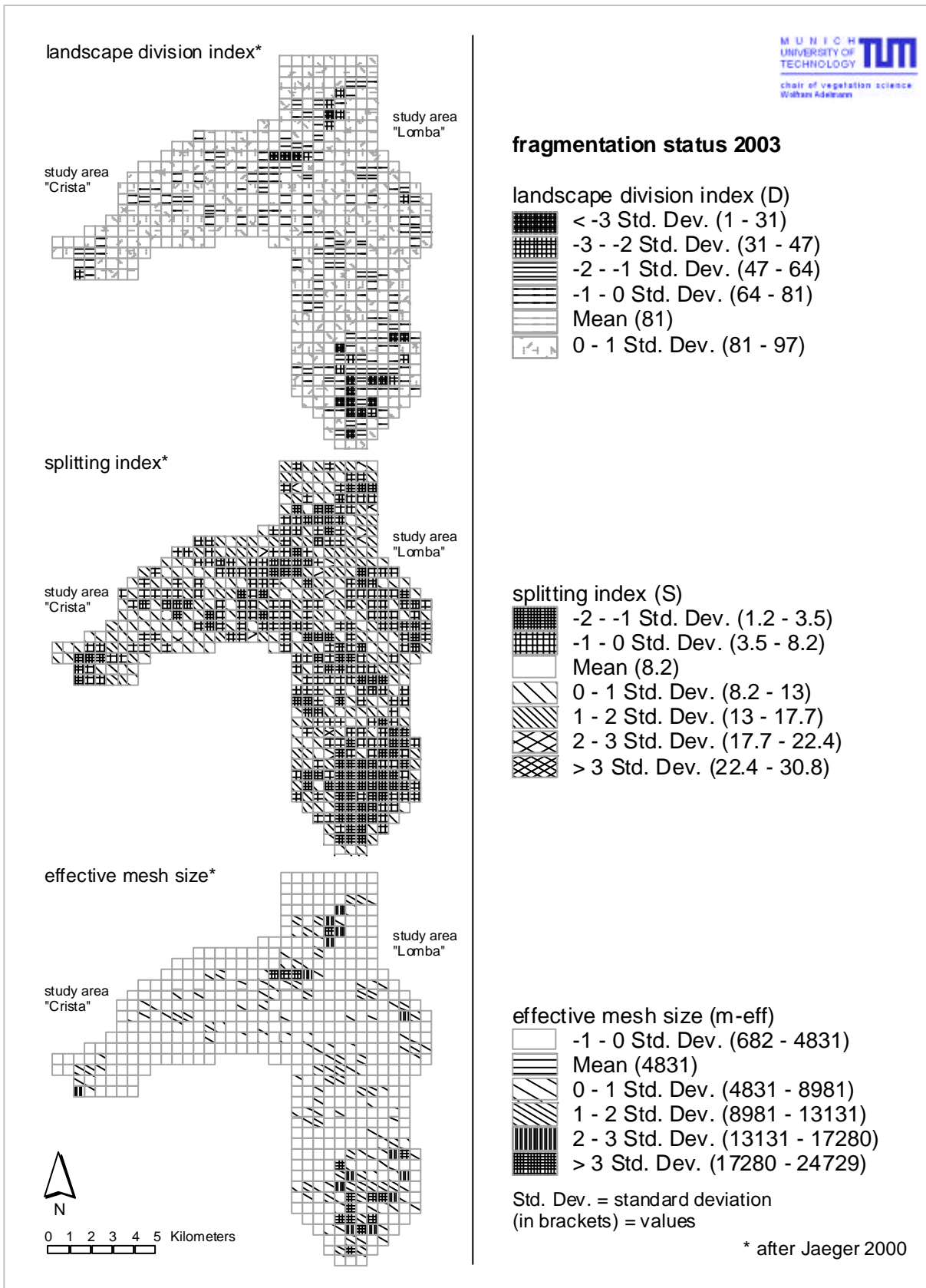


Abb.1.6: Fragmentierungs-Indizes Zerteilungsgrad (D), effektive Maschenweite (m_{eff}) und Zerstückelungsindex (S) (2003) in den Untersuchungsgebieten (Rastergröße 500x500m)
 Fragmentation indices landscape division (D), effective mesh size (m_{eff}) and splitting index (S) within the study areas (grid cell size 500x500m)

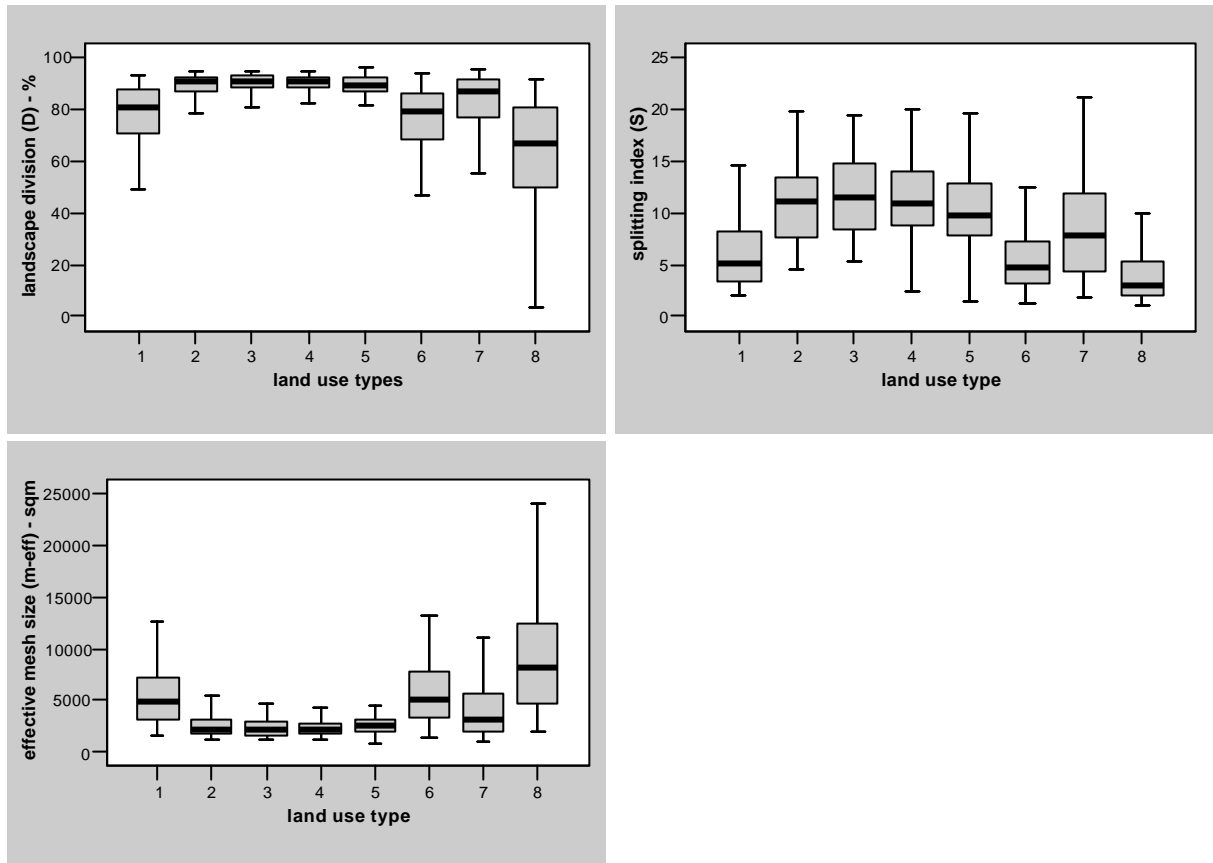


Abb.1.7: Fragmentierungs-Indizes Zerteilungsgrad, effektive Maschenweite und Zerstückelungsindex in verschiedenen Landnutzungen; 1: Land- und Forstwirtschaft, 2: Land- und Forstwirtschaft mit lückiger Siedlung, 3: Dichte Siedlung mit Land- und Forstwirtschaft, 4: Dichte Siedlung, 5: Dichte Siedlung mit Wald-Graslandmosaik, 6: Wald-Graslandmosaik mit Landwirtschaft, 7: Wald-Graslandmosaik mit lückiger Siedlung, 8: Wald-Graslandmosaik

Fragmentation indices landscape division (D), effective mesh size (m_{eff}) and splitting index (S) in different land use types: 1. cultivation area, 2: cultivation area with sparse settlement, 3: dense urban settlement with cultivation areas, 4: dense urban settlement, 5: dense urban settlement with forest grassland mosaic, 6: forest grassland mosaic with cultivation areas, 7: forest grassland mosaic with sparse settlement, 8: forest grassland mosaic

Die Entwicklung der Fragmentierung von 1999 bis 2003 ist in Abb.1.8 anhand der Veränderungen der Prozentraten des Zerteilungsgrades D dargestellt. Die Zunahmen der Fragmentierung konzentrieren sich im Nordbereich des Untersuchungsgebietes, sowie entlang der Siedlungen 'Lomba do Pinheiro' und 'Restinga'. Die Zunahme ist streng an die Expansionsbereiche der Siedlungen gekoppelt, besonders am Westrand des 'Morro Santana' und im Bereich der 'Quinta do Portal'.

In Teilbereichen ist auch eine Abnahme der Fragmentierung festzustellen. Diese liegen ausschließlich in bereits 1999 bestandenen Siedlungsbereichen und Landwirtschaftsflächen. Innerhalb der Siedlungen führt Nachverdichtung, d.h. Besiedlung der verbliebenen Freiflächen (Gärten, Wiesenbrachen etc.), zu einer Vereinheitlichung der Flächennutzung. Bei den landwirtschaftlichen Flächen führt die Sukzession von verschiedenen Brachflächen (Wiesen-, Ackerbrache) zu einer einheitlichen Typisierung als Gebüsch bzw. Niedrigstrauchwälder. Auch hierdurch nimmt die Raumvielfalt ab und folglich die Fragmentierung.

In weiten Teilen (ca. 87%) der landwirtschaftlichen Nutzflächen und der Wald-Graslandmosaike veränderte sich der Fragmentierungszustand nicht oder nur geringfügig.

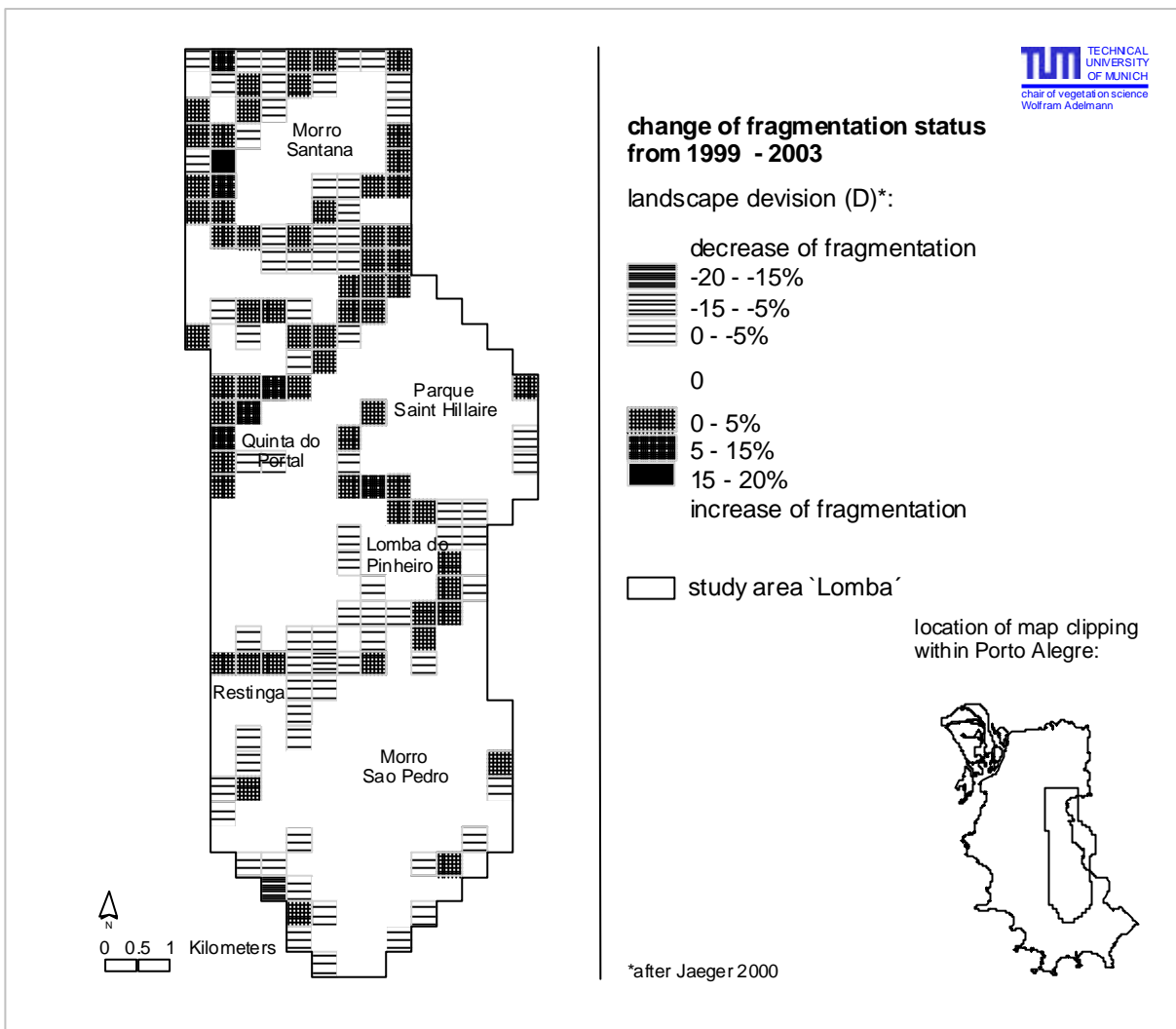


Abb.1.8: Veränderung des Fragmentierungszustandes von 1999- 2003, hier Zerteilungsgrad (D) im Untersuchungsgebiet II 'Lomba'
Change of the fragmentation status between 1999 and 2003; here landscape division (D)

1.4 Diskussion

1.4.1 Methode und Integration von Datengrundlagen in die Planung

Das Ziel der Kombination verschiedener Fernerkundungsmethoden war es, möglichst detaillierte Informationen über die Qualität der Ökosysteme und verschiedenen Landnutzungen sowie deren quantitative und qualitative Veränderung in der Zeit bei einheitlicher Anwendung zu erhalten. Die Vor- und Nachteile der einzelnen Komponenten sind bei den jeweiligen Autoren diskutiert (Luftbildinterpretation: (Kenneweg, 1991; Reichert *et al.*, 1992); Stadtstrukturkartierung: (Sukopp *et al.*, 1988; Pauleit, 1998: 34); Forststrukturkartierung (Runkel, 1991; Rikimaru, 1996)). Angesprochen werden hier lediglich die Vor- und Nachteile, die sich aus einer Kombination der Methoden als Weiterentwicklung ergeben.

Die Waldstrukturkartierung in Kombination mit der Kronen-Dichte-Messung zeigte sich als hervorragendes Instrument, um a) die verschiedenen Waldformationen sicher voneinander abgrenzen zu können und b) als Indikator für Eingriffe in die Wälder. Durch die detaillierte Abschätzung der Deckungsanteile von Waldmischtypen konnten Eingriffe und verschiedene Sukzessionsstadien erfasst werden. Die 10% Skala erwies sich für den Beobachtungszeitraum als ausreichend detailliert, erforderte allerdings einen hohen Eichungsaufwand zu Beginn der Kartierung. Es empfiehlt sich, zu Beginn mit Deckungsgradschablonen zu üben und bei Einsatz von verschiedenen Kartierern das gleiche Gebiet mehrfach kartieren zu lassen. Des Weiteren ist es unumgänglich, eine einheitliche Jahreskartierung als Grundlage für die Vergleichskartierungen der anderen Jahrgänge zu nutzen und die Flächenveränderungen im GIS zu schneiden, anstatt sie neu zu kartieren. Eine unabhängige Neukartierung führt zu oft minimalen Verschiebungen der Kartiergrenzen und zu hohen Zahlen von kleinsten Verschnittflächen (Kuhn, 1997).

Ein Problem der detaillierten Erfassung von Mischtypen ist ihre spätere Zusammenfassung in übergeordnete Klassen, d.h. die Schwierigkeit die Klassenzugehörigkeit zu definieren. Im vorliegenden Fall wurde z.B. die Klassenzugehörigkeit bei den Wäldern so definiert, dass die höhere Waldformation die namensgebende ist. Durch die Bereitstellung einer Zuordnungstabelle als Metadatei im GIS ist die Nachvollziehbarkeit für spätere Bearbeiter gewährleistet.

Alle Flächenkartierungen wurden in Geographischen Informationssystemen gesammelt und analysiert. Sie wurden bereits den Planungsbehörden übergeben sowie bei der Dateneinarbeitung Kurse und Übungen durchgeführt, um den Umgang und Inhalt vertraut zu machen. Sie stellen eine breite Datenbasis für kommende naturschutzfachliche Planungen dar. Des Weiteren ist eine Datenbank im Internet bei der UFRGS in Vorbereitung, auf der die Daten allgemein zugänglich gemacht werden sollen.

1.4.2 Isolierung und Fragmentierung der naturnahen Wald-Graslandflächen

Trotz der seit Anfang der sechziger Jahre beginnenden Besiedlung der Hügel von Porto Alegre konnten sich Teile des Wald-Graslandmosaiks bis heute erhalten. Die Besiedlung erfolgte zunächst auf den Nordhängen und in den Tallagen. Die Naturflächen auf den stadtnahen Hügeln konnten zumeist auf den Kuppen- und Südhanglagen fortbestehen. Die Hangfußbereiche der stadtnahen Südlagen im Übergang zu flachgeneigtem Gelände sind noch heute z.T. landwirtschaftlich genutzt. Hier expandieren besonders die städtischen Wohnsiedlungen. Zu zwei Dritteln expandieren Siedlungen in land-

bzw. forstwirtschaftlich genutzte Flächen (folglich nehmen diese deutlich in der Nähe zur Stadt ab) und zu etwa ein Drittel in Naturflächen.

Durch die expandierenden Siedlungen der Tallagen werden die einzelnen Hügel zunehmend von Stadtflächen umgeben, so dass isolierte inselartige Naturflächen übrigbleiben. Die Landschaftszerschneidung nimmt stetig zu (vgl. Jaeger, 2002). Im Vergleich zu weiteren Städten, wie São Paulo (Ribeiro *et al.*, 1996) oder Rio de Janeiro (Dietz, 2000), wo steilste Hügelbereiche geschlossen besiedelt wurden (vgl. Wehrhahn, 1994; Wehrhahn, 1997), überrascht dieses Wachstum dennoch. Inwieweit die frühe Umweltplanung in Porto Alegre Anteil an diesem Ergebnis hat, und somit als Teilerfolg der Stadtplanung zu werten wäre, lässt sich kaum beurteilen. Wahrscheinlicher ist es, dass zunächst die flacheren Gebiete entlang der Hauptstraßen besiedelt wurden und die steileren Hangflächen zunächst ausgespart blieben. Allmählich werden die stadtnäheren Hügel, z.B. Morro da Cruz vollständig besiedelt. Tatsache ist, dass die naturnahen Flächen sukzessive besiedelt werden, wenngleich auch langsamer. Vornehmlich illegale Siedlungsformen, wie Favelas, expandieren weiterhin an den Nordhängen, wie am 'Morro da Cruz', 'Morro Santana' und 'Morro da Compania'. Die illegalen Siedlungsformen dehnen sich verstärkt in diese übrig gebliebenen Freiflächen aus. Die seenahen Kuppenlagen des 'Morro Tereosopolis' sind dagegen durch expandierende Luxusvillen-Siedlungen gefährdet. Die Einrichtung von Vorranggebieten für die Natur (AIA 'Area de Interesse Ambiental') als eine eigene Kategorie des gemeindlichen Stadtentwicklungsplans, zeigt sich dabei als unzureichend und wird auch bei öffentlich ausgeschriebenen Bauvorhaben schlichtweg ignoriert². Als wirksamer haben sich manifestierte Schutzgebietskategorien erwiesen, wie am 'Morro do Osso' als 'Parque Natural' (Mirapalmete, 2001), und am 'Parque Saint Hillaire' als 'Parque Municipal' (Mortari, 2002). Hier wurden die Schutzgebiete mit 2 m hohen Schutzzäunen umgeben, sowie permanent anwesendes Betreuungspersonal eingerichtet. Diese radikal wirkende Maßnahme verhindert zwar erfolgreich die Besiedlung, verstärkt aber zugleich den Charakter einer isolierten Schutzgebietsinsel. Eine Planung zum Verbund der einzelnen Schutzgebiete existiert nicht. Außerhalb der Schutzgebiete werden die Freiflächen zunehmend durch Siedlungsbänder zerschnitten und voneinander isoliert.

1.4.3 Dynamik und Naturnähe der verbliebenen Freiflächen

Die interne Dynamik der Naturflächen ist durch ein nicht vorhersagbares Muster von Störungen bzw. Einzeleingriffen geprägt, wie bei den Wäldern durch Holzentnahme, Teil- oder Gesamtflächenrodung und bei den Grasländern durch Brände. Die Freistellung von Böden wird begleitet durch unterschiedlich starke Erosionserscheinungen, die von flächiger Bodenerosion bis hin zur Grabenerosion reichen, teilweise auch Hangrutschungen sowie ins Rollen geratene Granitblöcke. Entsprechend vielfältig sind die verschiedenen Sukzessionsstadien.

Die **Wälder** weisen zum größten Teil Spuren von Eingriffen auf. Die sehr frühe Siedlungsgeschichte von Porto Alegre als Hafenstadt lässt vermuten, dass zumindest die stadtnahen Wälder holzwirtschaftlich genutzt wurden. Die Wälder weisen ein Mosaik unterschiedlich alter Sukzessionsstadien auf. Selten sind hohe Wälder (meso-, hygrophile), die in ihrer Schichtungsstruktur keine Eingriffe

² so wurden in der Tageszeitung 'Zero Hora' öffentlich Bauflächen auf den Kuppenlagen des 'Morro Tereosopolis'/'Morro São Caetano' angeboten, inmitten der Vorranggebiete AIA (veröffentlicht am 26.01.03, Anzeige Anhang App. 1.9)

erkennen lassen. Am häufigsten sind Waldsysteme anzutreffen, die eine Mischung von jüngeren niedrigen Wäldern oder Strauchformationen mit Restflächen hoher Waldbereiche oder freigestellten Einzelbäumen sind. In den Feldkontrollen zeigte sich, dass die Überhälter häufig von schnellwachsenden Baumarten (*Ficus spec.*) oder für die Holznutzung uninteressanten Weichholzarten, wie *Guapira opposita*, gestellt werden (vgl. Rouzza, 2003). Verschiedene Untersuchungen am 'Morro São Pedro' (Buss, 2001), 'Morro Santana' sowie im 'Parque Saint Hillaire' (Forneck, 2001) haben gezeigt, dass *Guapira opposita* einen hohen prozentualen Deckungsanteil aufweist. Gomes *et al.* (2003) konnte eine deutliche Förderung dieser Art in sekundären Wäldern feststellen (Gomes *et al.*, 2003). Für die Nutzung attraktive Hartholzarten (z.B. *Ocothea spec.*) zeigten häufig in Folge der Holznutzung mehrfachen Stammaustrieb (vgl. Mirapalmete, 2001). Diese Aspekte gilt es allerdings noch detaillierter zu untersuchen.

Die Eingriffsintensität ist nicht an die Größe der Waldflächen gekoppelt. So weist das größte zusammenhängende Waldgebiet am 'Morro São Pedro' sehr kleinflächig differenzierte Waldbereiche verschiedener Sukzessionsstadien auf. Die größten störungsfreien Bereiche sind am 'Morro da Compania' und 'Morro Santana', gefolgt von südlichen Teilbereichen des 'Morro São Pedro'. Häufig wechseln die Waldfragmente scharf an den Eigentumsgrenzen. Diese Grundstücke erstrecken sich zumeist, rechtwinklig von einer Straße ausgehend, streifenförmig in das Gelände. Durch die unterschiedliche Holznutzung und daraus resultierenden Sukzessionsstadien sind zusammenhängende Waldgebiete stark fragmentiert.

Die Veränderung des strukturellen Verbundes der Waldflächen zwischen 1966 und 2003 lässt sich nicht einheitlich beurteilen. Auf der einen Seite verringerte sich der direkte, von Galeriewäldern gebildete, strukturelle Zusammenhang der Waldflächen, so dass sich der Verbund für Arten mit einem engen Anspruch an Waldinnenbedingungen verschlechterte. Auf der anderen Seite erhöhte sich die Anzahl von Waldflächen, die als Trittsteinbiotope fungieren können. Für Waldrandbewohner dürfte sich somit der Verbund über diese Trittsteine erhöht haben. Diese Annahmen beziehen sich nur auf den strukturellen Verbund, nicht auf einen funktionellen (vgl. Kap. III und Baudry *et al.*, 1988). Funktionell ist die Veränderung der Waldflächen kaum zu beurteilen, da weder von 1966 noch aktuelle Vergleichsdaten vorliegen. Diese relativ jungen Wälder zeichnen sich heute durch eine Struktur von Niedrigwäldern in einen Übergang zu höheren, meist mesohygrophilen Wäldern aus. Strukturell ähneln sie den gestörten mesohygrophilen Wäldern. Die rasche Entwicklung weist - zumindest strukturell - auf ein hohes Regenerationspotenzial hin (vgl. Rouzza, 2003), allerdings liegen keine Erkenntnisse über Auswirkungen auf die Komposition, Ausfall von Arten, funktionelle Veränderungen etc. vor.

Die Dynamik der **Grasländer** der Hügel ist in erster Linie durch Brände geprägt. In den Luftbildern sind sowohl frische Brandflächen, als auch Feuerereignisse nachweisbar. Während der Geländebegehungen konnten zahlreiche Brandstellen erfasst werden. Durch jüngste Untersuchungen mit Brandexperimenten am 'Morro Santana' konnte eine vollständige Anpassung der Vegetation an Feuer festgestellt werden. Alle beobachteten Arten traten nach einem Feuer wieder auf (Overbeck, 2005; Overbeck *et al.*, 2005). Durch Feuer wird die Dominanz der horstigen Gräser, meist C₄, durchbrochen und Raum für krautige Arten geschaffen. Im Zuge der Sukzession gewinnen die horstigen Gräser wieder an Dominanz (Overbeck, 2005). Die im Grasland stehenden Gehölze werden beim Brand zum größten Teil vernichtet, die meisten Arten treiben wenige Wochen nach dem Ereignis wieder aus (ebd.). Je nach Standort und Dauer des zurückliegenden Brandes herrschen verschiedene Sukzessionsstadien vor.

Diese im Feld gewonnenen Erkenntnisse stimmen sehr gut mit den Beobachtungen aus der vorliegenden Fernerkundung überein. Die Deckungen der Sträucher im Grasland variieren stark im Laufe des Beobachtungszeitraumes, d.h. sie nehmen z.B. ab, treten allerdings später in ähnlichen Deckungsverhältnissen wieder auf. Einzelne freistehende Bäume überleben die Graslandbrände; häufig sind diese fremdländische Arten (Kiefer, Eukalyptus, Akazien), selten einheimische (zumeist *Myrsine umbellata*). Auffällig sind die über Jahrzehnte stabilen, scharfen Wald-Graslandgrenzen. Die waldnahen (ca. 15 m) Graslandbereiche verbuschen und bilden einen Gehölzsaum. Durch Feuer wird dieser soweit vernichtet, bis höhere Waldbereiche (ca. ab 5 m) beginnen. Das Feuer dringt dabei nicht tief in die Wälder ein - die Wälder selbst brennen nicht (Pillar *et al.*, 1997) - und somit wird eine scharfe Wald-Graslandgrenze hervorgebracht. Tritt kein Feuer oder eine sonstige Störung auf, welche die Sträucher vernichtet, so kann bereits innerhalb eines Zeitraumes von zwölf Jahren von einem straucharmen Grasland ein geschlossener Niedrigwald (ca. 5 m Höhe) entstehen (Beispiel 'Morro da Policia'). Feuer ist somit als Managementmaßnahme zur Freihaltung der Grasländer zu überlegen.

1.4.4 Dynamik der Land- und Forstwirtschaft

Die Landwirtschaft wird vor allem in den stadtnahen Bereichen - hier konzentrieren sich die unwirtschaftlichsten Flächen - aufgegeben (vgl. (Fernandes, 1995; Ferraz de Souza, 1998). Dadurch entsteht ein Mosaik verschiedenster Sukzessionsstadien. Auf vielen Flächen wird die Sukzession vorzeitig durchbrochen, zumeist durch Rodung oder Brandrodung der Flächen zur Offenhaltung, in seltenen Fällen durch Wiederaufnahme der landwirtschaftlichen Nutzung. Die offengehaltenen Brachestandorte sind bevorzugte Siedlungsgebiete (vgl. Bonin, 1993). Allein durch die Gesamtbilanz der Flächenentwicklungen lässt sich die tatsächliche Dynamik der Landwirtschaft nicht detailliert genug erfassen, da sich Zu- und Abnahmen verschiedener Nutzungen oftmals ausgleichen. Die Gesamtbilanz gibt daher nur die Tendenz der Entwicklung wieder, dass insgesamt mehr Flächen brach fallen, als Neunutzungen auftreten. Die Rekultivierung von Brachflächen oder die Neuschaffung landwirtschaftlicher Nutzflächen konzentriert sich im südlichen stadtfernen Teil des Untersuchungsgebietes 'Lomba', hier im Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' und am Südrand des 'Morro São Pedro'. Zusammenfassend lässt sich somit feststellen, dass sich mit der Expansion der Stadtfläche die Landwirtschaft mitverlagert und wie ein landwirtschaftlicher Gürtel „vorangeschoben“ wird. Einhergehend ist die Zunahme von Einzelhöfen im stadtfernen Bereich.

In Feldkontrollen der Höfe und isoliert stehenden Einzelhäuser konnten drei Typen festgestellt werden: a) Großzügige, zumeist ältere Hofanlagen mit Vieh- und Pferdezucht, umgeben von weitläufigen Weideflächen und Ackerflächen (Mais, Kartoffeln) b) Kleinsthöfe zumeist in Kombination mit kleinstrukturierten Anbauflächen verschiedener Kulturen (Zuckerrohr, Maniok, Limonen) und c) Wochenendhäuser ('sítios') mit umgebenden Gartenanlagen, kombiniert mit Gemüse- und Obstgärten für den Eigenbedarf. Zu den expandierenden Einzelhöfen zählen ausschließlich die Kleinsthöfe, zumeist der ärmeren Bevölkerung, und die Wochenendhäuser gehobener Einkommensschichten. Mit der Stadtextension wandelt sich somit ebenfalls die landwirtschaftliche Struktur. Auf den größeren Besitzgründen werden die stadtnahen Flächen in Siedlungsflächen umgewandelt (Alfonsin, mdl. 2002).

In den stadtfernen Gebieten beginnen Kleinstbauern die Kultivierung bisher ungenutzter Flächen. Zudem wird der Freiraum zunehmend zur Erholung der mittelständischen Bevölkerung genutzt, die hier ihre Wochenendhäuser baut.

Die forstwirtschaftliche Nutzung konzentriert sich auf wenig geneigte Bereichen, vornehmlich im Bereich des 'Parque Saint Hillaire', im Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' und im Westen des 'Morro São Pedro'. Die wichtigsten Kulturpflanzen sind fremdländische Eukalyptus- und Kiefernarten, daneben Akazien. Diese drei Typen unterscheiden sich außerordentlich in ihrer Struktur. Während Kiefern und Akazien keinen oder nur geringen Unterwuchs zulassen, ist in älteren Eukalyptusbeständen häufig ein Unterwuchs mit natürlicher Vegetation zu beobachten, zumeist eine Strauch-, selten eine Niedrigwaldstruktur (vgl. Brill Thun, 1992). In einigen Bereichen wurde die forstliche Nutzung aufgegeben, hier bilden stehen gebliebene Eukalyptusbäume Überhälter über einen Mischtyp aus hohen mesophilen Wäldern und Niedrigwald. Ihre Pflanzenkomposition soll den Eukalyptus-freien Sekundärwäldern ähnlich sein (Forneck mdl. 2001). Problematisch sind Akazien (*Acacia mearnsii*) und Kiefern (*Pinus elliotti* u. *P. taeda* u.w.). Diese verjüngen sich, zumeist in brachgefallenen landwirtschaftlichen Flächen und in Grasländern und sind bekannte Invasoren in tropischen und subtropischen Gebieten (Südafrika: Henderson, 1995; Australien: Low, 2001; Südamerika: Ziller *et al.*, 2001). Die Akazien, ursprünglich aus Tasmanien stammend (Ziller, 2005), besitzen zusätzlich die Fähigkeit in subxerophile Niedrigwälder einzudringen und diese zu dominieren (eigene Beobachtung aus Luftbildvergleichen). Dieses invasive Verhalten macht Akazien- und Kiefernforste zu einem ernstem ökologischen Problem. Im Schutzgebiet 'Morro do Osso' konnte die Ausbreitung der Akazien (Mirapalmete, 2001) auch durch Einschlag bisher nicht aufgehalten werden, da die Pflanze über die Fähigkeit verfügt, rasch wieder auszutreiben (Menegat mdl. 2002). Wenngleich Kiefern und Akazien geringere Flächen gegenüber der Nutzung mit Eukalyptus einnehmen, so geht von ihnen durch die potenzielle Invasion in naturnahe Graslandbereiche eine ernstzunehmende Gefährdung aus, vornehmlich am 'Morro do Osso' (Akazien), 'Morro Santana' (Kiefern) und 'Morro São Pedro' (Kiefern und Akazien).

Dass forstliche Nutzungen z.T. brach fallen, ist nicht damit gleichbedeutend, dass keine neuen Flächen aufgeforstet werden. Durch die raschen Zuwachsraten³ von Eukalyptus (vor allem *Eucalyptus grandis*, vgl. (Duke, 1983)) ist die Neuaufforstung immer noch attraktiv.

1.4.5 Degradierung durch Erosion

Insgesamt kann eine Zunahme der degradierten Flächen beobachtet werden. Häufig sind kleinflächige Erosionserscheinungen, welche in Rinnen-, später in Grabenerosion übergehen. Sie konzentrieren sich vor allem in den steileren (>10°) Nordhanglagen, hier zumeist in Grasländern. Degradierete Weideflächen zeigen als Folge von Überbeweidung oftmals einen hohen Anteil an Offenboden (bis zu 60%). Ferner entstehen in Eukalyptusforsten der steileren Hanglagen flächenhafte Erosionen. Sie sind gleichwohl die Ausnahme, da sich die forstliche Nutzung mit Eukalyptus auf die flachgeneigten Bereiche konzentriert. Die vollständige Entfernung der Vegetationsdecke erfolgt häufig in Vorbereitung von Siedlungsflächen und von Plantagen. In steileren Lagen wirkt sich die Freistellung der Böden extrem negativ aus. Granitblöcke können mittelfristig freierodiert werden und geraten ins Rollen. Besonders für Bewohner der Favelas der Hanglagen sind diese Steinschläge lebensbedrohlich und führten in der Vergangenheit immer wieder zu Schäden (vgl. Teixeira de Oliveira *et al.*, 1998).

³ So konnte bei einer Geländebegehung in einer zwölf Jahre alten Fläche (laut Luftbildaufnahme von 1991) ein Aufwuchs mit Eukalyptusbäumen (*E. grandis*) von ca. 14 m Höhe und einem durchschnittlichen Brusthöhendurchmesser von 18 cm festgestellt werden.

1.4.6 Expansion der Siedlungen und soziale Gradienten

Die Expansion der städtischen Siedlungen ist die markanteste Veränderung der Landschaft. Erwartungsgemäß ist der Besiedelungsgrad im Bereich des Untersuchungsgebietes `Crista´ höher, aufgrund der räumlichen Nähe zur Kernstadt und der Besiedlungsgeschichte seit Beginn der sechziger Jahre.

Das Gebiet `Crista´ zeigt somit einen möglichen Zustand der Flächenentwicklung in der Zukunft des Untersuchungsgebietes `Lomba´, vor allem die zunehmende Isolierung der Naturflächen der Hügel durch die Siedlungsentwicklung. Dennoch unterscheiden sich die Gebiete durch die Art der Besiedlung. Zwar sind die regulären Siedlungen der Mittelklasse in beiden Gebieten der häufigste Siedlungstyp, gefolgt von irregulär angelegten Siedlungen, im seenahen Gebiet `Crista´ sind die Wohnstrukturen der gehobenen Oberklasse dominierend. Sie bilden hier den dritthäufigsten Typ, wogegen sie im seefernen `Lomba´-Gebiet vernachlässigbar sind. Die Wohnstrukturen der Oberschicht sind zudem räumlich gepaart mit großzügigen Clubanlagen (Yacht-, Schwimm- und Sportclubs). Dieser Typ fehlt im Gebiet `Lomba´ völlig. Hier ist der dritthäufigste Typ Industrie- und Handelsflächen, sowie die Wohnstrukturen der unteren Einkommensschichten (Favelas, loteamentos irregulares) (vgl. Box 4). Somit lässt sich innerhalb der Wohnstrukturen ein sozialer Gradient von West nach Ost feststellen. Der `Guaiba´-See-nahe Bereich wird bevorzugt von mittleren und gehobeneren Einkommensschichten genutzt (vgl. sozialräumliches Modell in Box 4), während die seefernen Stadtrandlagen durch Siedlungsstrukturen der unteren Einkommensschichten geprägt sind.

Die Tendenz der rückläufigen Wachstumsraten der Siedlungsflächen im Gebiet `Lomba´ deutet auf eine Verlangsamung der städtischen Expansion hin. Diese Feststellung geht konform mit der zurückgehenden Wachstumsrate der Bevölkerung von Porto Alegre (vgl. Untersuchungsgebiet und Kap. IV). Dennoch ist der Flächenverbrauch erheblich im Vergleich zu anderen expandierenden Großstädten, z.B. mit $0,43 \text{ ha/km}^2\text{a}$ um ca. das Vierfache höher als die Stadtrandentwicklung von Chicago mit $0,13 \text{ ha/km}^2\text{a}$ (vgl. Wang *et al.*, 2001).

Die Siedlungsentwicklung im Untersuchungsgebiet `Lomba´ zwischen 1991- 2003 lässt zudem einen Nord-Südgradient hinsichtlich der strukturellen Nutzung des zur Verfügung stehenden Siedlungsraumes erkennen. Die stadtnahen Gunstlagen verdichten sich zunehmend, hier entsteht vermehrt Hochhausbebauung, um den verbliebenen Raum effektiver zu nutzen. Die Ungunstlagen (Hänge, Gewässerstreifen) sind oder werden zunehmend durch Favelas besiedelt. Die Freiflächenverfügung in den Hangfußbereichen ist vor allem am `Morro Santana´ erschöpft, so dass sich die Favelas hier massiv in die westlichen höheren Hangbereiche entwickeln. In den stadtfurtheren südlicheren Gebieten ist die Flächenverfügbarkeit höher. Hier werden die flachgeneigten Bereiche zunehmend von informellen Siedlungen genutzt. Favelas weichen in die Hanglagen und nahen Gewässerbereiche aus. Die Wachstumsraten der Siedlungstypen sind sehr unterschiedlich und lassen sich nach Einkommensschichten klassifizieren: Die Wohnbebauung der unteren Einkommensschichten, wie informelle Siedlungen (Loteamentos irregulares) und Favelas weisen eine vielfach höhere Wachstumsrate auf, als die der mittleren und gehobeneren Einkommen. Im Untersuchungsgebiet `Lomba´ lässt sich somit eine durchschnittliche Verarmung der Bevölkerung bzw. eine zunehmende Konzentration ärmerer Bevölkerungsschichten finden (vgl. Koch *et al.*, 2002). Teilweise verdichtet sich ehemals regulär angelegte Wohnbebauung so stark, dass sie die Struktur einer Favela oder einer informellen Siedlung annimmt. Es existiert eine signifikante Bevorzugung von offenen, d.h. waldfreien Flächen zur Besiedlung, sie werden immer zuerst besiedelt (siehe Beispiel `Morro Santana´). Stehen im unmittelbaren Anschluss

keine Gras- oder Brachlandflächen zur Verfügung, so werden Waldflächen ebenso massiv besiedelt (Beispiel subplot `Quinta do Portal'). Hierbei handelt es sich vornehmlich um Landbesetzungen der Niedrigstverdiener. Gleichzeitig entstehen ebenfalls in den stadtfernen Gebieten, hier in den Stadtteilen `Lomba do Pinheiro' und `Restinga', zunehmend städtische Infrastruktureinrichtungen (Schulen, Gesundheitszentren), sowie Handels- und Industrieflächen. Der periphere Raum wandelt sich somit von einer fast ausschließlich als Wohnraum genutzten Struktur in eine städtische Mischstruktur. Dieser Prozess ist als Suburbanisierung der Peripherie mehrfach beschrieben worden (Souza, 2001).

1.5 Schlussfolgerung

Durch die Kombination verschiedener Kartiermethoden konnte eine landschaftsbezogene Erfassungsmethode entwickelt werden, die sich sehr gut für die Erhebung von Vegetation und Landnutzung auf strukturellem Niveau einsetzen lässt und ausreichend detaillierte Unterscheidungsmerkmale liefert, um quantitative und qualitative Veränderungen beurteilen zu können. Sie ist besonders sinnvoll in den artenreichen humiden Subtropen und Tropen anzuwenden, in denen knappe zeitliche Ressourcen eine Beschreibung auf Artniveau oder pflanzensoziologischer Basis nicht zulassen. Sie kann einheitlich für die Beurteilung verschiedenster Fernerkundungsdaten, wie Luft- und Satellitenbilder, verwendet werden, solange diese hinreichend ähnliche Auflösungen besitzen. Ferner ist sie sowohl für historische als auch aktuelle Zustände anwendbar.

Die Ergebnisse zeigen eindeutig, dass die Stadtrandlagen einem starken Landnutzungswandel unterliegen, welcher die verbliebenen Freiflächen massiv gefährdet. Die Aufgabe der Landwirtschaft und die Expansion der städtischen Siedlungen ist im Vergleich zu anderen Städten rasant. Die Stadtrandentwicklung von Porto Alegre ist dabei räumlich und strukturell differenziert. Es konnten sowohl soziale, als auch von der Entfernung zur Kernstadt abhängige Gradienten festgestellt werden. Die Expansion im seefernen Gebiet ist vornehmlich durch die einkommensschwache Bevölkerung geprägt, wogegen die seenahen Gebiete von der gehobenen Mittel- und Oberschicht genutzt werden.

Die städtischen Siedlungen umwachsen die stadtnahen Hügel entlang der Hauptausfallstraßen und Tallagen. Sie umschließen die verbliebenen Freiflächen und isolieren die Wald-Graslandmosaiken selartig voneinander. Die Fragmentierung der Landschaft ist sehr hoch, erhöht sich aktuell fast ausschließlich durch die Zunahme der urbanen Bereiche.

Die verbliebenen stadtnahen Freiflächen sind massiv durch illegale Besiedlungen bedroht. Ohne die Einrichtung wirkungsvoller Schutzmaßnahmen werden diese Gebiete langfristig verloren gehen. Zugleich ist ihre Isolierung ein ernstes Problem. Eine Verbundplanung der Schutzgebiete ist zwingend notwendig.

In einem nächsten Arbeitsschritt gilt es, innerhalb der Freiflächen Prioritäten zu setzen, um weitgehend ungestörte und naturschutzfachlich wertvolle Bereiche herauszuarbeiten. Die Datengrundlagen für eine flächendeckende Bewertung sind mit dieser Erfassung bereitgestellt.

Dank

Für die Bereitstellung wichtiger Daten danke ich Prof. Dr. Heinrich Hasenack vom IDRISI Labor Porto Alegre und Prof. Dr. Rualdo Meneget vom 'Atlas ambiental'. Für die wissenschaftliche Begleitung der botanischen Geländebegehungen gilt mein Dank Dr. Edurado Dias Forneck und Prof. Dr. Sandra Cristina Müller der Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mein Dank für die sehr gute Zusammenarbeit gilt den Mitarbeitern der Planungsbehörden Secretaria do Meio Ambiente (SMAM) und Secretaria do Planejamento (SPM) von Porto Alegre, hier besonders Betania Alfonsin.

Literatur

- Aguiar, L.W., L. Martau, Z.F. Soares, O.L. Bueno, J.E. Mariath & R.M. Klein (1986) Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA Ser. Bot.* 34: 3-38.
- Baudry, J. & H.G. Merriam (1988). Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscape. In *Connectivity in landscape ecology.* (ed K.J. Schreiber), Vol. 29, 23-28. Münstersche Geograph. Arbeiten, Münster.
- Blaschke, T. (1997) Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS - Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen, Forschungen zur deutschen Landeskunde Deutsche Akademie für Landeskunde, 272.
- Boldrini, I.B., S.T.S. Miotto, H.M. Longhi-Wagner, V.D. Pillar & K. Marzall (1998) Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasileira* 12: 89-100.
- Bonin, L.C. (1993). A regularização fundiária e a democratização do solo urbano. In *Estudos urbanos - Porto Alegre e seu planejamento.* Porto Alegre (eds P. Wrana, M. Rovati & F. João), 373, Porto Alegre.
- Bowen, J. & L. Fahrig (1981) A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes ORNL Environmental Sciences Division, Oak Ridge, TN.
- Brack, P. (1986) Um Estudo para a preservação da flora do Morro Santana em Porto Alegre (ed M.L. Porto). unpublished, Porto Alegre.
- Brack, P., R.S. Rodrigues, M. Sobral & S.L.d.C. Leite (1998) Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.* 51(2): 139 - 166.
- Breuste, J. (1999). Biotopkartierung - deutsche Erfahrungen und Möglichkeiten zur Verbesserung einer erprobten Methode für mehr Stadtnaturschutz. In *Biotop Mapping in the Urban Environment* (eds J.W.F. Reumer & M.J. Epe), 57-66. Naturmuseum Rotterdam, Rotterdam.
- Brill Thun, A. (1992). Influência da inundação na disseminação natural de espécies florestais em povoamentos de *Eucalyptus* sp. 70. Congresso Florestal Estadual, Nova Prata - RS.
- Brosius, G. & F. Brosius (1995) SPSS. Base Systems and Professional Statistics, 1. Aufl. edn. International Thomson Publishing, Bonn, 1002.
- CONAMA (1994) Resolução CONAMA sobre definição Mata atlântica, Vol. No. 33.
- Costa, J.P.d.O. (1997) Avaliação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB-UNESCO, Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 48.
- Deggau, M., E. Krack, W. Radmacher, B. Schmid & H. Stralla (1992) Methodik zur Auswertung von Daten zur realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz (STABIS) Umweltbundesamt, Berlin, 412 S.
- Dietz, J. (2000) Stadtentwicklung, Wohnungsnot und Selbsthilfe in Rio de Janeiro. Bewertung und Evaluierung von Favela-Programmen und -Projekten Brasilienkunde-Verlag, Mettingen, 456.
- Duke, J.A. (1983) Handbook of Energy Crops.
- FEPAM (1996). Conselho Nacional da reserva da Mata atlântica. FEPAM SCP - SIGPROGB - Pro Guaiba, Porto Alegre.
- Fernandes, E. (1995) Law and Urban Change in Brazil Avebury, Aldershot, Brookfield, 128.
- Ferraz de Souza, C. (1998). Evolução urbana: dos arrais a metropole. In *Atlas ambiental de Porto Alegre* (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 99 - 106. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Gomes, E.P.C., W. Mantovani & P.Y. Kageyama (2003) Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 47-60.
- Gyllin, M. (2004) Biological Diversity in Urban Environments: Positions, values and estimation methods. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Henderson, L. (1995). Plant invaders of Southern Africa. Agriculture Research Council, ARC/LNR, Pretoria; South Africa.

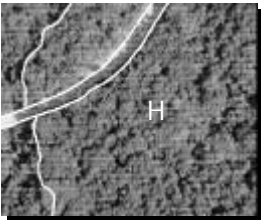

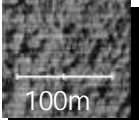
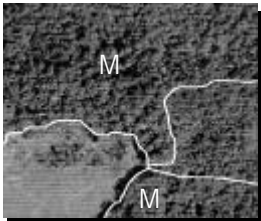
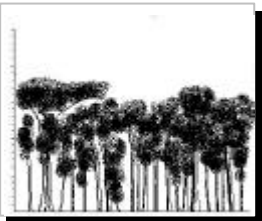
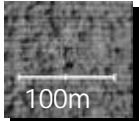
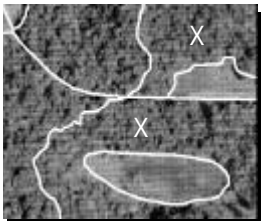

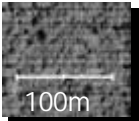
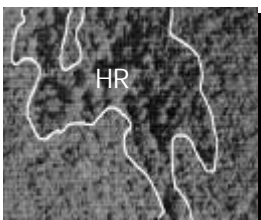

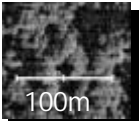
- Hildebrandt, G. (1986). Practical application and future possibilities for remote sensing in Central European forestry. Practical application of remote sensing, Jonköping, Sweden.
- ISA, I.S. (2001) Dossiê Mata Atlântica 2001 ISA, São Paulo, 15.
- Jaeger, J.A.G. (2000) Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jaeger, J.A.G. (2002) Landschaftszerschneidung - Transdisziplinäre Studie gemäß dem Konzept der Umweltgefährdung Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 435.
- Kenneweg, H. (1991). Principles of aerial forest inventory. In Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Managing Tropical Rainforest and Conserving Natural Resources in ASEAN Region, 116 - 129. Deutsche Stiftung für internationale Zusammenarbeit (DSE).
- Kenneweg, H. (1992). The use of gis in landscape planning. In Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Environmental and Natural Resources Management and Monitoring, 265 - 281. German Foundation for International Development (DSE).
- Koch, M.R., R. Mammarella & T. Barcellos (2002). Tipologia socioespacial da Região Metropolitana de Porto Alegre: análise preliminar do caso de Porto Alegre 1980/91. In Globalización y territorio (eds A. Castagna, I. Raposo & M.L. Woelflin), 459-482. UNR, Rosario.
- Kratz, R. & F. Suhling (1997) GIS im Naturschutz Westarp Verlag, 236.
- Kuhn, W. (1997). Ableitung tierartspezifischer Habitateignungskarten aus vegetationskundlichen und topographischen Karten. In GIS im Naturschutz (eds R. Kratz & F. Suhling), 95-103. Westarp Verlag.
- Low, T. (2001) Feral Future - The Untold Story of Australia's Exotic Invaders Ringuin Books,, Ringwood, Victoria, 171.
- Marcuzzo, S., S.M. Pagel & M.I.S. Chiappetti (1998) A reserva da biosfera da mata atlântica no rio grande do sul - situação atual, ações e perspectivas -.
- McGarigal, K. & B.J. Marks (1995). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. U.S. Department for Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR.
- Mirapalhete, S.R. (2001) Flora e fauna do parque natural do morro do osso Secretaria Municipal do meio ambiente (SMAM), Porto Alegre, 110.
- Mortari, M. (2002) Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- Müller, S.C. & E.D. Forneck (2004). Forest-Grassland mosaics in the hills of Porto Alegre city: a case study of forest expansion patterns in Santana hill, Rio Grande do Sul, Brazil. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- NPS, N.P.S. (2002). USGS - NPS Vegetation Mapping Program, <http://biology.usgs.gov/npsveg/classifikation/sect5.html>
- Oliveira-Filho, A.T. & M.A.L. Fontes (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793-810.
- Overbeck, G. (2005) Effect of fire on vegetation dynamics and plant functional types in subtropical grassland in southern Brazil. Doctoral thesis, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan.
- Overbeck, G., S. Müller, V.d. Pillar & J. Pfadenhauer (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science* 16: 655-664.
- Overbeck, G. & V.D. Pillar (2004). Fire in subtropical grasslands: factor of environmental impact or management tool? Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Pauleit (1998) Das Umweltgefüge städtischer Siedlungsstrukturen - Darstellung des städtischen Ökosystems durch eine Strukturtypenkartierung zur Bestimmung von Umweltqualitätszielen für die Stadtplanung, Technische Universität München, München.
- Pillar, V.D. & F.L.F. Quadros (1997) Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Reichert, P. & Z.D. Kalensky (1992). Forest mapping and monitoring in developing countries based on remote sensing. In Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Environmental and Natural Resources Management and Monitoring, 46 - 70. German Foundation for International Development (DSE).
- Ribeiro, L.C.d.Q. & S.d. Azevedo, eds. (1996) A crise da moradia nas grandes cidades - da questão da habitação à reforma urbana, Rio de Janeiro. 283.
- Riitters, K.H., R.V. O'Neill, J.D. Wickham & K.B. Jones (1996) A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology* 11.
- Rikimaru, A. (1996). LANDSAT TM Data Processing Guide for forest Canopy Density Mapping a Monitoring Model. ITTO workshop on utilization of remote sensing in site assessment and planning for rehabilitation of logged-over forest, Bangkok.
- Rouzza, A.d.F. (2003) Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Compinas, SP.

- tese doutorado, Universidade de Campinas, Campinas.
- Runkel, M. (1991). Tree and forest stand measurement from aerial photographs. In *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Managing Tropical Rainforest and Conserving Natural Resources in ASEAN Region*, 131 - 142. Deutsche Stiftung für internationale Zusammenarbeit (DSE).
- Scarano, F.R. (2002) Structure, function and floristic relationship of plant communities in stressful habitats marginal to the brazilian atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517 - 524.
- Souza, M.L.d. (2001) Metropolitan deconcentration, socio-political fragmentation and extended suburbanisation: Brazilian urbanisation in the 1980s and 1990s. *Geoforum* 32: 437-447.
- Stöhr, M. (2004) Einsatz von rechnergestützten Methoden bei der ökologischen Untersuchung eines Transektes durch Berlin (West), Technischen Universität Berlin, Berlin.
- Sukopp, H. & S. Weiler (1988) Biotope Mapping and Nature Conservation Strategies in Urban Areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* 15: 39-58.
- Teixeira de Oliveira, J.M.M., L.M.C. Chanan & R. Faertes (1998). Áreas de risco geológico. In *Atlas ambiental de Porto Alegre* (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 153-156. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Wang, Y. & D.K. Moskovits (2001) Tracking Fragmentation of Natural Communities and Changes in Land Cover: Application of Landsat Data for Conservation in an Urban Landscape. *Conservation Biology* 15(4): 835-843.
- Wehrhahn, R. (1994) São Paulo: Umweltprobleme einer Megastadt. *Geographische Rundschau* 46: 359-366.
- Wehrhahn, R. (1997) Stadtentwicklung von Santos, Brasilien: funktionsräumliche, soziale und ökologische Konflikte einer lateinamerikanischen Secondary City. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 141: 343-370.
- Ziller, S.R. (2005). *Acacia mearnsii* - descripción y fenología de la espécie, http://www.institutohorus.org.br/download/fichas/fichas_espanhol/Ac_mearnsii.htm
- Ziller, S.R. & F. Rosa (2001) Informe de Recursos Nacionales de Especies Invasoras para Sudamérica Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental.

Anhang / Appendix

- App.1.1:** Kartierschlüssel der Vegetations- und Landnutzungskartierung: Ausschnitt
- App.1.2:** Vegetations- und Landnutzungskarte in 2003 - Unterklassen
- App.1.3:** Verteilung der Vegetations- und Landnutzungsklassen 2003
- App.1.4:** Siedlungsstand im Jahr 1966 und 2003 sowie Entfernungszonen vom Zentrum
- App.1.5 a-e:** Flächenentwicklung der Subplots a) Quinta do Portal b) UFRGS c) `Restinga` d) Santana e) Pitinga
- App.1.6:** Kreuztabelle der Flächenverschiebung innerhalb der Subplots von 1991 bis 2003
- App.1.7:** Landnutzungsveränderung der Subplots 1991-2003 nach Klassen (ha)
- App.1.8a,b:** Kreuztabelle der Flächenverschiebung innerhalb des Untersuchungsgebietes `Lomba` von 1999 bis 2003
- App.1.9:** Öffentliches Angebot für Bauflächen für luxuriöse Wohnbebauung innerhalb der Vorranggebiete für Naturschutz auf den Kuppenlagen des Morro São Caetano/ Tereosopolis, erschienen am 31.01.03 in der Tageszeitung `Zero Hora`

Naturwälder - native forest - mata nativa:

Luftbildbeispiel aerial photo example exemplo da aerofotografia	Strukturskizze structural scheme esquema da estrutura	Ausschnitt detail detalho	Abkürzung code chave	Vegetation und Landnutzungstyp	vegetation and land cover type	tipo do uso do solo
			H100	Lorbeerwald hygrophil	Semideciduous broadleaved forest - hygrophilous	Mata higrofilas "Mata alta" D1: Av. 11m (SD:4m) D2: Av. 9,5m (SD: 2,7m) höhe/ heigth/ altura (max): 25 (-28m) Baumschichten/ tree stratum/ stratas das arvores 4 - 5 (- 6)
			M100	Lorbeerwald mesohygrophil	Semideciduous broadleaved forest - meso-hygrophilous	Mata mesohigrofilas D1: Av. 9m (SD:2m) D2: Av. 8,1m (SD: 1,8m) höhe/ heigth/ altura (max): 20 (-25m) Baumschichten/ tree stratum/ stratas das arvores 4 - 5 (- 6)
			X100	Lorbeerwald subxerophil	Semideciduous broadleaved forest - sub-xerophilous	Mata subxerofilas "Mata baixa" D1: Av. 4m (SD: 1,3m) D2: Av. 3,5m (SD: 1,2m) höhe/ heigth/ altura (max): 15 (-20m) Baumschichten/ tree stratum/ stratas das arvores 2 - 3 (- 4)
			HR100	Lorbeerwald Ufer/Auenwald	Semideciduous broadleaved forest - riparian	Mata riparia like hygrophilous höhe/ heigth/ altura (max): 25 (-28m) Baumschichten/ tree stratum/ stratas das arvores 4 - 5 (- 6)

App.1.1: Ausschnitt Interpretationsschlüssel der Vegetations- und Landnutzungskartierung – hier naturnahe Wälder
detail of the aerial photo interpretation key for vegetation and land use mapping– here native forest (Av. = average, SD= standard deviation)

**vegetation and land use map of Porto Alegre
- within study areas 2003 -**

nature area

- native forest
 subxerophilous forest
 mesohydrophilous forest
 hydrophilous forest
 riparian forest
shrub vegetation
 shrub-woodland
 shrub vegetation
 humid shrub vegetation
 humid shrub-woodland
 abatis
native grassland
 grassland
 grassland dominant
wetland
 wetland

water sites

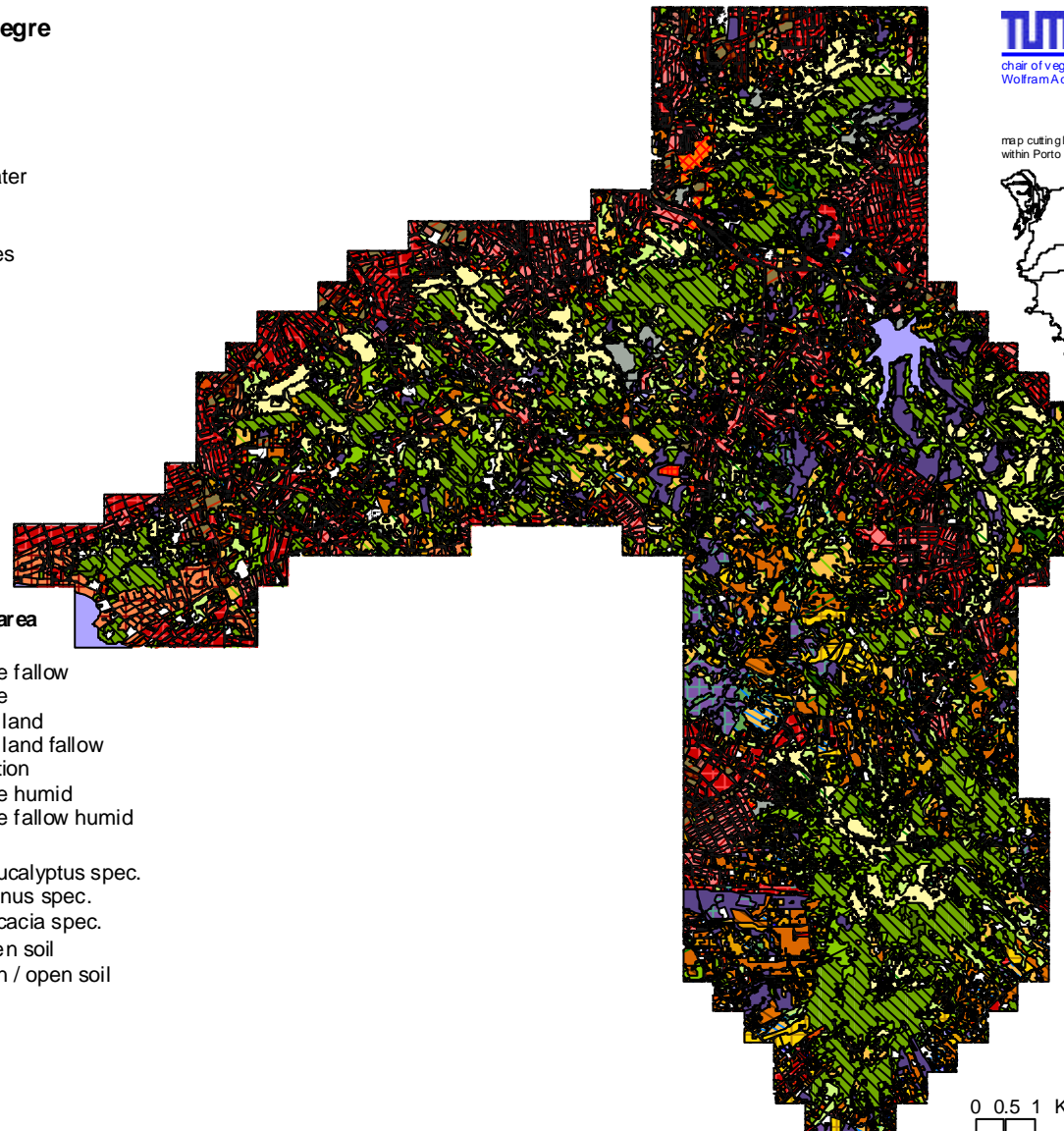
- stagnant water
 lake
 pond
watercourses
 creek
 river

urban area

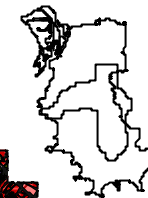
- settlement
 formal settlement
 informal settlement
 trade - industry - public facility
 garden
 squatter settlement
 single house/ cordyard
 multistoried buildings
 initial occupation
 luxury settlement
 stables
infrastructure
 street
special use
 sports club
 quarry
 sports ground
 cemetery
 garbage depot

cultivation area

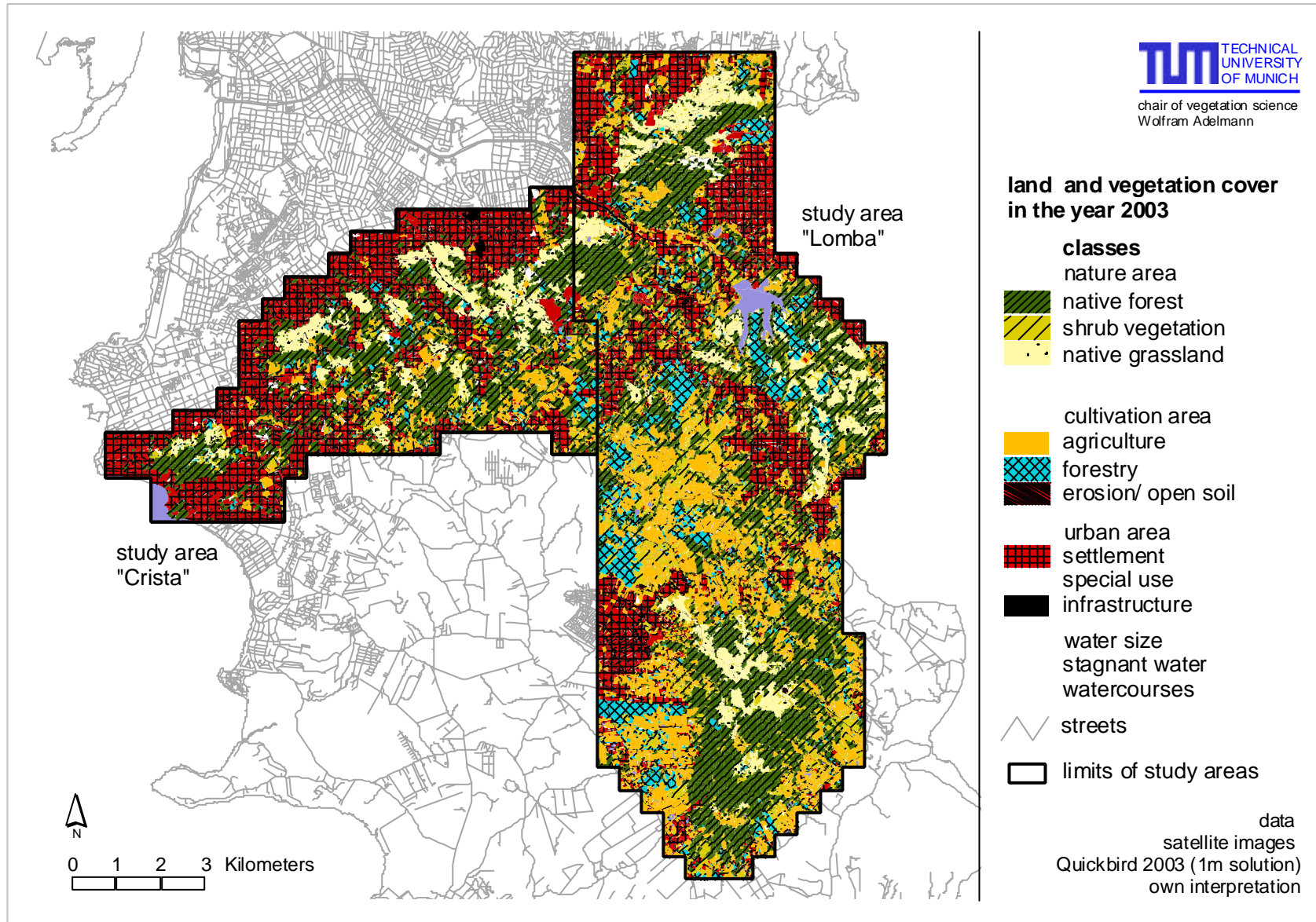
- agriculture
 pasture fallow
 pasture
 arable land
 arable land fallow
 plantation
 pasture humid
 pasture fallow humid
forestry
 with Eucalyptus spec.
 with Pinus spec.
 with Acacia spec.
erosion/ open soil
 erosion / open soil



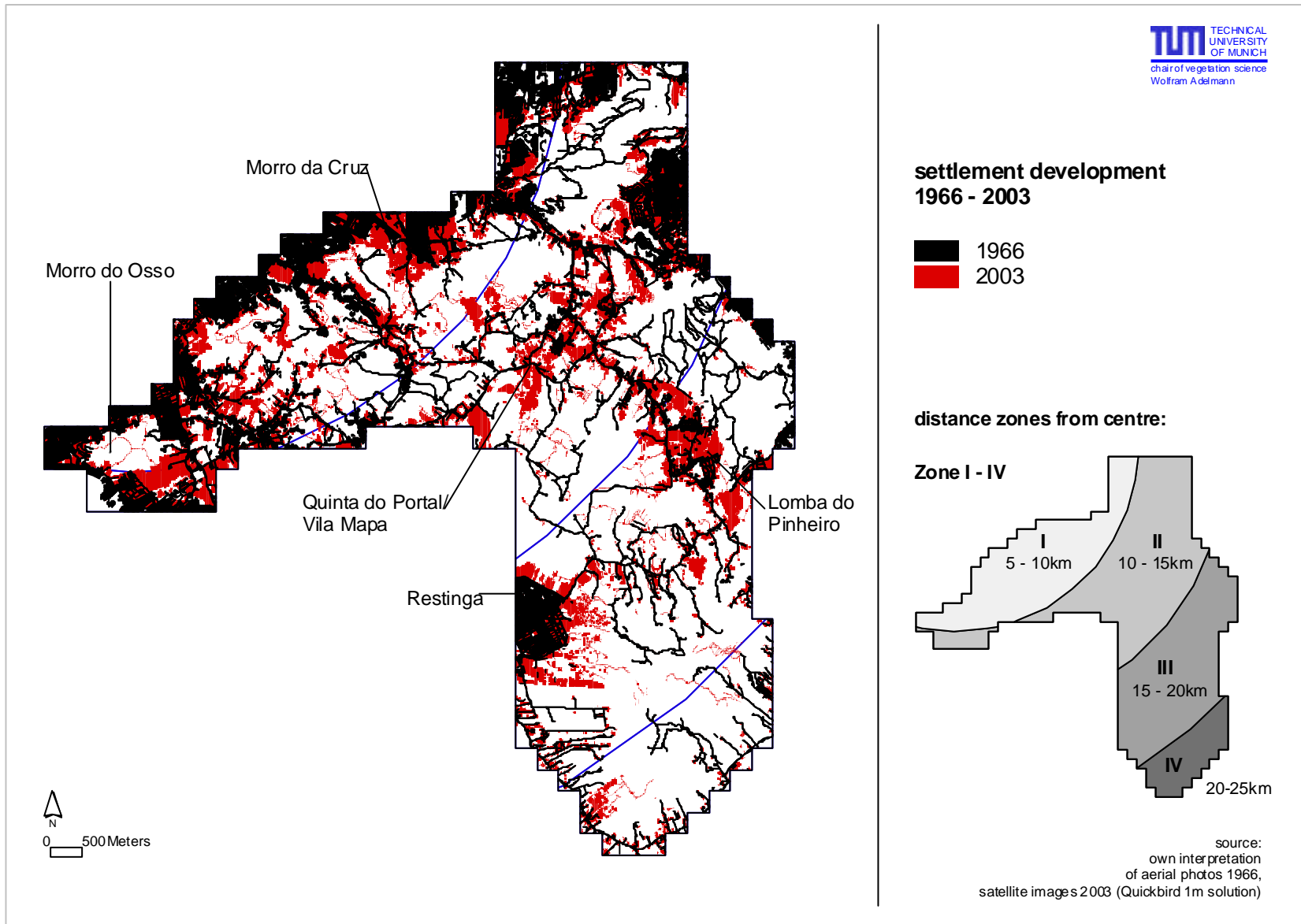
map cutting location
within Porto Alegre



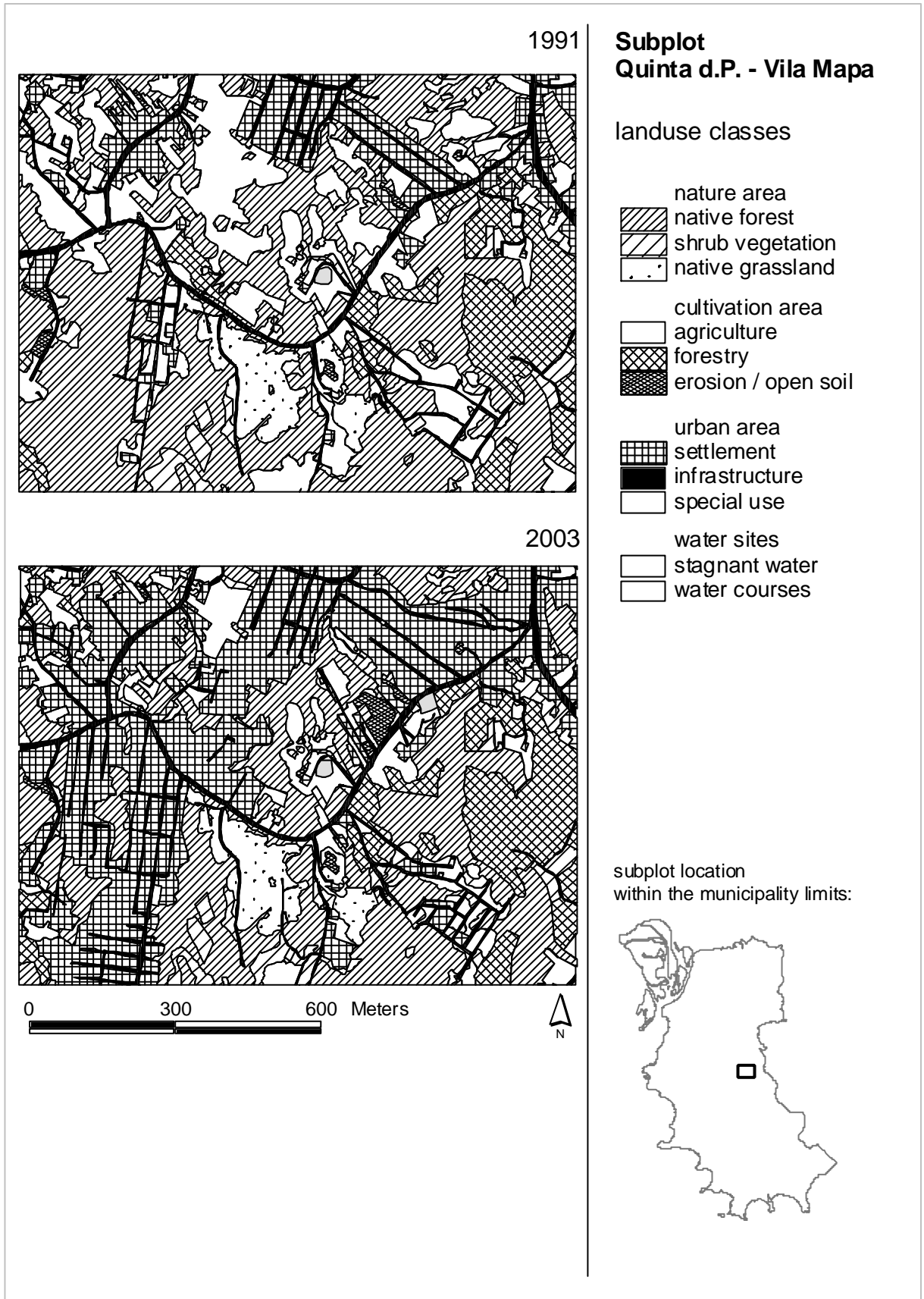
App.1.2: Vegetations- und Landnutzungskarte in 2003 - Unterklassen
land and vegetation cover map in 2003 - subclasses



App.1.3: Verteilung der Vegetations- und Landnutzungsklassen 2003
 land and vegetation cover classes in the year 2003



App.1.4: Siedlungsstand im Jahr 1966 und 2003 sowie Entfernungszonen vom Zentrum
 Settlement status 1966 and 2003 and distance zones from centre



App.1.5a: Vegetations- und Landnutzungsklassen im Subplot Quinta do Portal 1991 und 2003
land and vegetation cover classes in subplot Quinta do Portal 1991 and 2003



1991

**Subplot
UFRGS**

landuse classes

- nature area
- native forest
- shrub vegetation
- native grassland
- cultivation area
- agriculture
- forestry
- erosion / open soil
- urban area
- settlement
- infrastructure
- special use
- water sites
- stagnant water
- water courses



2003

subplot location
within the municipality limits:



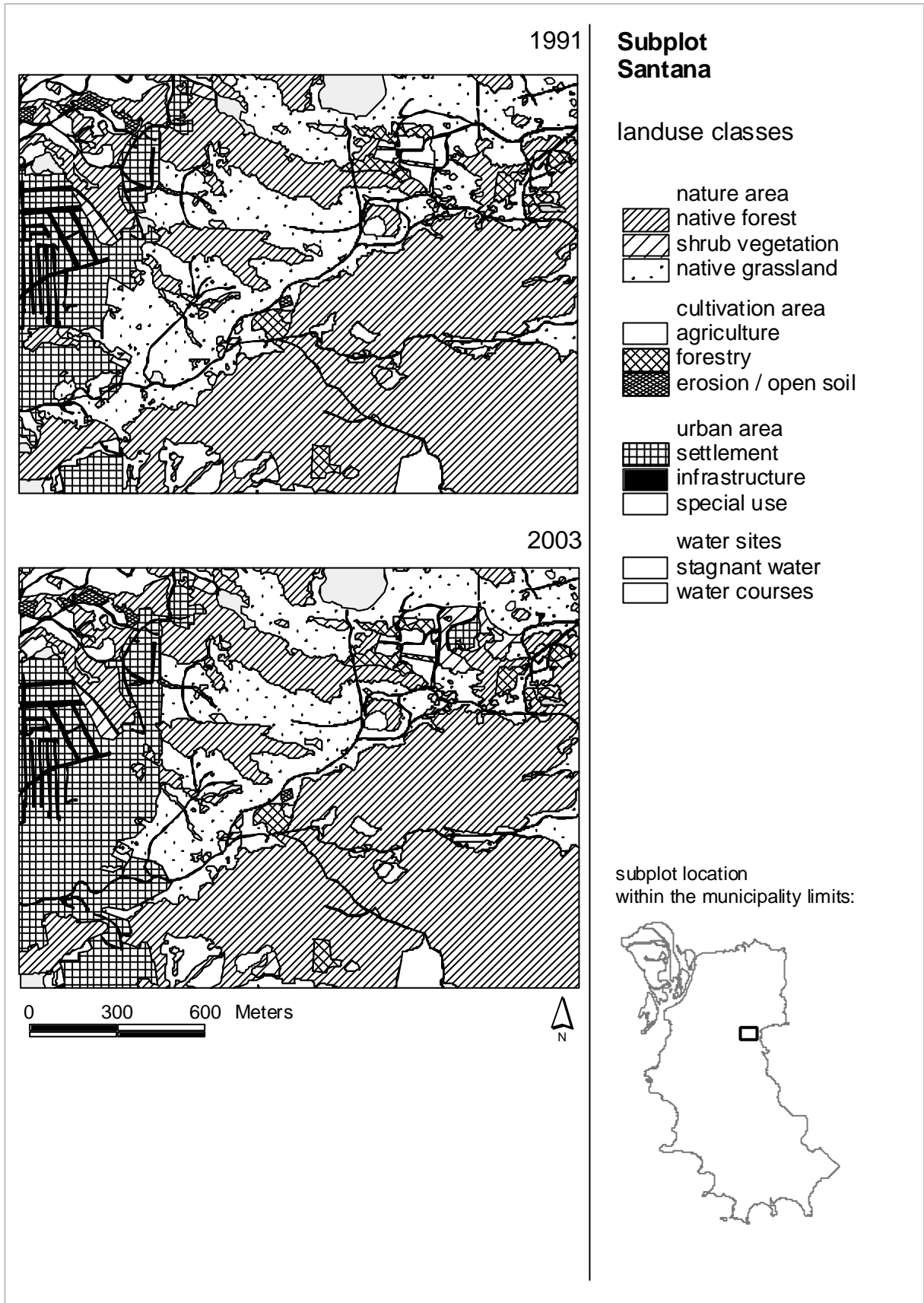
0 300 600 Meters



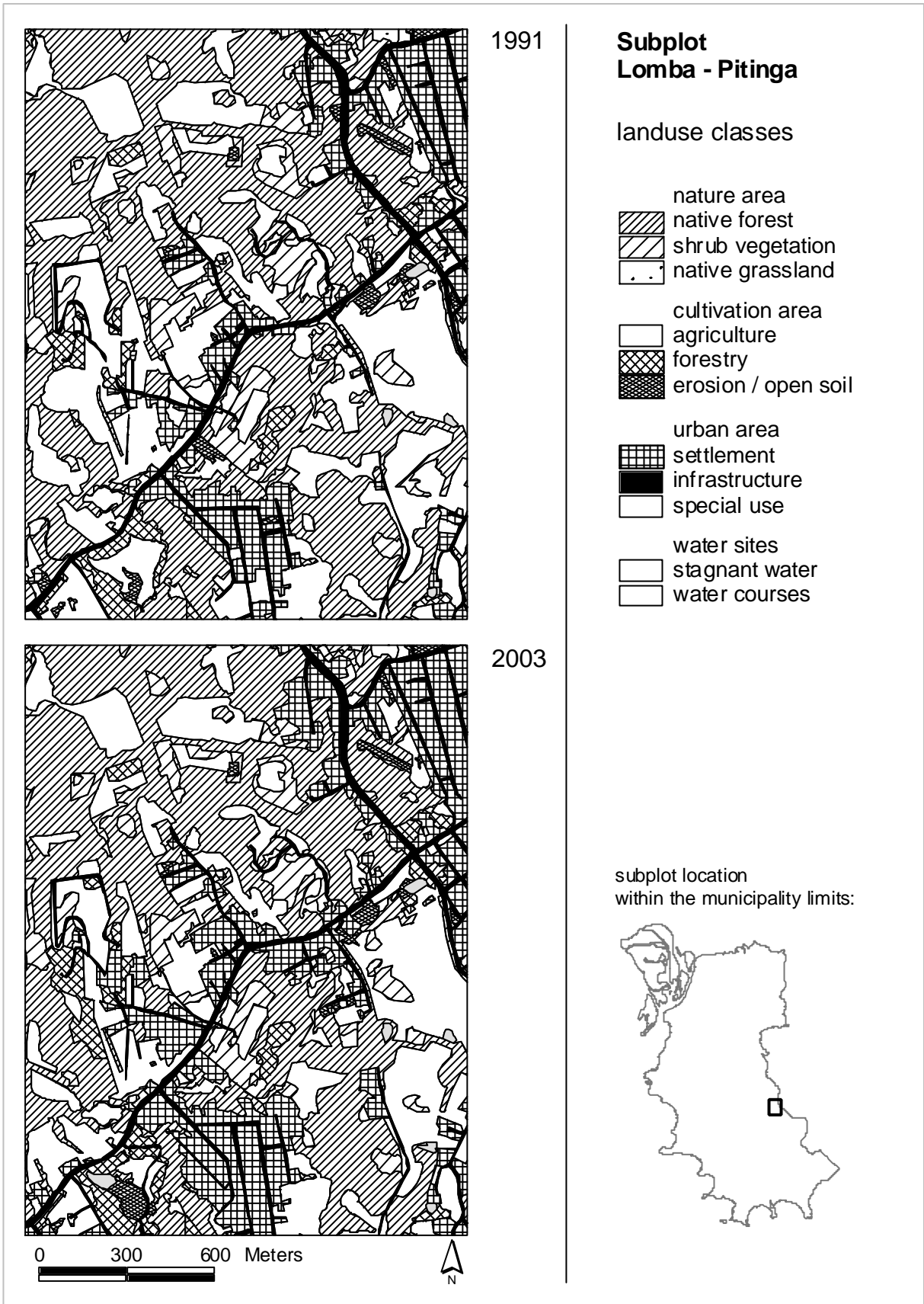
App.1.5b: Vegetations- und Landnutzungsklassen im Subplot UFRGS 1991 und 2003
land and vegetation cover classes in subplot UFRGS 1991 and 2003



App.1.5c: Vegetations- und Landnutzungsklassen im Subplot Restinga 1991 und 2003
land and vegetation cover classes in subplot Restinga 1991 and 2003



App.1.5d: Vegetations- und Landnutzungsklassen im Subplot Santana 1991 und 2003
land and vegetation cover classes in subplot Santana 1991 and 2003



App.1.5e: Vegetations- und Landnutzungsklassen im Subplot Lomba - Pitinga 1991 und 2003
land and vegetation cover classes in subplot Lomba - Pitinga 1991 and 2003

App.1.6: Kreuztabelle der Flächenverschiebung innerhalb der Subplots von 1991 bis 2003
 Cross table of area fluxes within the subplots between 1991 and 2003

Subplot Lomba: changes within landuse classes from 1991 to 2003 (area in ha)

landuse 2003:	was in 1991:											sum 2003:	
	nat. for.	shrub v.	nat.gr.	wetl.	agric.	for.	eros.	settle.	infrastr.	sp. use	staqn.w. waterc.		
native forest	110,09	0,17				3,43	0,03			0,17			113,88
shrub vegetation	0,26	19,59				1,06	0,03						20,95
native grassland			0,42										0,42
wetland													-
agriculture	2,88	0,09				77,17	0,12		0,05	0,06			80,36
forestry	0,23					1,93	9,47		0,09				11,72
erosion/ open soil						1,18		2,66					3,83
settlement	7,07	0,71				10,54	0,25	0,98	33,92	0,07			53,54
infrastructure	0,22					0,41	0,10			13,44			14,17
special use													-
stagnant water	0,16					0,34					0,61		1,12
watercourses													-
sum 1991:	120,90	20,56	0,42	-	96,06	10,01	3,64	34,23	13,57	-	0,61	-	300,00

Subplot Quinta: changes within landuse classes from 1991 to 2003 (area in ha)

landuse 2003:	was in 1991:											sum 2003:	
	nat. for.	shrub v.	nat.gr.	wetl.	agric.	for.	eros.	settle.	infrastr.	sp. use	staqn.w. waterc.		
native forest	84,70	1,18				1,92			0,00	0,00			87,81
shrub vegetation	1,56	9,56				2,24			0,01				13,37
native grassland	0,01		11,52										11,53
wetland													-
agriculture	0,74	0,28	0,58			30,36			0,13				32,09
forestry	0,68					0,06	29,00						29,74
erosion/ open soil	0,69	0,12				0,63	3,15	1,10		0,21			5,91
settlement	36,33	3,36	0,03			30,00	0,38		29,99				100,08
infrastructure	2,29	0,17	0,07			1,78	0,01		1,02	13,49			18,83
special use													-
stagnant water						0,34					0,31		0,64
watercourses													-
sum 1991:	126,99	14,68	12,20	-	67,33	32,54	1,10	31,16	13,70	-	0,31	-	300,00

Subplot Restinga: changes within landuse classes from 1991 to 2003 (area in ha)

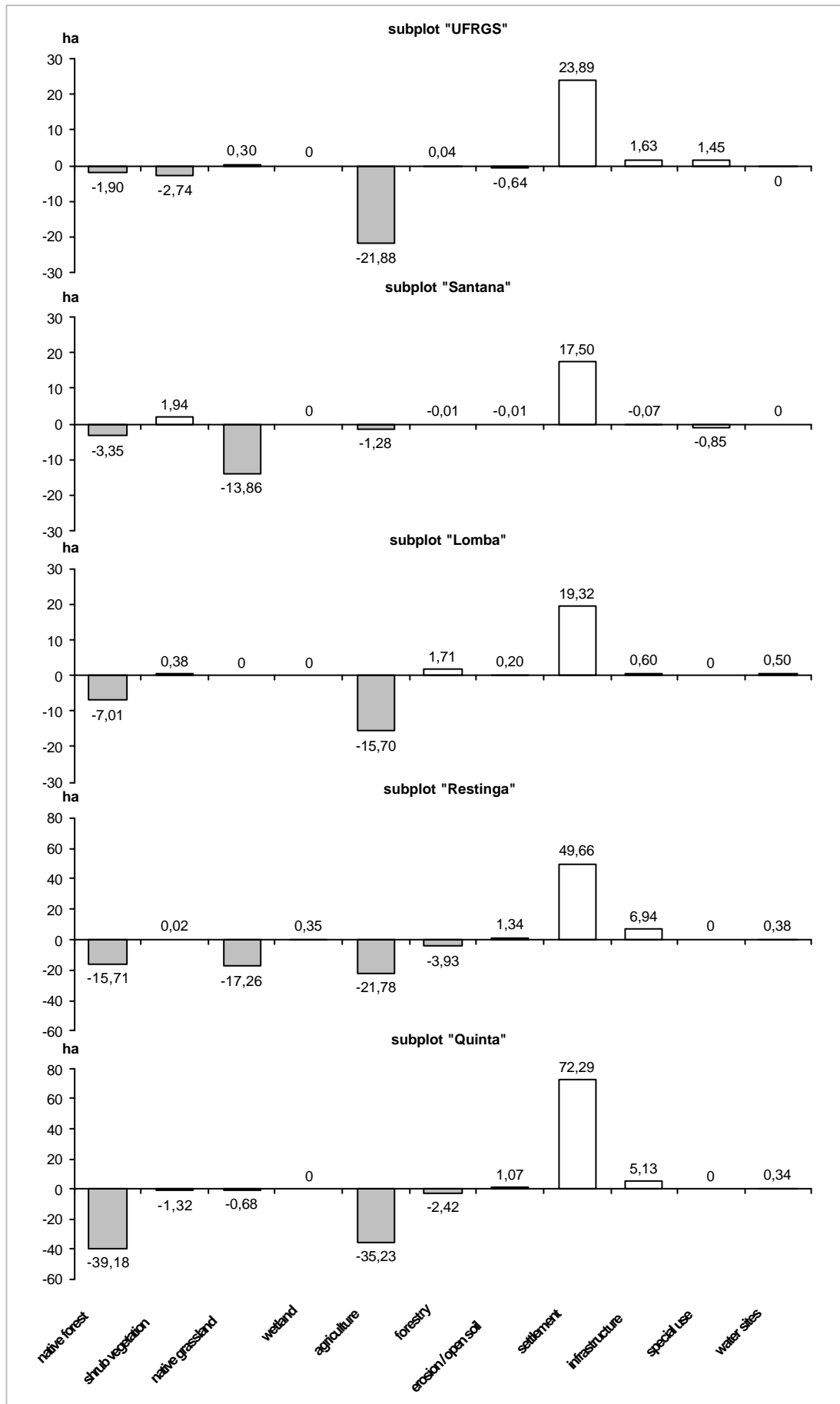
landuse 2003:	was in 1991:											sum 2003:	
	nat. for.	shrub v.	nat.gr.	wetl.	agric.	for.	eros.	settle.	infrastr.	sp. use	staqn.w. waterc.		
native forest	56,95	4,24	0,60			4,55	0,07			0,11			66,52
shrub vegetation	2,90	5,41	1,19			4,71	0,13	0,23		0,09			14,66
native grassland	0,04	0,35	23,71			2,11				0,34			26,55
wetland				0,10		0,34				0,01			0,45
agriculture	3,71	3,31	6,16			72,40	4,44	3,72		0,57	0,01		94,31
forestry	0,03		0,02			1,34	4,16			0,00			5,55
erosion/ open soil	3,89	0,12	2,48			4,31	0,03	1,20		0,01			12,04
settlement	11,69	0,91	7,30			23,69	0,64	4,82	10,21	0,61			59,87
infrastructure	2,97	0,29	2,36			2,64		0,41		9,77			18,44
special use		0,00								0,00			0,004
stagnant water	0,05		0,00					0,33			1,22		1,60
watercourses													-
sum 1991:	82,23	14,64	43,82	0,10	116,09	9,48	10,70	10,21	11,50	-	1,22	-	300,00

Subplot Santana: changes within landuse classes from 1991 to 2003 (area in ha)

landuse 2003:	was in 1991:											sum 2003:	
	nat. for.	shrub v.	nat.gr.	wetl.	agric.	for.	eros.	settle.	infrastr.	sp. use	staqn.w. waterc.		
native forest	140,65												140,65
shrub vegetation		6,62	2,28						0,30				9,21
native grassland			63,21										63,21
wetland				1,27									1,27
agriculture					20,66								20,66
forestry						5,25							5,25
erosion/ open soil							1,60						1,60
settlement	3,28	0,65	11,43			1,27	0,01	0,01	29,54	0,01	0,85		47,05
infrastructure	0,07		0,15			0,01				6,39			6,62
special use										4,34			4,341
stagnant water											0,16		0,16
watercourses													-
sum 1991:	144,00	7,27	77,07	1,27	21,94	5,27	1,61	29,54	6,69	5,19	0,16	-	300,00

Subplot UFGRS: changes within landuse classes from 1991 to 2003 (area in ha)

landuse 2003:	was in 1991:											sum 2003:	
	nat. for.	shrub v.	nat.gr.	wetl.	agric.	for.	eros.	settle.	infrastr.	sp. use	staqn.w. waterc.		
native forest	77,97	1,14	0,30			2,55	0,53						82,50
shrub vegetation		10,38				1,90	0,11						12,39
native grassland			0,62										0,62
wetland													-
agriculture		0,22				37,13			0,04		0,10		37,49
forestry		0,84				0,67	7,26						8,77
erosion/ open soil	0,25	0,07				0,39		1,03					1,74
settlement	5,53	2,46				14,58	0,73	0,46	85,01	0,15		0,01	108,93
infrastructure	0,35	0,02				1,39		0,02	0,05	25,36			27,18
special use	0,02					0,47	0,10	0,88			1,07		2,539
stagnant water											16,37		16,37
watercourses												1,48	1,48
sum 1991:	84,12	15,13	0,92	-	59,07	8,73	2,38	85,06	25,55	1,07	16,47	1,49	300,00



App.1.7: Landnutzungsveränderung der Subplots 1991-2003 nach Klassen (ha)
 Land use changes within the subplots 1991-2003 in classes (ha)

App.1.8a: Kreuztabelle der Flächenverschiebung innerhalb des Untersuchungsgebietes `Lomba´ von 1999 bis 2003
 Cross table of area fluxes within study area II `Lomba´ between 1999 and 2003

	subclass 2003:	pasture fallow humid	pasture humid	plantation	pond	quarry	riparian forest	river	shrub vegetation	shrub-woodland	single house/ courtyard	sports ground	squatter settlement	stables	street	subxerophilous forest	trade, ind., publ.fac.	wetland	with Acacia spec.	with Eucalyptus spec.	with Pinus spec.	
abatis													0,13				0,04					
arable land										0,001	0,37	0,30			0,16		0,26				0,0001	
arable land fallow				0,0041					0,0011		0,03				0,25		0,001					
cemetery																						
creek															0,00							
erosion / open soil				0,04							0,20		0,01		1,34		0,81					
formal settlement											0,01				0,00		1,28					
garbage depot																						
garden													1,33		0,06							
grassland													8,97		1,00							
grassland dominant									1,93				0,19									
humid shrub vegetation																	0,02					
humid shrub-woodland																						
hygrophilous forest																						
informal settlement													2,00		0,07							
initial occupation											0,32		24,84									
lake																						
luxury settlement																						
mesohygroph. forest											0,52		1,67		0,23		0,42					
multistoried buildings																						
pasture				0,47						0,001	2,00		0,15		0,77	0,0007	2,55					
pasture fallow										0,002	1,04		4,04		1,31		14,86					
pasture fallow humid	94,42										0,09				0,25		0,01					
pasture humid		102,08									0,02				0,16		0,005					
plantation			134,46								0,49				0,20							0,0002
pond				25,57											0,01		0,20					
quarry					58,88								1,06		0,03							
riparian forest						41,65																
river							3,04															
shrub vegetation								309,76			0,12		0,98		0,30		0,39					
shrub-woodland									476,29		0,47		0,85		0,62		1,60					
single house/ courtyard										78,27			0,18				0,02					
sports ground												18,21										
squatter settlement													46,31		0,03							
stables														3,40								
street									0,17						448,48		0,38					
subxeroph. Forest									0,0007	0,0023			1,33		0,23	676,61	0,20					
trade, ind., publ.fac.										0,93							118,18					
wetland																		9,73				
with Acacia spec.																			2,36			
with Eucalyptus spec.										0,20		0,01		0,41	0,0009	0,43				565,25		
with Pinus spec.										0,08							0,06					165,35
sum in 2003	94,42	102,08	134,46	26,08	58,88	41,65	3,04	311,69	476,46	85,16	18,51	94,03	3,40	455,91	676,61	141,72	9,73	2,36	565,25	165,35		

App.1.8b: Fortsetzung: Kreuztabelle der Flächenverschiebung innerhalb des Untersuchungsgebietes `Lomba` von 1999 bis 2003
Continuation: Cross table of area fluxes within study area II `Lomba` between 1999 and 2003

was in 1999:	subclass 2003:	pasture fallow humid	pasture humid	plantation	pond	quarry	riparian forest	river	shrub vegetation	shrub-woodland	single house/ courtyard	sports ground	squatter settlement	stables	street	subxerophilous forest	trade, ind., publ.fac.	wetland	with Acacia spec.	with Eucalyptus spec.	with Pinus spec.	sum in 1999
abatis													0,13				0,04					25,92
arable land										0,001	0,37	0,30			0,16					0,0001		368,85
arable land fallow				0,0041				0,0011			0,03				0,25		0,001					141,21
cemetery																						8,40
creek															0,00							0,69
erosion / open soil				0,04							0,20		0,01		1,34		0,81					69,15
formal settlement											0,01				0,00		1,28					659,15
garbage depot																						0,80
garden													1,33		0,06							138,82
grassland													8,97		1,00							488,67
grassland dominant									1,93				0,19									234,34
humid shrub vegetation																	0,02					55,61
humid shrub-woodland																						44,50
hygrophilous forest																						72,79
informal settlement													2,00		0,07							531,45
initial occupation											0,32		24,84									33,36
lake																						75,62
luxury settlement																						7,27
mesohygraph. forest											0,52		1,67		0,23		0,42					1987,78
multistoried buildings																						36,74
pasture				0,47						0,001	2,00		0,15		0,77	0,0007	2,55					473,35
pasture fallow										0,002	1,04		4,04		1,31		14,86					732,13
pasture fallow humid	94,42										0,09				0,25		0,01					97,21
pasture humid		102,08									0,02				0,16		0,005					102,94
plantation			134,46								0,49				0,20						0,0002	136,78
pond				25,57											0,01		0,20					25,95
quarry					58,88								1,06		0,03							61,53
riparian forest							41,65															41,65
river								3,04														3,05
shrub vegetation									309,76		0,12		0,98		0,30		0,39					316,54
shrub-woodland										476,29	0,47		0,85		0,62		1,60					488,64
single house/ courtyard											78,27		0,18				0,02					78,49
sports ground												18,21										18,21
squatter settlement													46,31		0,03							47,90
stables														3,40								3,40
street									0,17						448,48		0,38					450,80
subxeroph. Forest									0,0007	0,0023			1,33		0,23	676,61	0,20					685,52
trade, ind., publ.fac.										0,93							118,18					119,27
wetland																		9,73				9,91
with Acacia spec.																			2,36			2,36
with Eucalyptus spec.										0,20		0,01		0,41	0,0009	0,43				565,25		572,13
with Pinus spec.											0,08						0,06				165,35	166,64
sum in 2003	94,42	102,08	134,46	26,08	58,88	41,65	3,04	311,69	476,46	85,16	18,51	94,03	3,40	455,91	676,61	141,72	9,73	2,36	565,25	165,35	9600,00	

sob medida para quem quer viver uma vida tranqüila, sem abandonar o conforto urbano", revela o Diretor de Projetos do EEJT, Jader Teitelbaum, que está atendendo diretamente os interessados pelo empreendimento, através do telefone (51) 3346-6313. O Principado de Montaigne proporcionará uma excelente vista panorâmica de Porto Alegre.



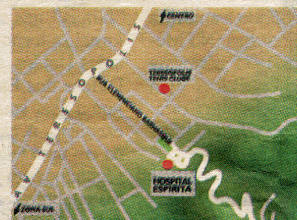
Perspectiva aérea das casas no alto do Morro São Caetano...



...e uma vista de como o condomínio será internamente.

Joal Teitelbaum lança condomínio fechado no Morro São Caetano

O Escritório de Engenharia Joal Teitelbaum está lançando um empreendimento diferenciado, em termos construtivos e de localização. O Principado de Montaigne, nos altos do Morro São Caetano (mapa à direita), será um condomínio fechado, com apenas nove residências, onde cada uma será desenvolvida em terreno de aproximadamente 2.000 m². Cada cliente poderá desenvolver o seu próprio projeto, que será coordenado pela equipe do EEJT. "O empreendimento foi feito



App.1.9: Öffentliches Angebot für Bauflächen für luxuriöse Wohnbebauung innerhalb der Vorranggebiete für Naturschutz auf den Kuppenlagen des Morro São Caetano/ Tereosopolis, erschienen am 31.01.03 in der Tageszeitung `Zero Hora´

Announce within the daily newspaper `Zero Hora´ for construction sites for luxury houses within the priority areas for nature conservation on the top of the Tereosopolis/São Caetano hill, published at 31.01.03

Box 2: Umfeldanalyse der 'Região Metropolitana de Grande Porto Alegre'

Analysis of the metropolitan region 'Great Porto Alegre'

Porto Alegre ist Ausgangspunkt für die Entwicklung einer ganzen Stadtregion, die 1973 zu einer Metropolen-Region „Groß Porto Alegre“ (Região Metropolitana de Grande Porto Alegre) erklärt wurde, einem Städtekomplex aus 31 Gemeinden seit dem Jahr 2000 (Metroplan, 1999; Metroplan, 2001). Sie umfasst die Gesamtfläche von ca. 9600 km² und 3,7 Millionen Einwohner (Stand: 2000), entsprechend 36,4% der Bevölkerung des gesamten Bundesstaates Rio Grande do Sul. Die Metropolenregion ist eine strategische Entwicklungsregion des Bundesstaates und Zentrum für Finanzen, Politik, Kultur, Verwaltung, Transport und somit wichtigster Arbeitsmarkt des Bundeslandes¹. Die Region ist der fünftgrößte urbane Ballungsraum in Brasilien (IBGE, 2001; IPPUR/UFRJ-FASE, 2003).

Für die Analyse der Siedlungsentwicklung von Porto Alegre ist es entscheidend, Kenntnisse über die Einbindung der Stadt in diese Metropolen-Region zu erlangen (vgl. Zellhuber *et al.*, 2003; Adelman *et al.*, 2004; Kap. I). Es soll geklärt werden, ob die Stadt Porto Alegre auch heute noch ein zentraler Punkt der urbanen Expansion ist oder ob vielmehr eine Verlagerung der Siedlungsentwicklung in die Nachbargemeinden stattgefunden hat, wie es vielfach für Ballungszentren Brasiliens beschrieben wird (Gaebe, 1987: 46; Friedrichs, 1995). Für die vorliegende Dissertation wird somit die Relevanz der Untersuchung der Stadtrandlagen innerhalb der Gemeinde Porto Alegre dokumentiert. Ferner werden mögliche Grenzen bzw. Einschränkungen einer urbanen Entwicklung des Städteverbundes analysiert z.B. durch die zur Verfügung stehende Gemeindefläche bzw. durch mögliche Beschränkungen durch das Biosphärenreservat 'Mata atlântica'.

Methodik

In der folgenden Untersuchung wird die Metropolenregion in den Grenzen von 1999 betrachtet. Sie umfasste damals nur 25 Gemeinden mit ca. 3,52 Millionen Einwohnern (Stand 2000; IBGE 2000; (Metroplan, 1999). In ihr sind alle an Porto Alegre angrenzenden Gemeinden sowie der Kernbereich des zusammenhängenden urbanen Siedlungsraumes enthalten (Abb.B.2.1.). Die seit 2000/2001 neu in die Metropolenregion aufgenommenen Gemeinden Montenegro, Taquara, São Jerônimo, Santo Antônio da Patrulha, Arroio dos Ratos und Capela de Santana sind vornehmlich ländlich geprägt und weisen nur wenige, dabei vom Kernbereich isolierte städtische Siedlungen auf (Metroplan, 2001). Für die bisherige Entwicklung der Städteregion Groß Porto Alegre spielen sie keine relevante Rolle - zudem fehlen Vergleichszahlen aus den Vorjahren.

Es wurden die jüngsten statistischen Daten der brasilianischen statistischen Bundesbehörde IBGE ausgewertet, hinsichtlich der Bevölkerungsentwicklung der Gemeinden der Metropolen-Region von 1996 bis 2000 (IBGE, 1997; IBGE, 2001). Diese Daten wurden mittels eines Geographischen Informationssystems (Arc View GIS) an die Gemeindeflächen-Daten eingebunden und visualisiert. Es werden die tatsächlichen Bevölkerungszahlen dargestellt, die jährliche Wachstumsrate in Prozent und die absolute Wachstumsrate pro Jahr in Personen, sowie in Relation zur Gemeindefläche.

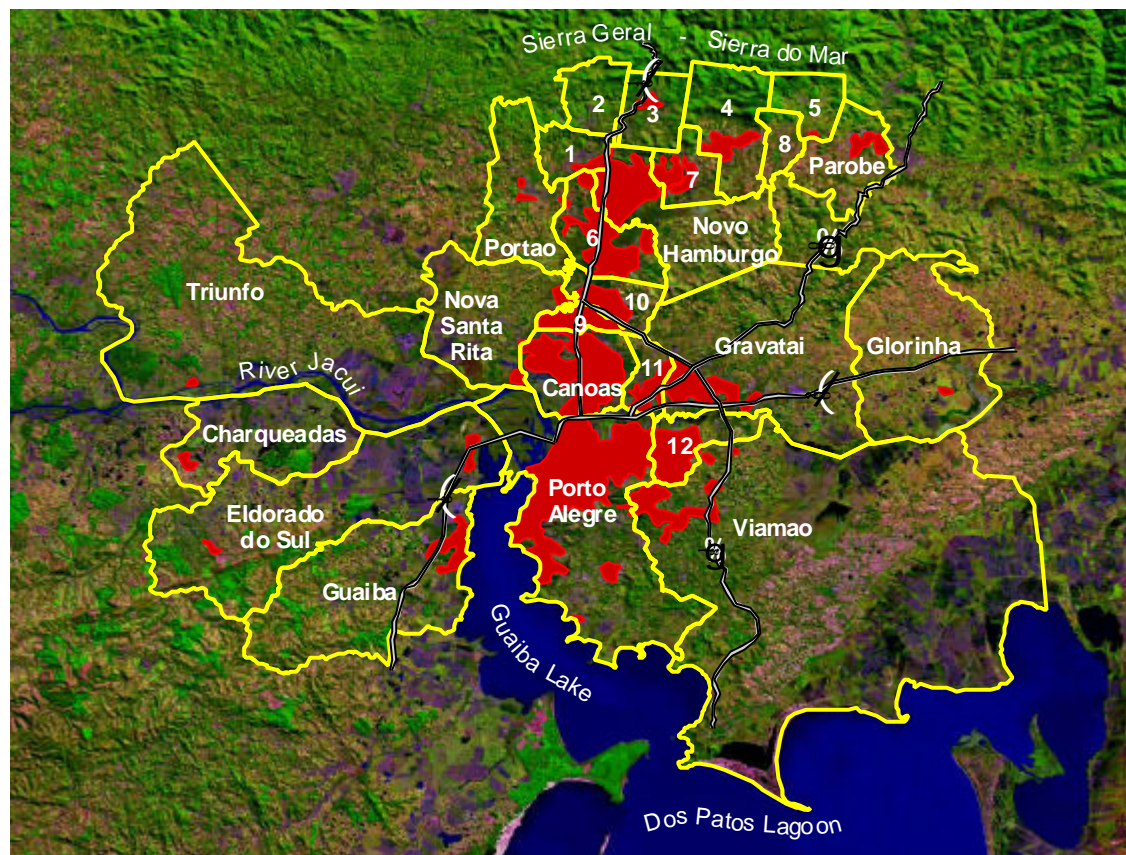
¹ Der tertiäre Sektor ist der wichtigste Arbeitgeberbereich mit ca. 1,07 Millionen Arbeitsplätzen, gefolgt vom sekundären Sektor mit 420.000. Auf den Bundesstaat übertragen konzentrieren sich somit 40,8% der Arbeitsplätze des tertiären Sektors und 37,8% des sekundären Sektors in dieser Region.

Eine Kartierung der städtischen Siedlungsausdehnung erfolgte aus dem Satellitenbildmosaik von Landsat TM5 von 1995 (M1:100.000), um die räumliche Verteilung zu visualisieren und den Flächenanteil der städtischen Siedlungen im Gemeindegebiet zu errechnen. Letzterer dient als Indikator über die räumlichen Entwicklungsmöglichkeiten weiterer städtischer Siedlungen. Als weiterer Indikator wurden die Zonierungen des Biosphärenreservates „Mata atlântica“ mit den Gemeindeflächen mittels GIS verschritten, um den Anteil der möglicherweise nicht zur Bebauung zur Verfügung stehenden Bereiche einschätzen zu können.

Metropolitan Region Great Porto Alegre*

TUM TECHNICAL
UNIVERSITY
OF MUNICH
Chair of Vegetation Science
Wolfram Adelman

Overview of the municipalities



5 0 5 10 15 20 Kilometers

*in the limits of the year 1999

- urban area
- limits of the municipalities
- main roads

- | | |
|--------------------|----------------------|
| 1 - Estancia velha | 7 - Campo Bom |
| 2 - Ivoti | 8 - Ararica |
| 3 - Dois Irmaos | 9 - Esteio |
| 4 - Sapiranga | 10 - Sapucaia do Sul |
| 5 - Nova Hartz | 11 - Cachoeirinha |
| 6 - Sao Leopoldo | 12 - Alvorada |

own interpretation
of satellite image mosaic
LANDSAT TM5 (1995)
Embrapa

Abb. B.2.1: Überblick über die Gemeinden der Metropolen-Region Groß Porto Alegre in den Grenzen von 1999, urbane Siedlungsgebiete und die wichtigsten Bundesstraßen
Overview of the municipalities in the metropolitan region of Great Porto Alegre in the limits of 1999 and of urban settlement areas and main roads

Ergebnisse

Die Abb. B.2.1 zeigt die Übersicht über die Gemeinden der Metropolregion in den Grenzen von 1999, sowie die kartierten urbanen Siedlungsflächen auf der Basis des Satellitenbildmosaiks von 1995. Naturräumlich ist der Siedlungsbereich im Süden begrenzt durch den Guaíba See und die Lagune 'Dos Patos', sowie nach Norden durch den Anstieg zur 'Serra Geral' bzw. 'Serra do Mar'.

Tab. B.2.1: Bevölkerung und Wachstumsrate der Metropolregion Porto Alegre und ihrer Gemeinden sowie des Bundesstaates im Jahr 1996 und 2000 (nach IBGE 1997, 2001)
Population and annual growth rate of the Federal State, the metropolitan region of Porto Alegre and its municipalities from 1996 to 2000 (after IBGE 1997, 2001)

region/ municipality	population						growth	
	1996 total	2000				abs.	(%/ year)	
		total	urban	%	rural			
Federal State	9 634 688	10 179 801	8 310 995	81,64	1 868 806	545 113	1,39	
'Rio Grande do Sul'								
Metropolitan Region	3 257 773	3 527 366	3 398 685	96,35	128 681	269 593	2,01	
"Great Porto Alegre"								
Porto Alegre	1 288 879	1 359 932	1 320 069	97,07	39 863	71 053	1,35	
Canoas	284 059	305 711	305 711	100,00	0	21 652	1,85	
Novo Hamburgo	226 070	236 037	231 833	98,22	4 204	9 967	1,08	
Gravataí	206 023	232 447	211 969	91,19	20 478	26 424	3,06	
Viamão	196 685	226 669	210 873	93,03	15 796	29 984	3,61	
São Leopoldo	180 617	193 403	192 756	99,67	647	12 786	1,72	
Alvorada	162 005	183 421	182 864	99,70	557	21 416	3,15	
Sapucaia do Sul	114 012	122 677	121 739	99,24	938	8 665	1,85	
Cachoeirinha	96 238	107 472	107 472	100,00	0	11 234	2,80	
Guaíba	85 969	94 244	91 893	97,51	2 351	8 275	2,32	
Esteio	75 233	80 025	79 938	99,89	87	4 792	1,56	
Sapiranga	62 816	69 181	65 781	95,09	3 400	6 365	2,44	
Campo Bom	50 843	54 019	51 839	95,96	2 180	3 176	1,53	
Parobé	40 480	44 760	43 424	97,02	1 336	4 280	2,54	
Estância Velha	31 374	35 121	34 354	97,82	767	3 747	2,86	
Charqueadas	27 231	29 948	29 002	96,84	946	2 717	2,41	
Eldorado do Sul	22 852	27 250	19 230	70,57	8 020	4 398	4,50	
Portão	22 460	24 619	19 779	80,34	4 840	2 159	2,32	
Dois Irmãos	17 997	22 415	22 252	99,27	163	4 418	5,64	
Triunfo	19 536	22 192	12 916	58,20	9 276	2 656	3,24	
Nova Santa Rita	12 467	15 723	11 540	73,40	4 183	3 256	5,97	
Ivoti	13 199	15 335	13 811	90,06	1 524	2 136	3,82	
Nova Hartz	12 646	15 072	12 880	85,46	2 192	2 426	4,49	
Glorinha	4 718	5 674	1 278	22,52	4 396	956	4,72	
Araricá	3 364	4 019	3 482	86,64	537	655	4,55	

Der Kernbereich des urbanen Raumes erstreckt sich a) in Süd-Nordrichtung (Abb. B.2.1) von Porto Alegre ausgehend über die Gemeinden Canoas, Cachoeirinha, Sapucaia, Esteio do Sul, bis nach Novo Hamburgo, und b) mit einem östlichen Ausläufer in Richtung Atlantikküste über die Gemeinden Alvorada, Cachoeirinha, Gravataí sowie dem nördlichwestlichen Teil der Gemeinde Viamão. Zwei zentrale Verkehrsachsen (Ost-West: BR 290 u. Nord-Süd: BR116) bilden das Rückgrat der Metropolregion, ausgehend vom Zentrum der Stadt Porto Alegre.

Sowohl nach Osten und Westen sowie im äußersten Norden schließen sich die zunehmend ländlicher geprägten Gemeinden an, wie z.B. Nova Santa Rita, Glorinha, Triunfo und Eldorado do Sul (vgl. Tab. B.2.1). In 22 Gemeinden ist der Bevölkerungsanteil in Städten lebender Menschen bei über 80%, über die Gesamtregion liegt der Anteil bei 96,4%. Ausnahme bildet Glorinha im Osten der Region mit einem Anteil von nur 22%.

Betrachtet man die Bevölkerungsentwicklung der Region (Tab. B.2.1), so zeigt sich, dass bevölkerungsschwächere Gemeinden eine wesentlich höhere prozentuale Wachstumsrate aufweisen als bevölkerungsreiche: Es kann eine hoch signifikante Antikorrelation² zwischen Abnahme der Gesamtbevölkerung und Zunahme der Wachstumsrate festgestellt werden ($r = -0,69$, $p = 0,01$); d.h. die bevölkerungsschwachen Nachbargemeinden wachsen prozentual schneller als der urbane Kernbereich.

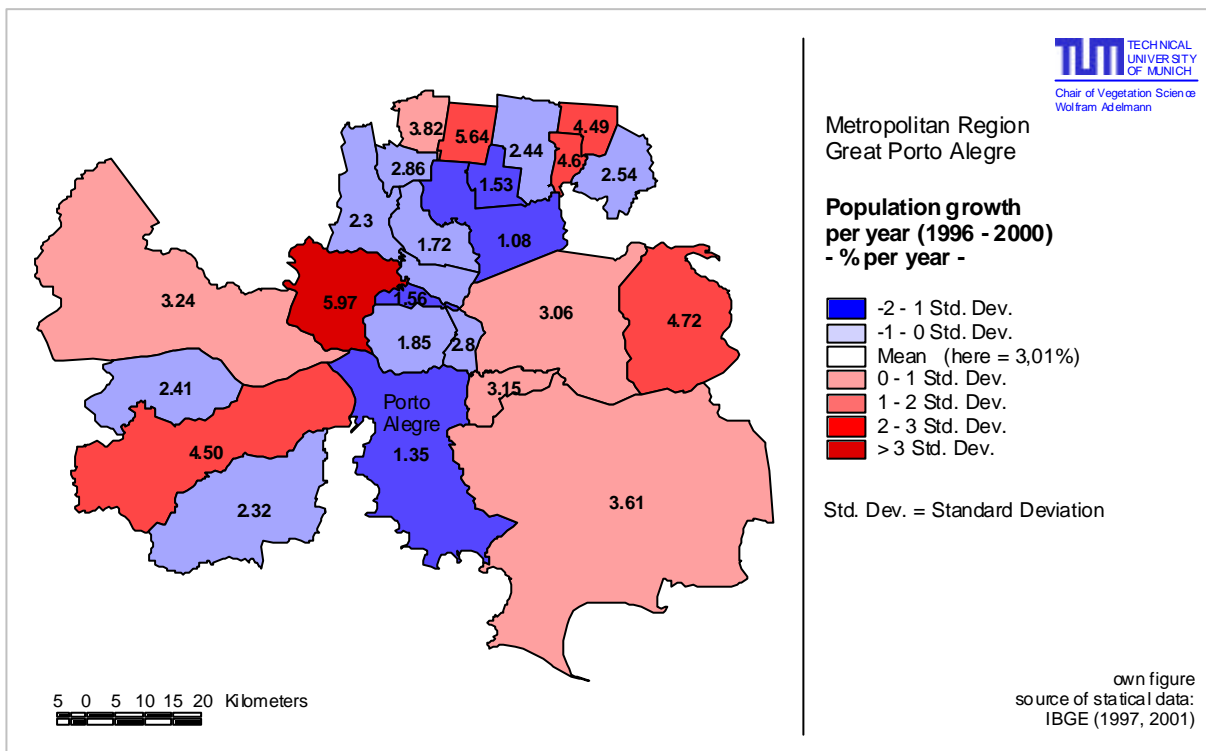


Abb. B.2.2: Metropolen-Region Porto Alegre: jährliche prozentuale Bevölkerungs-Wachstumsrate (1996-2000), Darstellung nach Zensusdaten (IBGE, 2000)

Metropolitan Region of Porto Alegre, annual growth rate of population from 1996 to 2000; data source (IBGE, 2000)

Porto Alegre liegt mit einer jährlichen Wachstumsrate von 1,35% etwa im Bundesdurchschnitt von Rio Grande do Sul mit 1,39%, allerdings unterhalb der gesamten Metropolen-Region mit 2,01%. Im Mittel der Einzelgemeinden liegt der Wachstumsdurchschnitt bei 3,01% (vgl. Abb. B.2.2). Spitzenreiter sind kleine Gemeinden, wie Nova Santa Rita (5,97%/a) und Dois Irmãos (5,64%/a). Demnach würde eine Stadtextension jeweils in den entferntesten Teilen im Westen, Norden und Osten stattfinden.

² Spearman Rho Korrelation, zweiseitig, da beim Parameter Wachstumsrate keine Normalverteilung vorliegt (Kolmogorov-Smirnov-Z Test)

Das prozentuale Wachstum zeichnet ein ungenaues Bild: Die absoluten Zunahmen in Personen pro Jahr (Abb. B.2.3) zeigen Porto Alegre als Spitzenreiter mit ca. 17.700 Neusiedlern, gefolgt von Viamão mit ca. 7.500, Gravataí mit ca. 6.600 und Canoas mit einer Zunahme von ca. 5.400 Einwohnern pro Jahr. Nach diesem Bild ist ein klarer Expansionsschwerpunkt im Osten von Porto Alegre und in der Hauptstadt selber zu finden. Die Entwicklung findet entlang der Fernverkehrsstraßen und jeweils entlang bestehender Siedlungsblöcke statt.

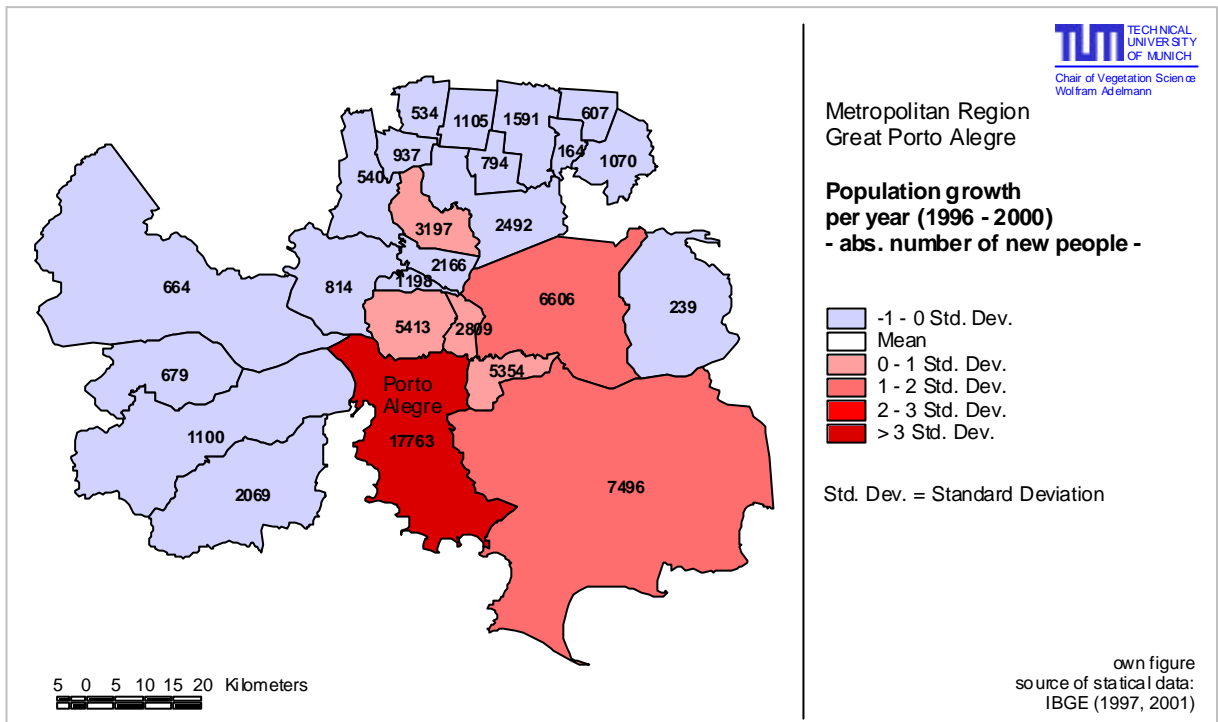


Abb. B.2.3: Metropolen-Region Porto Alegre: Absolutes Wachstum der Bevölkerung pro Jahr (1996-2000), Darstellung nach Zensusdaten (IBGE, 2000)

Metropolitan Region of Porto Alegre, absolute growth of population from 1996 to 2000; data source (IBGE, 2000)

Die prozentuale Wachstumsrate und die Siedlungsverteilung lassen die Tendenz erkennen, dass das bisherige Nord-Süd-Siedlungsband immer noch weiter wächst und die Siedlungsflächen die Nachbargemeinden erreichen. Hier wirken sich die im Verhältnis geringen absoluten Zuwächse der Bevölkerung wesentlich drastischer in den prozentualen Wachstumsraten aus (vgl. Tab. B.2.1). Beispielsweise hat Triunfo eine ähnliche prozentuale Wachstumsrate wie Viamão, absolut wächst die Bevölkerung allerdings mit ca. 2.600 Personen nicht einmal 10% des absoluten Wachstums von Viamão mit ca. 26.000 Personen/ Jahr. Geht man von einem mittleren gleichverteilten Pro-Kopf-Flächenverbrauch aus, so sind die Schwerpunkte der Siedlungsexpansion nach wie vor in Porto Alegre selbst und in den unmittelbar nach Norden und Osten angrenzenden Gemeinden zu finden, wie Gravataí, Viamão und Canoas.

Betrachtet man den prozentualen Flächenanteil urbaner Siedlung an der Gemeindefläche, so wird deutlich, dass die nördlich von Porto Alegre gelegenen Gemeinden die höchsten Siedlungsflächenanteile des Gemeindegebietes aufweisen (Abb. B.2.4), angeführt von der kleinen Gemeinde Esteio mit über 85% urbaner Fläche. Expansionsflächen einer solchen Gemeinde reichen schnell in eine neue Nachbargemeinde hinein, hier z.B. Nova Santa Rita, wodurch die bis dahin bevölkerungsschwache Gemeinde in ihrer prozentualen Wachstumsrate schnell nach oben angehoben wird. Porto Alegre liegt mit 34% urbaner Siedlung im oberen Mittel. Die Stadt selber kann sich nur noch auf wenigen Flächen nach Nordosten entlang der Entwicklungsachse der BR 290 ausdehnen. Die anschließende Nachbargemeinde Viamão expandiert genau in diesem Bereich, ebenso die Gemeinde Gravataí. Innerhalb Porto Alegres liegen die freien Flächen im Südteil der Gemeinde (vgl. Abb.B.2.1).

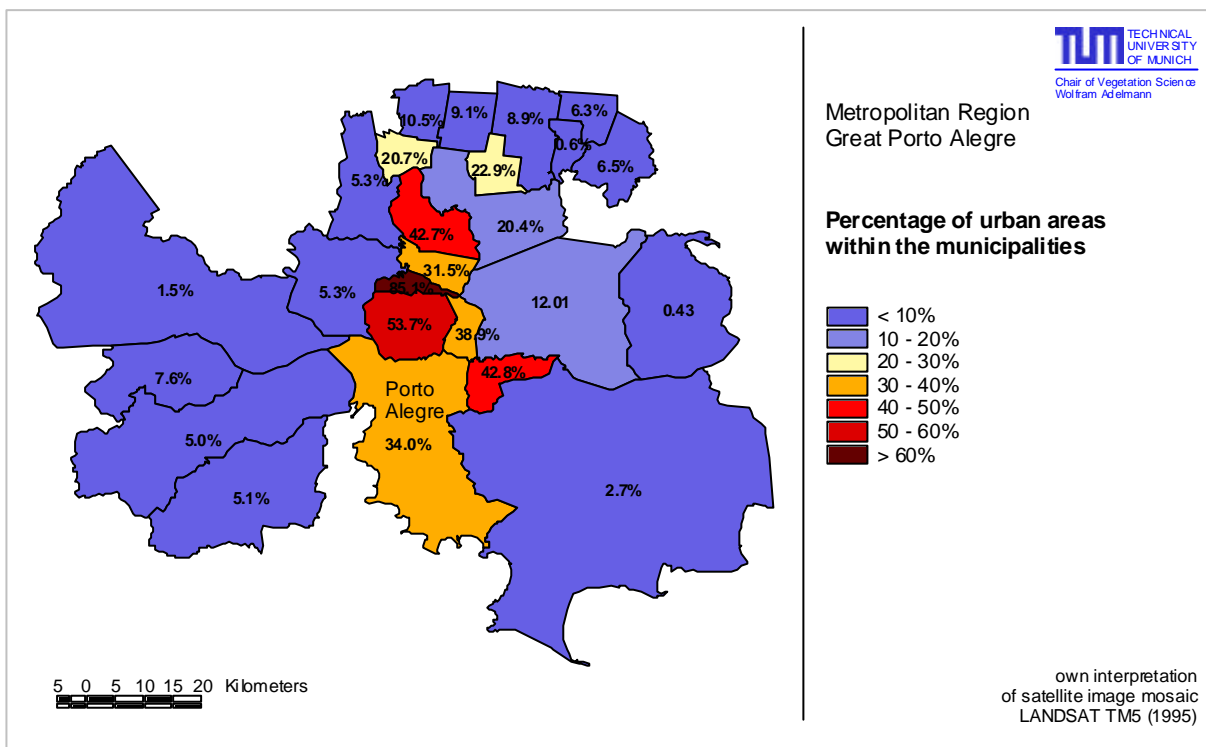


Abb. B.2.4: Metropolen-Region Porto Alegre, Anteil (%) der urbanen Siedlungsfläche an der Gemeindefläche, eigene Erhebung (Basis LANDSAT TM5, 1995)
Metropolitan Region of Porto Alegre, percentage of urban area within the municipality area;
own interpretation (source LANDSAT TM5, 1995)

Als weiterer möglicher Hinderungsgrund für eine Siedlungsexpansion könnte die existierende Zonierung des Biosphärenreservates „Mata atlântica“ sein. Das Biosphärenreservat (folgend BSR) zieht sich entlang der brasilianischen Atlantikküste über eine Länge von fast 3500 km und hat innerhalb von Rio Grande do Sul seine südlichsten Ausläufer (Chiappetti *et al.*, 1998). Die Abb. B.2.5 zeigt die Verteilung der Zonierung in Kern-, Entwicklungs- und Pufferzone im Bereich der Metropolen-Region (FEPAM, 1996), sowie im Rahmen des BSR-Programmes kartierte Naturwälder, welche nach der vorherrschenden Gesetzgebung (Codigo-florestal, 1965; CONAMA, 1994) nicht weiter minimiert werden dürfen (vgl. Costa, 1997; Lima, 2001). Die Region wird von mehreren Zonen des BSR durchzogen, so dass 39% der Metropolenregion innerhalb der Zonierung liegen. Den größten Kernbereich stellt das Delta des Jacui-Flusses dar, welches zum großen Teil zur Gemeinde Porto Alegres zugehörig

ist. Entlang der Zuläufe zum Guaiba-See sind mehrere Bänder von Puffer- und Entwicklungszonen vorgesehen (vgl. PRO-GUAIBA, 1998). Porto Alegre hat hierdurch kaum die Möglichkeit sich in den Bereich des Deltas auszuweiten.

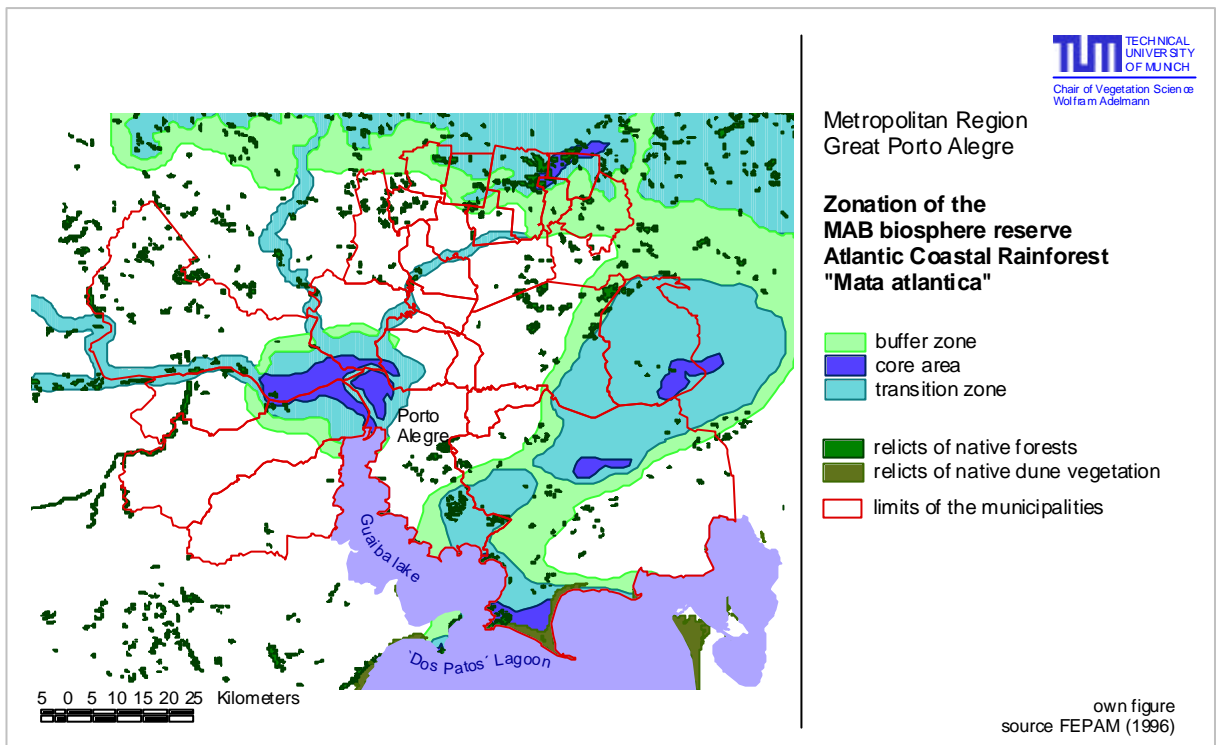


Abb. B.2.5: Zonierung des Biosphärenreservats „Mata atlantica“ in der Metropolen-Region Porto Alegre und Kartierung der Wälder (Originalmaßstab 1:250.000, Quelle: FEPAM, 1996)

Zonation of the biosphere reserve „Coastal Atlantic Rain Forest“ and forest distribution in the metropolitan region of Porto Alegre

Die Tab. B.2.2 zeigt die Flächenanteile der Zonierung des Biosphärenreservates pro Gemeinde sowie die Okkupationen dieser Flächen mit urbaner Siedlung im Jahr 1995. Einige Gemeinden liegen fast vollständig im Zonierungskonzept des BSR: Hiervon sind vor allem die nördlichen Gemeinden Dois Irmãos (89%), Nova Hartz (93%), Parobe (83%) und Ararica (93%) betroffen, aufgrund ihrer Lage im Anstieg zur Sierra Geral, die eines der größten zusammenhängenden Gebiete des brasilianischen Küstenregenwaldes `Mata atlantica` beheimatet (Chiappetti *et al.*, 1998). Die stärksten Vorschriften sind für die Kernzonen des BSR zu erwarten. Der Prozentanteil der Kernflächen liegt in der Regel unter 10% der Gemeindefläche, Ausnahme bildet Nova Hartz mit über 25%. In vielen Gemeinden sind die BSR-Zonen bereits mit städtischer Bebauung besiedelt (Tab. B.2.2). Angeführt durch Esteio, wo 95% der BSR Zonen bebaut sind, gefolgt von Canoas mit 49% und São Leopoldo mit 37%. Kernzonen werden kaum besiedelt, die Ausnahme bildet auch hier Nova Hartz, in der bereits 11% (=1,44 km²) der Kernzonenflächen bebaut wurden. Die konkrete Umsetzung des Biosphärenreservates in den einzelnen Gemeinden kann hier nicht ausführlich geprüft werden (vgl. Chiappetti *et al.*, 1998).

Tab. B.2.2: Flächenanteile der Biosphärenreservats-Zonen und deren Besiedlungsstatus aufgelistet nach Gemeinden der Metropolen-Region Groß Porto Alegre
Areas of the biosphere reserve zones and their occupation status within the municipalities of the metropolitan region Great Porto Alegre

municipalities	Zonation of the biosphere reserve and occupation status									municipal. area	
	core area		buffer area		transition area		sum zones			total	within zones
	total (km ²)	occup. (km ²)	total (km ²)	occup. (km ²)	total (km ²)	occup. (km ²)	total (km ²)	occup. (km ²)	%	(km ²)	%
Alvorada	-	-	0,57	-	-	-	0,57	-	-	72,80	0,8 %
Ararica	3,53	-	28,55	-	2,85	-	34,93	-	-	37,39	93,4 %
Campo Bom	-	-	10,81	0,51	11,14	0,17	21,95	0,69	3,1 %	59,79	36,7 %
Canoas	5,68	-	2,33	2,26	39,54	21,37	47,55	23,63	49,7 %	130,98	36,3 %
Charqueadas	0,58	-	12,23	-	23,45	-	36,25	-	-	214,57	16,9 %
Dois irmaos	-	-	30,67	1,82	34,55	1,61	65,22	3,43	5,3 %	72,91	89,5 %
Elodorado do Sul	30,41	0,87	36,50	-	71,20	4,12	138,10	4,99	3,6 %	519,53	26,6 %
Esteio	-	-	-	-	5,65	5,42	5,65	5,42	95,9 %	27,55	20,5 %
Glorinha	29,76	0,45	5,17	-	278,69	0,97	313,63	1,43	0,5 %	336,09	93,3 %
Gravatá	-	-	80,87	-	96,44	-	177,31	-	-	478,25	37,1 %
Guaíba	-	-	8,49	-	1,26	-	9,75	-	-	376,81	2,6 %
Ivoti	-	-	31,32	-	9,04	-	40,36	-	-	65,01	62,1 %
Nova Hartz	14,85	-	19,21	0,65	19,73	-	53,79	0,65	1,2 %	57,76	93,1 %
Nva Santa Rita	12,28	1,44	14,56	-	67,72	4,96	94,56	6,40	6,8 %	217,89	43,4 %
Novo Hamburgo	-	-	3,38	-	10,42	1,93	13,80	1,93	14,0 %	215,76	6,4 %
Parobe	-	-	81,17	6,36	12,13	0,90	93,30	7,26	7,8 %	111,31	83,8 %
Portao	-	-	0,30	-	1,59	-	1,88	-	-	158,49	1,2 %
Porto Alegre	35,97	-	52,90	4,90	107,96	6,55	196,84	11,46	5,8 %	495,53	39,7 %
Sao Leopoldo	-	-	-	-	11,84	4,49	11,84	4,49	37,9 %	106,91	11,1 %
Sapiranga	4,40	-	43,64	8,03	62,75	0,05	110,79	8,08	7,3 %	133,32	83,1 %
Sapuçaia do Sul	-	-	-	-	3,95	0,60	3,95	0,60	15,3 %	57,97	6,8 %
Triunfo	60,46	-	27,64	-	117,91	0,19	206,02	0,19	0,1 %	823,03	25,0 %
Viamao	80,87	-	325,93	2,99	370,99	-	777,80	2,99	0,4 %	1492,61	52,1 %
sum	278,79	2,76	816,24	27,53	1360,79	53,34	2455,82	83,64	3,4 %	6262,26	39,2 %

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse erlauben nur eine grobe Einschätzung zur Entwicklung des Ballungsraumes in der `Região Metropolitana`. Dennoch ist die Frage, ob Porto Alegre nach wie vor ein Wachstumszentrum für urbane Entwicklung ist, hoch relevant für die vorliegende Arbeit.

Aus den Ergebnissen lässt sich folgern, dass Einschätzungen über die Stadtentwicklung mittels prozentualer jährlicher Wachstumsraten ein verschobenes Bild zeichnen. Es ist leicht nachzuvollziehen, dass in Relation zur existierenden Bevölkerung einer Gemeinde, die kleineren Randgemeinden der Metropolen-Region prozentual schneller zunehmen, als diejenigen in den Kernbereichen. Es ist allerdings falsch, daraus zu folgern, dass der Kernbereich nur noch in einer vernachlässigbaren Dimension wächst (vgl. Souza, 2001).

Beobachtungen, wie von Ribeiro *et al* (1995) und Souza (2001) zeigen, dass die Mittelzentren in den 80er und 90er Jahren stärker wuchsen, als die großen Agglomerationen, wie z.B. São Paulo und Rio de Janeiro. Sie begründen ihre Beobachtungen mit der wirtschaftlichen Unattraktivität der Ballungsräume während der Wirtschaftskrise in diesem Zeitraum. Auch hier werden nur die jährlichen prozentualen Wachstumsraten zu Grunde gelegt.

Im Fall der Metropolenregion Groß Porto Alegre zeichnet sich ein Wachstum an der gesamten Peripherie des urbanen Ballungsraumes ab mit einer zunehmenden Suburbanisierung, d.h. Ausbildung von Subzentren mit eigener Infrastruktur. Souza (2001) bezieht diesen Suburbanisierungsprozess im Wesentlichen auf die Unterschicht, die in die Randlagen des urbanen Raumes ausweichen muss. Es ist somit nicht mit dem Suburbanisierungsprozess der Industrieländer zu vergleichen, indem vornehmlich die Mittel- und Oberschicht die naturnahen und ruhigen Randlagen, aufgrund gehobenerer Wohnqualität aufsucht (Stewig, 1983: 213). Die prozentuale Wachstumsrate im Vergleich zur natürlichen Wachstumsrate von Porto Alegre zeigt, dass eine Verlagerung an die Peripherie und somit außerhalb der Gemeinde selbst stattfindet: Das natürliche Wachstum liegt mit 1,89%/a höher als die Zunahmerate der Gesamtbevölkerung (1,35%/a), d.h. es findet eine Migration aus Porto Alegre statt (Alfonsin *et al.*, 2003). Diese Entwicklung hängt nach Barcellos *et al.* (2002) mit der zunehmenden Abwanderung der Industrie aus dem Kernbereich von Porto Alegre zusammen, sowie einer damit einhergehenden Umwandlung in ein Handels- und Dienstleistungszentrum. Die umliegenden Gemeinden werden vornehmlich als Wohnorte genutzt, da hier die Mieten und Grundstückspreise niedriger sind (*ebd.*). Besonders die Ärmsten sind davon betroffen, sie werden immer wieder an die Peripherie „abgeschoben“. Eine günstige Verkehrsanbindung über öffentliche Verkehrsmittel fördert diese Entwicklung (Barcellos *et al.*, 2002: 309), so dass außerdem die Mittelschicht an diesem Prozess teilnimmt, wenngleich in geringerem Ausmaß als in Industrieländern (Stewig, 1983; Bähr, 1992; Bähr *et al.*, 1995).

Die absoluten Zahlen der Neubewohner zeigen nach wie vor eine Konzentration im Bereich der Stadt Porto Alegre und ihrer östlich angrenzenden Gemeinden. Demnach zeichnet sich ein weiterhin starkes Wachstum des bisherigen urbanen Kernbereiches ab, wodurch zunehmend die Grenzen zu den Nachbargemeinden überschritten werden. Dabei darf nicht übersehen werden, dass sich über 50% des jährlichen absoluten Bevölkerungswachstums auf vier Gemeinden konzentriert (Porto Alegre 26%, Viamão 11%, Gravataí 10%, Canoas 9%). Die beschriebene Suburbanisierung, d.h. die Verlagerung des Wachstums an die Peripherie ist nicht gleichbedeutend mit einem Stillstand des Wachstums der Hauptstadt Porto Alegre – im Gegenteil: Die Hauptstadt alleine weist einen jährlichen Zuwachs von ca. 17.700 Menschen auf, welcher etwa der Summe siebzehn anderer Gemeinden der Metropolenregion entspricht.

Dieses Wachstum wird sich innerhalb der Gemeindegrenzen auf die vorhandenen Freiflächen konzentrieren. Hier existieren nur noch wenige Flächen im Nordosten sowie Bereiche im gesamten Südteil der Gemeinde. Schutzgebiete, wie das Delta des Flusses Jacuí, welches Kernzone des Biosphärenreservates ist, stellen dabei klare Siedlungshindernisse dar.

Bemerkenswert ist, dass 39% der gesamten Metropolen-Region innerhalb der Zonierung des BSR liegen. Diese umfasst somit große Teile der urbanen Bereiche, gleichwohl die Konzeptionierung des BSR eine Integration dieser Bereiche nicht explizit vorsieht, sondern vielmehr nur die Bedrohung durch urbane Expansion wahrnimmt (vgl. Chiappetti *et al.*, 1998; Marcuzzo *et al.*, 1998).

Porto Alegre selbst ist sowohl im Nordosten als auch im Südwesten durch BSR-Zonen eingerahmt. Die Stadtplanung erwähnt diesen Sachverhalt zwar in ihrem Generalplan (PDDUA, 1999), erläutert allerdings nicht die Konsequenzen für die Zonierung der Stadtentwicklungsplanes.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass Porto Alegre nach wie vor Zentrum des urbanen Wachstums ist und sich die zukünftige Stadtextension im Wesentlichen auf den Südteil der Gemeindefläche konzentrieren muss.

Literatur:

- Adelmann, W. & A. Zellhuber (2004). Analysis of environmental conflicts in areas of urban expansion using scenario methods. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D. Cunha & R. Rocha (2003). Região Metropolitana de Porto Alegre. Caracterização sócio-espacial. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Bähr, J. (1992) Bevölkerungsgeographie. Verteilung und Dynamik der Bevölkerung in globaler, nationaler und regionaler Sicht Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 429.
- Bähr, J. & G. Mertins (1995) Die lateinamerikanische Groß-Stadt: Verstärkerungsprozesse und Stadtstrukturen, Darmstadt, 238.
- Barcellos, T.M.d., R. Mammarella & M.R. Koch (2002) Tipologia sócio-espacial de Porto Alegre - 1980-91: diferenciações sócio-ocupacionais e desigualdades sociais entre os espaços da cidade, Indicadores Econômicos FEE Fundação de Economia e Estatística (FEE), Porto Alegre, 307-341.
- Chiappetti, M.I.S., S. Marcuzzo & S. Pagel, Mara (1998) A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul - Situação atual, ações e perspectivas - Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 11, São Paulo, 60.
- Código-florestal (1965) Código florestal, Vol. Lei N. 4771, Art. 2°.
- CONAMA (1994) Resolução CONAMA sobre definição Mata atlântica, Vol. No. 33.
- Costa, J.P.d.O. (1997) Avaliação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB-UNESCO, Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 48.
- FEPAM (1996). Conselho Nacional da reserva da Mata atlântica. FEPAM SCP - SIGPROGB - Pro Guaíba, Porto Alegre.
- Friedrichs, J. (1995) Stadtsoziologie Leske und Budrich, Opladen, 182.
- Gaebe, W. (1987) Verdichtungsräume. Strukturen und Prozesse in weltweiten Vergleichen, Teubner Studienbücher der Geographie Teubner, Stuttgart, 239.
- IBGE (1997) Censo demográfico 1996 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IBGE (2001) Censo demográfico 2000 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IPPUR/UFRJ-FASE, I.d. (2003). METRODATA. Informações básicas da regiões metropolitanas brasileiras., 2004, <http://www.ippur.ufrj.br/observatorio>
- Lima, A., ed. (2001) Aspectos jurídicos da proteção da Mata Atlântica, São Paulo. 311.
- Marcuzzo, S., S.M. Pagel & M.I.S. Chiappetti (1998) A reserva da biosfera da mata atlântica no rio grande do sul - situação atual, ações e perspectivas -
- Metroplan (1999). Considerações Sobre Conceitos e Delimitação da Região Metropolitana de Porto Alegre. Metroplan (Fundação Metropolitana de Planejamento), Porto Alegre.
- Metroplan (2001). Região Metropolitana do Porto Alegre RMPA - Ocupação urbana e eixos viários de BR e RS. Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Secretaria da coordenação e planejamento - Metroplan, Porto Alegre.
- PDDUA (1999) Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), Vol. Lei complementar 434.
- PRO-GUAIBA (1998). Baía de todas as águas - Preservação e gerenciamento ambiental na Bacia do Guaíba. Secretaria da Coordenação e Planejamento do Estado do Rio Grande do Sul - Secretaria Executivo do Pro Guaíba, Porto Alegre.
- Ribeiro, L.C.d.Q. & L.C. do Lago (1995) Restructing in large Brazilian Cities: The Centre/Periphery Model. *International Journal of Urban and Regional Research* 19: 369-382.
- Souza, M.L.d. (2001) Metropolitan deconcentration, socio-political fragmentation and extended suburbanisation: Brazilian urbanisation in the 1980s and 1990s. *Geoforum* 32: 437-447.
- Stewig, R. (1983) Die Stadt in Industrie- und Entwicklungsländern UTB, München, Wien, Zürich.
- Zellhuber, A. & W. Adelmann (2003). Constraints for sustainable urban development planning in the periphery of Brazilian cities, shown on the case study of Porto Alegre. Deutsch- Brazilianisches Symposium 16.-19. July 2003, Tübingen. Mecke, Dieter.

Kapitel II

Naturschutzfachliche Bewertung in den humiden Tropen und Subtropen

Abstract

The convention on biological diversity (CBD) aims at the balance between sustainable use and conservation of the biodiversity (UNU/IAS *et al.*, 2003). Therefore, it calls for a continuous assessment of the actual situation of biodiversity, both from the conservationists and land users point of view.

In planning processes, the evaluation steps present the basis for decision making and setting of priorities. Often, results of evaluation processes in nature conservation are poorly accepted and the actual capacity of planning processes to implement proposed measures against competing interests are still low (Bernotat *et al.*, 2001; Wulf, 2001). The main causes are a confusing diversity of evaluation methods and criteria, subjective values at the basis of the evaluation processes, insufficient data, the latter often a consequence of lack of time and financial resources. The principal reason for these problems is the complexity of the objects considered in conservation planning. Due to the complexity of the examined systems or the lack of available information about organism present within them, the results of the evaluations process become inaccurate.

Criteria for conservation evaluation have been developed almost exclusively in the cultured landscape of temperate climates. In this chapter, the applicability of these criteria for humid subtropical and tropical landscape was examined.

Further, the general problems of the conservation evaluation practices were analyzed and possible alternative procedures were discussed. The chapter introduces the 'indirect evaluation method' and compares it to common rating methods. In order to give a more transparent organisation of the evaluation method, 'evaluation layers' were introduced, in a hierarchy of purpose layer, relation layer, criteria layer, indicator layer and value layer. A set of criteria together with information on necessary efforts for data collection, is given, and possibilities for application of this evaluation system in the humid subtropics and tropics are demonstrated.

Zusammenfassung

In der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD¹) wird die Balance zwischen nachhaltiger Nutzung und Schutz der Biodiversität gefordert (UNU/IAS *et al.*, 2003). Sie verlangt folglich eine kontinuierliche Bewertung der jeweils aktuellen Situation, sowohl aus naturschutzfachlicher, als auch aus der Nutzungs-Perspektive.

In der Praxis werden naturschutzfachlichen Bewertungen erhebliche Mängel vorgeworfen (Bernotat *et al.*, 2001; Wulf, 2001), wie fehlende Nachvollziehbarkeit, geringe Kontrollmöglichkeit und mangelnde Normierung der Verfahren und Kriterien. Die Gründe liegen z. T. in strukturellen Schwächen, wie der unübersichtlichen Vielfalt von Bewertungsmethoden, Bewertungskriterien und Wertsetzungen. Oftmals sind sie das Ergebnis unzureichender Datengrundlagen, begründet durch mangelnde finanzielle oder zeitliche Ressourcen. Folglich leiden die Ergebnisse an Akzeptanzmangel und geringer Durchsetzungsfähigkeit gegenüber konkurrierenden Interessen. Die Komplexität der Bewertungsobjekte im Naturschutz ist allerdings die Hauptursache für die bestehenden Mängel. Je

¹ CBD – convention on biological diversity

komplexer ein System, bzw. je weniger Informationen über anwesende Organismen und Wechselwirkungen existieren, desto unsicherer wird das Bewertungsergebnis.

Naturschutzfachliche Bewertungskriterien sind, wie ihre Indikatoren, zumeist in Kulturlandschaften der gemäßigten Breiten entwickelt worden. Eine Übertragung dieser Kriterien in komplexere Systeme, wie Landschaften der humiden Tropen und Subtropen, wird diskutiert und auf ihre Anwendbarkeit überprüft.

Des Weiteren werden die generellen Probleme in der Praxis der naturschutzfachlichen Bewertung analysiert und mögliche Lösungen diskutiert. Die indirekte Wertzuordnung wird neu eingeführt und mit herkömmlichen Wertzuordnungen kritisch verglichen. Für die übersichtlichere und somit nachvollziehbarere Gestaltung von Bewertungsverfahren werden die Bewertungsebenen Zweck-, Bezugs-, Kriterien-, Indikator- und Wertebene eingeführt. Es werden Kriterienlisten, ihre notwendigen Datengrundlagen, sowie Möglichkeiten von Wertzuordnungen in den humiden Subtropen und Tropen vorgestellt.

2.1 Einführung

In der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD²) wird die Balance zwischen nachhaltiger Nutzung und Schutz der Biodiversität als allgemeines Ziel gefordert (vgl. Einleitung, Malawi-Prinzipien) (UNU/IAS *et al.*, 2003). Sie verlangt somit eine kontinuierliche Bewertung der jeweils aktuellen Situation, sowohl aus naturschutzfachlicher, als auch aus der Nutzungs-Perspektive. In jedem Planungsprozess ist die Bewertung der zentrale Schritt für den Abgleich zwischen Zielvorstellung und realen Gegebenheiten und somit der Festlegung von Handlungsprioritäten.

Naturschutzfachliche Bewertungen dienen sowohl der Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Objekten (vgl. Wiesmann, 1987), als auch der Einschätzung der Gefährdung (Schutznotwendigkeit) sowie der Festlegung der Eignung für naturschutzfachliche Zielsetzungen (Schutzzeignung) (Usher *et al.*, 1994; ANL, 1996; Dierssen *et al.*, 1998). Die Ergebnisse einer naturschutzfachlichen Bewertung dienen dabei nicht nur der Prioritätensetzung, sondern auch als Argumentation gegenüber konkurrierenden Nutzungsformen des Naturschutzes. Hier zeigt sich allerdings, dass es den Ergebnissen an Argumentationskraft und somit oftmals an Durchsetzungsvermögen mangelt (Wulf, 2001). Zur Begründung werden u. a. die mangelnde Nachvollziehbarkeit, die geringe Kontrolle und die fehlende Normierung der Verfahren und Kriterien genannt (Bernotat *et al.*, 2001). Tatsächlich weist die Praxis erhebliche Mängel auf, welche besonders im Vergleich zu anderen Bewertungsverfahren, z.B. im technischen Umweltschutz, deutlich werden (Bernotat *et al.*, 2001). Die geforderte Balance zwischen Schutz und Nutzung scheint bereits durch strukturelle Schwächen in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren gefährdet zu sein.

Die Komplexität der Bewertungsobjekte im Naturschutz muss als wesentliche Ursache für die bestehenden Mängel angesehen werden (Plachter, 1991). Je komplexer ein System, bzw. je weniger Informationen über anwesende Organismen und Wechselwirkungen existieren, desto unsicherer wird das Bewertungsergebnis. Die naturschutzfachlichen Kriterien sind selten durch direkte Messgrößen zu erschließen, sie sind vielmehr selbst Indikatoren oder werden durch solche bestimmt (vgl. Henle, 1994; Usher *et al.*, 1994; Zehlius-Eckert, 2001). Dabei sind naturschutzfachliche Bewertungskriterien, ebenso wie ihre Indikatoren, zumeist in Kulturlandschaften der gemäßigten Breiten entwickelt worden (vgl. Plachter, 1992b; ANL, 1996; Fürst *et al.*, 1997; Dierssen *et al.*, 1998; Wiegleb *et al.*, 1999).

Es ist Ziel des Kapitels, die Übertragung von - vornehmlich im europäischen Raum entwickelten - Bewertungskriterien in die humiden Tropen und Subtropen kritisch zu hinterfragen und deren Anwendbarkeit zu beurteilen. Des Weiteren werden die bestehenden strukturellen Schwächen in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren herausgearbeitet, um gleichzeitig mögliche Lösungen bzw. Vereinfachungen für eine konkrete Anwendung in den humiden Subtropen vorzustellen. Das Kapitel erarbeitet somit den theoretischen Rahmen für konkrete naturschutzfachliche Bewertung am Beispiel Porto Alegres in Kapitel III.

Die humiden Tropen und Subtropen werden hier zusammenfassend behandelt, da sie in ihrer hohen Komplexität (Artenvielfalt, ähnliche Ökosystemstrukturen) große Ähnlichkeiten aufweisen (Schultz, 2000).

² CBD – convention on biological diversity

2.2 Vorgehensweise und Definitionen

Das Kapitel basiert auf der Auswertung und Diskussion von Literatur. Der Schwerpunkt der Auswertungen basiert auf dem Vergleich zwischen den Ansprüchen aktueller ökologischer Erkenntnisse und in der Praxis daraus ableitbaren bzw. realisierbaren naturschutzfachlichen Bewertungen (siehe Definitionen). Zunächst werden die Rahmenbedingungen des Planungsumfeldes beschrieben (Kap. 2.3.1), die sich auf ein Bewertungsverfahren auswirken. Folgend werden strukturelle Schwierigkeiten in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren aufgezeigt (Kap. 2.3.2). Im Anschluss wird ein Überblick über die untersuchten Bewertungskriterien gegeben (Kap. 2.3.3). Für die übersichtlichere und somit nachvollziehbarere Gestaltung von Bewertungsverfahren werden *Bewertungsebenen* neu eingeführt (Kap. 2.3.4). Des Weiteren wird die *Indirekte Wertzuordnung* eingeführt (Kap. 2.3.5), als methodische Alternative zu herkömmlich verwendeten Wertzuordnungen.

Die Prüfung der Anwendbarkeit (Kap. 2.4) von naturschutzfachlichen Kriterien in den humiden Subtropen und Tropen erfolgt nach folgendem Schema (vgl. Wulf, 2001: 22ff.): Die Bewertungskriterien, gereiht nach der Häufigkeit ihrer praktischen Anwendung (Usher *et al.*, 1994), werden jeweils anhand von Beispielen in bezug auf die humiden Subtropen und Tropen diskutiert. Hierbei wird zunächst das Kriterium definiert (vgl. Wulf, 2001) und anschließend die Vorgabe/Einschränkungen in den *Bewertungsebenen* diskutiert, d.h. im Rahmen welchen Schutzzweckes die Anwendung sinnvoll ist und inwieweit eine realistische Datenerhebung oder Wertzuordnung erfolgen kann.

Im Anschluss werden alle Kriterien in einer Tabelle zusammengeführt, in der die notwendigen Datengrundlagen (vgl. Wulf 2001), existierende Anwendungsprobleme, eine Einschätzung zur Anwendungsmöglichkeit, sowie ein reales Anwendungsfeld aufgelistet sind.

Definitionen

Bewertung ist die Grundlage jeder Entscheidung zwischen Ziel- bzw. Handlungsoptionen und fordert eine nicht neutrale Stellungnahme zum zu bewertenden Sachverhalt³ (Bechmann, 1981: 95; Bechmann, 1988; Wulf, 2001: 6).

Ein *Bewertungskriterium* ist ein entscheidungsrelevantes Merkmal der bewerteten Objekte, d.h. eine unmittelbar mit Werten zu verknüpfende Ausprägung. Ist das Kriterium selbst nicht direkt zu messen, dienen *Indikatoren* als mess- bzw. schätzbare Hilfsgröße (Fürst *et al.*, 1992; Plachter, 1992a: 29; Wulf, 2001: 8; Zehlius-Eckert, 2001: 10ff.).

³ fehlt die Wertdimension eines Sachverhaltes, sollte anstelle von Bewertung von Beurteilung gesprochen werden (Wiegleb 1997, Potthast 1999)

2.3 Problematik in der Praxis der naturschutzfachlichen Bewertung

2.3.1 Planungsumfeld

Einen weitreichenden Problemaufriss naturschutzfachlicher Planungen geben Bernotat *et al.* (2001). Das Planungsumfeld weist einige grundlegende Schwierigkeiten im Bezug auf naturschutzfachliche Bewertung auf, so z.B. die Frage nach der Gültigkeit oder Nachvollziehbarkeit von Bewertungsergebnissen, einhergehend mit der Frage nach der Akzeptanz. Die Planungsrealität und ihre Rahmenbedingungen schränken die bestehenden Möglichkeiten stark ein. So bleibt die zeitliche oder räumliche Gültigkeit⁴ von Bewertung zumeist undefiniert (Plachter, 1994). In der Regel werden Bewertungen nur für eine kurzfristige Zeitspanne (< 10 Jahre) festgelegt. Mittel- bis langfristige Betrachtungen (10-30 bzw. > 30Jahre) werden dagegen häufig ausgeblendet, begründet durch Rahmenbedingungen, wie politische Vorgaben, z.B. Wahlperioden, oder zeitlich definierte Bindung von Maßnahmen in Gesetzesvorgaben. Nicht zuletzt werden lieber kurzfristige Gültigkeiten angenommen, auch aus der Erfahrung heraus, dass sich die ökologischen Erkenntnisse mittelfristig verändern können. Ebenso ist die räumliche Gültigkeit der Bewertungsaussagen eng begrenzt und konzentriert sich zumeist auf Einzelobjekte innerhalb planungspolitisch definierter Grenzen (Baugebiet-, Gemeindegrenzen), weniger an funktionalen, ökosystemaren oder naturräumlichen Gegebenheiten. Darunter leidet oftmals die Nachvollziehbarkeit, da zum einen Zielvorstellungen aus einem Naturraum, bzw. für einen Typ auf ein Einzelobjekt projiziert werden, zum anderen grundlegende funktionale Zusammenhänge im Raum (z.B. Wassereinzugsgebiete) missachtet werden. Die Nachvollziehbarkeit von Bewertungsverfahren und ihrer Ergebnisse ist vielfach diskutiert (BMU, 1996; Heidt *et al.*, 1996; Jessel, 1996; Jessel *et al.*, 2002: 152ff.). Ein Umsetzungsproblem liegt in der Notwendigkeit, dass Bewertungsverfahren auch von Fachfremden, z.B. Behördenvertretern, nachvollzogen werden sollen, sowohl formal als auch inhaltlich (Jessel *et al.*, 2002; Kaule, 2002). Hierbei besteht die Gefahr, dass komplexe Zusammenhänge zu stark vereinfacht werden müssen und infolgedessen - von Experten - angreifbar sind. Umgekehrt haben komplexe Bewertungsverfahren, z.B. mathematische Verrechnungen, den Vorwurf hervorgebracht, dass Motivationen verschlüsselt werden. Eng an die Nachvollziehbarkeit ist die Akzeptanz gekoppelt (Luz, 1993; Luz, 1994; Knospe, 1998). Auch hier kann die Frage gestellt werden, von wem die Akzeptanz ausgehen soll: von Fachfremden, von Experten, von der Bevölkerung oder gar von den Nutzungskonkurrenten? Im letzten Fall müsste anstelle von Akzeptanz von der Geltung der Bewertungsergebnisse gesprochen werden (Jessel, 1998: 54; Jessel *et al.*, 2002: 150). Oftmals ist die Geltung auf eine Expertensicht beschränkt (Güsewell *et al.*, 1996).

Eine Fülle verschiedenartiger, z. T. sich widersprechender Wertvorstellungen beeinflussen jede Bewertung. Neben aus ökologischen Erkenntnissen abgeleiteten Werten, so z.B. im Rahmen der Nachhaltigkeitsdebatte (Norton, 1986), stellen Gesetze und Konventionen konkrete Anforderungen an eine Bewertung. Hinzu kommen ökonomische Betrachtungen im Sinne von Nutzwerten (Nash, 1991) oder auch abstrakte Vorstellungen, wie Eigenwert der Natur aus ethischer Begründung oder Schönheit und Eigenart aus der Ästhetik (Jessel, 1994). Neue Anforderungen stellen ganzheitliche Ansätze, wie der Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention (Oeschger, 2000), die einen Einbezug und

⁴ Hier soll Gültigkeit im Sinne des räumlichen oder zeitlichen Bezugs der Wertaussage verstanden werden, weniger im Sinne von Übereinstimmung mit allgemeinen Wertgrundsätzen/Zielsystemen, wie Jessel & Tobias (2002: 150) Gültigkeit definieren.

Abwägung aller Wertvorstellungen verlangen. Der Praxisschwerpunkt liegt nach wie vor in der Wertzuordnung auf der Basis von empirischen ökologischen Daten. Einem Planer ist die Abwägung dieses Werteumfeldes i. d. R. individuell überlassen (Bernotat et al. 2001). Folglich kommt es zu sehr individuellen Bewertungsergebnissen, welche sich negativ auf eine breite Akzeptanz auswirken können (ebd.).

2.3.2 Bewertungsverfahren

Die Abbildungen 2.1a und 2.1b zeigen die Gegenüberstellung eines allgemeinen Schemas zu Bewertungsverfahren und die Konfliktbereiche in naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren.

Im allgemeinen Bewertungsverfahren werden ausgehend von Wertvorstellungen, hier zusammenfassend als Ideale bezeichnet, konkrete Ziele formuliert. Sowohl die Datenerhebung als auch die Bewertung selber werden anhand dieser Zielvorstellung durchgeführt, zudem stehen Normen, Regeln und Modelle zur Verfügung, welche die Erhebungsmethodik, die Kriterienwahl und die Wertzuordnung, zumindest die Wertrichtung vorgeben.

Wichtigster Punkt ist die Möglichkeit von Kontrollen, um die Plausibilität der Bewertungsergebnisse, wiederum anhand von Normen (Grenzwerte, Standards etc.), beurteilen zu können.

Demgegenüber zeichnen sich naturschutzfachliche Bewertungsverfahren durch folgende Schwächen aus: Erstens kann die Datenerhebung aufgrund der Komplexität mancher Ziele nicht immer zielkonform erfolgen (Plachter, 1991). Dies betrifft vor allem Zielvorstellungen, welche zeitlich längerfristige Schutzziele umfassen, wie z.B. „Sicherung der mittelfristigen Überlebensfähigkeit“ oder Zielaussagen mit nicht ausreichender Konkretisierung, wie z.B. „Erhaltung der typischen Ökosystemfunktionen“. Zur Umsetzung einer entsprechenden Datenerhebung fehlen zumeist sowohl zeitliche als auch finanzielle Ressourcen (Plachter, 1994; Heidt *et al.*, 1996; Dierssen *et al.*, 1998).

Eine zweite Schwäche stellt die Praxis der Auswahl der Bewertungskriterien dar. Diese findet häufig nicht zielabhängig statt (Bernotat et al. 2001). Ebenso wird die Kopplung von Kriterien und notwendiger Datenbasis nicht beachtet (Wulf 2001: 16ff.). Oftmals wird die Datenerhebung vorangestellt und erst im Anschluss über Bewertungskriterien nachgedacht (Bernotat *et al.*, 2001). Ein Abgleich mit der tatsächlich verfügbaren bzw. erreichbaren Datenbasis findet dann nicht mehr statt. Vielmehr wird eine Auswahl gängiger Kriterien verwendet, unabhängig von ihrer Anwendbarkeit innerhalb einer Zielstellung.

Drittens existieren kaum Kontrollen durch Unabhängige, einerseits aufgrund von mangelnder Nachvollziehbarkeit, andererseits durch fehlende Normierung zu Werteskalierung und Datenerhebung, die erst einen Kontrollvergleich ermöglichen würden (Bernotat *et al.*, 2001). Nicht zuletzt prägen Ideale, d.h. Wunschvorstellungen die Bewertung stärker als die erhobenen Datengrundlagen oder Zielsetzungen (Wulf 2001, Bernotat et al. 2001). Die Ideale werden maßgeblich durch überholte ökologische Kenntnisstände geprägt, wie etwa ökologisches Gleichgewicht und Stabilität durch Artenvielfalt (vgl. Trepl, 1993: 424; 2.5 Diskussion).

2.3.3 Bewertungskriterien

Wulf (2001) gibt einen umfassenden Überblick über landschaftsökologische Bewertungskriterien und fasst sie zu vier Gruppen zusammen: In *Kriterien der Struktur*, wie Artenvielfalt, Vollständigkeit, Struktur- und Raumvielfalt, sowie in *Kriterien der räumlichen Struktur*, wie Flächengröße, Isolation und Verbund, interökosystemarer Stofffluss und Seltenheit, zu einer dritten Gruppe *Kriterien der zeitlichen Dimension*, wie Alter, Maturität, Restituierbarkeit, Regenerationsvermögen und Stabilität, und eine vierte Gruppe der *Kriterien des kulturellen Einflusses*, wie Natürlichkeit, Gefährdung, Belastbarkeit und Empfindlichkeit, sowie losgelöst von diesen Gruppen das Kriterium Repräsentativität. Die Bezeichnung „landschaftsökologische Kriterien“ wird im folgenden Text durch „naturschutzfachliche Kriterien“ ersetzt, da viele der Kriterien sich ebenso außerhalb eines Landschaftsbezugs anwenden lassen, sei es zur Beschreibung und Bewertung von Teilsystemen, z.B. einzelnen Habitaten, oder höheren Raumebenen, wie z.B. Naturräumen.

Die Kriterien werden nicht gleichhäufig angewandt, vielmehr gibt es eine „Hitliste“, die von Kriterien der Vielfalt (Arten-, Habitat-), Natürlichkeit, Seltenheit, Flächengröße, und Gefährdung angeführt wird (Usher *et al.*, 1994: 22; vgl. Blaschke, 1997: 69), unabhängig von einer korrekten Verwendung hinsichtlich Datengrundlage, Zielerfüllung oder Bewertung (Wulf, 2001: 13ff.).

Die Kriterien sind in vieler Hinsicht nicht unabhängig voneinander, sondern stehen in Beziehung zueinander. So können Korrelationen auftreten, wie sie zwischen Struktur- und Artenvielfalt angenommen werden, ebenso zwischen Arten- und Raumvielfalt, allerdings deutlich abhängig vom betrachteten System (siehe jeweilige Kriterien 2.4.1-2.4.11). Unter Umständen haben Kriterien ähnliche Aussageinhalte oder Inhaltsabhängigkeiten, so wird z.B. Empfindlichkeit zur Beurteilung des Regenerationsvermögens benutzt. Andere sind kausal voneinander abhängig, wie Maturität und Alter eines Systems. Wulf (2001) gibt hierzu eine weiterführende Analyse über die Beziehungen von Kriterien zueinander.

Es existiert eine Hierarchie innerhalb der Kriterien. So lassen sich Natürlichkeit und Gefährdung als Überkriterien definieren, abgeleitet aus einer Hauptmotivation im Naturschutz, die Natur vor Gefährdungen zu schützen (siehe 2.4.4 Kriterium Natürlichkeit und 2.4.7 Kriterium Gefährdung). Die Einstufung der Natürlichkeit geschieht im Vergleich einer konkreten Ausprägung mit einem realen oder gedachten Naturideal. Alle weiteren naturschutzfachlichen Kriterien können dazu genutzt werden, diese Ausprägung zu beschreiben. Gefährdung ist das Erkennen eines Entwicklungstrends weg vom Naturideal, d.h. hier können alle weiteren Kriterien herangezogen werden, diese Zustandsänderung zu beschreiben.

Nicht selten sind inhaltliche Beziehungen zwischen Kriterien nicht durch den aktuellen Wissensstand geprägt (Trepl, 1993). So wurden tropische Regenwälder lange Zeit als konstante und stabile Systeme betrachtet, und auftretende Veränderungen als unnatürlich und nicht wünschenswert bewertet (Wright, 1996). Erst durch die Erkenntnisse, dass Störungen und infolgedessen Instabilität Teil eines natürlichen Systems sein können (Scherzinger, 1996; Jax, 1999), ändert sich langsam die inhaltliche Beziehung zwischen den Kriterien Stabilität und Natürlichkeit.

Viele Bewertungskriterien lassen sich nur auf Systeme als Ganzes (Lebensgemeinschaften, Ökosysteme) beziehen (vgl. 2.3.4 Bewertungsebenen). Die Entstehung dieser Kriterien kann aus der

vorherrschenden organismischen Perspektive⁵ der Natursicht im Naturschutz geschlossen werden (vgl. Trepl, 1988). Die meisten jüngeren ökologischen Erkenntnisse entstammen dem Populationsansatz (Bröring *et al.*, 1990; Trepl, 1994) und stehen insofern dem individualistischen Konzept (Gleason, 1927) näher (siehe Jessel, 1998; Wulf, 2001: 52 ff.). Diese Diskrepanz zwischen dem Anspruch Systeme, Landschaften etc. als Ganzes zu bewerten und der zunehmenden Fülle von populationsbiologischen Erkenntnissen und Einzelbeobachtungen führt nicht selten zu inhaltlichen Widersprüchen in der Zielsetzung und folglich in der Bewertung und ihrer Akzeptanz (vgl. Jessel, 1998). Dieses Problem wird nie vollständig lösbar sein, da auf verschiedenen Bezugsskalen gearbeitet wird und folglich verschiedene Methoden zum Einsatz kommen, welche immer zu Diskrepanzen in den Erkenntnissen führen können. Um dem flächendeckenden Anspruch des Naturschutzes gerecht zu werden, so sind einfache und schnell handhabbare Bewertungskriterien Voraussetzung (Plachter, 1992b: 241). Populationsbiologische Untersuchungen sollten erheblich mehr dazu genutzt werden, die Bewertung von Systemen zu flexibilisieren, d.h. dass auch z. T. widersprüchliche Forderungen dazu genutzt werden, die verschiedenen Handlungs- und Entwicklungsoptionen zu diskutieren. Jedes Kriterium enthält gleichzeitig Zielvorstellungen des Naturschutzes oder kann selbst als Ziel formuliert werden. Vielfalt ist auf der neutralen Sachebene die Anzahl der betrachteten Elemente in einem Bezugsraum, auf der Wertebene implementiert Vielfalt das Ziel, möglichst viele Elemente zu schützen. Diese Feststellung erscheint zunächst trivial, schließlich könnte keine Bewertung stattfinden, wenn sich keine Zielvorstellung, d.h. Wertrichtung, mit dem Kriterium verknüpfen lassen würde. Dennoch ist dieser Sachverhalt wichtig, da er oftmals zu dem Konflikt führt, dass Sach- und Wertebene nicht mehr voneinander zu trennen sind (hierzu: Jessel, 1998). Er ist ebenfalls wichtig, weil Bewertungen immer im Rahmen von Zielvorgaben stattfinden (siehe 2.3.2) und somit ein Abgleich zwischen tatsächlichen Zielsetzungen und implementierten Zielvorstellungen der Kriterien stattfinden muss.

2.3.4 Bewertungsebenen

Zur übersichtlicheren Gestaltung von naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren wird ein System mit fünf Bewertungsebenen eingeführt: Planungszweck, Bezug, Kriterien, Indikatoren und Werte (Abb. 2.2). Die Einteilung der Bewertungsebenen ist kein hierarchisches System, weil sowohl höhere Ebenen, wie Zweck- und Bezugsebene, als auch untere Ebenen, wie Indikator- und Wertebene die Auswahl der Kriterien beeinflussen. Die Bewertungskriterien stehen daher im Mittelpunkt.

Jede naturschutzfachliche Bewertung lässt sich einem oder mehreren der drei Planungszwecke Schutzwürdigkeit, Schutznotwendigkeit oder Schutzeignung zuordnen (vgl. Wulf, 2001: 477). Die Schutzwürdigkeit ist die Identifizierung der Typen oder Objekte im Raum, welche den Zielen des Naturschutzes entsprechen (Wulf, 2001: 488), wogegen die Schutznotwendigkeit deren Gefährdung abschätzt. Die Schutzeignung⁶ bezieht sich auf die Einschätzung der Erfolgsaussichten von Schutzmaßnahmen. Bereits die Zweckebene definiert eine Auswahl der darunter liegenden Ebenen (vgl. Abb. 2.4, S. 103).

⁵ im Bezug auf das organismische Konzept nach Clement (1916)

⁶ Dierssen & Dierssen (1984) verwendeten den Begriff Schutzfähigkeit – ich halte den Begriff Schutzeignung für treffender, da keine aktive Eigenleistung (Fähigkeit) vom Schutzobjekt impliziert wird.

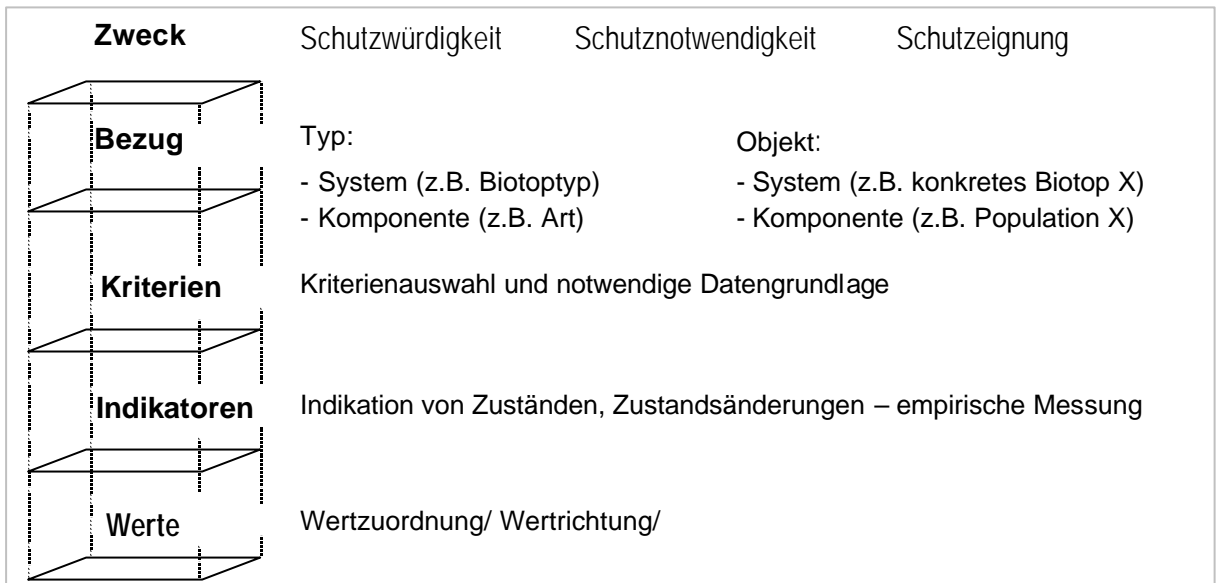


Abb. 2. 2 : Untergliederung naturschutzfachlicher Bewertung in fünf Bewertungsebenen

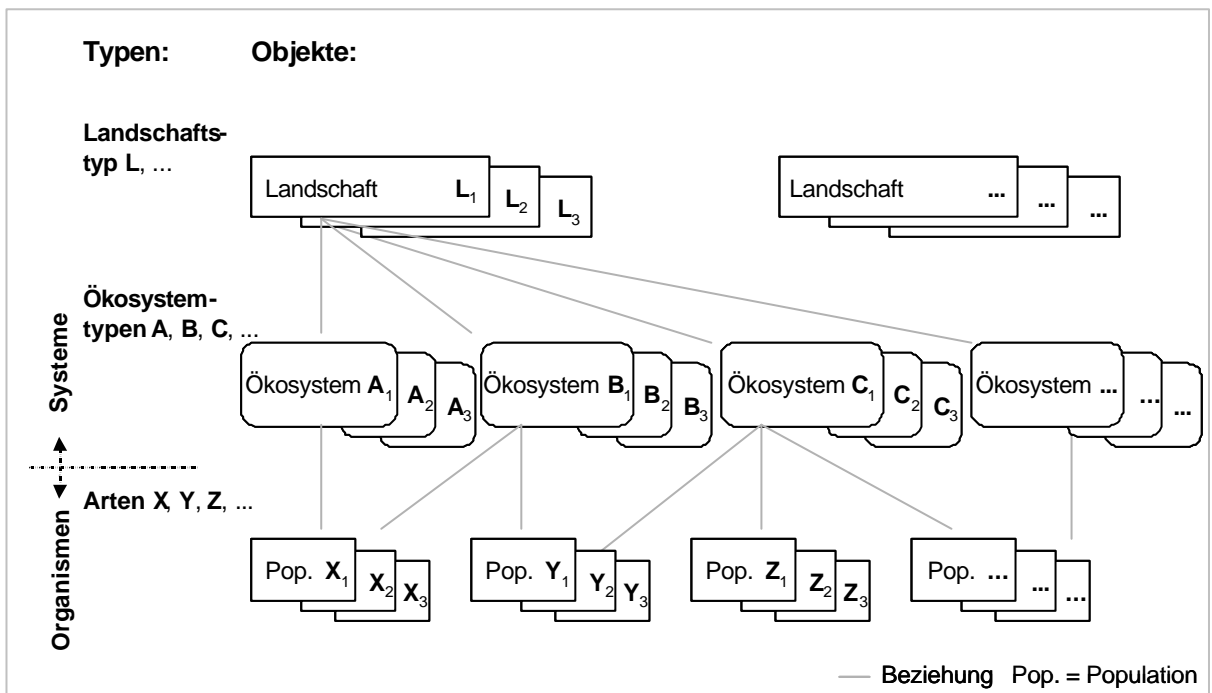


Abb. 2. 3 : Typen und Objekte auf die sich Bewertungen beziehen können (Bezugsebene) - vereinfacht dargestellt für drei Typen (Landschaft, Ökosystem, Art) und ihre dazugehörigen Objekte (vgl. Plachter 1996)

Auf der Bezugsebene erfolgt eine Darlegung, inwieweit eine Bewertung eines Typs oder Objekts⁷, bzw. eines Systems oder von Organismen⁸ vorliegt (vgl. (Roweck, 1996: 132). *Typen* sind Klassifizierungen von Objekten mit gleichen Merkmalen (Abb. 2.3), wie Ökosysteme (systembezogen) oder Arten (organismenbezogen), wogegen ein *Objekt* jeweils eine konkrete Fläche eines Ökosystems bzw. eine Population einer Art darstellt (Plachter, 1994).

Die Messung der Kriterienausprägung erfolgt in der Regel auf der Objektebene (Abb. 2.4, S. 103). Typbewertungen sind zumeist Pauschalisierungen der bis dahin bekannten Objekteigenschaften bzw. -bewertungen. Beispielsweise sind tropische Tieflandregenwälder (Typ) als artenreich bekannt, weil die bisher untersuchten Einzelobjekte artenreich waren. Lediglich die Kriterien Seltenheit, Gefährdung und Repräsentanz sind unmittelbar anhand der Typen sinnvoll zu messen (vgl. Plachter, 1994; Wulf, 2001).

Die Abbildung 2.4 zeigt die Anwendungsmöglichkeiten der Kriterien im Rahmen der Definition von Zweck- und Bezugsebene. Es ist erkennbar, dass sich die Schutzzeignung nur auf konkrete Objekte bezieht. Die Schutzzeignung eines Typs, zum Beispiel ob sich eine Art überhaupt zum Schutz eignet, wird nicht Ziel einer Bewertung sein, die Schutzzeignung einer konkreten Population (Objekt) dagegen schon. Des Weiteren wird ersichtlich, dass sich viele naturschutzfachliche Kriterien auf Systeme beziehen, wie z.B. Vielfalt oder Vollständigkeit.

Die weitere Auswahl der Kriterien muss unter Beachtung der erforderlichen Datenlage erfolgen (Kriterienebene). Dabei ist die Kriterienebene eng mit der Indikatorebene verknüpft, da die Erhebung zumeist über Indikatoren erfolgt. Können die notwendigen Daten nicht im erforderlichen Umfang erhoben werden, ist das Kriterium fallen zu lassen. Für die humiden Tropen und Subtropen wird die Datenerhebung nachstehend an einzelnen Kriterien diskutiert (siehe 2.4).

Auf der Wertebene ist vor Beginn einer Erhebung zumindest eine Wertrichtung für eine erwartete Ausprägung des Kriteriums, besser noch ein Referenzzustand bzw. -bereich zu definieren. Kann im konkreten Planungsraum keine eindeutige Wertrichtung⁹ getroffen werden, ist das betroffene Kriterium aufzugeben.

Durch eine Definition aller Bewertungsebenen kann die Kriterienauswahl gesteuert, das Bewertungsverfahren übersichtlicher gestaltet, sowie die Fehlerhebung von Daten vermieden werden.

⁷ Es gibt es eine Reihe rein objektbezogener Kriterien, d.h. an eine konkrete Ausprägung gebundene (Flächengröße, Isolation etc.), siehe Abb. 2. 3

⁸ Systembezogene Kriterien, wie z. B. Vielfalt (Arten-, Struktur-, Raum-), die nur auf Systeme (Lebensgemeinschaften, Ökosysteme, Biotopkomplexe, Landschaft, Naturraum, etc.) anzuwenden sind und nicht auf Organismen (Art, Population, Individuum) (siehe Abb. 2. 3)

⁹ Beispiel Raumvielfalt: Für tropische Systeme, Beispiel Mata atlântica, besteht keine eindeutige Wertrichtung, inwieweit eine hohe Raumvielfalt gut oder negativ zu bewerten sei (siehe 2. 4. 3)

Zweck- Bezugs- Kriterienebene	Schutzwürdigkeit (Sw)		Schutznotwendigkeit (Sn)		Schutzzeignung (Se)		
	Typ		Objekt		Sw	Sn	Se
	System	Organismus	System	Organismus			
Artenvielfalt	+	-	+ m	-	+	-	-
Vollständigkeit	+	-	+ m	-	+	-	-
Strukturvielfalt	-	-	+ m	+	+	+	+
Raumvielfalt	-	-	+ m	+	+	-	+
Natürlichkeit	+	+	+ m	+ m	+	-	-
Seltenheit	+ m	+ m	+	+	-	+	-
Flächengröße	-	-	+ m	+	+	+	+
Gefährdung	+ m	+ m	+	+	-	+	+
Empfindlichkeit	+	+	+ m	+ m	-	+	+
Regenerations- fähigkeit	+	+	+ m	+ m	-	+	+
Belastbarkeit	+	+	+ m	+ m	-	+	+
Restituierbarkeit	-	-	+ m	+ m	-	+	+
Isolation	-	-	+ m	+ m	+	+	+
Interökosystemarer Stofffluss	-	-	+ m	+	+	+	+
Alter	-	-	+ m	+	+	+	-
Maturität	-	-	+ m	+	+	+	-
Repräsentativität	+ m	+ m	+	+	+	-	+

Abb. 2.4 : Anwendbarkeit von Bewertungskriterien in Abhängigkeit der Zweckebene (Schutzzeignung (Se), Schutzwürdigkeit (Sw), Schutznotwendigkeit (Sn)) und Bezugsebene (Typ, Objekt, System, Organismen); + = anwendbar; - = nicht abwendbar; m = messbar an (vgl. Plachter 1994; Wulf 2001: 471 ff.)

2.3.5 Direkte und indirekte Wertzuordnung

In einem Bewertungsverfahren ist die Wertzuordnung der zentrale Schritt, den gewonnenen Ergebnissen (Sachebene) einen Wert zu geben (Wertebene)¹⁰. Die direkte Wertzuordnung stellt die unmittelbare Zuordnung von Werten und gewonnenen Kriterien- bzw. Indikatorausprägungen dar (Merkmal – Wert), während die indirekte Wertzuordnung, welche hier als neue Methodenalternative eingeführt wird, die Verteilung der Ausprägungen innerhalb eines Bezugsraums als Skalierungsgröße benutzt (Häufigkeit von Ausprägungen - Wert).

Direkte Wertzuordnung

Für direkte Wertzuordnungen wurden eine unüberschaubare Anzahl¹¹ von Wertzuordnungsvorschriften entwickelt (Seibert, 1980; Blab, 1984; Kreeb, 1990; Kaule, 1991; Deggau *et al.*, 1992; Marks *et al.*, 1992; Plachter, 1992a; Plachter, 1994; Schlüter, 1994; Usher *et al.*, 1994; Faith *et al.*, 1996; Blaschke, 1997; Fürst *et al.*, 1997; Wiegleb, 1997b; Dierssen *et al.*, 1998; Fürst *et al.*, 2001; Jessel *et al.*, 2002; Kaule, 2002). Leider sind sie nicht direkt zu vergleichen. Die Vergleichbarkeit ist zum einen durch einen starken regionalen Bezug¹² der Wertzuordnung eingeschränkt, zum anderen durch ihre verbal-argumentativen Begründungen, die in individuelle, zumeist ordinale Wertstufen zusammengefasst sind. Dies scheint unvermeidlich, solange keine Möglichkeiten gefunden werden, direkte Wertzuordnungen zumindest regional zu normieren (vgl. Bernotat *et al.*, 2001).

Oft werden metrische Daten zu ordinalen Skalen zusammengefasst, um handhabbare Wertstufen (z.B. gut, mittel, schlecht) zu erhalten. Selten wird eine Erläuterung gegeben, warum eine mathematische Zuordnung (linear, logarithmisch, exponentiell, sigmoid) angewendet wurde (vgl. Plachter, 1994). Tatsächlich lassen sich Argumente finden, welcher Kurvenverlauf für welches Kriterium sinnvoll erscheint (siehe Abb. 2.5). Ein sigmoider Verlauf könnte begründet werden, wenn ein Schwellenwert erreicht werden kann, an dem kein großer Unterschied mehr zum Ideal bestünde (Beispiel Strukturvielfalt). Ein exponentieller Verlauf wäre beim Kriterium Vollständigkeit denkbar, da der maximale Wert nur in einem sehr engen Optimalbereich zu erreichen wäre. Im Sinne der Nachvollziehbarkeit ist nicht nur die bloße Darstellung der Wertzuordnungsvorschrift, sondern ebenfalls ihre Erläuterung notwendig (vgl. Plachter, 1994).

¹⁰ Zur Diskussion der Trennung von Wert- und Sachebene sei auf Jessel (1998: 50 ff.) verwiesen.

¹¹ die Zitatauswahl konzentriert sich auf Lehrbücher oder auf Artikel des deutschsprachigen Raumes, welche als richtungsweisend angesehen werden

¹² hierbei soll nicht der regionale Bezug kritisiert werden, da viele erhobene Daten nur regional zu bewerten sind.

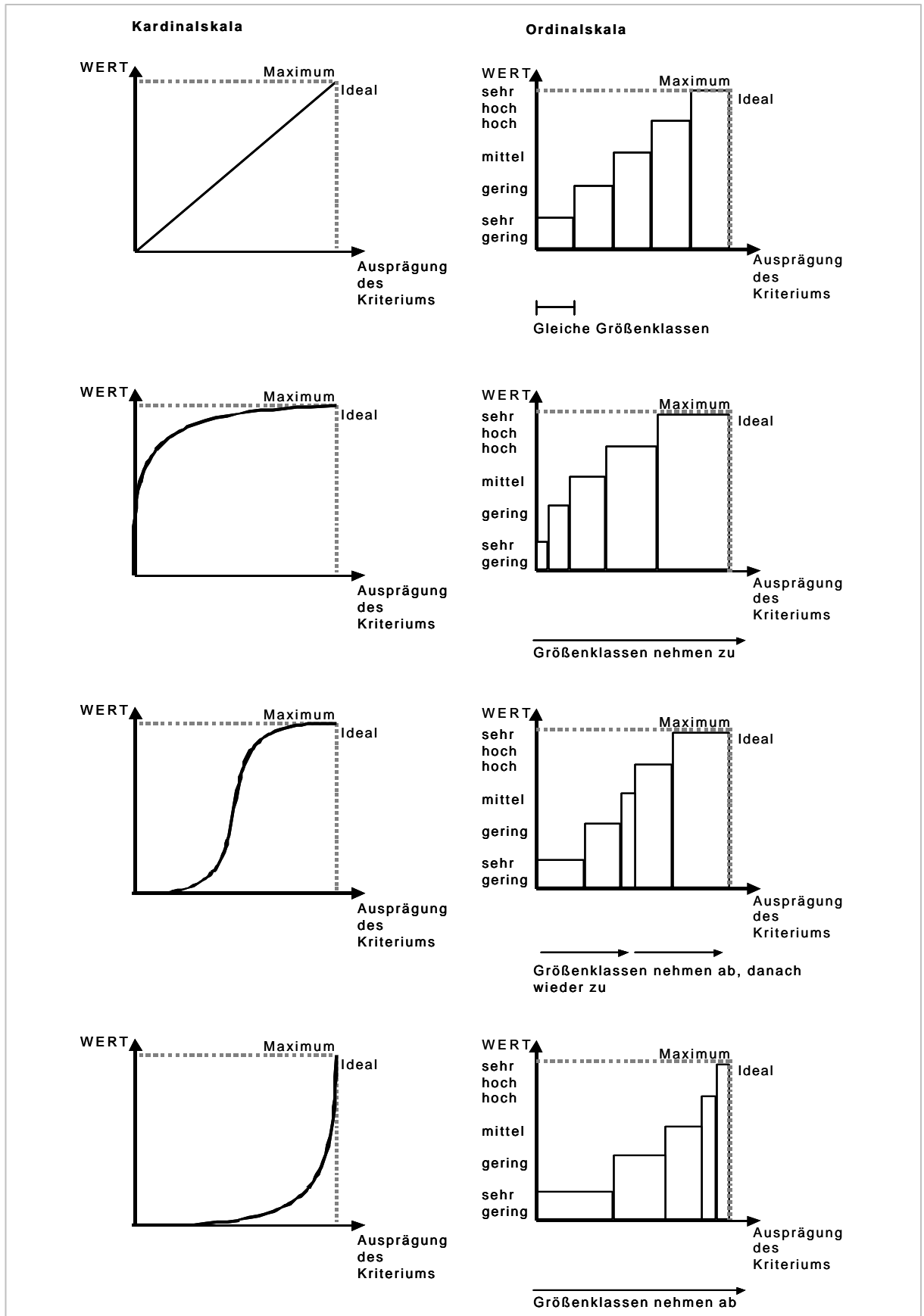


Abb. 2.5 : Gegenüberstellung von Kardinal- und inhaltlich entsprechender Ordinalskala (hier: fünf-stufig) in der direkten Wertzuordnung mit linearem, logarithmischem, sigmoidem und exponentiellem Verlauf

Indirekte Wertzuordnung

Abb. 2.6 zeigt die Grundannahme zur Herleitung der indirekten Wertzuordnung. Aufgetragen ist die Anzahl der Objekte (y-Achse) mit einer bestimmten Kriterienausprägung, gereiht nach einer Wert- richtung (x-Achse). Idealerweise sind hier Normalverteilungen für verschiedene Landschaftstypen angenommen, gereiht nach dem Kriterium Natürlichkeit: In einer Naturlandschaft ist das Maximum der Anzahl der Objekte deckungsgleich mit einer optimalen Ausprägung des jeweiligen Kriteriums, d.h. ist identisch mit einer Idealvorstellung der Natur. Je weiter sich der Landschaftstyp von diesem Naturideal entfernt, desto weniger Objekte erreichen die Ausprägung dieses Ideals. Die gesamte Ver- teilung der Ausprägung verschiebt sich weg vom Naturlandschaftsideal in einer Reihung `naturnahe Kulturlandschaft', `naturferne Kulturlandschaft' bis hin zur städtisch geprägten Landschaft. Die Wert- richtung - hin zum Naturideal - bleibt in jeder Landschaft bestehen. Allerdings eignet sich ein „streng- definiertes“ Naturideal kaum als Bewertungsmaßstab in einer urbanen Landschaft, da hier ansonsten alle Objekte einen sehr geringen Wert besitzen müssten. Naturschutz hat einen flächendeckenden An- spruch und bezieht ausdrücklich naturferne oder urbane Kulturlandschaft in sein Aufgabengebiet mit ein (Plachter, 1992b: 1ff.). Solange eine Wert- richtung definierbar ist, kann für jede Landschaft bzw. Bezugsraum ein eigenes Ideal begründet werden, welches sich vornehmlich am Maximalwert einer Ausprägung orientiert.

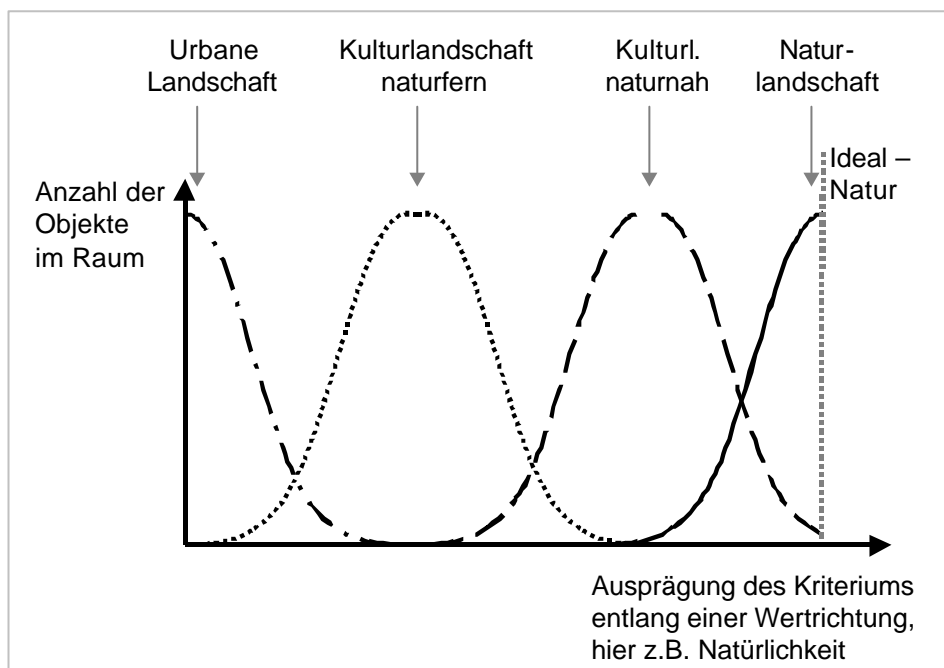


Abb. 2. 6 : Theoretische Grundannahme der indirekten Wertzuordnung: Häufigkeitsverteilungen von Objekten entlang einer Wert- richtung in verschiedenen Landschaftstypen, am Beispiel des Kriteriums Natürlichkeit

Die indirekte Wertzuordnung orientiert sich an der Häufigkeit von Objekten mit verschiedenen Kriterienausprägungen in einem Bezugsraum. Hierzu wird die Häufigkeit der Objekte der jeweiligen Kriterienausprägung entlang einer Wertrichtung aufgetragen (Abb. 2.7). Zur Wertzuordnung werden der Mittelwert und die Standardabweichung herangezogen, sowie ihre Schrankenwerte¹³. Sie bietet sich vornehmlich zur Regionalisierung bei Wertzuordnungen von metrischen Daten in einer Landschaftsanalyse an, in denen die Wertrichtung eines Kriteriums definierbar ist.

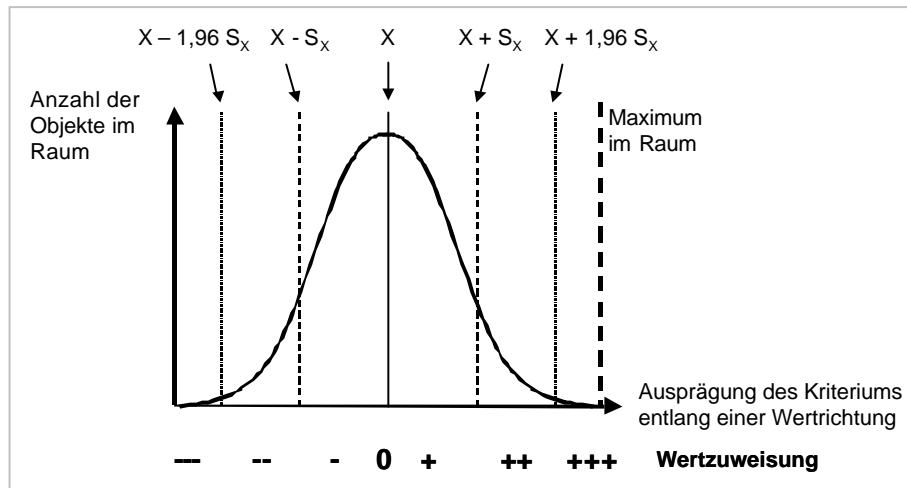


Abb. 2.7 : Indirekte Wertzuordnung metrischer Daten in eine siebenstufige Ordinalskala, demonstriert an einer Normalverteilung mit X = Mittelwert, S_x = Standardabweichung, Schrankenwert 1,96

Die Vorteile dieser Wertzuordnung liegen in der automatischen Regionalisierung der Bewertungsergebnisse, da als wesentlicher Orientierungswert die reale Verteilung der Ausprägung im spezifischen Bezugsraum zu Grunde liegt. Die Verwendung statistischer Größen, wie Standardabweichung und Schrankenwert (1,96), bietet den Vorteil, einheitlich die jeweiligen Ausprägungen innerhalb eines Raumes abzugrenzen. Sie bietet neben der Nachvollziehbarkeit die Möglichkeit zur Kontrolle der Wertzuordnung.

Die Voraussetzungen, die an sie geknüpft sind, liegen im Wesentlichen bei der Definition der Wertrichtung sowie der Überprüfung, ob sich der reale Mittelwert der Ausprägungen mit einer Ausprägung in Deckung bringen lässt, die als wertneutral gelten kann. Ist dies nicht der Fall, z.B. weil funktional wichtige Größen unterschritten sind, sollte eine Mindestausprägung definiert werden. Im Sinne eines unteren Grenzwertes wird dieser als neuer Nullpunkt der Wertzuordnung definiert. Deshalb ist die indirekte Wertzuordnung nicht völlig unabhängig von einer direkten, die zur Bestimmung von Grenzwerten herangezogen werden muss (zur Diskussion der indirekten Wertzuordnung siehe Anwendungsbeispiele in dieser Arbeit, Kap III)

¹³ Ein Mittelwert +/- der Standardabweichung mal 1,96 umfasst 95% aller Werte der Standardnormalvariablen: 1,96 stellt dabei einen Schrankenwert dar d.h. die Größe des Multiplikators der Standardabweichung, um einen bestimmten Prozentsatz der Wertemenge zu umfassen, hier zweiseitig 5% (Sachs 1997: 118ff.).

2.3.6 Wertskalierung – nominal, ordinal, kardinal

Die Frage, welche Skalierung Anwendung finden sollte, ist vielfach beschrieben (Plachter, 1992a; Jessel *et al.*, 2002: 146ff.; Kaule, 2002: 276 ff.). Unterschieden werden Nominalskalen, Ordinal- und Kardinalskalen. Nominalskalen sind binär. Es werden qualitative Aussagen zu 'Ja/Nein' – Beziehungen bzw. 'vorhanden/nicht vorhanden' oder liegt 'oberhalb/unterhalb eines festgelegten Grenzwertes' getroffen. Eine Ordinalskala ist die Einstufung in eine Rangordnung, deren Größenordnung nicht metrisch zu ermitteln ist (z.B. gut/mittel/schlecht) (Jessel *et al.*, 2002). Die Kardinalskala ist die Einstufung metrischer Daten, wie Prozent, Flächengröße etc. (Plachter, 1992a).

Hinsichtlich ihrer Anwendung bringt jede Skala Schwierigkeiten mit sich. Die nominale Festlegung, gleichwohl sie die eindeutigste Skala ist, muss eine harte Grenze definieren und ruft dadurch einen schlagartigen Rangwechsel hervor, welcher vielen ökologischen Erscheinungen nicht gerecht wird, da oftmals Übergänge existieren (Kaule, 2002: 277).

Die ordinale Skala wird am häufigsten in Bewertungsverfahren verwendet, da sie sich bei unsicherer Datenlage anbietet und somit ermöglicht, überschlägig eine Einschätzung abgeben zu können (Jessel *et al.*, 2002: 146). Eine solche Einschätzung ist zwangsläufig angreifbar, da ihr leicht Willkür unterstellt werden kann (Heidt *et al.*, 1996). Tatsächlich potenziert sich die Problematik der nominalen Skala innerhalb der ordinalen Skala mit jeder zusätzlich verwendeten Wertstufe, da für sie ein oberer und ein unterer Grenzwert begründet werden muss.

Die Aussage von Kaule (2002: 276), dass die kardinalen Skalen mit metrisch gemessenen Merkmalen den „wünschenswerte[sten] Fall“ darstellen, wird nicht geteilt. Zunächst sind die wenigsten Kriterien metrisch erfassbar, bestenfalls Flächengröße, Alter, Seltenheit, und einige ihrer Indikatoren, wie für Vielfalt (Artenzahl, Häufigkeiten von Strukturen oder Raumeinheiten). Selbst wenn metrische Daten vorliegen, gehen Kaule (2002), Jessel (2002) und Plachter (1992) nicht auf die Schwierigkeit ein, dass metrische Ergebnisse in praktikable Wertzuordnungen transformiert werden müssen, das bedeutet zumeist eine Übersetzung in ordinale Skalen (siehe 2.3.5). Schließlich muss eine Entscheidung getroffen und eine Begründung gefunden werden, ob sich eine 999 Quadratmeter große Fläche von einer 1000 Quadratmeter großen in ihrer Wertigkeit unterscheidet. Die Festlegung von Grenzwerten muss bei der kardinalen Skala ebenso getroffen werden, wie bei allen anderen Skalen. Pauschale Empfehlungen, wie die „Wertzuordnung kardinaler Rangordnungen [muss] sich an ökologischen Zusammenhängen orientieren“ (Jessel *et al.*, 2002: 146), zielen doch letztlich wieder auf eine überschlägige Einschätzung durch den Planer ab, und sind daher wesentlich von seinem Erkenntnisstand abhängig. Dass Wertzuordnungen metrischer Daten eine höhere Nachvollziehbarkeit besitzen, mag auf die formale Darstellung zutreffen (Plachter, 1994) – Zahlen sind leicht nachzuvollziehen. Dennoch ist es fraglich, ob sie inhaltlich eine bessere Nachvollziehbarkeit gewährleisten als ordinale Skalen, da schließlich die Grenzwertziehung in allen Skalen begründet werden muss.

Die Problematik setzt sich in der Zusammenführung von Wertskalen/Bewertungsergebnissen fort. Die Wertstufen nominaler, ordinaler und kardinaler Skalen sind nicht direkt vergleichbar, ebenso wie gleichrangige ordinale Einstufungen (Jessel *et al.*, 2002: 147). Eine Verrechnung (z.B. Addition, Mittelwerte) kann es – mathematisch definiert - nicht geben. Lediglich kardinale Werte bieten diese Möglichkeit, wenn sie statistisch unabhängig sind (Plachter, 1992a; Jessel *et al.*, 2002: 153). Da Kriterien Abhängigkeiten und Korrelationen aufweisen (siehe 2.3.3), reduzieren sich die

Anwendungsmöglichkeiten. Alternativen bieten Relevanzbäume (Blaschke, 1997) bzw. Bewertungsbäume, in denen sukzessive thematisch verwandte Kriterien zusammengefasst werden (Kaule, 2002: 278ff.), oder Schwellenwertverfahren, in denen immer der maximale Wert mehrerer Kriterien als wertgebend genommen wird (Jessel *et al.*, 2002: 154ff.).

2.3.7 Referenzen, Entwicklungsziele, Leitbilder, Wertrichtung

Der Referenzzustand ist die Definition einer theoretischen oder realen Idealausprägung eines Objektes, anhand derer die gemessene Ausprägung eines untersuchten Objektes (Soll/Ist-Vergleich) verglichen und bewertet wird (Fürst *et al.*, 1997). Der positive Referenzzustand ist ein theoretisches Ideal oder ein gemessenes, reales Optimum, jeweils ausgehend von einer vorab getroffenen Zielaussage. Ein Referenzzustand kann ebenso durch Grenzwerte bestimmt werden, durch einen Minimal – bzw. Maximalzustand. Dabei besteht die Gefahr, dass a) ein theoretisches Ideal realitätsfremd formuliert wird oder b) ein realer Referenzzustand zu starr definiert wird, so dass er die Bandbreite von Ausprägungen von verschiedenen Vergleichsobjekten nicht umfasst.

Die Festlegung und Begründung von Referenzzuständen ist einer der wichtigsten Verfahrensschritte in der naturschutzfachlichen Bewertung. Die Definition des Referenzzustandes ist die Offenlegung des Maßstabes der subjektiven Wertzuordnung. Jeder Bewertende hat solche Referenzen, wenn auch oft in Form von zunächst unkonkreten Idealen und Wertvorstellungen. Wird dagegen die Referenz oder Wertrichtung nicht ausdrücklich formuliert, ist die Nachvollziehbarkeit einer Bewertung nicht gegeben, da der Bewertende seine Grundmotivation verschweigt.

Referenzzustände sollen flexibel die zeitlichen, räumlichen und funktionalen Veränderungen - Prozesse - berücksichtigen, d.h. die Dynamik mit einschließen. Theoretisch müssten alle Prozesse bekannt sein, um sie berücksichtigen zu können und um so z.B. den Fehler zu vermeiden, Prozesse zu unterbinden, die system- oder arteigen und somit typisch wären. Als markantes Beispiel sei die Metapopulation genannt, deren Grundeigenschaft das Erlöschen einzelner Subpopulationen beinhaltet, wogegen Naturschutzmaßnahmen sich oftmals auf die Erhaltung aller (Sub-)Populationen konzentrieren. Die Beachtung dieser Dynamik erfordert Grenzräume, d.h. Übergangsbereiche, anstelle von fixen Grenzwerten (Wulf 2001: 493), welche oftmals den realen und variablen Bedingungen nicht gerecht werden. So hängt das Minimumareal einer Art nicht alleine von seiner Größe, sondern weiteren Faktoren (Prädation, Nahrungsverfügbarkeit etc.) ab und kann daher erheblich variieren. Ein fixer Grenzwert kann folglich oftmals nicht existieren. Die Feststellung solcher ökologischen Grenzbereiche ist z. T. schwierig zu belegen und bedarf umfassender Studien.

Die Forderung nach flexiblen Referenzzuständen ist praktisch gesehen besonders wichtig in komplexen Systemen, in denen viele Prozesse noch nicht bekannt sind. Das erscheint widersprüchlich zur vorangestellten Aussage, begründet sich jedoch aus der Erfahrung, dass ein fixierter Referenzzustand automatisch Handlungsbedarf suggeriert, wenn sich das System ändert. Daraus resultierender Aktionismus, in Form von Naturschutzmaßnahmen, kann dem System stärker schaden, als ein „beobachten-des Abwarten“, um den ablaufenden Prozess kennen zu lernen und evtl. danach Maßnahmen zu beschließen. Ein flexibler Referenzzustand ist somit in unbekanntem Systemen hilfreich.

Je abstrakter das betrachtete Objekt ist (z.B. Abstraktionsrichtung: Population – Ökosystem – Landschaft – Umwelt), um so schwieriger wird die Definition von Referenzzuständen.

Eine Methode bei abstrakten Objekten, wie z.B. Landschaft, ist die Leitbildentwicklung (Heidt *et al.*, 1994; Wiegleb, 1997b; Wiegleb, 1997a; Blumrich *et al.*, 1998; Wiegleb *et al.*, 1999), welche eine hierarchische Ordnung von Entwicklungszielen und deren konkreten Ausprägungen darstellt. Ziele werden als flexible Leitbilder formuliert, d.h. eine Wertrichtung wird vorgeschlagen, in denen eine Entwicklung hin zur Zielerreichung als positiv gewertet wird. Dabei sind die Leitbilder nicht an konkreten Ausprägungen definiert, sondern als ein weitgefasstes theoretisches Ideal für einen konkreten Raum. Letztendlich findet die Bewertung der Zielerfüllung nicht in abstrakten Leitbildern statt, sondern wieder an konkret messbaren Objekten, wie Umweltqualitätszielen (Fürst *et al.*, 1992; Heidt *et al.*, 1994), für welche zwingend Referenzzustände definiert werden müssen. Das Kernelement der Bewertung bleibt der Referenzzustand.

2.4 Anwendbarkeitsprüfung naturschutzfachlicher Bewertungskriterien in den humiden Tropen und Subtropen

Für jedes Kriterium ließe sich eine Situation konstruieren, die eine Anwendbarkeit ermögliche, insofern ausreichende Ressourcen (zeitliche, finanzielle und personelle) und Kenntnisstände vorhanden wären. Leider ist die Realität von einer limitierten Ressourcenlage und einem fragmentierten Wissensstand geprägt. Allein unter der Vorgabe, dass die Mehrheit der wissenschaftlichen Projekte im Schnitt drei Jahre läuft, Flächenplanungen in ein bis drei Jahren abgehandelt werden müssen und die finanziellen Ausstattungen von Naturschutzplanungen eher sinken als steigen werden, ist die Frage nach der realen Anwendbarkeit von Bewertungskriterien angebracht. Selbst im europäischen und angloamerikanischen Raum, dessen Datenlage und Kenntnisstände als überdurchschnittlich gut angesehen werden können, zeigen sich die folgend diskutierten Schwächen und strukturellen Probleme.

Die folgenden Kriterien, gereiht nach der Häufigkeit ihrer praktischen Anwendung (Usher *et al.*, 1994), werden jeweils anhand von Beispielen diskutiert. Hierbei wird zunächst das Kriterium definiert und anschließend die Vorgabe/Einschränkungen in den Bewertungsebenen geklärt, d.h. im Rahmen welchen Schutzzweckes die Anwendung sinnvoll ist und inwieweit eine realistische Datenerhebung oder Wertzuordnung erfolgen kann.

Im Anschluss werden alle Kriterien in einer Tabelle zusammengeführt (Tab. 2.2, S. 131-135), in der die notwendigen Datengrundlagen (nach Wulf 2001), existierende Anwendungsprobleme, eine Einschätzung zur Anwendungsmöglichkeit sowie ein reales Anwendungsfeld aufgelistet sind.

2.4.1 Kriterien Artenvielfalt und Vollständigkeit

Die Vielfalt der Arten in einem Bezugsraum bzw. in einer Organismengruppe, kurz *Artenvielfalt* (Wulf, 2001: 472), ist als Schutzgut selbst zu betrachten und deren Erhaltung eine Grundmotivation des Naturschutzes (IUCN, 1980; Norton, 1986; CBD, 1992). Es ist hier zu diskutieren, ob die Artenvielfalt bzw. Artenzahl einen guten Indikator für den naturschutzfachlichen Wert in den humiden Tropen/Subtropen darstellt. Vorab sind einige Bedingungen auf den Bewertungsebenen zu definieren.

Artenvielfalt ist nur auf der Zweckebene des Schutzwertes sinnvoll einzusetzen. Eine Schutznotwendigkeit oder Schutzzeignung lässt sich aus ihr alleine nicht ableiten. Die Schutznotwendigkeit kann nur in Verbindung mit der Gefährdung betrachtet werden (hier: Anzahl gefährdeter Arten, siehe Kriterium 2.4.7 Gefährdung).

Auf der Bezugsebene ist die Artenzahl wohl eines der wichtigsten Kriterien für den Typwert, z.B. ist dem Typ „tropischer Tieflandregenwald“ eine sehr hohe Artenvielfalt zugeordnet, automatisch ist der Schutzwert dieses Typus sehr hoch. Nicht umsonst konzentrieren sich Naturschutzbemühungen in den sogen. „biodiversity hot spots“ (Myers, 1988; Cinotta *et al.*, 2000; Myers *et al.*, 2000). Diese Zuordnung ist vor dem Hintergrund der oben genannten Grundmotivation nachvollziehbar, wird nicht unkritisch¹⁴ gesehen (Usher *et al.*, 1994: 120). Wulf (2001: 487) hält es für „[. . .] nahezu unmöglich [. . .]“ eine Bewertung des Typus durchzuführen, wenn die Merkmalsausprägung, wie beim Kriterium

¹⁴ Diese Kritik ist nur dann berechtigt, wenn die Artenzahl monokausal als alleiniges wertbestimmendes Kriterium verwendet würde. Selbstverständlich kann kein Kriterium alle Aspekte einer Schutzwertermittlung umfassen, sondern bedarf weiterer Kriterien.

Artenvielfalt, stark von der konkreten räumlichen Ausprägung eines Objektes abhängt. Er lehnt Artenvielfalt als Typwert ab. In der Planung müssen oftmals Entscheidungen auf der Typebene getroffen werden, wenn eine Typumwandlung vorgenommen werden soll (vgl. Adam *et al.*, 1986), ob z.B. ein subtropischer Lorbeerwald gerodet werden muss, um Siedlungsflächen zu gewinnen (vgl. Kap. I). In diesem Beispiel eine Untersuchung des Objektes hinsichtlich der Artenvielfalt zu fordern, erscheint mir überflüssig, da aufgrund der Summe von Einzelbeobachtungen an Objekten des Typus Lorbeerwald auf seine hohe Artenvielfalt als Typwert geschlossen werden kann *und* die Artenvielfalt von Siedlungsfläche¹⁵ als niedriger gelten kann (Ruszczuk, 1987; Ruszczuk *et al.*, 1992; Mendonca-Lima *et al.*, 2000; Groombridge *et al.*, 2003). Der Kritik Wulfs (2001) ist recht zu geben bei Objekten, deren Artenvielfalt nicht deutlich für deren Typ zu definieren ist (z.B. subtropische Grasländer: Nabinger, de Moraes *et al.*, 2000; Nabinger, Maraschin *et al.*, 2000) oder zwischen Typen, die eine ähnlich hohe Anzahl von Arten aufweisen können (siehe 2.5 Diskussion).

Auf der Objektebene ist die Artenzahl ebenfalls ein problematischer Anhaltspunkt. Hier existieren zahlreiche Beispiele, bei denen die Wertrichtung 'hohe Artenzahl gleich hoher Schutzwert' nicht zutrifft. So können artenarme Systeme nach Eingriffen eine Steigerung der Artenzahl erfahren (Primack, 1995: 216). Die Verwendung der Artenzahl ist auf der Objektebene nur dann sinnvoll, wenn man ausschließlich auf typische Arten eines Systems zurückgreift, wie auch Peterken forderte, Listen mit naturraumtypischen Arten zu erstellen (Peterken, 1974 zitiert nach Usher, 1994 #194: 120). Im Gegenzug könnte der Anteil untypischer Arten als Störindikator betrachtet werden und hierdurch einen Indikator der Naturnähe darstellen (siehe Kriterium 2.4.4 Natürlichkeit). Aber hierfür müssten Deckungen, Abundanzverhältnisse etc. bekannt sein und mit in die Bewertung einzufließen, da die Anzahl von Arten für sich genommen unzureichend ist, um Naturnähe auszudrücken. In artenarmen und sehr gut erforschten Systemen ist eine solche Verwendung erdenklich und sinnvoll.

Das Kriterium *Vollständigkeit* bezeichnet die Übereinstimmung eines realen mit einem idealtypischen vollständigen Organismenbestand hinsichtlich der Artenbestände und ihrer Abundanzen (Wulf, 2001: 472).

Die Anwendungsschwierigkeiten bei der Artenvielfalt und bei der Vollständigkeit liegen offensichtlich auf der Erfassungsebene: In artenreichen Systemen (zum Teil mit unbekanntem Arten), wie humiden Tropen und Subtropen, ist die Artenzahl als objektbewertendes Kriterium weitgehend ungeeignet. Es ist selbst mit wachsendem ökologischen Kenntnisstand unwahrscheinlich, dass artenreiche Systeme, wie ein tropischer Tieflandregenwald, einmal vollständig zu erfassen sind (Erwin, 1991) und ein Artenpool systemtypischer Arten und deren Abundanzverhältnisse zu definieren ist.

¹⁵ Dass Siedlungsflächen ebenfalls hohe Artenvielfalt beheimaten können, zeigen Sukopp für Berlin (Sukopp 1983, Sukopp 1988) und für London (Gill & Bonetti in Frankie & Koehler 1978)

Für einzelne Objekte ist dies zwar schon heute vorstellbar¹⁶, allerdings nicht für den Vergleich mehrerer Objekte, wie es die Praxis oftmals erfordert. Zum gleichen Schluss kommt Plachter in Bezug auf Objekte der gemäßigten Breiten (Plachter, 1992b: 248).

Tab. 2.1: Vergleich der Zahlenangaben höherer Pflanzenarten in einem subtropisch humiden Wald-Graslandmosaik nahe Porto Alegre (Brasilien) nach verschiedenen Autoren

Untersuchungsgebiete in Porto Alegre	Waldarten	Waldrand- arten	Grasland- arten	Summe
Policia ¹	34	22	63	119
Sao Pedro ¹	54	36	95	185
Tereosopolis ¹	64	45	155	264
Santana¹	89	52	235	376
Santana²	142	41	115	298
Santana³	214	97	110	421
Santana⁴	-	-	211	211

1: (Aguiar *et al.* 1986); 2: (Forneck & Müller 2002); 3: (Brack 1986); 4: (Overbeck *et al.*, in press)

Derzeit sind die Kenntnisse fragmentarisch und äußerst schwer zu vergleichen, wie hier am Beispiel demonstriert wird (Tab. 2.1). Im Untersuchungsgebiet „Morro Santana“ (vgl. Kap. I), welches seit nunmehr fast 20 Jahren erforscht wird, zeigen die erhobenen Artenzahlen immense Schwankungen, hauptsächlich durch den Kenntnisstand des Erfassers verursacht (Wald- oder Graslandexperten). Die Erhebung und Bestimmung der immensen Artenvielfalt im Gebiet bedürfte fast immer Spezialisten, von denen jeder für sich nur eine oder wenige taxonomische Gruppen sicher bestimmen kann, Universalkartierer existieren nicht. Es ist erkennbar, dass ein Vergleich mit den anderen Untersuchungsflächen nicht möglich ist und folglich keine sinnvolle Wertzuordnung. Im gesamten Untersuchungsgebiet (96 km²) wurden 1999 Waldfragmente über Luftbilddauswertung kartiert (vgl. Kap. I). Eine Erhebung der Artenzahl, geschweige denn deren Abundanzverhältnisse für jedes Fragment, ist in der Praxis utopisch.

Theoretisch ist auf der Ebene der Wertzuordnung die Vorgabe systemtypischer Arten zu beachten. Für jeden Typ in einem Naturraum müsste ein Pool systemtypischer Arten definiert werden, eine kaum zu realisierende Aufgabe unter den beschriebenen Gegebenheiten. Angenommen, dass eine solche Definition einmal zu leisten wäre, dann sähe die direkte Wertzuordnung relativ einfach aus, indem alle typischen Arten untereinander gleichwertig bewertet würden (lineare Zuordnung).

Die Gleichheit der Artwertigkeit wird selten angewandt, vielmehr werden einzelnen Arten Funktionen im System zugeordnet (z.B. Schlüsselarten) und somit ihre Wertigkeit gewichtet (Paine, 1966; Primack, 1995: 51 ff). Die Gewichtung mittels Schlüsselfunktionszuordnung ist stark vom Betrachter abhängig. Ein Ornithologe wird Vögeln eine Schlüssel- oder Indikatorfunktion geben, ein Mykologe

¹⁶ Hubbel & Foster (1986) demonstrierten Abundanzverhältnisse für Baumarten in einem Regenwald in Panama anhand eines 500 x 1000 m großen Untersuchungsplot und untersuchten hierzu über 238000 Individuen – die Aufnahmegröße übertrifft die Empfehlung von Westhoff & van der Maarel (1973) um das 50fache; im Durchschnitt müssten auf einer 10000 m² großen Fläche ca. 4700 Individuen zu untersuchen sein.

Pilzen, ein Mikrobiologe stellt die mikrobielle Vielfalt u.s.w. als geeigneten Indikator für die Zustandsanalyse von tropischen Wäldern heraus (Lodge *et al.*, 1996). Der Nachweis von Indikatorfunktionen ist äußerst komplex (Howe, 1984; Cox *et al.*, 1991; Zehlius-Eckert, 2001: 241ff.). Zudem ist nicht nur die An- oder Abwesenheit einer Art relevant, sondern auch ihre Abundanz bzw. Dominanz im System. Unablässig ist die Definition eines Referenzzustandes bzw. -bereiches als Vergleichsmöglichkeit. In diesem könnten Spannweiten von Artenzahlen und Abundanzen des Systems beschrieben und Schlüsselfunktionen herausgestellt werden. Praktisch ist ein solcher Referenzzustand äußerst schwer zu definieren und für komplexe Systeme kaum möglich.

Die Anwendbarkeit des Kriteriums Artenvielfalt ist sowohl durch die Erhebungsmöglichkeiten, als auch durch die Beschränkung einer sinnvollen Wertzuordnung nicht gegeben.

2.4.2 Kriterium Strukturvielfalt

Die Vielfalt der räumlichen Strukturen kann als Indikator der Habitatvielfalt und somit potenziellen Artenvielfalt aufgefasst werden (Seibert, 1980; Ammer *et al.*, 1984). Strukturen umfassen die physikalische¹⁷ Umwelt von Organismen (Wulf, 2001: 129ff.). Neben physiognomischen Merkmalen der Vegetation (wie Wuchsform, Schichtung, Höhe und Deckung, Blattform, -größe) (Pfadenhauer, 1997: 104), zählen weitere Habitatelemente (Höhlen, Totholz, Mikrorelief etc.) zu den Strukturen.

Auf der Zweckebene lässt sich die Strukturvielfalt zur Bewertung der Schutzwürdigkeit, der Schutzzeignung und bedingt der Schutznotwendigkeit einsetzen; letzteres, wenn Strukturkartierungen im Sinne von Eingriffskartierungen durchgeführt werden (Rikimaru, 1996; Gottret *et al.*, 2001). Strukturvielfalt ist ein Kriterium für Systeme und kann nur auf Objekte angewandt werden, da mit ihm eine konkrete Ausprägung beschrieben wird. Für den Schutz von Einzelarten kann Strukturvielfalt ein Kriterium der Schutzzeignung werden, wenn z.B. eine Art, wie der nordamerikanische Marder (*Martes americana*), Habitatansprüche an eine spezifische Strukturvielfalt innerhalb eines Biotops besitzt (Allen, 1982). Strukturvielfalt ist ein gängiges Kriterium im amerikanischen 'Habitat Suitability Index' (HSI, übers. Habitateignungs-Index) (ebd.). Die Anwendung bezieht sich zwar auf Organismen, die konkrete Erfassung erfolgt jedoch immer am System.

Aufgrund der relativ leichten Erfassungsmöglichkeit ist es nicht verwunderlich, dass Strukturvielfalt nach der Artenvielfalt ein häufig verwendetes Kriterium ist. Die Erfassungsmöglichkeiten sind in den Tropen gegeben (Ewel *et al.*, 1996; Bowles *et al.*, 1998; Scarano, 2002), sofern das Gebiet über eine ausreichende Zugänglichkeit verfügt. Der Umfang der Erhebung wird hauptsächlich durch die Zahl und Größe der untersuchten Gebiete eingeschränkt. Häufig werden Fernerkundungsdaten aus Luftbild- oder Satelliteninterpretation eingesetzt, um wie bei der Forststrukturkartierung Parameter, wie Kronendurchmesser, Höhe etc., zu erheben (Runkel, 1991; Reichert *et al.*, 1992; Rikimaru, 1996) (vgl. Kap. I). Hierbei wird zumeist auf ausschließlich im Gelände erfassbare Kriterien (z.B. Totholzanteil) verzichtet.

Zur Wertzuweisung bedarf es der Definition eines Referenzzustandes bzw. -bereiches pro betrachtetem Typ, da, wie erwähnt, Strukturvielfalt auch als Indikator für Eingriffe gewertet werden kann

¹⁷ dabei wirkt die biologische Umwelt auch als physikalische Umwelt

(vgl. Kap. I). Strukturvielfalt ist somit ein wichtiger Indikator für Natürlichkeit und häufig bei Wäldern angewandt (Sanford *et al.*, 1986; Rikimaru, 1996; Bawa *et al.*, 1997). Die Wertzuordnung ist im Vergleich zum Referenzzustand zu treffen, optimal an nachweislich gering beeinflussten Zuständen, z.B. wenn ein Primärwald als Referenz zur Verfügung steht (Peters *et al.*, 1989). Es bietet sich aber die indirekte Wertzuordnung an, z.B. in stark anthropogen geprägten Landschaften, die keine unberührten Ausprägungen als Referenz bieten. Hier ist eine gewünschte Ausprägung innerhalb eines Raumes als Referenz zu definieren

2.4.3 Kriterium Raumvielfalt

Raumvielfalt beschreibt die Vielzahl verschiedener, als homogen betrachteter Raumeinheiten in einem heterogenen Bezugsraum (Wulf, 2001: 472). Als natürliche Ursachen der Raumvielfalt können sowohl die Standortvielfalt genannt werden, in Hinsicht auf geologische, geomorphologische, pedologische und klimatische Variationen, sowie standortgestaltende Prozesse durch Organismen, als auch Störungs- und Sukzessionsprozesse (Whittacker *et al.*, 1977; Remmert, 1991; Mooney *et al.*, 1995). Die Unterschiedlichkeit der Umweltbedingungen ist *eine* Ursache der Artenvielfalt¹⁸ (Wiens, 1997) (siehe Wulf, 2001: 147 ff.), wesentlich begründet durch die größere Anzahl potenzieller ökologischer Nischen in einem heterogenen Raum. Raumvielfalt ist vielfach als Kriterium der Stabilität für Landschaften und darin vorkommende Artenvielfalt diskutiert worden (siehe (Haber, 1993; Wulf, 2001: 150 ff.), z.B. durch stoffliche Kompensationsleistungen (Wasser-, Nähr-, und Schadstoffe), Schädlingsprädation oder Stabilisierung des Mikroklimas (ebd.).

Auf der Zweckebene ist Raumvielfalt in erster Hinsicht ein Kriterium der Schutzwürdigkeit, wenn die Raumvielfalt einer Landschaft ausdrücklich als Schutzziel formuliert ist. Sie kann nur an konkreten Objekten (hier: Systemen) gemessen werden. Dennoch ist eine Anwendung für Organismen denkbar, wenn eine Art verschiedene Habitatansprüche besitzt, wie z.B. Brüllaffen der Gattung *Alouatta* (Marques, 2001) die verschiedenartige Waldbiotope nutzen. Die konkrete Erfassung/Messung erfolgt immer am System, hier einer Landschaft. Für den Schutz von Einzelarten kann daher Raumvielfalt ein Kriterium der Schutzeignung im Sinne einer Habitateignung werden.

Die Erfassung der Raumvielfalt ist durch Fernerkundung und durch die Verwendung Geographischer Informationssysteme (GIS) relativ leicht zu realisieren (vgl. Kap. I). Vor allem GIS bieten die Möglichkeit, Standortbedingungen wie Reliefinformationen aus digitalen Höhenmodellen, Bodenkarten etc. miteinander zu verschneiden und hierdurch die Standortvielfalt zu charakterisieren. Durch den Einsatz von Luftbildinterpretation können Raumeinheiten, wie Biotop- oder Landnutzungstypen, abgegrenzt und mittels GIS auf ihre Konfiguration und 'patchiness' (Verteilung der Raumeinheiten) analysiert werden (Blaschke, 1997; Wiens, 1997).

Die Anwendungsschwierigkeiten liegen auf der Wertebene. So schreibt Wulf (2001: 162): „Die optimale Raumvielfalt kann nur unter Berücksichtigung der Struktur und der Funktion der einzelnen

¹⁸ Eine gängige Klassifizierung der Artenvielfalt in α - β - γ -Diversität (Whittacker 1972) folgt dieser räumlichen Abhängigkeit, in dem sie die β -Diversität als einen wechselnden Artbestand entlang von Standortveränderungen beschreibt, zum anderen die γ -Diversität als das Aufkommen neuer Arten bei einem Wechsel des geographischen Raumes (Cody 1986: 126)

Landschaftselemente, ihrer Konfiguration und der ihr zugewiesenen Zweckbestimmung definiert werden. "Dieses Optimum ist landschaftsspezifisch zu definieren. Eine hohe Raumvielfalt ist keinesfalls einheitlich zu fordern, schließlich werden besonders in den humiden Tropen weiträumige homogene Flächen als Ideal gesehen (Laurance *et al.*, 1997). Scarano (2002) fordert für den brasilianischen Küstenregenwald 'Mata atlântica' die stärkere Beachtung der assoziierten Randbiotope, die im engen funktionalen Kontext stehen, wie Lagunen, Feuchtsavannen, Grasländer, und im bisherigen Schutzkonzept des Biosphärenreservates kaum Beachtung finden (Scarano, 2002). Er fordert somit die Beachtung der natürlichen, standortbedingten Raumvielfalt (vgl. Hubbel *et al.*, 1986). Tatsächlich weist das Verbreitungsgebiet der 'Mata atlântica' eine immense, durch Fragmentierung verursachte Raumvielfalt auf. Im schon erwähnten stadtnahen Gebiet von Porto Alegre konnten auf einer 141 km² großen Fläche ca. 25.000 Raumeinheiten (34 Biotoptypen) durch Luftbildinterpretation abgegrenzt werden. Die Vielzahl dieser Raumeinheiten ist, wie oft in einer Kulturlandschaft, durch Fragmentierung aufgrund der vorherrschenden Landnutzung und durch Siedlungsausweitungen entstanden (vgl. Kap. D). Für dieses Gebiet lässt sich kaum noch ein Optimum im Sinne einer natürlichen Raumvielfalt definieren. Eine funktionale Analyse der Raumeinheiten ist derzeit nicht leistbar, folglich ist - in diesem Beispiel - keine Referenz und keine Wertrichtung definierbar. Diese Schwierigkeit ist für viele tropische Kulturlandschaften denkbar.

2.4.4 Kriterium Natürlichkeit

Natürlichkeit bezeichnet das Ausmaß menschlichen Einflusses auf die Natur (Wulf, 2001: 372). Da Natur nur über eine Nicht-Natur sinnvoll zu definieren ist (Heiland, 1993; Trepl, 1998: 193), d.h. in der Praxis an Kultur, müsste dieses Kriterium eigentlich „Kultürlichkeit“ heißen. Während Kultur und Natur als Extreme noch plausibel zu trennen sind, gibt es zahllose Übergänge (Trepl, 1998), die jeder Mensch für sich individuell definiert.

Das Kriterium Natürlichkeit umfasst als eine Art „Überkriterium“ die meisten naturschutzfachlichen Kriterien¹⁹. Deren jeweilige Ausprägungen können als Indikatoren für die Natürlichkeit herangezogen werden. Das steht nur im scheinbaren Widerspruch zu Wulf (2001), der feststellt, dass keine kausalen oder effektiven Beziehungen zu anderen Kriterien bestehen, weil er keine allgemeinen positiven oder negativen Korrelationen finden konnte (Wulf, 2001: 411 und 372ff.). Tatsächlich gibt es keine pauschale Wertrichtung der einzelnen Kriterien zum Ausdruck der Natürlichkeit. Sie ist abhängig von der Definition eines Referenzzustandes für einen jeweiligen Typ. Ist ein solcher definiert, kann jedes weitere naturschutzfachliche Kriterium als Indikator für die Natürlichkeit herangezogen werden. Über diese Indikatoren ist die Natürlichkeit dann ausschließlich auf der Objektebene messbar.

Dennoch gibt es einen Bedarf auf der Typebene Natürlichkeit zu bewerten (vgl. Plachter, 1994). Beispielsweise wird anhand des Verbreitungsgebietes von Arten auf der Typebene bewertet, ob Arten als Neobiota außerhalb ihres natürlichen (!) Areals vorkommen sollten oder nicht (Coblentz, 1990). Hierbei sollte differenziert betrachtet werden, wie weitreichend die Auswirkungen der jeweiligen Art sind, ob z.B. durch sie Systemveränderungen (in Artenzusammensetzung, Struktur oder Prozessen)

¹⁹ Ratcliffe (1977) führt aus, dass das Kriterium Natürlichkeit bereits durch andere Kriterien (vor allem Arten- und Strukturvielfalt) mit abgedeckt wird

hervorgerufen werden (Blume *et al.*, 1976; Drake *et al.*, 1989; Rejmanek, 1989, Primack, 1995: 201ff.; siehe 2.4.8). Die Messungen über ökologische Auswirkungen finden folglich wieder an Einzelobjekten statt, dennoch ist auch hier die Typbewertung als Summe der Erfahrungen der Objektbewertungen berechtigt. So wird die Einbringung von Eukalyptus-Arten als Holzkulturpflanzen in Brasilien schon bereits auf der Typebene als „künstlich“ und deshalb negativ bewertet, weil genügend Objekterkenntnisse über die schwerwiegenden Systemveränderungen bekannt sind, die Eukalyptus-Plantagen hervorrufen (Brill Thun, 1992; Soares *et al.*, 1998).

Natürlichkeit wird in Kulturlandschaften weniger streng bewertet, als in einer unberührten Naturlandschaft (Plachter, 1992b: 242; Trepl, 1998) (siehe 2.3.5 Indirekte Wertzuordnung). Natürlichkeit kann folglich regionalisiert werden. Die Grundwertrichtung „je natürlicher, desto wertvoller“ wird meistens einheitlich verwandt (Wulf, 2001). Da jeder Planer seine eigenen Vorstellungen/Ideale von Natürlichkeit hat, ist die tatsächliche Wertvergabe individuell. Eine direkte empirische Messung von Natürlichkeit, und folglich eine direkte Wertzuordnung, kann es nicht geben (Goldsmith, 1983: 243), da Natürlichkeit eine Abstraktion darstellt. Es ist dennoch eines der am häufigsten verwendeten Kriterien (an zweiter Stelle nach (Usher *et al.*, 1994) und wertbestimmendes 'Überkriterium' für die Festlegung der Schutzwürdigkeit. Das Kriterium eignet sich nicht für die Bestimmung der Schutzzeignung oder Schutznotwendigkeit. Die Umkehrung zur Bewertung der Natürlichkeit ist die Indikation über Eingriffe (Impact assessment) (Howe, 1984), d.h. die Beurteilung von Eingriffsstärken der menschlichen Einflüsse, wie im Hemerobiekonzept (Sukopp, 1972; Kowarik, 1988). Die Erfassung der Datengrundlagen wird dadurch vereinfacht, weil sie sich auf menschliche Tätigkeiten konzentriert (z.B. Straßenbreite, Holzeinschlag) (Salafsky *et al.*, 1999; Sheil, 2001; Theobald, 2003). Dies gilt nicht für die Wertzuordnung, weil wieder die (ökologischen) Auswirkungen der Eingriffe bewertet werden müssen (vgl. 2.5 Diskussion).

Die häufigste Wertskalierung über die Verwendung von Klassen (z.B. natürlich, naturnah, halbnatürlich, naturfern, künstlich) ist ohne weitere deskriptive Indikatoren und Definition der Klassengrenzen nicht sinnvoll (vgl. Grabherr *et al.*, 1995), da sie aufgrund des hohen Abstraktionsgrades nicht nachzuvollziehen²⁰ sind.

Die Anwendbarkeit von Natürlichkeit ist abhängig davon, welche Kriterien man zur Beschreibung heranzieht. Bei einer vollständigen Betrachtung aller Kriterien ist das Kriterium Natürlichkeit nicht brauchbar, weder in den humiden Tropen/Subtropen, noch in den gemäßigten Breiten. Es erfordert eine völlig eigenständige Diskussion, ob Mindestkriteriensätze für die Anwendbarkeit von Natürlichkeit definiert werden müssen und wie ihre Wertskalierung regionalisiert werden kann.

2.4.5 Kriterium Seltenheit

Seltenheit, die sich aufgrund von Umwelt- bzw. Arteigenschaften herausstellt, kennzeichnet die Häufigkeit von Objekten in einem Bezugsraum (Harper, 1981: 190). Wichtig ist die Definition des Bezugsraumes und die Abhängigkeit der Betrachtungsskala (Hartles *et al.*, 1991). Rabinowitz *et al.*

²⁰ die Nachvollziehbarkeit liegt einzig in der Wertrichtung (von natürlich zu künstlich), die Klassengrenzen sind dagegen Willkür.

(1986) unterscheiden anhand der britischen Inselflora drei Aspekte²¹ von Seltenheit bei Arten: die geographische Seltenheit, die Spezialisierung im Lebensraum (Stenözie) und die lokale Populationsgröße, inkl. Dominanzstruktur (Rabinowitz *et al.*, 1986; Wulf, 2001). Yu *et al.* (2000) wandten dieses System auf Säugetiere an.

Wenngleich Seltenheit häufig als Ausdruck eines Handlungsbedarfs, also der Schutznotwendigkeit, aufgefasst wird (Witschel, 1980; Wiesmann, 1987; Wulf, 2001), so ist die Begründung weniger in ökologischen Erkenntnissen, d.h. aus dem tatsächlichen Wissen um die Gefährdung des Objekts, als vielmehr im Ethischen zu finden, weil die Wertschätzung des Seltenen gesellschaftlich verbreitet ist (Wulf, 2001: 242 ff.). Das Kriterium Seltenheit ist schon früh in die Kritik geraten (Adams *et al.*, 1978; Usher *et al.*, 1994: 120). So konkurrieren Repräsentanz und Seltenheit im gleichen Bezugsraum (Plachter, 1992b: 243). Es muss hinterfragt werden, ob die bisherige Konzentration auf seltene Arten oder Biotope im Kontext des Schutzes der globalen Artenvielfalt zielführend war, wenn repräsentative und damit häufige Lebensräume im Verhältnis weniger geschützt werden, als seltene (Kaule, 2002: 193). Seltenheit sollte für sich genommen kein selbstständiges Kriterium darstellen, da aus ihr weder eine funktionale Wertigkeit des Objekts (z.B. Schlüsselfunktion in einem Lebensraum) noch eine Gefährdung abgeleitet werden kann (Marks *et al.*, 1992). Lediglich im Sinne einer Umweltvorsorge könnte Seltenheit als eigenständiges Kriterium gelten, weil aus ihr ein erhöhtes Gefährdungspotenzial ableitbar ist (Wulf, 2001: 420). Der Schwerpunkt der Anwendbarkeit sollte in der Möglichkeit liegen, weitere Kriterien zu gewichten.

Die Anwendbarkeit in den Tropen ist in der Hauptsache durch die Erfassung limitiert. Über die geographische Verbreitung von Arten stehen nur sehr ausschnittshafte Informationen zur Verfügung. Wenngleich Kartierungen von großen (zumeist attraktiven) Arten vorliegen und folglich Aussagemöglichkeiten über die Verteilung und Häufigkeit getroffen werden können (z.B. in Arita *et al.*, 1990), so fehlen diese entscheidenden Informationen zu unscheinbaren (unattraktiven) Arten. Zudem ist es eine Eigenschaft vieler Ökosysteme der humiden Tropen und Subtropen, dass sie kaum Dominanzen einzelner Arten zulassen, d.h. für viele Arten kann eine natürliche Seltenheit im Bezug auf ihre Populationsstruktur angenommen werden (Hubbel *et al.*, 1986). Ohne Informationen zur Häufigkeit in der geographischen Verbreitung und ohne Kenntnis der Habitatansprüche (für viele Arten nicht bekannt!) wird ein permanenter Handlungsbedarf suggeriert, würde man Seltenheit als selbstständiges Wertkriterium anwenden. Die Verwendung ist somit limitiert auf sehr gut erforschte Arten (Lawler *et al.*, 2002). Die Erfassung der Seltenheit von Ökosystemen ist durchaus kartierbar (Cody, 1986), wie die Kartierungen der Bestände der 'Mata Atlantica' zeigen (Costa, 1997; Chiappetti *et al.*, 1998).

Die Wertbestimmung ist dabei nicht alleine aus der Seltenheit heraus begründet. Vielmehr treffen im Beispiel 'Mata Atlantica' mehrere Kriterien zusammen, wie Artenvielfalt, Gefährdung und Seltenheit (FEPAM, 1996). Dennoch ist der Trend des „seltener Werdens“, als Ausdruck der Gefährdung (siehe 2.4.7), ein wesentlicher und legitimer Gewichtungsfaktor zur Verdeutlichung der Schutznotwendigkeit. So wird die heutige Verbreitung des Küstenregenwalds, mit nur noch nur sieben Prozent seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes, gerne als Argument für die Schutznotwendigkeit verwendet (ISA, 2001; Scarano, 2002).

²¹ Diese Aspekte sind kombinierbar, so dass sich acht Kombinationen ergeben, die Rabinowitz (1986) zu sieben Typen zusammenfasst.

2.4.6 Kriterium Flächengröße

Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen²² (Shaffer, 1981) und der Fortbestand von Biozöosen und Ökosystemen hängt u. a. von der Ausdehnung der zur Verfügung stehenden Fläche ab (Usher *et al.*, 1994: 27ff.). Zumeist werden Untergrenzen dieser Überlebenswahrscheinlichkeit als Minimumareale beschrieben (Lovejoy, 1980; Lewin, 1984; Lovejoy *et al.*, 1986; Heydemann, 1991), wobei zur Definition zwingend weitere qualitative Merkmale (z.B. Habitatstruktur, Flächenform zur Abschätzung von Randeffekten, etc.) notwendig sind. Die Flächengröße ist dabei nur ein Indikator für die Überlebenswahrscheinlichkeit (vgl. Fleishman *et al.*, 2002).

Daneben konnte in einer Vielzahl von Untersuchungen zu Arten-Areal-Beziehungen eine wachsende Fläche als wichtigster Erklärungsfaktor für eine steigende Artenvielfalt festgestellt werden (Connor *et al.*, 1979), wenngleich Gegenbeispiele existieren (Miller *et al.*, 1977; Connor *et al.*, 1979; Simberloff *et al.*, 1984). Flächengröße kann einen Indikator für eine potenzielle Artenvielfalt darstellen, wenngleich sie nicht als Ursache für Artenvielfalt gelten kann. Vielmehr wird die Zunahme der Artenzahl in größeren Gebieten als Artefakt der zunehmenden Habitatvielfalt diskutiert (Simberloff *et al.*, 1984; Usher *et al.*, 1994: 281ff.). Im Rahmen der SLOSS²³ Debatte wurde die Frage nach der Größe von Schutzgebieten erörtert, inwieweit ein großes Gebiet besser sei, als viele kleine Flächen, um Artenvielfalt zu schützen. Grundlage der Diskussion bildet die Theorie der Inselbiogeographie von MacArthur & Wilson (1967) und der Ableitung von Wilson *et al.* (1975), dass ein Schutzgebiet möglichst groß sein sollte (vgl. Diskussion in Simberloff, 1974; Simberloff *et al.*, 1976; Simberloff *et al.*, 1982). Tatsächlich gibt es Beispiele, in denen kleinere Gebiete eine höhere Artenvielfalt aufweisen können, als ein großes Gebiet gleicher Gesamtfläche (Simberloff *et al.*, 1982). Wesentlich ist dieser Effekt durch die Verschiedenheit der Lebensräume geprägt (Gilpin *et al.*, 1980). Die Flächengröße ist zudem wesentliche Grundlage für die Konstruktion der Arten-Vollständigkeit, wenngleich ein großer Raum nicht automatisch vollständiger ist als ein kleiner. Die Vollständigkeit ist in den humiden Tropen und Subtropen direkt kaum zu erfassen (vgl. 2.4.1), wodurch eine zunehmende Flächengröße lediglich das Vollständigkeitspotenzial erhöht. Die Frage nach der Größe von Schutzgebieten wird somit nur objektspezifisch zu beantworten sein (vgl. Wulf, 2001: 166ff.).

Das Kriterium Flächengröße lässt sich auf der Zweckebene sowohl für die Schutzwürdigkeit, als auch für die Schutznotwendigkeit und die Schutzeignung einsetzen. Dabei beschreibt es eine konkrete Ausprägung und ist somit auf die Objektebene beschränkt. Die Flächenausdehnung wird meist mittels struktureller Abgrenzungen von Systemen gemessen, wenngleich sich die Bewertung ebenso auf Organismen (wie z.B. das Areal einer Population) beziehen kann.

Die Erfassung ist in den humiden Tropen und Subtropen unproblematisch: Einzelobjekte können im Gelände gemessen werden, mehrere Objekte in Landschaftsausschnitten lassen sich mittels Fernerkundung und GIS ermitteln.

²² Die Überlebenswahrscheinlichkeit von Populationen (minimum viable population) hängt von der demographischen, umweltbedingten und genetischen Stochastizität, sowie natürlichen Katastrophen ab. Je größer die Population, dies ist oftmals ein flächenabhängiger Faktor, desto geringer wird der Einfluss dieser Faktoren (Shaffer, 1981).

²³ SLOSS: „single large or several small“: Kennzeichnet die Frage nach der Größe von Schutzgebieten, ob „wenige große oder mehrere kleine“ Gebiete bevorzugt werden sollen.

Die vorgenannten Abschnitte deuten die Schwierigkeiten innerhalb der Wertzuordnung an. Die Fläche sollte nicht losgelöst von ihrer Form (Erfassung der Randeffekte), ihrer räumlichen Lage (z.B. Isolation) und ihrer Struktur-, als auch Raumvielfalt betrachtet werden (Hubbel *et al.*, 1986: 228ff.). Eine Wertrichtung, „je größer, desto besser“, kann nur für den Vergleich von Flächen gelten, wenn die Ausprägung dieser Faktoren als ausreichend ähnlich (homogen) gelten kann, z.B. innerhalb eines Typus. Wird Flächengröße ohne Beachtung dieser Homogenität verwendet, kann die eigentliche Bewertung nur an anderen Kriterien erfolgen, deren Ausprägung sich mit der Flächengröße verändert. Flächengröße wäre dann ein Hilfskriterium zur Beurteilung anderer Kriterienausprägungen (Wulf, 2001: 188).

Für die Praxis relevanter ist die Definition von unteren Grenzwerten von Flächengrößen durch die Bestimmung von Minimumarealen für Zielarten (Sanderson *et al.*, 2002). Die Auswahl der Zielarten sollte sich dabei an dem jeweiligen Landschaftstyp orientieren, d.h. die Arten mit dem größtmöglichen Raumanspruch auswählen, deren Populationen eine realistische Überlebenswahrscheinlichkeit in dieser Landschaft besitzen. Die Entwicklung von Minimumarealen ist durch die notwendige vorangestellte Analyse der Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population sehr aufwendig und hängt somit wiederum von der Datenlage bzw. -erfassungsmöglichkeit ab.

2.4.7 Kriterium Gefährdung

Gefährdung ist die Einschätzung von Bedrohungen eines als schutzwürdig empfundenen Objektes (Wulf, 2001: 473). Es erfordert somit eine vorausgestellte Bewertung der Schutzwürdigkeit, d.h. der Einschätzung der Grundwerthaltung gegenüber dem Typ oder Objekt. Eine Gefährdung von Objekten, die nicht den Zielen des Naturschutzes entsprechen (z.B. unerwünschte Neobiota, Krankheiten, stark anthropogen geprägte Systeme, wie Autobahnen etc.) kann es solange nicht geben, bis sich die Grundwerthaltung ihnen gegenüber ändert. Es existieren keine unmittelbar ökologischen Begründungen für die Verwendung von Gefährdung, da sie keine ökologische Größe darstellt (Ammer *et al.*, 1984). Die Gefährdung wird in erster Linie durch das Schutzobjekt bestimmt, d.h. welche Wertstellung es einnimmt (Schutzwürdigkeit). Die wesentlichen Begründungen der Wertstellung von Naturobjekten entstammen der Ethik (wie der Eigenwert der Natur (Individualität,...), der Eudämonie (Ästhetik, Schönheit, Eigenart,...) und der Moral (Leidende Kreatur, Unversehrtheit, ...)) und dem Nutzen (Nachhaltigkeit, im Sinne der Verpflichtung gegenüber künftigen Generationen) sowie der Religion (Bewahrung der Schöpfung) (Ehrlich *et al.*, 1981; Rolston, 1985; Rolston, 1988; Wiegand, 1999: 45). Ökonomische Argumente warnen vor dem Verlust von Naturobjekten als potenzielle oder reale Ressourcen (Options-, Verbrauchs- und Ertragswert), oder vor den Kosten der Wiederherstellung ihrer Leistungen (McNeely, 1988; Hampicke, 1991; Primack, 1995: 239 ff.). Gefährdungen zu erkennen, d.h. die Gefahr eines möglichen oder realen Entwicklungstrends hin zu einem nicht gewünschten Zustand wahrzunehmen, ist ein Haupthandlungsmotiv im Naturschutz (Ehrlich *et al.*, 1981). Ziele zur Abwendung der Gefährdung, z.B. Schutz der biologischen Vielfalt, haben in Konventionen und Gesetzen Eingang gefunden und liefern somit rechtsnormative Begründungen.

Die Gefährdung ist eng an die Kriterien Empfindlichkeit und Regenerationsfähigkeit und somit Belastbarkeit gebunden (siehe 2.4.8), welche die Reaktionen von Arten und Systemen auf eine

einwirkende Belastung beschreiben. Seltenheit ist ein verstärkendes Kriterium der Gefährdung, da ein seltenes Objekt leichter zu vernichten ist, als ein häufiges (Wulf, 2001: 418).

Gefährdung selbst ist als Kriterium nicht unmittelbar messbar. Die Abschätzung der Gefährdung ergibt sich im Wesentlichen aus der Einschätzung einer Zustandsänderung, d.h. eines Entwicklungstrends weg von einem Idealzustand. Hierzu können insofern alle weiteren Kriterien herangezogen werden, wenn z.B. ein Vergleich zwischen Zuständen getroffen wird, die zeitlich auseinanderliegen. Ist der Entwicklungstrend entgegen der Wertrichtung, d.h. hat eine Verschlechterung stattgefunden, nimmt die Gefährdung zu. Gefährdung ist demnach ein 'Überkriterium', ähnlich dem Kriterium der Natürlichkeit (siehe 2.4.4), und bedarf der Merkmalsausprägungen anderer Kriterien. Die Kriterien Natürlichkeit, als die Beschreibung eines 'Ideals'²⁴, und Gefährdung, als der Entwicklungstrend weg von diesem Ideal, resultieren aus der wesentlichen Grundmotivation des Naturschutzes, die Natur vor Gefährdungen, das heißt übermäßigem Einfluss des Menschen, zu schützen.

Als Hauptgefährdungsursachen in den humiden Tropen und Subtropen können direkte Zerstörung, Fragmentierung oder Degradierung der Lebensräume, neben Invasoren und unkontrollierter Ausbeutung genannt werden (Sheil, 2001). Diese Eingriffe sind leicht zu kartieren (Sheil, 2001), allerdings in ihrer Wirkung z. T. schwer zu beurteilen (vgl. 2.4.4 u. 2.4.9).

Die Bewertung findet auf der Bezugsebene am Typus statt, d.h. es wird der Entwicklungstrend aller Objekte eingeschätzt und als Typwert zusammengefasst. Ein Typwert bildet sich aus der Summe der Gefährdungen konkreter Objekte, aber erst auf der Typebene ist ein größerer Bezugsraum und somit ein Überblick zu gewährleisten. So kann ein einzelnes Objekt (Biotop, Population) gefährdet sein, aber als Typus (Biotoptyp, Art) ungefährdet bleiben (Plachter, 1994: 92). Lediglich im Rahmen einer Bewertung der Schutzeignung kann Gefährdung auch auf der Objektebene eingesetzt werden, wenn z.B. die Gefährdungsdiskposition ein Auswahlkriterium für die Lage eines Schutzgebietes sein soll, um evtl. Konflikte zu vermeiden. Die Gefährdung an sich ist ein Typkriterium.

Am häufigsten wird Gefährdung in sogenannten Roten Listen zum Ausdruck gebracht. Sie existieren mittlerweile für Arten, Pflanzengesellschaften und Biotope. Die meisten Listen beruhen auf der Einteilung der IUCN in sieben Kategorien (ausgestorben/verschollen; vom Aussterben bedroht; stark gefährdet; gefährdet; Gefährdung anzunehmen; extrem selten; zurückgehend/auf der Vorwarnliste; Daten mangelhaft). Die Herleitung für diese Einstufung in Gefährdungskategorien wird nicht einheitlich gehandhabt. Zunächst müsste für jede Art, jedes Biotop, usw., eine Erhebung der Bestandesgröße und deren Entwicklung durchgeführt werden, um überhaupt eine Gefährdung zu diagnostizieren (Wilcove *et al.*, 1993; Primack, 1995: 129ff.). In den meisten Habitaten der humiden Tropen und Subtropen ist eine solche Erhebung auf Artebene utopisch (siehe 2.4.1).

Das Problem liegt folglich wieder in der Erhebungsmöglichkeit erforderlicher Datengrundlagen. Eine Einschätzung der Gefährdung auf dem Niveau von Gefährdungsgradanalysen für Populationen (Shaffer, 1981; Shaffer *et al.*, 1985; Shaffer, 1987; Soule, 1987) oder Überlebenswahrscheinlichkeits-Analysen (Soule, 1986; Berger, 1990) ist nur für wenige Arten leistbar. Diese Erhebungen können sich nur auf Schlüsselarten konzentrieren, d.h. Arten mit einer möglichst engen Bindung an eine

²⁴ Dass ein solches Ideal nicht immer eine unberührte Natur bzw. Naturlandschaft ist, sondern vielmehr historische Zustände, zeigen die Zielformulierungen für Kulturlandschaften in Europa (Kowarik, 1988; Wulf 2001: 421ff.).

gewünschte Habitatausprägung. Auf der Biotop- oder Ökosystemebene ist eine Erfassung denkbar, zumindest was die Flächenausdehnung, -verteilung, Struktur und Entwicklungstendenz betrifft (vgl. Costa, 1997; Chiappetti *et al.*, 1998; ISA, 2001) (vgl. 2.4.2; 2.4.3; 2.4.4). Aussagen zur Gefährdung von Arten können zumeist nur aus der Gefährdung ihrer Habitate geschlossen werden (Primack, 1995: 133 ff.), so wie es z.B. die brasilianische Gesetzgebung in Teilen vorsieht (CONAMA, 1994).

Auf der Wertebene ist die Wertrichtung relativ eindeutig: Je gefährdeter eine Art, Biotop, etc. ist, desto höher ist ihr/sein Wert und desto höher ist der Handlungsbedarf diese/s zu schützen. Diese Wert- richtung ist nicht unumstritten, da sie schließlich keinerlei Funktionen der Objekte berücksichtigt. So kann im Kriterium Gefährdung eine Gewichtung der Objekte gefordert werden, bezüglich der Bedeu- tung ihrer ökologischen Funktionen (Wulf, 2001: 421ff.) (siehe 2.4.1).

2.4.8 Kriterien Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit, Belast- und Restituierbarkeit

Alle diese Kriterien sind eng über die *Belastung* von Objekten miteinander verbunden und werden im Zusammenhang von *Stabilität* diskutiert.

Belastung, Synonym *Störung*, kann dabei als das Einwirken eines Faktors oder Faktorenkomplexes bezeichnet werden, der nicht zum normalen Haushalt dazugehört und dessen Wirkung eine Verände- rung der Struktur oder Funktion des Objektes erzeugt (Ellenberg, 1972; Wulf, 2001: 427). *Empfind- lichkeit* beschreibt die Neigung eines Objektes, auf eine Belastung/Störung zu reagieren und ist mess- bar am Ausmaß seiner Veränderung (Wulf, 2001: 438). Die *Regenerationsfähigkeit* stellt das Vermö- gen dar, nach durch eine Belastung/Störung ausgelöste Veränderung, in einen Normal- bzw. Aus- gangszustand zurückzukehren, d.h. sich zu erholen (van der Maarel, 1988; Bastian *et al.*, 1994: 445). Regeneration ist somit ein autogener Prozess (Klötzi, 1993: 374) im Gegensatz zur Wiederherstellung: Die *Restituierbarkeit* bezeichnet die Rückführung eines Objektes zu einem Zustand durch den Einsatz technischer Mittel²⁵. Die *Belastbarkeit* umfasst das Zusammenwirken der Ausprägung der Kriterien Empfindlichkeit und Regenerationsfähigkeit, d.h. ob sich ein System verändert oder ob es nach einer Veränderung wieder in seinen Ausgangszustand zurückkehrt (Wulf, 2001: 428). Die Grenzen der Be- lastbarkeit enden dort, wo das Regenerationsvermögen eines Systems nicht mehr ausreicht, um in den Ausgangszustand zurückzukehren (ebd.).

Diese Kriterien dienen somit der Beurteilung von Stabilität unter Anwesenheit von Störfaktoren (vgl. Gigon *et al.*, 1997). Wulf benennt Stabilität, wenn auch uneinheitlich, als eigenständiges Kriteri- um (2001: 351ff.) oder bezeichnet die Stabilitätseigenschaften²⁶ Resistenz, Resilienz und Persistenz als weitere landschaftsökologische Kriterien (Wulf 2001: 475). Tatsächlich werden diese Eigenschaf- ten weitgehend durch die Kriterien Empfindlichkeit, Regenerationsfähigkeit und Belastbarkeit

²⁵ in der Praxis von Renaturierungen (engl. : restoration ecology) sind Restitution und Regeneration meist nicht zu trennen, da die technische Wiederherstellung auch auf eine autogene Erholung aufbaut, um einen Zielzu- stand zu erreichen.

²⁶ Stabilität kann weiterhin durch die Eigenschaften Konstanz und Zyklizität charakterisiert werden (Gigon & Grimm 1997). Beide sind von einer Belastung /Störung unabhängig. Konstante Systeme bleiben ohne Einwir- kung eines exogenen Störfaktors unverändert, d.h. stabil. Zyklische Systeme schwanken regelmäßig um einen Mittelwert, ebenfalls unabhängig von einem Störfaktor. Als Bewertungskriterium finden sie in der Praxis kei- ne Anwendung.

abgedeckt. Resilienz (Synonym Elastizität) ist das Zurückkehren in einen Ausgangszustand nach einer Störung und beschreibt somit eine hohe Fähigkeit zur Regeneration. Resistenz kann als Antonym für Empfindlichkeit definiert werden. Sie beschreibt das Vermögen in einem Zustand zu verharren, trotz Einwirkung einer Störung. Persistenz beschreibt das Fortbestehen eines ökologischen Systems als identifizierbare Einheit (Gigon *et al.*, 1997: 7) und ist somit losgelöst von kurzfristigen qualitativen oder quantitativen Veränderungen durch Störfaktoren. Solange ein System persistiert, ist seine Belastungsgrenze noch nicht überschritten.

Alle drei Kriterien sind auf der Zweckebene für die Bewertung der Schutznotwendigkeit und der Schutzeignung einsetzbar. Sie können jeweils nur für eine spezifische Belastung an konkreten Objekten gemessen werden. Objekte können Systemen und Organismen sein. Ein Typwert kann nur jeweils für eine definierte Belastung gegeben werden²⁷, wenn genügende zusammenfassbare Objektbeobachtungen vorliegen. Einen Typ ohne Benennung der Einflussgröße pauschal als „empfindlich“, „regenerationsfähig“ oder „belastbar“ zu bezeichnen, kann nicht sinnvoll sein.

Zur Beurteilung von Empfindlichkeit und Regenerationsvermögen sind detaillierte und umfangreiche Daten notwendig, welche die Reaktion bzw. Folgen auf eine bestimmte Belastung beschreiben. Zunächst ist die Belastung nach der Stärke, Dauer, Häufigkeit, Zeitpunkt des Auftretens und räumlichen Ausdehnung zu definieren (Jax, 1999; Wulf, 2001: 435; Jurasinski *et al.*, 2002). Es müssen Puffervermögen gegenüber dieser spezifischen Belastung bekannt oder analysierbar sein (Jessel *et al.*, 2002: 183). Hierbei ist die Austauschbarkeit der Elemente in ihrer Funktion von entscheidender Bedeutung. Demographische Strukturen von Populationen und lebensgeschichtliche Merkmale von Arten beeinflussen maßgeblich deren Empfindlichkeit (Primack, 1995: 118ff.)²⁸. Für die Regeneration sind außerdem die vorherrschenden Umweltbedingungen während der Regenerationsphasen, sowie die Wiederbesiedlungspotenziale (z.B. bei Isolation) und die Reversibilität der Standortverhältnisse zu beachten (Wulf, 2001: 491ff.). Diese Faktoren bestimmen die Entwicklungsdauer bzw. -möglichkeiten. Die Erhebung ist somit maßgeblich vom betrachteten Objekt und von der spezifischen Ausprägung der Belastung abhängig. Die Anwendung kann hier nicht pauschal diskutiert werden. Es sollte ersichtlich sein, dass der Umfang der Datenerhebung die Anwendbarkeit auf Einzelobjekte, beispielsweise im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen, beschränkt. Für einen übergreifenden landschaftsökologischen Vergleich mehrerer Objekte sind die Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen nicht geeignet.

Auf der Wertebene kann derzeit keine Anwendbarkeit angenommen werden. Die Diskussion über Stabilität, Regenerationsvermögen und Empfindlichkeit von Systemen und Organismen in humiden Tropen und Subtropen ist fragmentarisch und zum Teil widersprechend: Die meisten Erkenntnisse beziehen sich auf die Wälder der humiden Tropen. Ihnen wird eine großräumige Stabilität, i.S.v.

²⁷ wengleich Plachter (1991) vorschlägt auf eine Darlegung der Einflussgröße zu verzichten, wenn eine grundsätzliche Darstellung der Belastbarkeit erfolgt (Plachter 1991: 227)

²⁸ Empfindliche Arten weisen nach Primack (1995: 118ff.) häufig eines oder mehrere Charaktere auf: Sie sind solche a) mit kleinem Verbreitungsgebiet, b) mit einer oder wenigen oder kleinen Populationen, c) mit geringer Populationsdichte und einem großen Aktionsraum (z. B. Großcarnivore), d) große Arten (Jagddisposition) (Arita *et al.* 1990), e) mit langsamem Populationswachstum, f) die keinen effektiven Ausbreitungsmechanismus besitzen, g) wandernde Arten, die eine enge Bindung an konkrete Habitats haben, h) die eine geringe genetische Variabilität besitzen (Flaschenhalseffekt), i) mit speziellen Lebensraumsprüchen (z. B. ungestörte Lebensräume), j) in Gruppen lebende Tiere (Jagddisposition)

Konstanz zugeschrieben, welche allerdings kleinräumig hochdynamisch sein kann (Wright, 1996), oft in Form einer Zyklizität (Remmert, 1985; Remmert, 1987; Remmert, 1991). In humiden tropischen Wäldern konnten die größten bis dahin beobachteten Fluktuationen von Populationen nachgewiesen werden (Andrews *et al.*, 1994). Die `Stabilität` dieser Wälder wurde im Wesentlichen aus Beobachtungen von Klimaxstadien geschlossen. Das Klimaxstadium ist charakterisiert durch einen hohen Anteil von K-Strategen²⁹ und Arten mit einem hohen Lebensalter seiner Individuen, meist einer geringen Reproduktion und speziellen Umweltansprüchen (Remmert, 1985). Es ist somit stabil im Sinne von Konstanz (Lewentonin, 1969). Allerdings weist das Klimaxstadium exakt die Charaktere auf, die Primack (1995: 188) als empfindlich aufzählt (siehe Fußnote 26). Tatsächlich weisen die tropischen Wälder eine geringe Elastizität gegenüber Störungen auf, d.h. sind empfindlich (Gigon *et al.*, 1997: 3), wenn die Dimensionen der externen Belastung (z.B. in Stärke, Dauer, Häufigkeit etc.) die der internen zyklischen Prozesse überschreiten (vgl. Sanford *et al.*, 1986). Eine geringe Belastbarkeit wurde häufig anhand von Brandrodung nachgewiesen, da durch die anschließend einsetzende Auswaschung eine irreversible Bodendegradation stattfand und somit eine Regeneration der Vegetationsdecke verhinderte (Uhl, 1987; Riethmacher, 1996). Dennoch zeigt die Untersuchung von Yih (1991), dass nach einer großflächigen Zerstörung durch einen Hurrikan eine rasche Sukzession, d.h. Regeneration einsetzen kann (Yih *et al.*, 1991). Sanford konnte in Amazonischen Regenwäldern regelmäßige natürliche Brände nachweisen (Sanford *et al.*, 1985). Auch Harthorn wies eine schnelle Regeneration von tropischen Wäldern nach, wenn eine intakte Samenbank vorhanden war (Hartshorn *et al.*, 1993), d.h. wenn die Böden durch die Störung weitgehend unbeeinflusst blieben.

In den humiden Tropen ist der Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität noch nicht verstanden (Whitmore *et al.*, 1992) und eine Korrelation konnte bisher nicht nachgewiesen werden (Rejmanek, 1989; Rejmanek, 1996). Eine Wertichtung für Stabilität ist daher nicht zu definieren. Als häufigstes Maß für eine Wertzuordnung der Regeneration wird die Entwicklungsdauer eines Typs genommen. Tatsächlich ist die Entwicklungsdauer nur sehr grob zu schätzen und kann am konkreten Objekt (siehe Faktorliste in Tab. 22) in der Realität sehr unterschiedlich ausfallen³⁰. Eine Einschätzung der Regenerierbarkeit von Typen z.B. auf Biotopebene (wie bei (Riecken *et al.*, 1994)) muss im tropischen und subtropischen Bereich erst noch erarbeitet werden. Die Entwicklungsdauer kann dabei rein quantitativ, d.h. nach der verstrichenen Zeit (= Alter), oder qualitativ nach dem Reifegrad definiert werden (siehe 2.4.10). Kowarik (1988) wies darauf hin, dass für eine Beurteilung der Regeneration bzw. des Erfolgs einer Wiederherstellung von Objekten der Reifegrad eines Systems ausdrücklich als Ziel benannt werden muss (Kowarik, 1988).

Aus der Sicht des Naturschutzes besteht die Verpflichtung, nicht wiederherstellbare Objekte *in situ* vor Belastungen zu schützen. Hierzu müssen die Belastungen und ihre Folgen auf ein Objekt bekannt sein, um es als nicht wiederherstellbar einzustufen zu können. Für Primärwälder liegen zwar einige Erkenntnisse vor, allerdings kaum für Systeme der tropischen Kulturlandschaften. Besonders hier muss ein neuer Forschungsschwerpunkt liegen, der die auftretenden Belastungen erfasst, und die jeweilige Empfindlichkeit und Regenerationsfähigkeit von Objekten misst.

²⁹ K-Strategie : Arten mit den (überwiegenden) Eigenschaften, logistisches Wachstum, geringer Reproduktionsaufwand, große Körpergröße, langes Lebensalter (r/K-Konzept nach Pianka 1970)

³⁰ Dobson *et al.* (1997) gibt einige modellierte Orientierungswerte für die Entwicklungsdauer von wichtigen biologischen und physikalischen Prozessen

2.4.9 Kriterien Isolation/Verbund und interökosystemarer Stofffluss

Isolation und ihr Gegenteil, der *Verbund*, sind Kriterien über das Ausmaß der Flüsse von Organismen zwischen verschiedenen Raumeinheiten (Wulf, 2001: 189). *Interökosystemarer Stofffluss* bezeichnet dagegen das Ausmaß des abiotischen Flusses zwischen Raumeinheiten (s.u.).

Beim Verbund sollte zwischen strukturellem und funktionalem unterschieden werden, d.h. den messbaren strukturellen Verknüpfungen zwischen räumlichen Elementen und ihrem potenziellen Organismenaustausch („connectedness“), sowie dem Organismenfluss zwischen Subpopulationen einer funktionalen Einheit, der Meta-Population („connectivity“) (Baudry *et al.*, 1988: 23). Ein struktureller Verbund eignet sich nur begrenzt zur Aussage über einen funktionalen Verbund (Wulf, 2001: 193 ff.). Baudry & Merriam (1988) schätzen die praktische Verwendung der „connectivity“ als äußerst schwer ein, da der reale Organismenaustausch selten direkt gemessen werden kann, aufgrund mangelnder zeitlicher und finanzieller Ressourcen.

Die Betrachtung dieser Kriterien ist besonders in den humiden Tropen und Subtropen von aktueller Brisanz, aufgrund des starken Nutzungsdrucks und der daraus resultierenden Zunahme von Fragmentierung ehemals großflächig verbundener Flächen. Die Zahl der Arbeiten über negative Auswirkungen von Fragmentierung und einhergehender Isolierung in tropischen Gebieten reicht von klassischen Indikatorgruppen, wie Vögeln (Bierregaard *et al.*, 1989) oder Säugetieren (Daily *et al.*, 2003), über Veränderung des Blattwurfs (Didham, 1997) und der Samenbanken (Benitz-Maldivo, 1998) bis hin zu Dungkäfern (Klein, 1989). Ihnen allen ist gemeinsam, dass die Fragmentierung einstmals großflächig verbundener Flächen zum Auslöschen von Arten (z.B. durch Unterschreiten der Mindestgröße einer überlebensfähigen Population) (vgl. Shaffer *et al.*, 1985; Shaffer, 1987; Soule, 1987), Trennung von Metapopulationen (Hanski *et al.*, 2000) und/oder nachhaltigen, zum Teil irreversiblen Systemveränderungen führt. So wird besonders auf die synergistische Wirkung von Eingriffen durch Fragmentierung verwiesen, wie Struktur- und Biomasseänderungen, die mögliche Invasion von Fremdarten und gesteigertes Risiko von Feuer oder Jagd (Tabarelli *et al.*, 2004: 1422). In ihrem 'Review' stellen Debinski & Holt (2000) fest, dass die Artenzahlen und ihre Abundanzen durch die Fragmentierung weder eindeutig sinken noch steigen, da z.B. der Ausfall von spezialisierten Arten durch Einwanderung anderer Arten zahlenmäßig „kompensiert“ wird (Debinski *et al.*, 2000). Eine monokausale Beziehung von Isolierung und den genannten Effekten wird nicht gegeben, da als mögliche Ursache weitere Folgeerscheinungen der Fragmentierung in Frage kommen, wie Randeffekte, Invasion von Fremdarten, Arten-Turnover, Störung des sozialen Gefüges (Debinski *et al.*, 2000) oder Zugänglichkeit des Gebietes für Nutzungen, wie Jagd (Peres, 2001). In ihrer Analyse zur Metapopulationsstruktur in Habitaten einer Schmetterlingsart kommen Fleishman *et al.* (2002) zu dem Schluss, dass weder Größe noch Isolierung der Habitate als alleinige Ursache für das Aufkommen von Arten-Turnover ausreichen, sondern von weiteren Habitatqualitäten abhängen (Fleishman *et al.*, 2002). Fragmentierung ändert nicht nur den Isolationsgrad, sondern betrifft auch weitere Kriterien, wie Flächengröße und Regenerationsfähigkeit (siehe 2.4.6, 2.4.8).

Vom Isolationsgrad hängen die Wiederbesiedlungspotenziale für Populationen und Lebensgemeinschaften ab. Aus der Theorie der Inselbiogeographie (MacArthur *et al.*, 1967) und dem Metapopulationsansatz wurde eine Empfehlung für die Lage von Schutzgebieten formuliert, die eine möglichst geringe Distanz zwischen den Reservaten vorschlägt (Hanski *et al.*, 1997). Hierdurch soll ein Austausch garantiert und die Wiederbesiedlung ermöglicht werden, mit dem Ziel, eine möglichst hohe

Artenvielfalt zu bewahren (Harris, 1984; Hanski *et al.*, 1997), bzw. das Aussterberisiko zu minimieren (Burkey, 1989). Die Bemühungen in Kulturlandschaften konzentrieren sich darauf, die verbliebenen Lebensräume schutzwürdiger Populationen über Korridorplanungen im Rahmen von Biotopverbund/-vernetzung wieder zu verbinden (Simberloff *et al.*, 1987; Mwalyosi, 1991; Wulf, 2001: 204 ff.). In diesem Kontext muss sowohl über die kritische Größe von Fragmenten diskutiert werden (Laurance *et al.*, 1996; Keitt *et al.*, 1997; Laurance *et al.*, 1997), als auch über die Struktur und Planung von Korridoren, bezüglich der Bewertung von Randeffekten (Janzen, 1986; Lovejoy *et al.*, 1986; Laurance, 1991). Isolation reicht hier ebenfalls als alleiniges Wertkriterium nicht aus.

Im Wesentlichen wird die Isolation durch die Struktur der Matrix, d.h. des Zwischenraumes geprägt. Für jede Art kann eine Matrix eine andere Wertigkeit bezüglich der Passierbarkeit (Mader, 1981), Struktur und Distanz haben. Eine Verbundplanung für alle Arten kann es nicht geben. Angaben wie die Vernetzungsdistanzen für Gilden (Riedel *et al.*, 1994) sind sinnvolle Annäherungen, allerdings im Einzelfall zu verifizieren. Solche Annäherungswerte fehlen weitgehend in den humiden Tropen/Subtropen. Möchte man Biotopkomplexe, wie z.B. Wald-Graslandmosaike, miteinander verbinden, so muss die Struktur eines Korridors oder Trittsteinbiotops hinreichend ähnlich sein und weder nur aus dem einem, noch aus dem anderen Typ bestehen (vgl. Kap. III). Die Anwendbarkeit in den humiden Tropen und Subtropen begrenzt sich, wie im europäischen Raum, auf „connectedness“, d.h. strukturelle Verbundplanungen, deren Datenbasis vor allem durch Fernerkundungsdaten zu Biotopstrukturen gewonnen wird. Die Durchführung von Erhebungen für einen funktionellen Verbund von einzelnen Arten ist prinzipiell im Einzelfall möglich, wie die Planung für den Jaguar zeigt (Sanderson *et al.*, 2002). Hierfür müssen Informationen über das Ausbreitungsverhalten bekannt sein, wie tatsächliche Wanderbewegungen zwischen Streif-, Reproduktions- und Nahrungshabitaten, sowie Größe und Wachstumsrate der (Sub-)Population(en). Dieser Aufwand kann nur für Arten mit hoher Indikatorwirkung gerechtfertigt sein, wie im Fall des Jaguars die Indikation von noch ausreichend großen, weitgehend ungestörten Waldgebieten. Es zeigt sich, dass hier die Auswahl von Indikatorarten für eine Verbundplanung regional stark variieren muss, da z.B. der Jaguar als Zielart für Kulturlandschaften oder urbane Landschaften schlicht ungeeignet erscheint.

Auf der Zweckebene ist das Kriterium sowohl für Schutzwürdigkeit, als auch für Schutznotwendigkeit und Schutzeignung anzuwenden. Es bezieht sich dabei immer auf konkrete Objekte (Systeme und Organismen). Der Schwerpunkt liegt auf der Verbundplanung für einzelne Zielarten, die durch ihre Ansprüche an den Lebensraum System(minimum)qualitäten repräsentieren.

Hierbei ist eine Wertrichtung „je verbundener desto besser“ nicht generell gegeben. Henle (1994) hält es für möglich, dass durch Biotopvernetzung Populationen ausgelöscht werden, da sich die durch den Verbund angeschlossenen Räume als Senken für Populationen auswirken können (Henle, 1994). Die Verbundelemente selbst können bei ungünstiger Struktur als Senkenhabitate wirken, weil die Individuen in den suboptimalen Lebensräumen der Verbindungselemente verbleiben (Mwalyosi, 1991; Simberloff *et al.*, 1992; Beier *et al.*, 1998). Ebenso können Antagonisten oder verdrängungsstarke Ubiquisten stärker gefördert werden, als die zu schützende Art, oder Krankheiten erst durch den Verbund in das Habitat gelangen (Simberloff *et al.*, 1992; Primack, 1995: 415 ff.). Eine funktionale Verbundplanung für Arten muss folglich an ein Monitoring gekoppelt sein.

Die Erfassung sowie die Bewertung ist stark vom betrachteten Objekt abhängig und kann nicht pauschal beurteilt werden.

Der *Interökosystemare Stofffluss* bezeichnet das Ausmaß des abiotischen Flusses zwischen Raumeinheiten, somit den abiotischen Verbund³¹. Es gilt zu bewerten, inwieweit ein Eintrag schädlicher Stoffe oder ein Verlust systemimmanenter Stoffe stattfindet. Die Begründungen stammen sowohl aus dem ökonomischen Bereich, im Sinne einer nachhaltigen Nutzung, als auch aus der Ökologie zur Bewahrung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes. Ob ein System als Quell- oder Senkensystem fungiert oder einen für sich weitgehend geschlossenen Stoffkreislauf darstellt, hängt vom betrachteten Stoff ab. Der Transport erfolgt - außer durch den Menschen - über die Medien Luft und Wasser sowie mobile Lebewesen (Bormann *et al.*, 1994; Renard *et al.*, 1995; Wulf, 2001: 221). Die Transportrichtung ist durch eine Vielzahl von Gradienten vorgegeben (Höhen-, Luftdruck-, Feuchtegradienten) und wird durch die Vegetations- und Biomasseverteilung sowie Bodenmerkmale und Geomorphologie beeinflusst (vgl. Wulf 2001: 216ff.).

Das Kriterium eignet sich für alle Planungszwecke (Schutzwürdigkeit, Schutznotwendigkeit, Schutzzeichnung) und ist ebenso wie die Isolation nur auf konkrete Objekte anwendbar (vgl. (Turner *et al.*, 1999). Die notwendigen Erhebungen (Tab. 2.2) sind sehr umfassend und daher nur für einzelne Objekte leistbar. Modellierungen sind unumgänglich, um komplexere Landschaftsausschnitte zu bearbeiten (vgl. Gaiser *et al.*, 2003). Eine Wertrichtung kann nur insoweit getroffen werden, dass Quellsysteme schädlicher Stoffe und übersättigte Senkensysteme identifiziert werden sollen (Turner *et al.*, 1999; Wulf, 2001: 331). Die konkrete Bewertung und somit ihre Anwendung hängt stark vom betrachteten Stoff und Objekt ab.

2.4.10 Kriterien Alter und Maturität

Alter bezeichnet das physikalische Fortbestehen eines Objektes in der Zeit (Schreiner, 1994). Es ist ein quantitatives Merkmal, gemessen in Zeiteinheiten. Das absolute Alter eines Objektes wird selten als Kriterium angewandt, zum einen weil es schwer zu bestimmen ist, zum anderen weil sich keine qualitativen Aussagen mit ihm verbinden lassen³² (van der Maarel, 1988). Lediglich die Wahrscheinlichkeit, dass sich ausbreitungsschwache Arten in einem System aufhalten können, steigt mit dem Alter eines Systems (Dierssen *et al.*, 1998: 181). Häufiger wird das relative Alter eines Objekts verwendet, d.h. eine bekannte oder beobachtbare Zeitspanne, in der das Objekt mit seinen identifizierbaren Charaktereigenschaften existiert (z.B. in Zeitreihenanalysen).

Ebenso häufig wird die *Maturität* (Reife) als Kriterium verwendet. Sie ist ein ausschließlich qualitatives Merkmal, wenngleich eine Abhängigkeit vom Alter besteht: Reifung ist ein zeitlicher Entwicklungsprozess hin zu einem Klimaxstadium³³ (Reifestadium), welches sich durch eine hohe Konstanz (siehe 2.4.8) und/oder durch hohe Komplexität auszeichnet (vgl. Wulf 2001: 279ff.).

³¹ Betrachtet werden können beispielsweise der Kohlenstoff- Stickstoffhaushalt, biotische Interaktionen (Tier-Tier und Tier-Pflanze), Boden-Pflanze-Beziehungen, Atmosphäre-Boden-Wechselwirkungen, und Wasser-Boden-Beziehungen (Orians *et al.* 1996).

³² paläobotanische Untersuchungen zeigen zwar, dass ein System als Typ (z. B. Grasland oder Wald) sehr lange existieren und somit ein hohes Alter aufweisen kann, jedoch im Laufe der Zeit starke qualitative Veränderungen in der Artenzusammensetzung und Struktur durch Störungen oder Klimawandel erfahren haben kann (vgl. Behling 1995)

³³ Entwicklung und Diskussion des Klimaxkonzeptes siehe (Trepl 1994)

Alter und Maturität können nicht gleichgesetzt werden, da z.B. in einem zyklischen System das Alter nach Erreichen der Reifephase in nachfolgenden Phasen weiter ansteigt, die Reife jedoch nicht (Wulf 2001: 281).

Die Kriterien können als Hilfskriterien für die Einschätzung der Natürlichkeit, des Regenerationsvermögens und somit die Restituierbarkeit verwendet werden. Die Entwicklungsdauer von Systemen wurde bereits als Indikator für das Regenerationsvermögen angesprochen (siehe 2.4.8). Die Entwicklungsdauer kann rein quantitativ, d.h. nach der verstrichenen Zeit (=Alter), oder qualitativ nach dem Reifegrad definiert werden.

Für Primärwälder der humiden Tropen besteht eine Idealvorstellung, die sich durch eine hohe Reife und hohes Alter auszeichnet, d.h. mit Individuen, die ein Alter von 200-800 Jahren besitzen können (Wright, 1996). Die Maturität wird hier vornehmlich durch Konstanz beschrieben, einhergehend mit einer hohen Komplexität³⁴ (vgl. Johnson *et al.*, 1996) In der Realität sind Primärwälder häufig durch ein Mosaik unterschiedlicher Reifestadien geprägt und hoch dynamisch (Wright, 1996). Reife kann hier nicht als Indikator für Natürlichkeit gelten. Anders in Kulturlandschaften, hier sind reife Systeme selten geworden, da häufig anthropogene Störungen eine Entwicklung hin zum Klimax unterbrechen. Reife kann somit in Kulturlandschaften als ein Indikator für Natürlichkeit dienen (Ammer *et al.*, 1984).

Die Kriterien Alter und Maturität können in erster Linie für die Bestimmung der Schutzwürdigkeit herangezogen werden. Kombiniert mit Gefährdung und Regenerationsvermögen sind sie Gewichtungskriterien für die Bewertung der Schutznotwendigkeit, ähnlich wie das Kriterium Seltenheit.

Alter und Maturität lassen sich nur am konkreten Objekt messen und bewerten. Häufiger werden Systeme beurteilt als Organismen (z.B. demographische Struktur einer Population). Die notwendigen Daten sind in Tab. 2.2 (S.131-135) dargestellt. Sie erfordern einen zum Teil erheblichen Erfassungsaufwand und eignen sich daher nur für den Vergleich weniger Objekte.

Die Wertrichtung ist an der konkreten Landschaft zu orientieren. In Naturlandschaften sind beide Kriterien nicht anwendbar, da sich keine Wertrichtung mit einer Ausprägung der Reife oder des Alters verbinden lässt. Zum Beispiel besitzt ein frühes Sukzessionsstadium in einem Primärwald den gleichen Wert wie ein Klimaxstadium (Scherzinger, 1996). Da sie funktional nicht trennbar sind (z.B. durch Komplexbewohner), kann folglich ihre Restituierbarkeit, anhand der Entwicklungsdauer, nicht getrennt bewertet werden. In einer Kulturlandschaft bereitet letzter Aspekt große Schwierigkeiten. Ein unreifes System ist im Gegensatz zu einem Klimaxstadium leichter zu ersetzen. Die Planungsentscheidung wird häufig so ausfallen, dass ein unreifes System leichter aufgegeben wird. Diese Wertrichtung („je reifer, desto wertvoller“) ist nur bei funktional unabhängigen Objekten möglich, z.B. wenn eine Isolation vorliegt. Solange eine funktionale, i. d. R. räumliche Verbindung besteht, sollte die Reife oder das Alter kein Bewertungskriterium sein (vgl. Scherzinger 1996).

³⁴ Stabilität (hier Konstanz) ist nicht zwingend mit Biodiversität (Komplexität) gekoppelt (Johnson *et al.* 1996)

2.4.11 Kriterium Repräsentativität

Es ist ein wichtiges Ziel, für einen bestimmten Raum repräsentative Arten und Ökosysteme zu erhalten und zu entwickeln (Plachter 1991: 242). Ein Objekt ist repräsentativ, wenn es als Einzelnes „[. . .] typisch für das gesamte Wesen [. . .]“ ist, bzw. die „[. . .] Eigenart der gesamten Erscheinung [. . .]“ ausdrückt (Duden, 1990: 677). Die Begründung für die Verwendung von Repräsentativität³⁵ liegt vor allem in der Erkenntnis, dass jede Region aufgrund ihrer standörtlichen Voraussetzungen nur einem bestimmten Spektrum von Arten und Lebensgemeinschaften besonders günstige Existenzbedingungen bieten kann (Plachter 1991: 242). Plachter (1991) und weitere Autoren (Dierssen *et al.*, 1984: 361; Kaule, 1991: 86; Dierssen *et al.*, 1998: 181) schließen dabei die vom Menschen geprägten Standorte und kulturhistorisch gewachsenen Landschaften ausdrücklich mit ein. Die Auswahl von Biosphärenreservaten ist insbesondere so gelenkt, dass exemplarische Beispiele von Landschaften geschützt werden sollen, die aus lange etablierten Landnutzungsmustern entstanden sind (UNESCO, 1984). Es sind repräsentative Ausschnitte der Biosphäre, in denen das Handeln des Menschen zu einer nachhaltigen Nutzung gelenkt und entwickelt werden soll (Dyer *et al.*, 1991). Es geht soweit, dass selbst städtische Landschaften als Biosphärenreservate angedacht sind (Douglas *et al.*, 2000).

In naturschutzfachlichen Planungen ist Repräsentativität häufig an das Kriterium Natürlichkeit gekoppelt, beispielsweise als Auswahlkriterien für die Schutzwürdigkeit von Objekten (Margules *et al.*, 2000: 245). Die Schwierigkeit liegt darin, dass mit Natürlichkeit Repräsentativität im hohen Maße impliziert wird, aber nicht umgekehrt. Eine Naturlandschaft besteht beispielsweise nur aus natürlichen Elementen in ihrer natürlichen Umgebung und ist somit automatisch repräsentativ für die natürlichen Standortbedingungen (vgl. Plachter *et al.*, 1994; Wulf, 2001: 455)³⁶. Was als repräsentativ gelten soll, muss normativ festgelegt werden. Hier kann Natürlichkeit als wertbestimmendes Kriterium von Repräsentativität mit einfließen, z.B. als zonale Repräsentativität, d.h. als die Übereinstimmung von Objekten mit den zonalen Bedingungen (vgl. Wulf 2001: 457). Beispielsweise lassen sich Systeme anhand der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV)³⁷ bewerten, ob sie aufgrund ihrer standörtlichen Naturnähe als repräsentativ gelten können. In Kulturlandschaften können repräsentative Objekte im Rahmen von Landschafts-Leitbildern normativ definiert werden (Fink *et al.*, 1997: 23ff.). Hierin kann vorab die Eigenart, das Typische und der Charakter eines Raumes beschrieben werden. Erst anhand dieser Vordefinition kann eine vergleichende Bewertung mit dem realen Vorkommen der Elemente durchgeführt werden.

35 Repräsentativität wird von Wulf (2001: 457) als die Übereinstimmung eines Objektes mit den zonalen Bedingungen eines Bezugsraumes definiert. Tatsächlich schränkt diese Definition stark ein, da neben zonalen Elementen, auch extra- oder azonale Elemente einen Raum prägen und somit seine Eigenart bestimmen. Die zonale Repräsentativität hat allerdings den Vorteil, die makroklimatischen Bedingungen als Anhaltspunkt zu bieten (siehe Wulf 2001: 453ff.)

36 die Diskussion von Wulf (2001: 456) über die Aussage von Plachter & Reich (1994: 96), dass in Naturlandschaften Repräsentativität nicht normativ zu bestimmen sei, sondern nur über die Häufigkeit der Elemente und komplementär zur Seltenheit, wogegen Wulf meint, dass Repräsentativität überall nur normativ zu bestimmen sei, ist müßig, da der Begriff Naturlandschaft bereits eine normative Festlegung beinhaltet.

37 Die PNV ist als Bewertungsrichtschnur umstritten, da sie hypothetische Klimaxgesellschaften konstruiert, welche sich schwer belegen lassen (vgl. Wulf 2001: 44ff.)

Repräsentativität ist ein Kriterium der Schutzwürdigkeit. Die Bewertung findet am Typus statt³⁸. Lediglich für die Schutzeignung (z.B. Auswahl eines Schutzgebietes) kann die konkrete Ausprägung eines Objektes beurteilt werden (vgl. Margules *et al.*, 2000).

Die Schwierigkeiten für die Anwendung in den humiden Tropen und Subtropen liegen in den notwendigen Grundlagen zur Definition von repräsentativen Objekten. Eine zonale Repräsentativität, d.h. eine Übereinstimmung mit dem Makroklima, ist zumeist bestimmbar (s.u.). Die Entwicklung einer PNV-Karte hängt davon ab, inwieweit genügend Erkenntnisse über die aktuelle Verteilung der Standortbedingungen und eine mögliche Sukzession zu einem Klimax vorliegen, sowie wesentlich vom betrachteten Maßstab (Pfadenhauer, 1997: 72 u. 122ff.). Hierbei sind die anthropogenen Standortveränderungen ebenso wie die externen Einflüsse während der Entwicklungszeit einzuschätzen (Kowarik, 1987). Schwierigkeiten stellen sich kontinuierlich verändernde Standortbedingungen (Ökokline) dar. Sie müssen als Komplexe herausgearbeitet und gesondert dargestellt werden.

Ebenso schwierig zu bewerten ist Reliktvegetation, beispielsweise die südbrasilianischen Grasländer in den humiden Subtropen (Pillar *et al.*, 1997; Pillar *et al.*, 1999): Unter Ausschluss von Beweidung und Feuer würden sich Wälder entwickeln (Quadros *et al.*, 2000). Diese beiden steuernden Faktoren sind heute vornehmlich durch den Menschen (Weidemanagement) verursacht, dennoch sind Brände durch Blitzschlag als natürlicher Faktor nicht auszuschließen (Quadros *et al.*, 2000). Die Konstruktion einer PNV ist somit abhängig, für wie häufig man die natürliche Feuerfrequenz und wie stark man den Einfluss natürlicher Brände einschätzt. Unter dem derzeitigen Nutzungsregime können die Grasländer als repräsentativ gelten. Ihre zonale Repräsentativität ist allerdings nicht abschließend zu bewerten.

³⁸ Wulf (2001) weist daraufhin, dass Repräsentativität nur am Typus stattfinden sollte (S. 489), allerdings eng gekoppelt an Natürlichkeit (S. 456). Letztere hält er ausschließlich an der konkreten Ausprägung von Objekten für messbar (S. 409). Eine Lösung für diesen Widerspruch bietet er nicht.

Tab. 2.2: Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen

Kriterium Maße/ Indikatoren* (!) = zwingend notwendig	Anwendbarkeit			Probleme	mögl. Anwendungsfeld	
	Beispiele	Erfassung	Wertzuoordnung direkt indirekt			
Artenvielfalt						
- Artenzahl (!)	Howard et al. (2000) Aguiar et al. (1986)	(-+)	(+-)	(++)	Erfassungsgenauigkeit - komplette Artenliste utopisch	Vergleich zwischen wenigen ähnlichen Beständen in einem begrenzten Areal
- Ähnlichkeitsindices		(-+)	(+)/(--)	(++)	Hoher Zeit- und Kostenaufwand (Einsatz von Taxonomen) Kenntnisstand zu ausschnitthaft	
Vollständigkeit						
- Artenzusammensetzung (!)	für Baumarten: Hubbel & Foster (1996)	(--)	(++)	(++)	vollständige Erfassung im Vergleich mehrerer Objekte utopisch	vollständige Erfassung nur für Einzelobjekte denkbar; als vergleichendes Kriterium ungeeignet
- rel. / abs. Abundanzen		(--)	(--)	(+-)	hoher Anteil unbekannter Arten	
Strukturvielfalt						
- Zahl, Deckung, räumliche Verteilung der Vegetationsschichten (!)	Bowles et al. (1998); Ewel & Bigelow (1996)	(++)	(+-)	(++)	Inwertsetzung nur über Definition eines Referenztyps, da Strukturvielfalt auch Störungsintensität indizieren kann	gut anwendbar in zugänglichen Gebieten mit Referenztyp, bedingt auch über Fernerkundung
- besondere Habitatelemente, Lebensformen	Denslow (1996)	(++)	(+-)	(++)	zum Teil schwerer Gebietszugang	
Raumvielfalt						
- Zahl der Raumeinheitstypen (!)	Rubinano (2000)	(++)	(+)/(--)	(+)/(--)	Inwertsetzung	in Kulturlandschaften
- Verteilung der Größenklassen		(++)	(+)/(--)	(+)/(--)	oft homogene Flächen als Naturideal	
- abs. + rel. Häufigkeit		(++)	(+)/(--)	(+)/(--)	hohe Raumvielfalt als	
- Konfiguration		(+-)	(+)/(--)	(+)/(--)	Positivmerkmal ist regional zu verifizieren	
- patchiness		(++)	(+)/(--)	(+)/(--)		
- Aggregation/ Kontrast		(++)	(+)/(--)	(+)/(--)		

*nach Wulf (2001), verändert

Einschätzung: (++) leicht (+-) schwer (--) kaum möglich

Tab. 2.2: Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen (Fortsetzung 1)

Kriterium Maße/ Indikatoren* (!) = zwingend notwendig	Anwendbarkeit			Probleme	mögl. Anwendungsfeld	
	Beispiele	Erfassung	Wertzueordnung			
			direkt	indirekt		
Natürlichkeit						
- Ausmaß (!) menschlicher Einflüsse;	Salawsky & Margoluis (1999)	(+)/(--)	(--)	(++)	Vergleichbarkeit von beeinflussten Gebieten extrem schwierig, da bereits in natürlichen Systemen starke Variationen auftreten; Definition eines - regionalen - Natürlichkeitsideals schwierig	über "threat assessment" (siehe Salawsky & Margoluis 1999)
- durch den Menschen erzeugte Veränderungen (!) diverser Merkmale	Theobald (2003)	merkmalsabhängig				
Seltenheit						
- Häufigkeiten (!) (Individuenzahlen, Biomasse, Deckungsgrade, bewohnte Raumeinheiten) im Raum	Arita et al. (1990); Howard et al. (2000); Lawler et al. (2002)	(++)	keine Wertzuordnung möglich, nur in Kombination mit Gefährdung		Festlegung der Bezugsraumgröße; Verbreitung von Arten oft unbekannt; flächendeckende Erfassung notwendig	für strukturell erfassbare Elemente über Fernerkundung; Populationen ausgesuchter Arten (Lokalendemiten, "flag-ship species")
Flächengröße						
- Flächengröße (!)	Volk (1992); Howard et al. (2000); Arimoro et al. (2002)	(++)	(--)	(++)	Abgrenzung der Typen;	Erfassung einfach über Fernerkundung
- Flächenform		(++)	(--)	(++)	Mindestflächen nur für wenige Arten bekannt; Tiefe von	
- Kontrast		(++)	(--)	(+-)	Randeffekten oft unbekannt	
Gefährdung						
- Bestandstrend (!)	Packer et al. (1990); Gerrodette & Gilmartin (1992)	(+-)	(++)	(++)	Bestandstrend meist nur kurzfristig beurteilbar; Daten zur Bestandesentwicklung nur von einzelnen Arten bekannt; Erfassung (v.a. funktionell) zu langsam gegenüber	Flächenbestandsentwicklung über Fernerkundung in Zeitreihen erfassbar; Eingriffe zum Teil leicht kartierbar
- Empfindlichkeit (!) in Verbindung mit bestehenden oder zu erwartenden Belastungen (!)		siehe Empfindlichkeit				
- Restituierbarkeit		siehe Regenerationsfähigkeit				
- Seltenheit		siehe Seltenheit			Gefährdungsfaktoren;	
*nach Wulf (2001), verändert		Einschätzung: (++) leicht (++) schwer (--) kaum möglich				

Tab. 2.2: Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen (Fortsetzung 2)

Kriterium	Anwendbarkeit					mögl. Anwendungsfeld	
	Maße/ Indikatoren* (!) = zwingend notwendig	Beispiele	Erfassung	Wertzuoordnung	Probleme		
				direkt	indirekt		
Empfindlichkeit / Resistenz							
- Belastungs- und merkmalspezifisches Puffervermögen (!)			(--)/(-+)	(++)	(++)	alle aufgeführten Indikationen und Maße beeinhalteten einen erheblichen, zum Teil (zeitlich) schwer leistbaren Erfassungsaufwand; der Vergleich vieler Objekte in einer Bewertung ist kaum gegeben, aufgrund der individuellen und somit kaum vergleichbaren Datenbasis, die die Untersuchungen ergeben werden	nur für einzelne Belastungen an gut erforschten Indikatorarten, die einen gewünschten Systemzustand indizieren; sehr individuell vom Objekt und von der Störung abhängig
- funktionale Redundanz der Elemente (!)	Lodge et al. (1996); Ewel & Bigelow (1996)		(--)	(--)	(--)		
- Größe von Speichern (!)			(--)	(--)	(--)		
- demographische Strukturen der Populationen (!)			(+-)	(++)	(++)		
- lebensgeschichtliche Artmerkmale (!)			(--)/(-+)	(++)	(++)		als vergleichendes Kriterium ungeeignet
- interspezifische Wechselwirkungen (!)			(--)	(--)	(--)		
Regenerationsfähigkeit							
- Störungseffekte (!)	Rejmanek (1996); Ovebeck et al. (in press)		(+-)	(++)	(++)	Entwicklungsdauer kann erst durch das Zusammenwirken aller Faktoren definiert werden und ist daher nur für Einzelobjekte erhebbar	die Entwicklungsdauer kann auf Typebene nur grob geschätzt werden
- anwesende Organismen (!)			(--)/(-+)	(--)	(--)		
- Wiederbesiedlungspotentiale – Isolation (!)	s. Isolation		(--)/(-+)	(++)	(++)		
- lebensgeschichtliche Artmerkmale (!)	s.o.		(--)/(-+)	(--)	(--)	Zusammenhang zwischen Störung und Diversität ist in den Tropen noch nicht verstanden (Whitmore & Sayer 1992)	aufgrund der Vielzahl möglicher Störungen nicht pauschal zu beantworten
- Umweltbedingungen während der Regeneration (!)			(+-)	(+-)	(--)		
- Entwicklungsdauer			(--)/(-+)	(++)	(++)	Bewertung kann nur im Vergleich zu einem gewünschten Referenzzustand (historisch/ aktuell) erfolgen	als vergleichendes Kriterium ungeeignet
- Reversibilität der Standortveränderungen (!)			(--)/(-+)	(++)	(--)		
- funktionale Redundanz der Organismen (!)			(--)/(-+)	(+-)	(--)		

*nach Wulf (2001), verändert

Einschätzung: (++) leicht (+-) schwer (--) kaum möglich

Tab. 2.2: Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen (Fortsetzung 3)

Kriterium Maße/ Indikatoren* (!) = zwingend notwendig	Anwendbarkeit			Probleme	mögl. Anwendungsfeld	
	Beispiele	Erfassung	Wertzuordnung direkt indirekt			
Isolation und Verbund						
- Distanzen zwischen typgleichen oder hinreichend ähnlichen Raumeinheiten (!)	für wechselfeuchte Tropen: Mwalyosi (1991)	(++)	(++)	(++)	Verbund kann jeweils nur für wenige Arten geplant werden	strukturell abgrenzbare Raumeinheiten über Fernerkundung leicht erfass- und bewertbar (im Sinne von connectedness)
- Struktur der Matrix (!)	Lovejoy et al. (1986)	(++)	(++)	(++)	funktionelle Zusammenhänge kaum erfassbar (im Sinne von connectivity)	
- Existenz von Korridoren/Barrieren (!)	CAPS (2000)	(++)	(++)	(++)		
- Ausbreitungsverhalten von Organismen (!)	Wilcove & May (1986)	(++)	(++)	(++)	eine Korridorplanung kann somit nur für bereits gut untersuchte Arten erfolgen	für einzelne bereits gut erforschte Arten mit hohen "Mitnahmeffekt" - Indikatoren für gewünschte Systemzustände
- Vektoren für passiv verbreitende Organismen		(--)/(++)	(++)	(++)		
- Größe und Wachstumsrate von Populationen		(--)/(++)	(--)/(++)	(--)/(++)	Informationen über Populationen kaum vorhanden	
Interökosystemarer Stofffluss						
- In- und Output von Stoffen (!)	Orians et al. (1996: 83ff.); Gaiser et al. (2003); Printz et al. (2003)	(--)/(++)	(+)/(--)	(+)/(--)	Die Messungen sind z.T. sehr aufwendig, ein Landschaftsausschnitt ist nicht erfassbar	Stoffflüsse nur zwischen einzelnen Objekten messbar
- Abfluß- Evaporationsmuster (!)		(--)/(++)	(--)	(+)		
- Abflussmuster (!)		(--)/(++)	(--)	(+)		
- Biomasse (!)		(++)	(--)	(+)		als vergleichendes Kriterium ungeeignet
- Produktivität (!)	Medina & Klinge (1983)	(--)/(++)	(--)	(+)		
- Bodenmerkmale (!)		(++)	(++)	(+)		
- Variabilität des Klimas (!)		(++)	(--)	(+)		
- Morphologie und Vegetation der Fließgewässer (!)		(++)	(++)	(++)		
- Kontrast		(++)				
- Relief		(++)	(--)	(+)		
- Anwesenheit von Zeigerarten		(++)	(++)	(+)		

*nach Wulf (2001), verändert

Einschätzung: (++) leicht (++) schwer (--) kaum möglich

Tab. 2.2: Anwendbarkeit naturschutzfachlicher Kriterien in den humiden Tropen und Subtropen (Fortsetzung 4)

Kriterium Maße/ Indikatoren* (!) = zwingend notwendig	Anwendbarkeit			Probleme	mögl. Anwendungsfeld	
	Beispiele	Erfassung	Wertzuordnung			
			direkt	indirekt		
Alter						
- Alter(!)	für Landnutzung: Wang & Moskovitz (2000); Populat.: Packer et al. (1990); Bormann (1981)	(+)	(++)	(++)	absolutes Alter zumeist unbekannt, funktionell schwer erfassbar; demographische Studien sehr aufwendig	strukturell/ räumlich sind Bestände über Zeitreihenvergleiche in der Fernerkundung zu erfassen
Maturität/ Reife						
- Veränderungsraten der Artenzusammensetzung und Gemeinschaftsstruktur (!)	Andrews & Wright (1994)	(-)/(+)	(++)	(--)	Veränderungsraten von Arten kaum erfassbar	abiotisch und strukturell durchaus erfassbar; bewertbar nur bei funktional unabhängigen Objekten (siehe Text)
- Höhe der Nettoökosystemproduktion (!)	Orians et al. (1996: 33ff.)	(-)/(+)	(++)	(--)	nur für Einzelobjekte durchführbar	
- Altersstruktur	siehe Alter	(-)/(+)	(+)	(--)	in Naturlandschaften keine Wertrichtung möglich	
- lebensgeschichtl. Artmerkmale		(-)/(+)	(--)	(--)		
- lebende und tote Biomasse		(++)	(+)	(--)		als vergleichendes Kriterium ungeeignet
- Anteile der Stadien/Phasen		(+)	(+)	(--)		
Repräsentativität						
- Übereinstimmung des Objekts mit dem zonalen Makroklima (!)		(-)/(+)	(++)	(++)	in Ökokline-Regionen extrem schwierig	nur in strukturell/ räumlich abgrenzbaren Beständen
- Natürlichkeit (!)		siehe			siehe Natürlichkeit	
- Verteilung der Standort-differenzierung (!)		(+)	(-)	(--)		
- dominante und prägende Arten (!)		(+)/(--)	(+)/(--)	(+)/(--)	dominante Arten nur in wenigen naturnahen Systemen vorhanden	
- Formationstyp und PNV		(++)	(-)	(--)		

*nach Wulf (2001), verändert

Einschätzung: (++) leicht (+) schwer (-) kaum möglich

2.5. Diskussion weiterer Aspekte

Die bereits in den jeweiligen Unterkapiteln diskutierten Anwendungsbeispiele decken die Diskrepanz auf zwischen theoretischen Ansprüchen an eine naturschutzfachliche Bewertung und ihrer Realität in der Praxis. Die meisten Probleme resultieren aus den wissenschaftlichen Anforderungen an die Erhebung ökologischer Daten und dem Umgang mit ihren Ergebnissen in einer Wertzuordnung. Es ist somit jener Grenzbereich, der auf der einen (Erhebungs-)Seite wissenschaftlich korrektes Vorgehen, auf der anderen Seite normatives, d.h. von der Wissenschaft losgelöstes Handeln erfordert. Die Problematik ist universell diskutierbar und nicht auf die humiden Tropen und Subtropen beschränkt - hier ändern die Probleme sich nicht, sondern lediglich ihre Dimension, vor allem auf der Erhebungsseite.

In der Diskussion möchte ich daher auf zwei Aspekte eingehen: a) Erkenntnisfortschritt in der Ökologie und seine Konsequenzen für die naturschutzfachliche Bewertung, und b) Forderung nach einer Normierung oder konträr nach einer verbalen Argumentation in der naturschutzfachlichen Bewertung.

2.5.1 Erkenntnisfortschritt in der Ökologie und seine Konsequenzen für die naturschutzfachliche Bewertung

Die Ökologie ist eine ideographische Wissenschaft, d.h. eine beschreibende und auf den Einzelfall orientierte Wissenschaft, keine nomothetische, wie z.B. die Physik, die einen begrenzten Rahmen von Regeln und Gesetzen behandelt (in Usher *et al.*, 1994: 279 nach Strong, 1980: 272). Aus dieser Beschreibung resultieren die meisten Probleme bei der Verwendung ökologischer Daten in naturschutzfachlichen Bewertungen. Es stehen unzählige Einzelbeobachtungen wenigen ökologischen Theorien gegenüber, wobei letztere niemals die gewünschte Gültigkeit und Präzision erreichen, beispielsweise die eines Naturgesetzes.

In der Vergangenheit wurden die 'großen' ökologischen Theorien und Hypothesen (z.B. Inselbiogeographie (MacArthur *et al.*, 1967); Stabilitäts-Diversitäts-Hypothese, vgl. (Odum, 1969)) fast wie Naturgesetze behandelt und nicht selten führten sie zu dogmatischen Ableitungen (Henle, 1994; Trepl, 1994; Usher *et al.*, 1994: 279ff.). Naturschutzfachliche Vorstellungen waren und sind oft an diese Theorien geknüpft oder stammen aus Behauptungen einer „ökologischen Weltanschauungstheorie“ (Trepl, 1993). Es existierte das Wunschbild nach einer stabilen, harmonischen und somit kontrollierbaren Natur (vgl. Jessel, 1995: 91; Theobald, 1998: 99).

Der Erkenntnisfortschritt innerhalb der Ökologie führte zur erheblichen inhaltlichen Veränderung der Theorien und Hypothesen, so dass von einem Paradigmenwechsel³⁹ (Kuhn, 1976) innerhalb der Ökologie gesprochen wird (Trepl, 1994): Abb. 2.8 zeigt die wesentlichen Veränderungen (zusammengestellt in Wulf 2001: 15, verändert nach (Strong, 1980; Trepl, 1988; Trepl, 1994; Hanski *et al.*, 1997; Wiens, 1997; Wiens, 1999) und die Konsequenzen auf die naturschutzfachliche Bewertung. Die wesentlichen Probleme resultieren aus einem gestiegenen Anspruch an die Datenerhebung aufgrund einer detaillierteren Betrachtung der Komplexität von Objekten. In der ökologischen Forschung erfolgt die Bearbeitung in Forschungsverbundprojekten (z.B. FAM) und Langzeitstudien, deren Ressourcen der Planungspraxis nicht zur Verfügung stehen. Die Veränderlichkeit der Systeme und Komponenten, d.h. ihre Dynamik, ist in den Mittelpunkt der Forschung gerückt (Jessel *et al.*, 2002: 11).

³⁹ Paradigma (griech. = Modell) ist sinngemäß nach Kuhn (1976) das Vorherrschen von Annahmen zur Stützung des aktuellen wissenschaftlichen Konsens solange bis ein neuer Konsens diesen ablöst (Paradigmenwechsel)

Ein besonderer Schwerpunkt liegt auf populationsbiologischen Untersuchungen und der Betrachtung von Teilkomponenten. Solche Untersuchungen bieten der Planungspraxis nur sehr eingeschränkt Entscheidungshilfen, da sie sich zumeist nur auf eine oder wenige Arten beziehen. Nur wenn die Indikation von gewünschten Zuständen sich an der untersuchten Art nachweisen lässt, sind die Ergebnisse einer populationsbiologischen Untersuchung in der naturschutzfachlichen Flächenplanung einsetzbar.

Die wichtigste Quelle für Planungen bieten nach wie vor Flächendaten (Biotopkartierung, PNV Karten, etc.). Diese ermöglichen nur eine Betrachtung und Bewertung von Systemen als Ganzes (zumeist Ökosysteme). Der Ökosystemansatz innerhalb der Konvention über die biologische Vielfalt gibt Ökosysteme als Zielebene zum Schutz der Biodiversität vor, d.h. auf genetische Vielfalt oder Populationen bezogene Maßnahmen werden nur indirekt, z.B. durch den Mitnahmeeffekt beim Schutz eines Ökosystems verfolgt (vgl. Einleitung).

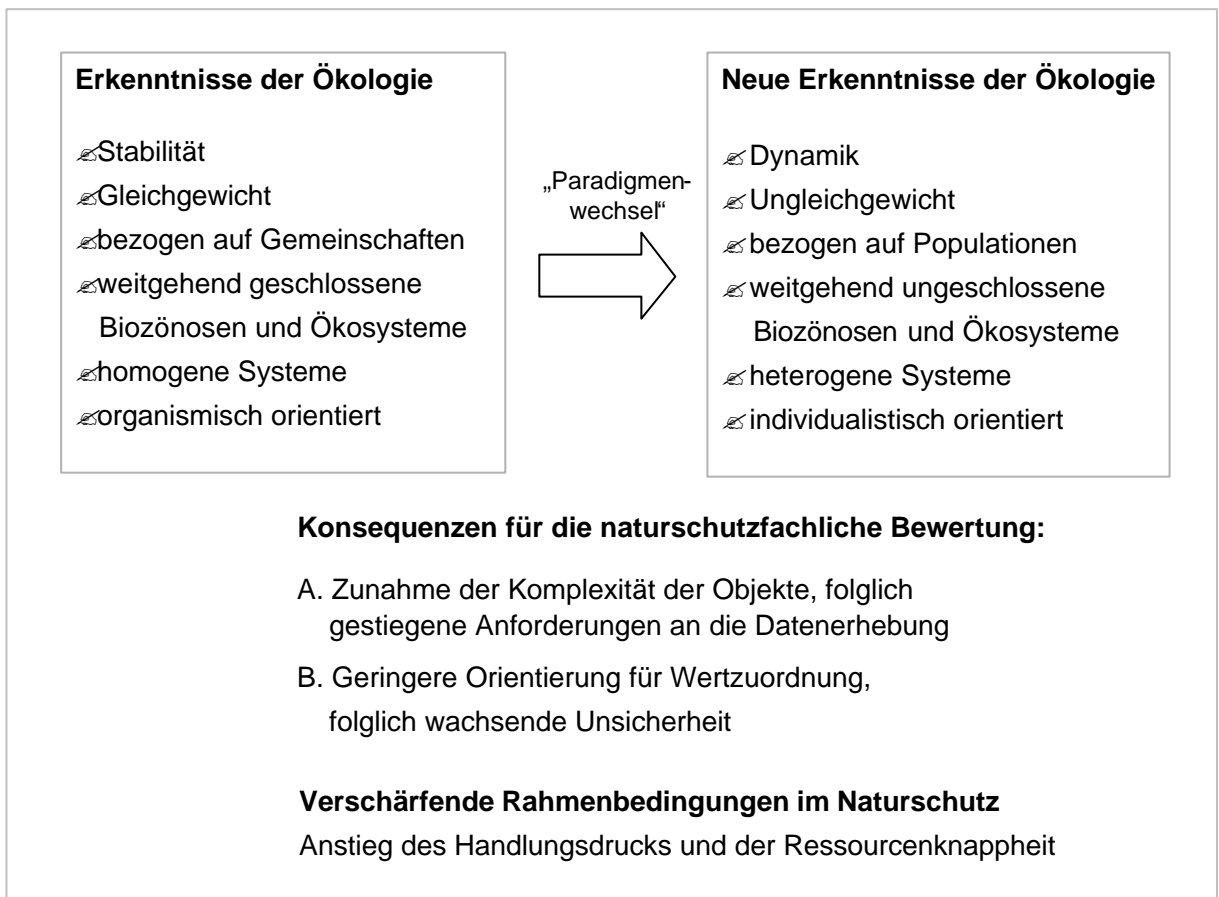


Abb. 2. 8: Erkenntnisfortschritt in der Ökologie und Konsequenzen auf die naturschutzfachliche Bewertung (zusammengestellt in Wulf 2001: 15, verändert nach (Strong 1980; Trepl 1988; Trepl 1994: 197; Hanski & Simberloff 1997: 274ff.;Wiens 1997: 94f.;Wiens 1999)

Der Mangel einer Allgemeingültigkeit von ökologischen Theorien führt fast zwangsläufig zu einer Orientierungslosigkeit bei der naturschutzfachlichen Bewertung, schließlich wurden aus diesen Theorien Wertrichtungen abgeleitet, von denen ebenfalls eine Allgemeingültigkeit angenommen wurde. Die Vielzahl an neuen Erkenntnissen und Hypothesen (z.B. über Metapopulationen, 'patch dynamics', Sukzessionsabläufe etc.) verstärkt diese Orientierungslosigkeit. Viele naturschutzfachliche Fragen, die sich aus den neuen Konzepten ergeben, sind bis heute noch nicht beantwortet, beispielweise: Wie schützt man eine Metapopulation? Welche der Subpopulationen dürfte aussterben? Wo liegt die Mindestpopulationsgröße einer Metapopulation? (vgl. Fleishman *et al.*, 2002).

Naturschutzfachliche Planungen hinken somit den ökologischen Erkenntnissen oftmals hinterher. Verschärft wird die Situation dadurch, dass der Handlungsbedarf im Naturschutz immer noch weiter steigt und gleichzeitig eine Verringerung der zur Verfügung stehenden Ressourcen (zeitlich, finanziell) stattfindet (Primack, 1995: 89ff.).

Von planerischen Vorgehensweisen sollte keine wissenschaftliche Exaktheit der Ergebnisse erwartet werden, allerdings dürfen sie den Erkenntnisfortschritt der Wissenschaft nicht vermissen lassen (Jessel *et al.*, 2002: 11, 15). Hieraus ergeben sich zwei Anforderungen an eine Bewertung: Zum einen muss sie den aktuellen ökologischen Erkenntnissen entsprechen, zum anderen muss sie den immer detaillierter werdenden Anforderungen an die Erhebung der ökologischen Daten gerecht werden.

Dies kann zu einer Gratwanderung in der Praxis werden: Betont sie Ersteres (in Form von Faustformeln) um eine breite Akzeptanz zu erlangen, wird sie leicht fachlich angreifbar, weil genügend Gegenbeispiele bereitstehen, die eine solch verallgemeinerte Aussage nicht zulassen. Legt man bei der Bewertung zu großes Gewicht auf die detaillierten Ansprüche an eine Erhebung, produziert man meist eine sehr spezielle Einzelfallbetrachtung. Diese ist schwer zu vergleichen und den Bewertungsergebnissen mangelt es an einer breiten Überzeugungskraft⁴⁰.

Die naturschutzfachliche Bewertung benötigt die Generalisierungen bestimmter Hypothesen, wengleich diese nicht immer ausreichend empirisch abgesichert sind (Soule, 1986: 6f.; Wulf, 2001: 17).

2.5.2 Normierung oder verbale Argumentation?

Je detaillierter die Erkenntnisse in der Ökologie werden, desto schwieriger erscheint eine fundierte fachliche Bewertung, weil - wie beschrieben - der Erhebungsaufwand ständig steigt und die Vergleichbarkeit der Wertzuordnung sinkt. Hierdurch wird die Bewertung immer abhängiger von der Fachkompetenz und der Werteinstellung des Planers, d.h. die Bewertung wird immer individueller und ihre Überzeugungskraft ist im Wesentlichen dem Geschick des Planers überlassen. Es existieren zwei Richtungen, um darauf zu reagieren: Zum einen der Versuch einer Normierung innerhalb der empirischen Datenerhebung und der Bewertungsschritte (Bernotat *et al.*, 2001), zum anderen die verbal argumentative Bewertung (Knospe, 1998).

Bei der Normierung liegt die Motivation darin, eine Vergleichbarkeit der Bewertungen zu erreichen. Expertenwissen wird hierzu in einer Norm konzentriert (vgl. Clevenger *et al.*, 2002). Dadurch soll die Angreifbarkeit der Bewertung gemindert werden (Bernotat *et al.*, 2001).

Die verbal argumentative Vorgehensweise ist begründet durch die Einsicht, dass die meisten Bewertungen wesentlich von der individuellen Situation und vom Planer abhängen. Die empirischen ökologischen Daten umfassen dabei immer nur einen Teilaspekt dieser Situation. Der betriebene Aufwand zur Erhebung steht selten im Verhältnis zur Bewertungsaussage, außerdem liegen viele

⁴⁰ Ich spreche hier absichtlich von 'überzeugen'. Das Ergebnis einer Bewertung soll überzeugen, d.h. es will die Einsicht vermitteln, dass die getroffenen Wertzuordnungen richtig und notwendig sind. 'Überzeugen' impliziert sowohl ein Nachvollziehen und Akzeptieren, als auch die Forderung nach Beziehen der gleichen Position in der Wertzuordnung, d.h. das Einnehmen der gleichen Werthaltung. Der vielbeschriebene Akzeptanzmangel naturschutzfachlicher Bewertung ist oftmals ein Mangel an Überzeugungskraft (vgl. BMU 1996).

Begründungen zur Verwendung von Kriterien außerhalb der Ökologie (vgl. 2.4.7). Mit der verbalen Argumentation sollen die Motive und Ziele offen, im Sinne von ehrlich, dargelegt werden. Sie verzichtet dabei auf die Wertzuordnung von empirischen Ergebnissen, allerdings nicht auf ökologische Daten als Orientierung. Die Nachvollziehbarkeit soll hierdurch sowohl für Laien als auch Experten gesteigert werden (Knospe, 1998).

Es kann hier nicht abschließend diskutiert werden, ob die eine oder die andere Richtung eine Lösung der dargelegten Probleme darstellt. Eine Kombination wäre allerdings denkbar.

Argumentative Verfahren bieten den Vorteil, dass die vertretene Meinung deutlich vorgetragen wird. Bewertungen mit empirischen Daten erwecken oftmals den Eindruck, dass die wirkliche Motivation in Zahlen und mathematischen Berechnungen verschlüsselt werden sollen. Es wird eine *scheinbar* wissenschaftlich begründete Wertzuordnung präsentiert.

Argumentative Verfahren haben Nachteile: Ihre Ziele beziehen sich auf Objekte der Natur sowie ihrer Funktionen, und der Erfolg einer Maßnahme wird somit nur mit ökologischen Methoden zu messen sein. Die Erfolgskontrolle findet somit wieder anhand empirischer Daten statt. Die Vergleichbarkeit verbal argumentativer Bewertungen ist nicht gegeben, somit ist eine Kontrolle, auch vor einem rechtlichen Hintergrund, kaum möglich (vgl. Uppenbrink *et al.*, 1996; Bernotat *et al.*, 2001: 30).

Es erscheint sinnvoll, eine Normierung im Bereich der Datenerhebung (Methodenstandards) zu entwickeln, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Zumindest sollten hier Mindestinhalte definiert werden (Bernotat *et al.*, 2001: 23ff.). Aufgrund der Komplexität der Objekte wird es kaum möglich sein, für alle Bereiche und alle Räume übergreifende Normen zu entwickeln. Vielmehr wird eine Regionalisierung notwendig sein. Als sinnvolle Raumeinheit erscheinen hier die Naturräume, welche die wesentlichen landschaftsökologischen Charakterzüge einer Region zusammenfassen.

2.6 Ausblick

Naturschutzfachliche Bewertung wird immer eine Gratwanderung zwischen Meinung und Wissenschaft bleiben. Vom Planer ist zu verlangen, seine Motivation und Ideale offen und nachvollziehbar darzulegen. Ebenso sollte er sich formal über die Anwendbarkeit von Bewertungskriterien und die notwendigen Datengrundlagen im Klaren sein. Hierzu können folgende Prüffragen vor Beginn seiner Bewertung dienen:

- A. Abgleich Zielsetzung – Kriterienziel: Können die Kriterien zielkonform mit meinen Zielsetzungen verwendet werden?
- B. Abgleich Datenbasis – Kriterium/Indikator: Können alle notwendigen Daten für die Anwendung eines Kriteriums bereitgestellt oder erhoben werden?
- C. Abgleich Kriterium – Wertzuordnung: Ist die Wertrichtung eindeutig zu definieren?

Die bestehenden Probleme können weiterhin durch eine Veränderung der Rahmenbedingungen gemildert werden. Ein wesentlicher Schritt könnte die Bildung von Netzwerken der Umweltbewertung sein, in denen regionale, d.h. naturraumbezogene Zielsetzungen in Form von Leitbildern sowie regionale Normen und Standards entwickelt werden.

Die wohl bedeutendste Forderung ist allerdings, dass jedes Planungsziel und jede Maßnahme revidierbar sein muss (Jessel *et al.*, 2002: 11, 15). Jede Entscheidung innerhalb einer Bewertung muss in

einem fortlaufenden Diskurs hinterfragt werden, d.h. sie ist in einen iterativen Prozess einzubinden. Nur so kann die Forderung der Konvention über die biologische Vielfalt nach einer Balance zwischen nachhaltiger Nutzung und Schutz der Biodiversität erfüllt werden, indem durch eine laufende Korrektur schwerwiegende Fehler vermieden und die natürliche Dynamik der Ökosysteme beachtet wird (vgl. UNU/IAS *et al.*, 2003).

Literatur

- Adam, K., W. Nohl & W. Valentin (1986). Bewertungsgrundlagen für Kompensationsmaßnahmen bei Eingriffen in die Landschaft. MURL NRW, Düsseldorf.
- Adams, M. W. & C. I. Rose (1978) The selection of reserves for nature conservation, Discussion Paper for nature conservation, London, University College.
- Allen, A. W. (1982). Habitat suitability index models: marten. Rep. No. FWS/OBS - 82/10. 11.U. S. Fish and Wildlife Service, Washington D. C.
- Ammer, U. & Uttschick (1984) Gutachten zur Waldpflegeplanung im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Grundlage einer ökologischen Wertanalyse. *Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 10*.
- Andrews, R. M. & S. J. Wright (1994). Long-term population's fluctuations of a tropical lizard: a test of causality. In *Lizard ecology: historical and experimental perspectives*. (eds L. Vitt & E. R. Pianka). Princeton Academic Press, New Jersey.
- ANL (1996) Bewertung im Naturschutz, Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg ANL Akademie für Natur- und Umweltschutz, 343.
- Arita, H. T., J. G. Robinson & K. H. Redford (1990) Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology 4*: 181-192.
- Bastian, O. & K. F. Schreiber (1994) Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- Baudry, J. & H. G. Merriam (1988). Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscape. In *Connectivity in landscape ecology*. (ed K. J. Schreiber), Vol. 29, 23-28. Münstersche Geograph. Arbeiten, Münster.
- Bawa, K. & R. Seidler (1997) Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Conservation Biology 12(1)*: 46-55.
- Bechmann, A. (1981) Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik UTB, Bern, Stuttgart.
- Bechmann, A. (1988) Grundlagen der Bewertung von Umweltauswirkungen E. Schmidt, Berlin.
- Beier, P. & R. F. Noss (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology 12(6)*: 1241 - 1252.
- Benitz-Maldivo, J. (1998) Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology 12*: 380-389.
- Berger, J. (1990) Persistence of different-sized populations: An empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology 4*: 23- 51.
- Bernotat, D., D. Gruehn, J. Jerram, T. Kaiser, G. Kaule, R. Krönert, H. Plachter, C. Rückriem & A. Winkelbrandt (2001) Methodische Standards und Mindestinhalte für naturschutzfachliche Planungen. *BFN - Scripten*.
- Bierregaard, R. O. J. & T. E. Lovejoy (1989) Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica 19*: 215-241.
- Blab, J. (1984) Ziele, Methoden und Modelle einer planungsbezogenen Aufbereitung tierökologischer Fachdaten. *Landschaft und Stadt 16*: 172 - 181.
- Blaschke, T. (1997) Landschaftsanalyse und -bewertung mit GIS - Methodische Untersuchungen zu Ökosystemforschung und Naturschutz am Beispiel der bayerischen Salzachauen, Forschungen zur deutschen Landeskunde Deutsche Akademie für Landeskunde, 272.
- Blume, H. -P. & H. Sukopp (1976). Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen, Bonn-Bad Godesberg.
- Blumrich, H., U. Bröring, B. Felinks, H. Fromm, J. Mrzljak, F. Schulz, J. Vorwald & G. Wiegleb (1998) Die Bedeutung der Leitbildentwicklung im Rahmen einer "guten naturschutzfachlichen Praxis", dargestellt am Beispiel der naturnahen terrestrischen Bereiche der niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. *Studien und Tagungsberichte des LUA Brandenburg*.
- BMU, B. f. N. u. L. b. (1996) Zur Akzeptanz und Durchsetzbarkeit des Naturschutzes. *Natur und Landschaft 70*: 51-61.
- Bormann, F. H. & G. E. Likens (1994) Pattern and process in a forested ecosystem Springer, New York.
- Bowles, I. A., R. E. Rice, R. A. Mittermaier & G. A. B. d. Fonseca (1998) Logging an Tropical Forest Conservation. *Science 280*: 1899-1900.
- Brill Thun, A. (1992). Influência da inundação na disseminação natural de espécies florestais em povoamentos de *Eucalyptus* sp. 70. Congresso Florestal Estadual, Nova Prata - RS.
- Bröring, U. & G. Wiegleb (1990) Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? *Natur und Landschaft 65*: 283-292.

- Burkey, T. V. (1989) Extinction in nature reserves: the effects of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75 - 81.
- CBD (1992). Convention on Biological Diversity, 5th June 1992. UNCED, Rio de Janeiro. UNEP.
- Chiappetti, M. I. S., S. Marcuzzo & S. Pagel, Mara (1998) A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul - Situação atual, ações e perspectivas - Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 11, São Paulo, 60.
- Cinotta, R. P., J. Wisniewski & R. Engelmann (2000) Human population in biodiversity hotspots. *Nature* 404 (27): 990 - 992.
- Clevenger, A. P., J. Wierzchowski, B. Chruszcz & K. Gunson (2002) GIS-Generated, Expert-Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages. *Conservation Biology* 16(2): 503-514.
- Coblentz, B. E. (1990) Exotic organisms: A dilemma for conservation biology. *Conservation Biology* 4: 261-265.
- Cody, M. L. (1986). Diversity, rarity, and conservation in Mediterranean regions. In *Conservation Biology - the science of scarcity and diversity* (ed M. E. Soule), 123-152. Sinauer Associates Inc.
- CONAMA (1994) Resolução CONAMA sobre definição Mata atlântica, Vol. No. 33.
- Connor, E. F. & E. D. McCoy (1979) The statistics and biology of species- area relationship. *Am. Nat.* 111: 791-833.
- Costa, J. P. d. O. (1997) Avaliação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB-UNESCO, Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 48.
- Cox, P. A., T. Elmquist, D. Pierson & W. E. Rainey (1991) Flying foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems. A conservation hypothesis. *Conservation Biology* 5: 448 - 454.
- Daily, G. C., G. Ceballos, J. Pacheco, G. Suzan & A. Sanchez-Azofeifa (2003) Countryside Biogeography of Neotropical Mammals: Conservation Opportunities in Agricultural Landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6): 1814 - 1826.
- Debinski, D. M. & R. D. Holt (2000) A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Deggau, M., E. Krack, W. Radmacher, B. Schmid & H. Stralla (1992) Methodik zur Auswertung von Daten zur realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz (STABIS) Umweltbundesamt, Berlin, 412 S.
- Didham, R. (1997). The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf-litter. In *Tropical forest remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities.* (eds W. F. Laurance & R. O. Bierregaard), 138-156. University Chicago Press.
- Dierssen, B. & K. Dierssen (1984). *Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore*, Karlsruhe.
- Dierssen, K. & H. Roweck (1998). *Bewertung im Naturschutz und in der Landschaftsplanung.* In *Intergrative Umweltbewertung: Theorie und Beispiele aus der Praxis* (ed W. Theobald), 294, Berlin.
- Douglas, I. & J. Box (2000). The changing relationship between cities and biosphere reserves. MAB Urban Forum.
- Drake, J. A., H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmanek & M. Williamson (1989) *Biological invasions: a global perspective* Wiley, Chichester.
- Duden (1990) *Duden Fremdwörterbuch* Dudenverlag, Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich, 832.
- Dyer, M. I. & M. M. Holland (1991) The biosphere reserve concept: Needs for a network design. *BioScience* 41: 319-325.
- Ehrlich, P. R. & A. H. Ehrlich (1981) *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species* Random House, New York.
- Ellenberg, H. (1972). *Belastung und Belastbarkeit von Ökosystemen.*
- Erwin, T. L. (1991) How many species are there? *Conservation Biology* 5: 330-333.
- Ewel, J. J. & S. W. Bigelow (1996). Plant Life-forms and Tropical Ecosystems Functioning. In *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests* (eds G. H. Orians, R. Dirzo & J. H. Cushman), 101 - 126. Springer.
- Faith, D. P. & P. A. Walker (1996). Tools for Assessing Biodiversity Priority Areas. In *BioRap Volume 3 The Australian BioRap Consortium* (eds D. P. Faith & A. O. Nicholls), 63-74, Canberra.
- FEPAM (1996). Conselho Nacional da reserva da Mata atlântica. FEPAM SCP - SIGPROGB - Pro Guaíba, Porto Alegre.
- Fink, P., U. Hauke, E. Schröder, R. Forst & G. Woihe (1997) *Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* Bundesamt für Naturschutz.
- Fleishman, E., C. Ray, P. Sjögren-Gluve, C. L. Boggs & D. D. Murphy (2002) Assessing the Roles of Patch Quality, Area, Isolation in Predicting Metapopulation Dynamics. *Conservation Biology* 16(3): 706-716.
- Fürst, D. & H. Kiemstedt (1997) *Umweltbewertung, Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen des Umweltwissenschaften* Ecomed, Lech, 341.
- Fürst, D., H. Kiemstedt, E. Gustedt, G. Ratzbor & F. Scholles (1992) *Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung.* UBA-FB: 91-152.
- Fürst, D. & F. Scholles, eds. (2001) *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung.* Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund. 407.

- Gaiser, T., H. Frischkorn, M. Krol & J. C. d. Araújo, eds. (2003) *Global Change and Regional Impacts. Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Semiarid Northeast of Brazil*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York/Hong Kong/London/Milan/Paris. 428.
- Gigon, A. & V. Grimm (1997). Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. In *Handbuch der Umweltwissenschaften* (eds O. Fränzle, F. Müller & W. Schröder), 534. Ecomed, Landsberg Lech.
- Gilpin, M. E. & J. M. Diamond (1980) Subdivision of nature reserves and maintenance of species diversity. *Nature* 285: 567-568.
- Gleason, H. A. (1927) Further views on the succession concept. *Ecology* 8: 299-326.
- Goldsmith, F. B. (1983). Evaluating nature. In *Conservation in Perspektive* (eds A. Warren & F. B. Goldsmith), 233 - 246. Wiley, Chichester.
- Gottret, M. V. & D. White (2001) Assessing the Impact of Integrated Natural Resource Management: Challenges and Experiences. *Conservation Ecology [online]* 5: 18.
- Groombridge, B. & M. D. Jenkins (2003) *World Atlas of Biodiversity - Earth living resources in the 21th century* UNEP.
- Güsewell, S. & D. Dürrenberger (1996) Komplementarität von Laiensicht und Expertensicht in der Landschaftsbewertung. *Gaia* 1: 16-25.
- Haber, W. (1993). Ökologische Stabilität. In *Handbuch zur Ökologie* (ed W. Kuttler), 270-274. Analytica, Berlin.
- Hampicke, U. (1991) *Naturschutz-Ökonomie* Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Hanski, I. & O. Ovaskainen (2000) The metapopulation capacity of fragmented landscape. *Nature* 404: 755 - 758.
- Hanski, I. & D. Simberloff (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In *Metapopulation biology* (eds I. Hanski & M. E. Gilpin), 5-26. Academic Press, San Diego.
- Harper, J. L. (1981). The meanings of rarity. In *The Biological Aspects of rare plant conservation*, 189 - 217. Hugh Syngé.
- Harris, L. D. (1984) *The fragmented forest: Island biogeographic theory and the Preservation of biotic diversity* University of Chicago Press, Chicago.
- Hartles, S. & W. E. Kunin (1991) Scale Dependency of Rarity, Extinction Risk and Conservation Priority. *Conservation Biology* 17(6): 1559-1570.
- Hartshorn, G. S. & W. Pariona (1993). Ecological sustainable forest mangement in the Peruvian Amazon. In *Perspectives on biodiversity: case studies of genetic resource conservation and development* (eds C. Potter, J. Cohen & D. Janczewski), 151-166. AAAS Press, Washington D. C.
- Heidt, E., M. Leberecht & R. Schulz (1994) Konzeption für die Formulierung und Umsetzung von Leitbildern, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards bei der Entwicklung von Vorstellungen für eine umweltgerechte Landnutzung im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. *Laufener Seminarbeiträge* 4/94: 141-152.
- Heidt, E. & H. Plachter (1996) Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. *Beitr. für Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden Württemberg* 23: 193-252.
- Heiland, S. (1993) Was heißt denn schon Natur? *Ber. ANL* 17: 7-11.
- Henle, K. (1994) *Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und ökologische Theorie*. *Zeitschrift Ökologie und Naturschutz* 3: 139-153.
- Heydemann, B. (1991) Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. *Jb. Naturschutz und Landespflege* 31: 21 - 51.
- Howe, H. F. (1984) Implication of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation* 30: 261 - 281.
- Hubbel, S. P. & R. B. Foster (1986). Commonness and rarity in neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed M. E. Soule), 205 - 236. Sinauer Associates, Sunderland.
- ISA, I. S. (2001) *Dossiê Mata Atlântica 2001* ISA, São Paulo, 15.
- IUCN (1980). *World Conservation Strategy. Living Resource Conservation for Sustainable Development*, Gland.
- Janzen, D.H. (1986). The eternal external threat. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (ed M. E. Soule), 185. Sinauer Associates, Sunderland.
- Jax, K. (1999) Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7: 241-253.
- Jessel, B. (1994) Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Objekte der naturschutzfachlichen Bewertung. *NNA Berichte* 7: 76-89.
- Jessel, B. (1995) Ist die künftige Landschaft planbar? Möglichkeiten und Grenzen ökologisch orientierter Planung. *Laufener Seminarbeiträge* 4/95: 91-100.
- Jessel, B. (1996) Landschaftsplanung - Quo vadis? *Laufener Seminarbeiträge* 6/96.
- Jessel, B. (1998). Wissenschaftstheoretische Grundlagen zur Bewertung und ihre Bedeutung für die Naturschutzpraxis. In *Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode* (eds G. Wiegler, F. Schulz & U. Bröring), 48-61. Physica Verlag, Heidelberg.
- Jessel, B. & K. Tobias (2002) *Ökologisch orientierte Planung: eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden*, UTB für Wissenschaft Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 470.

- Johnson, K. H., K. A. Vogt, K. A. Clark, S. O. J. & D. J. Vogt (1996) Biodiversity and productivity and stability of ecosystems. *TREE 11*: 372-376.
- Jurasinski, G. & C. Beierkuhnlein (2002). Räumliche Muster der Biodiversität und Störungsregimes in den Subtropen und Tropen. Treffpunkt Biologische Vielfalt II - Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens Biologische Vielfalt, Bundesamt für Naturschutz BfN.
- Kaule, G. (1991) Arten - und Biotopschutz Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 461.
- Kaule, G. (2002) Umweltplanung Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 310.
- Keitt, T. H., D. L. Urban & B. T. Milne (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology [online] 1*: 17.
- Klein, B. C. (1989) Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology 70*: 1715-1725.
- Klötzi, F. (1993). Renaturierung. In Handbuch zur Ökologie (ed W. Kuttler), 288-295. Analytica, Berlin.
- Knospe, F. (1998) Handbuch zur argumentativen Bewertung Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.
- Kowarik, I. (1987) Kritische Anmerkung zum theoretischen Konzept der potenziell natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia 7*: 53-67.
- Kowarik, I. (1988) Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Berlin.
- Kreeb, K. H. (1990) Methoden der Pflanzenökologie und Bioindikation Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 327.
- Kuhn, T. (1976) Die Struktur wissenschaftlicher Revolutionen, Frankfurt a. M.
- Laurance, W. F. (1991) Edge effects in tropical forest fragments: A application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation 57*: 205-219.
- Laurance, W. F. & R. O. Bierregaard (1997) Tropical forest remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities University Chicago Press.
- Laurance, W. F. & R. O. J. Bierregaard (1996) Fragmented Tropical Forests. *Bulletin of the Ecological Society 77*: 34-36.
- Lawler, J. I., D. White, J. C. Sifneos & L. L. Master (2002) Rare Species and the Use of Indicator Groups for Conservation Planning. *Conservation Biology 17*(3): 875-882.
- Lewontin, R. C. (1969). The meaning of stability. In Diversity and stability in ecological systems, 13-24. Nat. Lab. Springfield, Brookhaven.
- Lewin, R. (1984) How big is big enough? *Science 225*: 611-612.
- Lodge, D. J., D. L. Hawsksworth & B. J. Ritchie (1996). Microbial Diversity and Tropical Functioning. In Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests (eds G. H. Orians, R. Dirzo & J. H. Cushman), 93- 100. Springer.
- Lovejoy, T. E. (1980) Discontinuous wilderness: minimum areas for conservation. *Parks 5*: 13-15.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, A. B. Rylands, J. R. Malcom, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown, A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. R. Schubart & M. B. Hays (1986). Edge and other effects of isolation on amazon forest fragments. In Conservation Biology - the science of scarcity and diversity (ed M. E. Soule), 257 - 284. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Luz, F. (1993) Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte - Determinanten lokaler Akzeptanz und Umsetzung von landschaftsplanerischen Konzepten zur Extensivierung, Biotopvernetzung und anderer Maßnahmen des Natur- und Umweltschutzes. Diss., Frankfurt/Bern.
- Luz, F. (1994) Zur Akzeptanz landschaftsplanerischer Projekte, Europäische Hochschulschriften. Reihe XLII: Ökologie, Umwelt und Landschaftspflege, Frankfurt am Main, 316.
- MacArthur, R. H. & E. O. Wilson (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- Mader, H. -J. (1981) Der Konflikt Straße-Tierwelt aus ökologischer Sicht, Schriftenreihe Landschaftsplanung und Naturschutz, Bonn- Bad Godesberg, 99.
- Margules, C. R. & R. L. Pressey (2000) Systematic conservation planning. *Nature 405*: 243 - 253.
- Marks, R., M. J. Müller, H. Leser & H. J. Klink (1992) Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes, Forsch. zur dt. Landeskunde Selbstverlag des Zentralausschuß f. dt. Landeskunde, Trier.
- Marques, A. A. B. d. (2001) Use of Space by *Alouatta guariba clamitans* Cabrera 1940, in temperate and subtropical habitats in southern brazil. *Neotropical Primates 10*(1): 31.
- McNeely, J. A. (1988). Economics and Biological Diversity: developing and using economic incentives to conserve biological resources. IUCN, Gland.
- Mendonca-Lima, A. d. & C. S. Fontana (2000) Composição, frequência e aspectos biológicos da avifauna no Porto Alegre Country Clube, Rio Grande do Sul. *Ararajuba*: 1-8.
- Miller, R. I. & L. D Harris (1977) Isolation and extirpations in wildlife reserves. *Biological Conservation 12*: 311 - 315.
- Mooney, H. A., J. Lubchenco, R. Dorzo & O. E. Sala (1995). Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. In Global biodiversity assessment (ed U. N. E. Programme), 278-325. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Mwalyosi, R. B. (1991) Ecological evaluation for wildlife corridors and buffer zones for Lake Manyara National Park, Tanzania. *Biological Conservation 57*: 171-186.

- Myers, N. (1988) Threatened biotas: hotspots in tropical forests. *Environmentalist* 8: 178-209.
- Myers, N., R. A. Mittermaier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca & J. Kent (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nabinger, C., A. de Moraes & G. E. Maraschin (2000). Campos in Southern Brazil. In Grassland ecophysiology and grazing ecology (eds G. Iemaire, J. G. Hodgson, A. de Moraes & G. E. Maraschin), 355-376. CABI Publishing, Wallingford.
- Nabinger, C., G. E. Maraschin & A. de Moraes (2000). Pasture related problems in beef cattle production in Southern Brasil. Grassland ecophysiology and grazing ecology, Curitiba, Paraná.
- Nash, R. (1991) What price nature? *BioScience* 41: 677-680.
- Norton, B. G. (1986) The Preservation of Species: The Value of Biological Diversity Princeton University Press, Princeton.
- Odum, E. P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Oeschger, R. (2000). Der Ökosystemansatz der Biodiversitätskonvention, Deutsche Fallstudie: Erfahrungen aus dem Projekt "Ökosystemforschung Wattenmeer", Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin Vorhaben, <http://www.umweltdaten.de/down/oekosystemansatz.pdf>
- Paine, R. T. (1966) Food web complexita and species diversity. *Am. Nat.* 100: 65-75.
- Peres, C. E. (2001) Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15(6): 1490 - 1505.
- Peterken, G. F. (1974) A method for assessing woodland flora for conservation purposes using indicator species. *Biological Conservation* 6: 239 - 245.
- Peters, C. M., A. H. Gentry & R. Mendelsohn (1989) Valuation of tropical forest in Peruvian Amazonia. *Nature* 339: 655 - 656.
- Pfadenhauer, J. (1997) Vegetationsökologie - ein Skriptum, 2. verbesserte und erweiterte Auflage edn. IHW - Verlag, Eching, 448.
- Pillar, V. D. & F. L. F. Quadros (1997) Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. *Coenoses* 12: 119-126.
- Pillar, V. D. & F. L. F. Quadros (1999). Grassland-forest boundaries in Southern Brazil. In Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming. (eds F. Klötzi & G. R. Walther), 301-316. Birkhäuser, Basel.
- Plachter, H. (1991) Naturschutz in der Bundesrepublik Deutschland - Versuch einer Bilanz. *NNA Berichte* 5/1: 67-75.
- Plachter, H. (1992a) Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. *Veröffentlichung für Naturschutz und Landespflege Baden-Württemberg Bd. 67*: 9-34.
- Plachter, H. (1992b) Naturschutz UTB Fischer, Stuttgart, 463.
- Plachter, H. (1994) Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 87-106.
- Plachter, H. & M. Reich (1994) Großflächige Schutz- und Vorrangräume: eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 87-106.
- Primack, R. B. (1995) Naturschutzbiologie Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford, 713.
- Quadros, F. L. F. & V. D. Pillar (2000). Effects of burning and grazing on grasslands in southern Brazil. 43. IAVS,
- Rabinowitz, D., S. Cairns & T. Dillon (1986). Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the british isles. In Conservation Biology - the science of scarcity and diversity (ed M. E. Soule), 182 - 204.
- Reichert, P. & Z. D. Kalensky (1992). Forest mapping and monitoring in developing countries based on remote sensing. In Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Environmental and Natural Resources Management and Monitoring, 46 - 70. German Foundation for International Development (DSE).
- Rejmanek, M. (1989). Invasibility of plant communities. In Biological invasions: a global perspective (eds J. A. Drake, H. A. Mooney, F. di Castri, R. H. Groves, F. J. Kruger, M. Rejmanek & M. Williamson), 369-388. Wiley, Chichester.
- Rejmanek, M. (1996). Species Richness and Resistance to Invasions. In Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests (eds G. H. Orians, R. Dirzo & J. H. Cushman), 152 - 172. Springer.
- Remmert, H. (1985) Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. *Naturwissensch.* 72: 505 - 512.
- Remmert, H. (1987) Sukzession im Klimax-System. *Verh. Ges. Ökol.* 16: 27-34.
- Remmert, H. (1991). The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. In Ecol. Studies (ed H. Remmert), Vol. 85, 1-21. Springer, Berlin.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies, D. K. McCool & D. C. Yoder (1995) Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE), Agricultural Handbook, Washington DC.
- Riecken, U., U. Ries & A. Ssymank (1994) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 41: 184.
- Riedel, B., A. Pirkel & R. Theurer (1994). Planung von lokalen Verbundsystemen. Rep. No. Ländliche Entwicklung in Bayern Materialien 31/1994. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Riethmacher, G. (1996). The Tropical Ecology Support Program (TÖB). 9th Conference of the International Soil Conservation Organisation

- (ISCO), Bonn. GTZ Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit.
- Rikimaru, A. (1996). LANDSAT TM Data Processing Guide for forest Canopy Density Mapping a Monitoring Model. ITTO workshop on utilization of remote sensing in site assessment and planning for rehabilitation of logged-over forest, Bangkok.
- Rolston, H. I. (1985) Duties to an endangered species. *BioScience* 35: 718-726.
- Rolston, H. I. (1988) Environmental Ethics: Value in and duties to the natural world Temple University Press, Philadelphia.
- Roweck, H. (1996). Möglichkeiten der Einbeziehung von Landnutzungssystemen in naturschutzfachliche Bewertungsverfahren. In *Bewertung im Naturschutz* (ed ANL), Vol. 23, 129-144. ANL Akademie für Natur- und Umweltschutz.
- Runkel, M. (1991). Tree and forest stand measurement from aerial photographs. In *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems in Managing Tropical Rainforest and Conserving Natural Resources in ASEAN Region*, 131 - 142. Deutsche Stiftung für internationale Zusammenarbeit (DSE).
- Ruszczyk, A. (1987) Distribution patterns of eighth bird species in the urbanisation gradient of Porto Alegre, Brazil. *Ciencia e Cultura* 39(1): 14-19.
- Ruszczyk, A. & A. M. d. Araujo (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of the Lepidopterists society* 46(4): 255-264.
- Salafsky, N. & R. Margoluis (1999) Threat Reduction Assessment: a Practical and Cost-Effective Approach to Evaluating Conservation and Development Projects. *Conservation Biology* 13(4): 830-841.
- Sanderson, E. W., K. H. reford, C. -L. B. Chetkiewicz, R. A. Medellin, A. R. Rabinowitz, J. G. Robinson & A. B. Taber (2002) Planning to Save a Species: The Jaguar as a Model. *Conservation Biology* 16(1): 58-72.
- Sanford, J. R. L., H. E. Baker & G. S. Hartshorn (1986) Canopy openings in a primary Neotropical lowland forest. *J. Trop. Ecol.* 2: 277-282.
- Sanford, J. R. L., J. Saldarriaga, K. F. Clark, C. Uhl & R. Herrera (1985) Amazonian rain-forest fires. *Science* 227: 53-55.
- Scarano, F. R. (2002) Structure, function and floristic relationship of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517 - 524.
- Scherzinger, W. (1996) Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz - Zieldiskussion am Beispiel der Nationalparkidee. *Natur und Landschaft* 65: 292-298.
- Schlüter, B. (1994). Natürlichkeitsgrad der Vegetation. In *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft* (eds O. Bastian & K. J. Schreiber), 267-279. G. Fischer Verlag, Jena.
- Schreiner, J. (1994) Die Flächenbewertung im Naturschutz auf der Basis von Bestandsaufnahmen von Pflanzen und Tieren und ihrer Lebensräume. *NVA Berichte* 1/94: 90-105.
- Schultz, J. (2000) Die Ökozonen der Erde Umer, Stuttgart.
- Seibert, P. (1980) Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. *Ber. ANL Laufen* 4 10-23.
- Shaffer, M. (1987). Minimum viable populations: coping with uncertainty. In *Viable Population for Conservation* (ed M. E. Soule), 69 - 87. Cambridge University Press.
- Shaffer, M. & F. B. Samson (1985) Population size and extinction: a note on determining critical population size. *Am. Nat.* 125: 144 - 152.
- Shaffer, M. L. (1981) Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31(2): 131 - 134.
- Sheil, D. (2001) Conservation and Biodiversity Monitoring in the Tropics: Realities, Priorities and Distractions. *Conservation Biology* 15(4): 1179-1182.
- Simberloff, D. (1974) Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual review of Ecology and Systematics* 5: 161 - 182.
- Simberloff, D. & L. G. Abele (1976) Island biogeography and conservation practice. *Science* 191: 285-286.
- Simberloff, D. & L. G. Abele (1982) Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *Am. Nat.* 120: 41-50.
- Simberloff, D. & J. Cox (1987) Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1: 63 -71.
- Simberloff, D., J. A. Farr, J. Cox & D. W. Mehlmann (1992) Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493-505.
- Simberloff, D. & N. Gotelli (1984) Effects of insularisation on plant species richness in prairie-forest ecotone. *Biological Conservation* 29: 27-46.
- Soares, S. d. M., C. G. S. Marino, L. d. Castro & M. Terezinha (1998) Riqueza de Espécies de Formigas edáficas em plantação de eucalipto e em mata secundária nativa. *Rev. Brasil. Zool.* 15(4): 889-898.
- Soule, M. E. (1986) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* Sinauer Associates, Sunderland, 585.
- Soule, M. E. (1987) *Viable Population for Conservation* Cambridge University Press, 185.
- Strong, D. R. (1980) Null hypothesis in ecology. *Synthese* 43: 271-286.
- Sukopp, H. (1972) Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Ber. - Landwirtsch.* 50: 112-139.
- Tabarelli, M., J. M. Cardosa da Silva & C. Gascon (2004) Forest fragmentation, synergism and the

- impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1419-1425.
- Theobald, D. M. (2003) Targeting Conservation Action through Assessment of Protection and Exurban Threats. *Conservation Biology* 17(6): 1624-1637.
- Theobald, W. (1998) Integrative Umweltbewertung: Theorie und Beispiele aus der Praxis Springer, Berlin, 389.
- Trepl, L. (1988) Gibt es Ökosysteme? *Landschaft und Stadt* 20: 176-185.
- Trepl, L. (1993). Forschungsdefizite - Naturschutzbegründungen. In Arten- und Biotopschutz für Deutschland. Bericht aus der ökologischen Forschung, Vol. 4/93, 424-432. K. Henle, Giselher Kaul, Jülich.
- Trepl, L. (1994) Geschichte der Ökologie, 2. Aufl. edn. Beltz Athenäum, Frankfurt a. Main.
- Trepl, L. (1998). Landschaft und Kultur - Wildnis und Stadt. In Integrative Umweltbewertung: Theorie und Beispiele aus der Praxis (ed W. Theobald), 193-208. Springer, Berlin.
- Turner, A. M., J. C. Trexler, C. F. Jordan, S. J. Slack, P. Geddes, H. H. Chick & W. F. Loftus (1999) Targeting Ecosystem Features for Conservation: Standing Crop in the Florida Everglades. *Conservation Biology* 13(4): 898-911.
- Uhl, C. (1987) Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. *Journal of Ecology* 75: 377-407.
- UNESCO (1984) Action plan for biosphere reserves. *Natural Resources* 20: 1-20.
- UNU/IAS & MAB (2003). Defining an Ecosystem Approach to urban management and policy department. United Nation University - Institute of advanced studies, Tokyo.
- Uppenbrink, M. & H. Gelbrich (1996) Von der Zukunft der Landschaftsplanung. *Natur und Landschaft* 71: 465-468.
- Usher, M. B. & W. Erz (1994) Erfassen und Bewerten im Naturschutz UTB für die Wissenschaft, 340.
- van der Maarel, E. (1988) Vegetation dynamics: pattern in space and time. *Vegetatio Acta Geobotanica* 77: 7-19.
- Whitmore, T. C. & J. A. Sayer (1992) Tropical deforestation and species extinction. Chapman and Hall, London.
- Whittaker, R. H. & S. A. Levin (1977) The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theor. Population Biology* 12: 117 - 139.
- Wiegand, G. (1997a) Beziehungen zwischen naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren und Leitbildentwicklung. *NNA Berichte* 3/97: 40-47.
- Wiegand, G. (1997b) Die Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 43-62.
- Wiegand, G. (1999). Stellung der Bewertung im Rahmen der "guten naturschutzfachlichen Praxis". In Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode (eds G. Wiegand, F. Schulz & U. Bröring), 37-48. Physica Verlag, Heidelberg, New York.
- Wiegand, G., F. Schulz & U. Bröring (1999) Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode Physica Verlag, Heidelberg, New York, 263.
- Wiens, J. A. (1997). The emerging role of patchiness in conservation biology. In The ecological basis of conservation (eds S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak & G. E. Likens), 93-107. Chapman & Hall, New York.
- Wiens, J. A. (1999). The Science and Practice of Landscape Ecology. In Landscape Ecological Analysis - Issues and Application (eds J. M. Klopatek & R. H. Gardner), 371-385. Springer Verlag.
- Wiesmann, U. (1987) Naturschutzwürdigkeit: zur Begründung eines Bewertungsverfahrens und einer fundierten Schutzpolitik. *Verh. Ges. Ökol.* 15: 161-171.
- Wilcove, D. S., McMillian, M. & K. C. Winston (1993) What exactly is an endangered species? An analysis of the U. S. endangered species list 1985-1991. *Conservation Biology* 7: 87-93.
- Wilson, E. O. & E. O. Willis (1975). Applied biogeography. In Ecology and Evolution of Communities (eds M. L. Cody & J. M. Diamond), 522-543. Harvard University Press, Cambridge.
- Witschel, M. (1980). Xerothermvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbayern. In Reihe Veröffentlichungen Naturschutz und Landschaftspflege Baden Württemberg, Vol. 17, 1-212, Karlsruhe.
- Wright, S. J. (1996). Plant Species Diversity and Ecosystem Functioning. In Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests (eds G. H. Orians, R. Dirzo & J. H. Cushman), 26-31. Springer.
- Wulf, A. (2001) Die Eignung landschaftsökologischer Bewertung für die raumbezogene Umweltplanung. Dissertation, Christian Albrechts Universität, Kiel.
- Yih, K., D.H. Boucher, J. H. Vandermeer & N. Zamora (1991) Recovery of rain forest in south-eastern Nicaragua after destruction by Hurricane Joan. *Biotropica* 23: 106-113.
- Yu, J. & S. Dobson (2000) Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography* 27: 131 - 139.
- Zehlius-Eckert, W. (2001) Möglichkeiten und Grenzen der repräsentativen Auswahl von Arten im Naturschutz, Technische Universität München, München.

BOX 3: Permanente Schutzflächen im urbanen Raum

Permanent protection areas in urban regions

Einleitung und Zielstellung

Aufbauend auf dem Waldschutzgesetz von 1965 (Codigo florestal lei no. 4.771 15/11/1965) verabschiedete der brasilianische nationale Umweltrat CONAMA¹ im Jahr 1981 das Gesetz Nr. 6.938 (31/8/1981) über die Einrichtung `Permanenter Schutzflächen` (portug.: Áreas de Proteção Permanente). Die Gebiete entsprechen inhaltlich etwa den §13d- Flächen des Bundesnaturschutzgesetzes und unterliegen somit einem Verschlechterungs- bzw. Veränderungsverbot ohne dass es der konkreten Ausweisung eines Naturschutzgebietes bedarf.

Die brasilianische Gesetzgebung definiert diese Permanenten Schutzflächen pauschal aufgrund von Reliefeigenschaften, Gewässerabständen und über die Lebensräume bedrohter Tierarten (siehe exakte Definition im nachfolgenden Abschnitt). Gebiete, welche diese Flächendefinitionen erfüllen, sind automatisch als Schutzgebiete zu behandeln, d.h. ihre natürliche Vegetation muss erhalten werden (vgl. Art. 155 nach Hausen *et al.*, 2001). Folglich sind sie z.B. von Bebauung freizuhalten oder vor die Naturfläche negativ beeinflussenden Nutzungen zu schützen.

Für das Gemeindegebiet von Porto Alegre sind diese Permanenten Schutzflächen (folgend kurz PSF) nie flächenscharf bestimmt worden. Ziel dieses Teilkapitels ist es daher, zunächst die gesetzlichen Definitionen in eine konkrete Flächenkarte zu übertragen. Aus dem Vergleich mit der aktuellen Landnutzung (Erhebung in Kapitel I) wird festgestellt, ob und wie die PSF eingehalten werden oder Beeinträchtigungen in Form von Besiedlung existieren.

Im Anschluss soll die Frage diskutiert werden, ob die Anwendung von gesetzlich pauschal definierten Schutzflächen überhaupt sinnvoll in urbanen Landschaften anzuwenden ist. Es wird somit ein Beitrag zur laufenden Diskussion geleistet, da mittels der CONAMA Verordnung 311 (9/10/2002) die Einrichtung eines Arbeitskreises zur Neudefinition der Permanenten Schutzflächen in städtischen Bereichen beschlossen wurde. Ergebnisse der beauftragten ANAMMA (Associação Nacional dos Municípios e Meio Ambiente) liegen bis dato noch nicht vor (vgl. AGAPAN, 2003).

Definition von Permanenten Schutzflächen

Mit dem zur Zeit geltenden Gesetz 7.803 (15/7/1989), Paragraph 1, wurde festgeschrieben, dass in städtischen Bereichen die Permanenten Schutzflächen ebenfalls gelten und ihre Umsetzung in die municipale Gesetzgebung und in den ausführenden Stadtentwicklungsplan mit eingehen muss. In der CONAMA Verordnung 303 (20/3/2002) wurden die aktuellsten Definitionen der Permanenten Schutzflächen gegeben, sowie Sonderdefinitionen für städtische Bereiche. Demnach sind alle Flächen als

¹ CONAMA: Conselho nacional do Meio ambiente

Permanente Schutzflächen zu behandeln, welche die folgenden Definitionen erfüllen (CONAMA Resolution 303, Art. 3^o) – hier nur ein Auszug der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Flächen:

- I a) dreißig Meter entlang von Fließgewässern, welche eine Breite von weniger als 10 m aufweisen
- b) fünfzig Meter entlang von Fließgewässern, welche eine Breite von mehr als 10 m und weniger als 50 m aufweisen
- II der Umkreis von mindestens fünfzig Metern um eine Quelle
- III im Umkreis von Seen:
 - a) dreißig Meter in *konsolidierten urbanen Gebieten*: als konsolidiert gelten nach der Zusatzdefinition CONAMA Verordnung 303 (20/3/2002) Art 2^o, XIII: a) durch das öffentliche Recht als solche definierte Bereiche oder b) durch die Existenz von mindestens vier der aufgeführten Kriterien: 1. ausgebaute Strassen mit Regenwasserkanalisation, 2. Wasserversorgung, 3. Abwasserentsorgung, 4. Elektrische Versorgung und Straßenbeleuchtung, 5. Müllsammlung, 6. Müllentsorgung oder c) eine Einwohnerdichte von höher als fünftausend Einwohner pro Quadratkilometer
- V Hügel- oder Bergkuppe oberhalb der Höhenlinie, die über den zwei Dritteln der Höhe im Verhältnis zur Basis liegt. Als Hügel sind nach der Zusatzdefinition (in Art 2^o, IV) Geländeerhebungen zwischen fünfzig und dreihundert Metern und einer Hangneigung größer dreißig Grad im Bereich der stärksten Neigung
- VII Hangbereiche mit einer Neigung von mehr als fünfundvierzig Grad im Bereich der größten Neigung
- XIV Gebiete, die als Lebensraum oder Reproduktionsstätte von Individuen von Tierarten dienen, die in den öffentlich föderalen oder staatlichen oder gemeindlichen Listen als bedroht geführt werden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das 96 km² große Untersuchungsgebiet „Lomba“ (vgl. Box 1) umfasst konsolidierte urbane Bereiche und ländlich geprägte Vorstadtbezirke.

Alle notwendigen Grundlagen, wie Gewässer- und Habitatkarten, wurden mittels des Geographischen Informationssystems (ArcView) digitalisiert und gesammelt. Die Gewässer und Quellen wurden aus topographischen Karten (M 1:1.000) digitalisiert². Ebenso wurden die 10 m-Höhenlinien auf dieser Kartenbasis digitalisiert² und ein Höhenmodell (10 m Rastergröße) mittels der ArcView Erweiterung 3D Analyst und Spatial Analyst generiert. Aus diesem Höhenmodell wurden die Hangneigungen mittels Spatial Analyst in Gradangaben errechnet.

Anschließend wurden die Gewässer und Quellen um die definierten Abstände (hier 30 m bzw. 50 m) mittels sogen. Pufferflächen (ArcView) erweitert sowie das obere Drittel der Hügelkuppen erfasst, ausgehend von einer Basis von durchschnittlich 50 m ü. NN. Die Hangneigungen über 45° wurden als Flächen erfasst. Konsolidierte urbane Gebiete wurden nach den genannten Definitionen erarbeitet, indem Informationen zur infrastrukturellen Versorgung (aus Menegat *et al.*, 1998), bzw. demographische Daten (IGBE, 2002) herangezogen und in GIS verschnitten wurden. Faunistische Erhebungen und Artenlisten (Buss, 1996; Buss *et al.*, 1997; Forneck, 2001; Mirapalhete, 2001;

² ein Teilgebiet (28,5 km²) wurde im Rahmen des Projektes „Nachhaltige Entwicklung des Stadtteils Lomba do Pinheiro“ durch IDRISI Porto Alegre kartiert und mit freundlicher Genehmigung von Prof. Hasenack, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), zur Verfügung gestellt.

Mortari, 2002) wurden mit der Roten Liste von Marques *et al.* (2002) verglichen. Die Lebensräume bedrohter Tierarten wurden in einer Karte zusammengestellt. Alle Flächen der so erarbeiteten 'Permanente Schutzflächen' wurden zu einer Flächenmaske (sogen. Flächenmaske) und anschließend mit den kartierten Landnutzungen von 1999 und 2003 (vgl. Kap. II) in GIS verschnitten.

Das Waldschutzgesetz (Codigo florestal) wurde bereits 1965 eingeführt. Bei der Verschneidung der Flächenmaske der PSF mit der aktuellen Landnutzung könnten somit Siedlungsflächen miterfasst werden, welche bereits vor 1965 bebaut waren. Um dies zu vermeiden, wurde die Siedlungskarte von 1966 (vgl. Kap. I) herangezogen und gesondert ausgewiesen.

Ergebnisse

Die erstellten Grundlagen, wie digitale Gewässerkarte, Höhenlinien und digitales Geländemodell sind in den Anhängen App.B.3.1 und App.B.3.2 dargestellt. Insgesamt wurden 524 Quellen, 421 km Fließgewässer und ca. 2200 km Höhenlinien manuell digitalisiert.

Die Darstellung Abb. B.3.1 zeigt die Einzelkarten der Flächendefinitionen der PSF, wie Pufferflächen um die Gewässer, Lebensräume bedrohter Tierarten, Hügelkuppen und Hangneigungen über 45° und ihre Zusammenführung durch Addition zu einer Flächenmaske. Diese Flächenmaske umfasst somit alle Bereiche, welche nach irgendeinem Kriterium als Permanente Schutzfläche zu behandeln sind.

Eine Fläche von insgesamt 36,16 km², entsprechend 37,6% des Untersuchungsgebietes, ist per Definition als Permanente Schutzfläche zu behandeln. Die Flächen umfassen die Waldgebiete auf den Südseiten der Hügel und eine enge Vernetzung entlang der Gewässer.

Das Ergebnis einer Verschneidung der Permanenten Schutzflächen mit der realen Landnutzung von 1999 und 2003 und der Siedlungskarte von 1966 ist in Tabelle B 3.1 dargestellt. Die Klassifizierung der aufgeführten Landnutzungsklassen ist ausführlich in Kapitel I dargestellt. Im Jahr 2003 waren 78,38 % (28,34 km²) der PSF mit naturnaher Vegetation bedeckt. Der Anteil an naturnahen Flächen ist somit höher, als im gesamten Untersuchungsgebiet mit 45,3% (vgl. Kap. I) Allerdings sind hier 9,14% (ca. 330 ha) der Flächen durch städtische Nutzungen betroffen.

Zu diesem Flächenanteil ist anzumerken, dass bereits 2,3% der Fläche um 1966 durch Siedlungen genutzt wurden, also etwa zur gleichen Zeit, als das Waldschutzgesetz in Kraft trat. Dieser Bestand ist somit von den Gesamtzahlen von 1999 und 2003 abzuziehen. Leider liegen keine Erkenntnisse zum Siedlungsstand um 1981 vor, als die detaillierte Definition von Permanenten Schutzflächen durch das Gesetz Nr. 6.938 erfolgte.

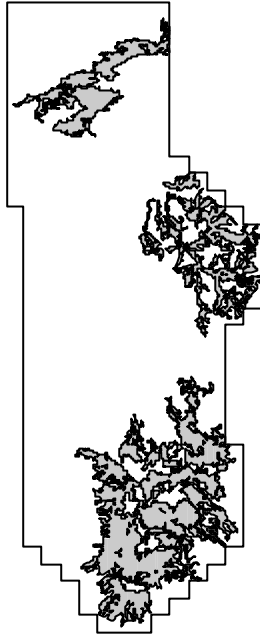
Die verschiedenen Siedlungstypen nehmen unterschiedlich große Flächen ein und entwickeln sich ungleich schnell. Der häufigste Siedlungstyp ist 2003 der 'irregulär organisierte Typ'³ mit fast 110 ha, gefolgt von 'regulär organisierter Siedlung' mit 54 ha und 'Favelas' mit 33 ha. Lediglich der Siedlungstyp 'gehobene Wohnbebauung' tritt nicht innerhalb von Permanenten Schutzflächen auf.

³ 'Irregulär organisiert' bezieht sich auf die strukturelle Organisation der Bebauung, genaue Beschreibungen werden in Kap. IV gegeben.

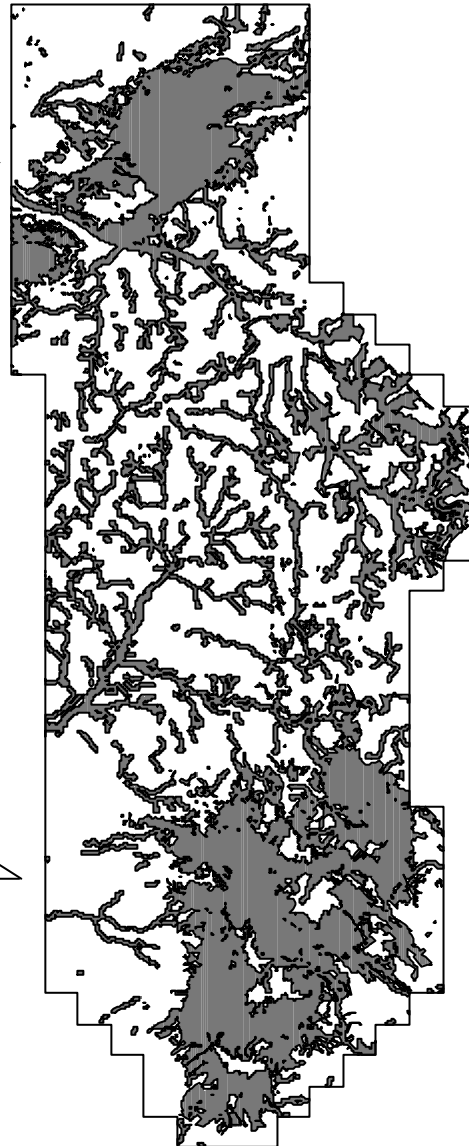
Permanent protection areas

buffer of water sites:
 ■ urban area consolidated

biotope of endangered species (fauna):



whole area/ sum of permanent protection areas:



top of the hills:

slope > 45°:

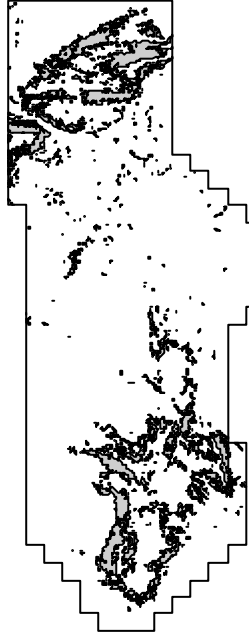
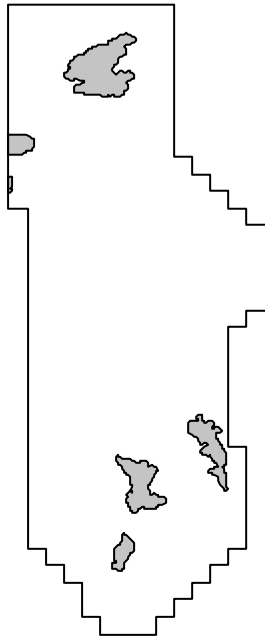


Abb. B.3.1: Kartierung der 'Permanenten Schutzflächen'
 Mapping of 'permanent protection areas'

Alle weiteren Typen, incl. Industrie und öffentliche Gebäude, sind vertreten. Vor allem Typen der marginalen Wohnstruktur und irregulär organisierte Wohnblöcke dehnen sich erheblich aus. Die Favelas weisen eine jährliche Zuwachsrate von über 16 % innerhalb der PSF auf. Dieser Zuwachs liegt weit über der Zunahme dieses Typs im gesamten Untersuchungsgebiet im gleichen Zeitraum mit ca. 6,6 % pro Jahr (vgl. Kap. IV Szenarien).

Tab. B. 3.1: Verteilung der Landnutzung innerhalb der Permanenten Schutzflächen
Land use and settlement distribution within permanent protection areas

main class	subclass	area 1966		area 1999		area 2003		in-/ decrease 1999-2003	
		ha	%	ha	%	ha	%	abs. (ha)	% p. v.
<i>class</i>									
native area		no data		2854,99	78,95	2834,43	78,38	-20,57	-0,18
<i>native forest:</i>	hygrophilous			59,20	1,64	59,20	1,64		
	mesohygrophilous			385,09	10,65	383,20	10,60	-1,89	-0,12
	subxerophilous			1960,76	54,22	1947,34	53,85	-13,42	-0,17
	riparian			33,12	0,92	33,12	0,92		
<i>shrub vegetation:</i>	shrub vegetation			92,19	2,55	90,21	2,49	-1,98	-0,54
	humid shrub vegetation			21,71	0,60	21,71	0,60	-0,01	-0,01
<i>native grassland:</i>	grassland			214,99	5,95	211,13	5,84	-3,86	-0,45
	grassland dominant			85,34	2,36	85,93	2,38	0,59	0,17
<i>wetland:</i>	wetland			2,58	0,07	2,58	0,07	0,00	0,00
cultivation area		no data		454,98	12,58	439,73	12,16	-15,25	-0,85
<i>agriculture:</i>	arable land			40,21	1,11	39,97	1,11	-0,24	-0,15
	arable land fallow			15,35	0,42	15,05	0,42	-0,30	-0,50
	pasture			73,47	2,03	67,40	1,86	-6,07	-2,13
	pasture fallow			131,71	3,64	125,15	3,46	-6,56	-1,27
	pasture fallow humid			11,57	0,32	11,25	0,31	-0,32	-0,69
	pasture humid			26,57	0,73	26,15	0,72	-0,42	-0,40
	plantation			7,01	0,19	7,01	0,19		
<i>forestry:</i>	with Acacia spec.			1,64	0,05	1,64	0,05		
	with Eucalyptus spec.			99,43	2,75	99,11	2,74	-0,32	-0,08
	with Pinus spec.			37,45	1,04	37,18	1,03	-0,27	-0,18
<i>erosion/ open soil:</i>	erosion / open soil			9,09	0,25	9,81	0,27	0,72	1,91
urban area		83,92	2,32	296,52	8,20	330,68	9,14	34,17	2,76
<i>settlement:</i>	regular settlement	11,97	0,33	49,56	1,37	53,67	1,48	4,12	2,01
	irregular settlement	22,12	0,61	92,28	2,55	109,67	3,03	17,39	4,41
	trade, industry, publ.fac.	2,08	0,06	8,62	0,24	12,19	0,34	3,57	9,05
	garden	2,06	0,06	25,34	0,70	25,06	0,69	-0,28	-0,28
	squatter settlement	9,17	0,25	18,13	0,50	33,50	0,93	15,37	16,59
	single house/ courtyard	4,56	0,13	8,22	0,23	8,93	0,25	0,71	2,09
	multistoried buildings	0,10	0,00	0,60	0,02	0,62	0,02	0,02	0,90
	initial occupation	0,12	0,00	11,77	0,33	4,90	0,14	-6,87	-19,67
	luxury settlement								
	stables			0,50	0,01	0,50	0,01		
<i>special use</i>	quarry	3,55	0,10	26,20	0,72	24,87	0,69	-1,33	-1,29
	sports ground	0,22	0,01	0,79	0,02	0,79	0,02	0,00	0,00
	cemetery			1,02	0,03	1,11	0,03	0,09	2,11
	garbage depot			0,03	0,001	0,03	0,001		
<i>infrastructure:</i>	street	27,97	0,77	53,46	1,48	54,84	1,52	1,38	0,64
water sites		no data		11,18	0,31	11,35	0,31	0,18	0,39
<i>stagnant water:</i>	lake			3,03	0,08	3,03	0,08		
	pond			4,41	0,12	4,60	0,13	0,19	1,05
<i>watercourses:</i>	creek			0,69	0,02	0,68	0,02	0,00	-0,07
	river			3,05	0,08	3,04	0,08	-0,01	-0,07
				3616,19	100,00	3616,19	100,00		

Hauptsächlich entlang von Gewässern und in steilen Hanglagen, ist die Expansion dieses Siedlungstyps zu beobachten. Somit werden Permanente Schutzflächen besonders betroffen. Regulär organisierte Siedlungstypen, d.h. Typen, die in ihrer Struktur einer regulär geplanten Siedlung entsprechen, sind ebenso in Permanenten Schutzflächen anzutreffen. Ihre jährliche Wachstumsrate mit ca. 2 %/Jahr liegt über dem Durchschnitt des Gesamtgebietes mit 1,25 %/Jahr.

Im Jahr 2003 wurde weiterhin die natürliche bzw. naturnahe Vegetation auf 12,16 % (ca. 440 ha) der Fläche durch land- oder forstwirtschaftliche Nutzung beeinträchtigt bzw. vollständig ersetzt.

Von der Siedlungsausdehnung sind Naturflächen insgesamt stärker betroffen als landwirtschaftliche Nutzflächen, mit ca. 20,6 ha gegenüber 13,8 ha. Auch hier unterscheiden sich die PSF vom Gesamtgebiet, in denen die landwirtschaftlichen Flächen von der Besiedlung stärker betroffen wurden (vgl. Kap. I).

Diskussion

Permanente Schutzflächen umfassen den Schutz von Gewässerrandstreifen und steilen Hanglagen und somit hauptsächlich die Lagen, welche vor allem von Marginalvierteln genutzt werden (vgl. Souza, 1993; Wehrhahn, 1994). Sozial benachteiligte Gruppen sind gezwungen in diese Ungunslagen auszuweichen (Alfonsin *et al.*, 2002; Alfonsin, 2003). Es ist daher nicht verwunderlich, dass die PSF stärker durch marginale und irreguläre Siedlungsstrukturen okkupiert sind (zusammen 145 ha) als durch reguläre Wohnstrukturen. Markant ist das Fehlen von gehobener Wohnbebauung innerhalb der PSF. Reguläre Wohnsiedlungen liegen allerdings mit einem Anteil von 65 ha innerhalb der PSF bereits an zweiter Stelle, so dass das Problem der Besiedlung nicht alleine auf die soziale Unterschicht zurückzuführen ist.

Noch weisen die Permanenten Schutzflächen im Untersuchungsgebiet einen Anteil von ca. 80% naturnaher Flächen auf und liegen damit über dem Durchschnitt des Gesamtgebietes. Diese Tatsache kann nicht als unmittelbarer Erfolg der Einhaltung der Permanenten Schutzflächen gewertet werden, sondern ist Resultat ihrer Definition, weil die Lebensräume bedrohter Tierarten zumeist identisch mit naturnahen Flächen sind. In den städtischen Bereichen (vor allem im Norden des Untersuchungsgebietes) weisen die PSF erhebliche Lücken auf, da hier die naturnahen Flächen verschwunden und beispielsweise die Fließgewässer verrohrt sind. Die Realität der bisherigen Stadtentwicklung zeigt, dass die Resolution nicht umzusetzen ist. In der Kernstadt von Porto Alegre sind Permanente Schutzflächen bereits vollständig verschwunden.

Die Definition der PSF ist in vielerlei Hinsicht problematisch und ihre Umsetzung unrealistisch: Zum Beispiel hängt die Festlegung nach dem Vorkommen bedrohter Tierarten stark von der zur Verfügung stehenden Informationslage, d.h. existierenden Kartierungen ab. Das Vorkommen bedrohter Tierarten kann ebenso als Ausschlusskriterium missbraucht werden, um eine geplante Bebauung zu verhindern und kann somit die Stadtentwicklung erheblich hemmen. Bei dem enormen Artenreichtum ist es theoretisch wahrscheinlich, mit entsprechendem Experteneinsatz, auf den meisten naturnahen Flächen eine bedrohte Tierart nachzuweisen. Die Definition der PSF lässt hier keine Abwägung oder einen Ausgleich zu. Ebenso fehlt eine zeitliche Dimensionierung der Gültigkeit. Ein einmalig festgestellter Lebensraum einer bedrohten Tierart müsste auf Dauer geschützt werden.

Des Weiteren ist der pauschale Ausschluss bedrohter Pflanzenarten in der PSF Definition nicht nachzuvollziehen. Von den floristisch sehr artenreichen Grasländern (Aguiar *et al.*, 1986) liegen folglich nur wenige Flächen innerhalb der Permanenten Schutzflächen. Endemische Arten der Grasländer, wie *Moritzia ciliata* und *Schlechtendalia luzulaefolia* (Menegat *et al.*, 1998: 80.) sind dementsprechend nicht durch Permanente Schutzgebiete geschützt.

Ein weiterer kritischer Aspekt ist die Definition über exakte Meterangaben. Diese bieten zwar den Vorteil, über Geographische Informationssysteme relativ leicht ableitbar zu sein (nach obiger Methode), allerdings garantieren die Flächen keinen umfassenden Schutz ökologischer Funktionen; so kann ein fixer 50 m Abstand um eine Quelle diese z.B. nicht vor einer Verseuchung schützen, wenn das spezifische Einzugsgebiet nicht beachtet wird.

Der kritischste Aspekt ist die forcierte Fragmentierung der urbanen Bebauung. Würden – theoretisch – alle Vorschriften der PSF-Definition eingehalten werden, könnten Bauflächen nur auf den Nicht-PSF-Flächen ausgewiesen werden. Die Stadtfläche würde nicht kompakt wachsen, sondern sich sehr weiträumig und fragmentiert vergrößern.

Die strengen Definitionen sind im urbanen Raum nicht zielführend. Vielmehr ist eine deutliche Prioritätensetzung notwendig, in welchen Bereichen kompakte Stadtblöcke entwickelt werden sollen und wo zusammenhängende Naturflächen zu schützen sind (vgl. Kap.III). Die Integration der Schutzziele der CONAMA sollte nicht pauschal über Permanente Schutzflächen erfolgen, sondern vielmehr in Form von Entwicklungsplänen einzelner Schutzziele: Zum Beispiel in einem Gewässerentwicklungsplan unter Einbezug von Quell- und Grundwasserschutz. Die Hügelkuppen sollten nicht pauschal ausgeschlossen werden, es sei denn, es entspricht dem deutlich artikulierten Entwicklungsziel der Stadt, eine offene stadtfreie Hügellandschaft zu erhalten. Im Beispiel Porto Alegre ist dieses Ziel im Stadtentwicklungsplan definiert (PMPA, 2000). Für andere Städte sollten prinzipiell Hügelkuppen als Siedlungsfläche zur Verfügung stehen, sofern keine ökologisch sensiblen Bereiche betroffen sind.

Dank

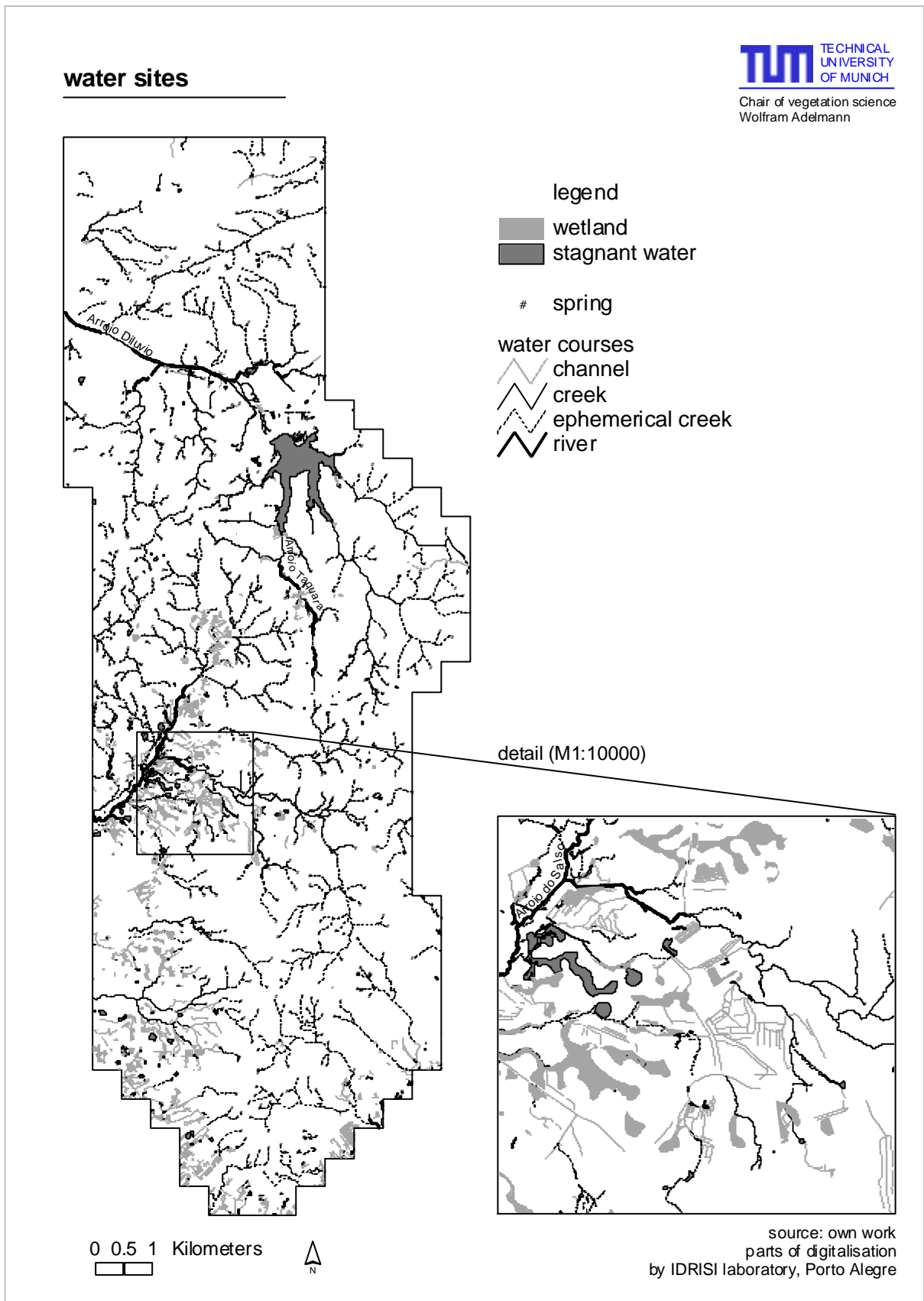
Besonderer Dank gilt Prof. Heinrich Hasenack, Leiter des IDRISI Labors Porto Alegre, an der Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) für die freundliche Bereitstellung der digitalen Höhenlinien und Gewässerkartierung für das Teilgebiet des Lomba do Pinheiro Projektes.

Des Weiteren möchte ich mich herzlich bei meinen Helfern Tamara, Gergö und David für die Digitalisierarbeit bedanken, sowie bei Andrea Zellhuber für ihre freundliche Unterstützung und ihrem Rat.

Literatur

- AGAPAN (2003). Seminário sobre Áreas de Preservação Permanente, www.agirazul.com.br/agapan
- Aguiar, L.W., L. Martau, Z.F. Soares, O.L. Bueno, J.E. Mariath & R.M. Klein (1986) Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA Ser. Bot.* 34: 3-38.
- Alfonsin, B.d.M. (2003). Da invisibilidade à regularização fundiária: a trafetória legal da moradia de baixa renda em Porto Alegre. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 157-172. Del Rey, New York.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D.C.d. Silva & R.R. Souza (2002). Políticas habitacionais na região metropolitana de Porto Alegre. Rep. No. Edital 04. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Buss, G. (1996) Urban monkeys - *Alouatta fusca* in the municipality of Porto Alegre. *Neotropical Primates* 4(2): 61-62.
- Buss, G., C.A. Correa, L.F.G. Brutto, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fiahlo, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997) Os bugios de Porto Alegre. *A Hora Veterinaria Ano 17, No.99*: 62 - 64.
- Forneck, E.D. (2001) Biotopos naturais florestais nas nascentes do arroio diluvio (Porto Alegre, RS): Caracterização por vegetação e avifauna. Master thesis, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Hausen, E.C., O.P.B. Teixeira & P.B. Alvares (2001) Código estadual de meio ambiente do rio grande do sul e Legislação ambiental básica Polost Editora/Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha, Porto Alegre, 250.
- IGBE (2002) Censo demográfico 2002 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Marques, A.A.B.d., C.S. Fontana, E. Velez, G.A. Bencke, M. Schneider & R.E.d. Reis (2002) Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul, Decreto no. 41672, 52.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) Atlas ambiental de Porto Alegre. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Mirapalhete, S.R. (2001) Flora e fauna do parque natural do morro do osso Secretaria Municipal do meio ambiente (SMAM), Porto Alegre, 110.
- Mortari, M. (2002) Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2000) Plano diretor de desenvolvimento urbano ambiental (PDDUA). Lei comentada., Porto Alegre, 19.
- Souza, M.L.d. (1993) Armut, sozialräumliche Segregation und sozialer Konflikt in der Metropolitanregion von Rio de Janeiro: ein Beitrag zur Analyse der "Stadtfrage" in Brasilien, Tübinger Geographische Studien Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Tübingen, Tübingen, 445.
- Wehrhahn, R. (1994) Konflikte zwischen Naturschutz und Entwicklung im Bereich des Atlantischen Regenwaldes im Bundesstaat São Paulo, Brasilien. Untersuchungen zur Wahrnehmung von Umweltproblemen und zur Umsetzung von Schutzkonzepten, Kieler Geographische Schriften, Kiel, 293.

Anhang / Appendix - Box 3

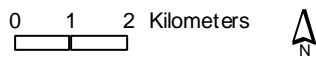


App. B.3.1: Gewässerkartierung im Untersuchungsgebiet „Lomba“
Mapping of water sites within study area “Lomba”

digitalized height isolines (10m)



digital elevation model



source: own synthesis
 parts of height isoline digitalisation
 by kind permission of
 IDRISI laboratory, Porto Alegre

App. B.3.2: Kartierung der Höhen-Isolinien und abgeleitetes Digitales Höhenmodell
 Mapping of height-isolines and synthesis of digital elevation model

Kapitel III

Naturschutzfachliche Bewertung der Flächen- und Stadtentwicklung von Porto Alegre

Abstract

Priority setting within existing ecosystems is the central step for the implementation of the convention on biological diversity (CBD) into conservation planning. Using the example of the suburban areas of the Porto Alegre metropolis (Southern Brazil), an evaluation method is demonstrated that assesses current vegetation and land use in order to select suitable areas for nature reserves or potential settlement areas.

The evaluation procedure is arranged by the application of 'evaluation layers' (purpose layer, relation layer, criteria layer, indicator layer and value layer). On the landscape level, remote sensing data were used as basis for the evaluation of ecosystems structure and current land use. The results are to support the decision making process in the local planning of the future city development.

In the southern suburban area of Porto Alegre, forest-grassland mosaics and wetlands of high importance for nature conservation occur. These areas have a high degree of naturalness and serve as habitats of endangered and endemic species. They are associated to the biosphere reserve Brazilian Atlantic Coastal Rainforest. The biggest coherent natural areas with the highest structural naturalness were identified as the most appropriate areas for potential reserves. For a connectivity planning between existing and potential reserves, possible corridor areas were identified. However, many corridor areas are degraded by human impacts, and the necessity of restoration is high. Present-day reserves already are isolated and completely surrounded by urban settlements; therefore, a reintegration into a connecting net of nature reserves is impossible.

Zusammenfassung

Für die Umsetzung der Biodiversitätskonvention in eine Flächenplanung ist eine Prioritätensetzung zum Schutz vorkommender Ökosysteme ein zentraler Schritt. Am Beispiel der Stadtrandlagen der Metropole Porto Alegre (Südbrasilien) wird ein Verfahren demonstriert, in dem die aktuelle Vegetation und Landnutzung naturschutzfachlich bewertet wird, um geeignete Flächen zum Schutz der naturnahen Gebiete der Stadtumgebung zu identifizieren und zukünftige Siedlungsflächen auszuwählen.

Das Verfahren wird erstmals durch die Anwendung von Bewertungsebenen (Zweck-, Bezugs-, Kriterien-, Indikator- und Wertebene) gegliedert. Als Basis werden aus Fernerkundung gewonnene Daten zur strukturellen Beschreibung der Ökosysteme und vorherrschenden Landnutzung (vgl. Kap. I) auf Landschaftsebene bewertet. Die Ergebnisse dienen als Entscheidungshilfe und Diskussionsgrundlage für zukünftige Planungen der Stadtentwicklung.

Im südlichen Anschluss an die Stadt Porto Alegre liegen Wald-Graslandmosaik und Feuchtgebiete, welche aufgrund ihrer Naturnähe, ihrer Funktion als Lebensraum für gefährdete und endemische Arten und wegen ihrer Zugehörigkeit zu international bedrohten Lebensräumen, wie dem brasilianischen Küstenregenwald, hier als äußerst wertvoll bewertet werden. Es wurden die größten zusammenhängenden Naturflächen mit der höchsten strukturellen Naturnähe als besonders geeignete Schutzgebiete identifiziert. Für eine Verbundplanung potenzieller und existierender Schutzgebiete wurden geeignete Flächen ermittelt. Viele Verbundkorridore zeigen Degradierungen durch menschliche Eingriffe und somit einen hohen Renaturierungsbedarf. Einzelne Schutzgebiete sind bereits vollständig von Siedlungsflächen isoliert und nicht mehr in einen Schutzgebietsverbund zu integrieren.

3.1 Einleitung und Problemstellung

Auf der Stadtumweltkonferenz vom August 2002 in Porto Alegre wurden Ziele für eine nachhaltige Stadtentwicklung formuliert und ausdrücklich der Schutz der naturnahen Flächen der stadtnahen Hügeln gefordert (CMRMA, 2002). Für eine planerische Umsetzung dieser Forderung fehlt bisher die Identifizierung wertvoller Ökosysteme und die qualitative Einschätzung des naturschutzfachlichen Wertes der verbliebenen Freiflächen.

Ziel dieses Kapitels ist die beispielhafte naturschutzfachliche Bewertung der aktuellen Landnutzung und Ökosysteme in einer humiden subtropischen Landschaft im urbanen Expansionsraum von Porto Alegre. Es demonstriert ein Vorgehen zur Ermittlung prioritär zu schützender Ökosysteme. Die Ergebnisse dienen als Entscheidungshilfe und Diskussionsgrundlage für zukünftige Planungen der Stadtentwicklung. Als Basis werden aus Fernerkundung gewonnene Daten zur strukturellen Beschreibung der Ökosysteme und vorherrschenden Landnutzung (vgl. Kap. I) auf Landschaftsebene bewertet. Innerhalb des Verfahrens werden die Bewertungsebenen (Zweckebene, Bezugs-, Kriterien-, Indikatorwertebene) erstmals praktisch angewandt (vgl. Kap. II).

3.2 Vorgehensweise des Bewertungsverfahrens

Das Vorgehen (vgl. Abb. 3.1) orientiert sich an den in Kapitel II ausführlich behandelten Vorgaben. Die auf der Stadtumweltkonferenz von Porto Alegre (2002) formulierten Resolutionen werden als naturschutzfachliche Entwicklungs- und Planungsziele herangezogen. Im Anschluss werden sämtliche Bewertungsebenen (vgl. Kap. 2.3.4, S.100) geklärt, wie Schutzzweck, Bewertungsbezug (Typ, Objekt), Auswahl der Kriterien und ihrer Indikatoren, sowie Wertrichtungen und Wertzuordnungen. Die Kriterienauswahl erfolgt anhand der Anwendbarkeit in subtropischen Gebieten aus Tab. 2.2 (in Kap. II, S. 131 - 135). Hierbei wurden sämtliche Kriterien ausgeschlossen, bei denen keine eindeutige Wertrichtung festgelegt werden konnte oder die notwendige Datengrundlage nicht zur Verfügung stand bzw. erarbeitet werden konnte.

Die Erfassung der wesentlichen Datengrundlagen ist in Kap. I beschrieben. Zusätzliche für diese Bewertung erhobene Daten werden bei den jeweiligen Kriterien (vgl. 3.4.) dargestellt. Diese Daten wurden für eine naturschutzfachliche Bewertung aufbereitet und in Wertzuordnungen den Zuständen naturschutzfachlicher Werte zugeordnet. Für die Wertzuordnung wurde eine fünfstufige Ordinalskala gewählt, deren Einstufung (--) den naturschutzfachlich geringsten und die Einstufung (++)¹ den höchsten Wert vorsieht.

Die Festlegung der Wertrichtung einzelner Kriterien erfolgte in Diskussion mit lokalen Wissenschaftlern, Mitgliedern von Planungsbehörden und Vertretern naturschutzrelevanter Nicht-Regierungsorganisationen. Bei numerisch erfassbaren Größen (z.B. Flächengröße) wurden die Wertstufen mittels der indirekten Bewertung abgegrenzt (Kap. 2.3.5, S. 105). Die weiteren Abgrenzungen der Ordinalstufen erfolgten nach eigenen Einschätzungen und werden argumentativ begründet.

¹ (++) höchste Wertigkeit, (+) hohe W., (+/-) mittlere W., (-) geringe W., (--) geringste Wertigkeit

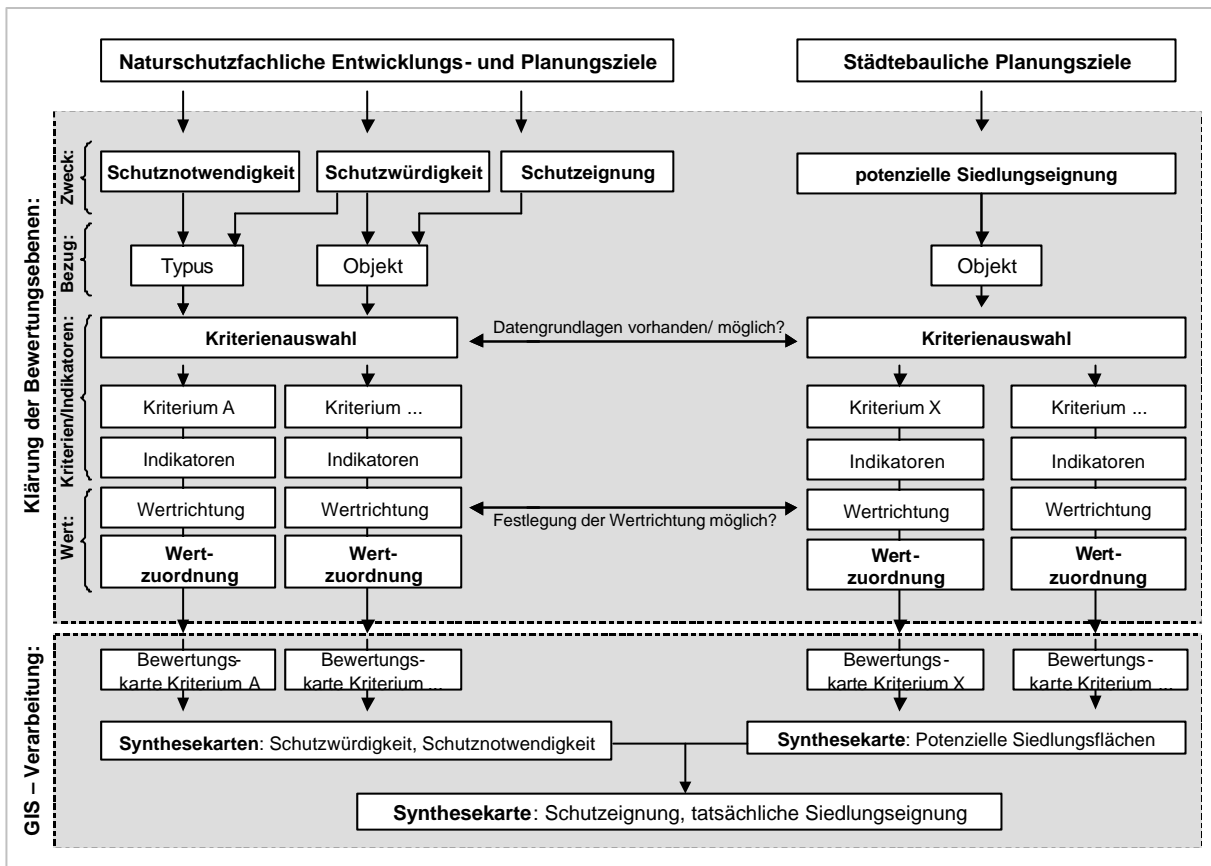


Abb. 3.1: Vorgehensweise im Bewertungsverfahren
scheme of the evaluation procedure

Innerhalb eines Geographischen Informationssystems (ArcView) wurden entsprechend der Wertzuordnungen den jeweiligen Ausprägungen Werte gegeben und deren Ergebnisse als Karten zu einzelnen Kriterien sowie als Synthesekarten dargestellt (Abb.3.1).

3.3 Entwicklungsziele laut Stadtumweltkonferenz

Auf der Stadtumweltkonferenz vom 24. August 2002, einer allen Bürgern offenstehenden partizipativen Veranstaltung, wurden insgesamt 175 Beschlüsse zur sozial- und umweltnachhaltigen Entwicklung der Stadt Porto Alegre getroffen (CMRMA, 2002). Die Beschlüsse sind sehr unterschiedlich konkret, teils redundant und unterschiedlich weitreichend. Für die anschließende Bewertung mussten die Beschlüsse, welche naturschutzrelevante Bereiche betreffen, als naturschutzfachliche Oberziele, bzw. Leitlinien der Stadtentwicklung zusammengefasst werden. Die Ziele sind folgende:

1. Schutz und Verbund von naturnahen und natürlichen Ökosystemen,
2. Renaturierung degradierter Bereiche,
3. nachhaltige Landnutzung, hier die Lenkung der Flächenentwicklung der urbanen Bereiche,

und das städtebauliche Oberziel:

4. Schaffung von städtischem Siedlungsraum nach Vorgaben des Stadtentwicklungsplanes, d.h. kompakte Siedlungsformen unter Ausschluss von Risikogebieten und bestehenden Schutzgebieten,

sowie weiterführende Planungsziele:

5. Nachhaltige Nutzung der Freiflächen für Erholung und Umwelterziehung,
6. Etablierung eines eigenständigen Naturschutzplanes, hierdurch Abgleich und Umsetzung bestehender Gesetzgebung und Verordnungen.

Die nachfolgende Bewertung wird sich mit den Zielen eins bis vier befassen, deren Ergebnisse als Vorbereitung für die weiterführenden Planungsziele angesehen werden.

3.4 Klärung der Bewertungsebenen und Wertzuordnungen

Die Bewertungsebenen von Planungszweck, Bezug, Kriterien, Indikatoren und Wertzuordnungen werden ausführlich in Kap.2.3.4 (S.99ff.) beschrieben.

In den genannten Zielen sind verschiedene Planungszwecke (Schutzwürdigkeit, -notwendigkeit, Schutzzeichnung) enthalten. Der Planungszweck als oberste Ebene hat Einfluss auf die Bezugs- und Kriterienebene (vgl. Abb.2.3, Kap. 2.3.4, S.100). Ein Planungszweck ist die Identifizierung schutzwürdiger Objekte, hier naturnahe und natürliche Ökosysteme (Schutzziel 1). Außerdem wurde die Schutznotwendigkeit geprüft, d.h. welche Ökosysteme als Typus gefährdet sind und somit Schutzmaßnahmen notwendig werden lassen. Innerhalb eines als schutznotwendig bewerteten Typus wurden Degradierungszustände einzelner Objekte herausgearbeitet (Schutzziel 2). Des weiteren wurde die Schutzzeichnung bewertet, d.h. welche Objekte sich am besten eignen, die Schutzziele umzusetzen. Hierfür wurden zunächst aus städtebaulicher Sicht potenzielle Siedlungsbereiche ermittelt (städtebauliches Ziel 4) und mit der Schutznotwendigkeit bzw. Schutzwürdigkeit der Flächen verglichen. Zukünftige Siedlungsflächen können so auf naturschutzfachlich weniger relevante Gebiete gelenkt werden (Schutzziel 3 und 4).

Die weiterführenden Planungsziele (5 u. 6) wurden durch die Bearbeitung der Ziele 1 bis 4 inhaltlich vorbereitet, sie wurden allerdings nicht für das anschließende Bewertungsverfahren herangezogen.

Die verwendeten Kriterien, deren Indikatoren, Bezug, Zweck und Wertrichtungen sind in Tabelle 3.1 zusammengefasst.

Tab. 3.1: Verwendete naturschutzfachliche und städtebauliche Kriterien, ihre Indikatoren, ihr Planungszweck und Bezug, sowie ihre Wertrichtung

Kriterien	Zweck	Bezug	Wertrichtung
- Maße/ Indikatoren			
<i>Naturschutzfachliche Kriterien:</i>			
Strukturvielfalt			
- Zahl, Deckung, räumliche Verteilung der Vegetationsschichten	Schutzwürdigkeit	Objekt	Definition eines Referenzzustandes pro Typ: Je ähnlicher, desto wertvoller
Natürlichkeit			
- Ausmaß menschlicher Einflüsse (sichtbare Eingriffe, Flächen- oder Nutzungsveränderungen)	Schutzwürdigkeit	Typus/ Objekt	je geringer der menschliche Einfluss, desto wertvoller
- durch den Menschen erzeugte Veränderungen diverser Merkmale, hier über den Indikator Struktur	Schutzwürdigkeit	Objekt	siehe Struktur
Flächengröße			
- Flächengröße	Schutzzeignung	Objekt	innerhalb eines Typs: je größer, desto wertvoller
- Flächenform	Schutzzeignung	Objekt	Definition eines Referenz-Zustandes pro Typ: Je ähnlicher, desto wertvoller
Gefährdung			
- Bestandestrend	Schutznotwendigkeit	Typus	Gesetzgebung, Rote Listen: je gefährdeter, desto wertvoller
- Seltenheit	Schutznotw.	Typus	je seltener und gefährdeter, desto wertvoller
Seltenheit			
- Häufigkeiten im Raum, hier Bezug: Porto Aleare	Schutznotwendigkeit	Typus	keine eigene Wertrichtung - siehe Gefährdung
Isolation und Verbund			
- Distanzen zwischen typgleichen oder hinreichend ähnlichen Raumeinheiten	Schutzzeignung	Objekt	je näher, desto wertvoller
- Struktur der Matrix	Schutzzeignung	Objekt	je ähnlicher dem zu verbindenden Typ, desto wertvoller
- Existenz von Korridoren/Barrieren	Schutzzeignung	Objekt	hier struktureller Verbund: je ähnlicher dem zu verbindenden Typ, desto wertvoller
- Ausbreitungsverhalten von Organismen	Schutzzeignung	Objekt	hier nur Ausbreitung über waldähnliche Strukturen: je waldähnlicher, desto wertvoller
<i>Städtebauliche Kriterien:</i>			
Anbindung			
- Entfernung zu Hauptstrassen	Siedlungseignung	Objekt	je näher, desto besser
- Entfernung zu bestehenden Siedlungen	Siedlungseignung	Objekt	je näher, desto besser
Gelände			
- Hangneigung	Siedlungseignung	Objekt	je flacher, desto besser
Ausschlussflächen			
- geo- und hydrologische Risikogebiete	Siedlungseignung	Objekt	Ausschluss von Risiko- sowie Schutzgebieten und Parkanlagen
- Schutzgebiete und Parkanlagen	Siedlungseignung	Objekt	

3.4.1 Schutzwürdigkeit und Schutznotwendigkeit auf Typusebene

Eine Typusbewertung richtet sich nicht nach den konkreten Ausprägungen einzelner Objekte, sondern bewertet aufgrund der Verallgemeinerung von Charakteristika aller Objekte eines Typus (vgl. Kap. 2.3.4, S 99; Plachter, 1994). Sie erfolgt nach Einschätzung beteiligter Bewerter und dient somit der Verdeutlichung einer naturschutzfachlichen Grundwerthaltung gegenüber einem Typus.

Die Bewertung der Schutzwürdigkeit beruht auf der Beurteilung der Natürlichkeit der verschiedenen Typen (Tab. 3.2). Als schutzwürdige Flächen werden natürliche und naturnahe Flächen angesehen, welche der Zielsetzung der Stadtumweltkonferenz (Oberziel 1) entsprechen.

Tab. 3.2: Wertzuordnung der Typbewertung: Kriterium Natürlichkeit
Evaluation of types, criteria: naturalness

indicator	conservation value
naturalness, grade of human influences	landuse types
natural, without human impacts - (native forests, waters, wetlands)	(++)
near-natural, with low human influences - (grassland fallows)	(+)
modest human impacts - (agriculture fallows, shrublands)	(+/-)
high human impacts - (forestry and agriculture areas)	(-)
artificial - (erosion, open soils, urban areas)	(--)

Zur Bewertung der Schutznotwendigkeit auf Typusebene werden die Kriterien Gefährdung und Seltenheit herangezogen. Gefährdete Typen (Tab. 3.4) und Typen, welche als potenzieller Lebensraum für gefährdete oder endemische Arten (Tab. 3.3) fungieren können, werden als schutznotwendig bewertet. Die Festlegung erfolgt anhand der gesetzlichen Vorgaben zum Schutz bestimmter Ökosystemtypen (CONAMA, 1994; CONAMA, 2002) und der regionalen, nationalen und internationalen Festlegungen gefährdeter Typen bzw. Lebensräume gefährdeter Arten (Teixeira *et al.*, 1982; Baptista *et al.*, 1998; IUCN, 2000; Marques *et al.*, 2002). Die verschiedenen Einstufungen in eine Gefährdungskategorie² (IUCN, 2000) wurden bei der Typusbewertung einheitlich bewertet, lediglich der räumliche Bezug der Gefährdung (regional, national, international) wird als wertdifferenzierend verwendet (vgl. Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Wertzuordnung der Typbewertung: Kriterium Potentieller Lebensraum gefährdeter Arten
Evaluation of types, criteria: potential habitat of endangered species

indicator	conservation value
potential habitat of endangered species	landuse types
potential habitat of endangered species of international category (IUCN) or endemic species	(++)
potential habitat of endangered species of national category (red data book)	(+)
potential habitat of endangered species of regional category (red data book - Rio Grande do Sul)	(+)
no habitat of any endangered species	(-)

² Einstufungen orientieren sich an den Kategorien der IUCN: ausgestorben, gefährdet, empfindlich, selten, ungenügend erforscht

Tab. 3.4: Wertzuordnung der Typbewertung: Kriterium Gefährdung
Evaluation of types, criteria: endangering of types

indicator Endangering of types	conservation value landuse types
endangered, international category (IUCN)	(++)
endangered, national category (Brazil: Conama; red data book)	(+)
endangered, regional category (Rio Grande do Sul: Conama RGS)	(+)
no endangering	(-)

Das Kriterium Seltenheit wird als Gewichtungskriterium für die Gefährdungsbewertung verwendet. Die Seltenheit eines Typus, hier selten im geographischen Sinne (vgl. Kap. 2.4.5, S. 116f.), wird anhand des Flächenanteils im Untersuchungsgebiet eingestuft (Erhebung in Kap. I., Tab.1.2, S.54). Folgende Wertzuordnung findet Anwendung:

Tab. 3.5: Wertzuordnung der Typbewertung: Kriterium Seltenheit
Evaluation of types, criteria: rareness

indicator rareness	conservation value landuse types
share in area <1%	endangering value plus two
share in area 1% - 5%	endangering value plus one
share in area > 5%	endangering value no changes

Die Wertungen von Schutzwürdigkeit und Schutznotwendigkeit werden in Schutzprioritäten innerhalb der Typen zusammengeführt, siehe Bewertungsmatrix in Tabelle 3.6.

Tab. 3.6: Zusammenfassung der Typbewertungen in Naturschutzprioritäten
setting conservation priorities within types: combination matrix of types values

		conservation necessity: types				
		(++)	(+)	(+/-)	(-)	(--)
conservation values: types	(++)	TP1	TP1	TP2	-	-
	(+)	TP1	TP2	TP3	-	-
	(+/-)	TP2	TP3	TP3	-	-
	(-)	-	-	-	-	-
	(--)	-	-	-	-	-

TP: conservation priority of types

3.4.2 Schutzwürdigkeit auf Objektebene

Auf der Objektebene wird ebenfalls das Kriterium Natürlichkeit bzw. Naturnähe verwendet, wobei die Struktur als Indikator des Natürlichkeits- bzw. Eingriffsgrades der einzelnen Objekte verwendet wird. Für die Ermittlung des Eingriffsgrades gibt es allerdings keine über alle Typen einheitlich verwendbaren Indikatoren, z.B. ist der Eingriff in einem Grasland anders zu bestimmen als in einem Wald. Die Objektbewertung der Naturnähe erfolgt somit über Strukturindikatoren innerhalb eines Typus oder inhaltlich zusammenfassbaren Typusgruppe, z.B. alle Waldtypen.

Bei Wäldern dienen im Luft- oder Satellitenbild sichtbare Störungen im Aufbau der Schichten oder die Mischung mit weiteren Landnutzungsformen, bzw. Abweichungen von am Standort erwarteten Waldformationen als Indikatoren der Eingriffsintensität. Folgende Wertzuordnung fand Anwendung:

Tab. 3.7: Wertzuordnung der Objekte Wälder: Kriterium Naturnähe
Evaluation of forest objects, criteria: naturalness

indicator	conservation value
area share - deviation from expected forest type (PNV):	object forest
hygrophilous or riparian expected, actual vegetation:	
hygrophilous or riparian (100%)	(++)
hygrophilous or riparian (>= 80%) - mesophilous	(++)
hygrophilous or riparian (>40-79%) - mesophilous	(+)
hygrophilous or riparian (<40%) - mesophilous	(+/-)
hygrophilous or riparian (>= 80%) - subxerophilous	(+)
hygrophilous or riparian (>40-79%) - subxerophilous	(+/-)
hygrophilous or riparian (<40%) - subxerophilous	(-)
hygrophilous or riparian (>= 80%) - shrublands	(+)
hygrophilous or riparian (>= 40-79%) - shrublands	(+/-)
hygrophilous or riparian (<40%) - shrublands	(-)
hygrophilous or riparian (>= 80%) - non forest types	(+/-)
hygrophilous or riparian (>= 40-79%) - non forest types	(-)
hygrophilous or riparian (<40%) - non forest types	(- -)
mesophilous expected, actual vegetation:	
mesophilous (100%)	(++)
mesophilous (>= 80%) - subxerophilous	(++)
mesophilous (>40-79%) - subxerophilous	(+)
mesophilous (<40%) - subxerophilous	(+/-)
mesophilous (>= 80%) - shrublands	(+/-)
mesophilous (>= 40-79%) - shrublands	(-)
mesophilous (<40%) - shrublands	(- -)
mesophilous (>= 80%) - non forest types	(+/-)
mesophilous (>= 40-79%) - non forest types	(-)
mesophilous (<40%) - non forest types	(- -)
subxerophilous expected, actual vegetation:	
subxerophilous (100%)	(++)
subxerophilous (>= 80%) - shrubland	(++)
subxerophilous (>= 40-79%) - shrubland	(+)
subxerophilous (<40%) - shrubland	(+/-)
subxerophilous (>= 80%) - non forest types	(+/-)
subxerophilous (>= 40-79%) - non forest types	(-)
subxerophilous (<40%) - non forest types	(- -)

values: (--) = lowest; (-) = low; (+/-) = medium; (+) = high; (++) = highest

Bei Grasländern und Feuchtflächen wird der Anteil der erodierten Fläche und der Flächenanteil von Fremdgehölzen (z.B. Aufforstungen oder sich ausbreitende Forstpflanzen, wie Kiefern oder Akazien) als Indikator der Naturnähe herangezogen (Wertzuordnung in Tab.3.8).

Tab. 3.8: Wertzuordnung der Objektbewertung von Grasländern und Feuchtflächen: Kriterium Naturnähe
Evaluation of objects of grassland and wetlands, criteria: naturalness

indicator area share with	conservation value object grassland and wetlands
erosion (%) :	
	no erosion visible (++)
	up to 5% (+)
	>5 - 10% (+/-)
	>10 - 30% (-)
	> 30% (--)
forestry (%) :	
	without forestry (++)
	with Eucalyptus trees
	(>=80%) forestry (--)
	(>=40 - <80%) forestry - rest grassland fallow (-)
	(>= 10 - <40%) forestry - rest grassland fallow (+/-)
	(<10%) forestry - rest grassland fallow (+)
	with Acacia or Pinus trees
	(>= 40%) forestry - rest grassland fallow (--)
	(>= 10 - <40%) forestry - rest grassland fallow (-)
	(<10%) forestry - rest grassland fallow (+/-)

values: (--) = lowest; (-) = low; (+/-) = medium; (+) = high; (++) = highest

Innerhalb der forst- und landwirtschaftlichen und auf urbanen Flächen wurde der Flächenanteil der naturnahen Vegetation als Indikator der Naturnähe verwendet (Wertzuordnungen in Tab. 3.9 u. 3.10), z.B. auf Brachflächen der Verbuschungsgrad oder in Forsten der Unterbau mit naturnahen Wäldern oder in urbanen Flächen die Restflächen verbliebener naturnaher Vegetation (vgl. Kap. I).

Tab. 3.9: Wertzuordnung der Objektbewertung von städtischen und landwirtschaftlichen Flächen: Kriterium Natürlichkeit
Evaluation of objects of urban and agriculture areas, criteria: naturalness

indicator area share with seminatural vegetation	conservation value object urban or agriculture areas
	urban area (100%) (- -)
	urban area (>80% - <100%) - rest seminatural area (-)
	urban area (=>60 - 79%) - rest seminatural area (+/-)
	urban area (=>40 - 59%) - rest seminatural area (+)
	urban area (<40%) - rest seminatural area (++)
	agriculture area (100%) (- -)
	agriculture area (=>80% - <100%) - rest seminatural area (+/-)
	agriculture area (=>60 - 79%) - rest seminatural area (+)
	agriculture area (<60%) - rest seminatural area (++)

values: (--) = lowest; (-) low; (+/-) = medium; (+) = high; (++) = highest

Tab. 3.10: Wertzuordnung der Objektbewertung von forstwirtschaftlichen Flächen: Kriterium Naturnähe
Evaluation of objects of forestry areas, criteria: naturalness

indicator	conservation value
area share seminatural vegetation	object forestry
forestry (100%)	(- -)
forestry (=>80%) - mesophilous	(-)
forestry (>40-79%) - mesophilous	(+/-)
forestry (<40%) - mesophilous	(+)
forestry (=>80%) - subxerophilous	(- -)
forestry (>40-79%) - subxerophilous	(-)
forestry (<40%) - subxerophilous	(+/-)
forestry (=>80%) - shrublands	(- -)
forestry (=>40-79%) - shrublands	(-)
forestry (<40%) - shrublands	(+/-)
forestry with non forest types	(- -)

values: (- -) = lowest; (-) low; (+/-) = medium; (+) = high; (++) = highest

3.4.3 Zusammenführung von Typ- und Objektwerten

Eine Zusammenführung von Typpriorität (aus Tab. 3.6) und den Objektwerten erfolgt in Naturschutzprioritäten (Matrix in Tab.3.11). Unter Naturschutzpriorität 1 (CP1) ist sowohl die höchste Schutzwürdigkeit, als auch die höchste Schutznotwendigkeit auf Objekt- und auf Typebene zusammengefasst. Bereiche hoher Typpriorität, jedoch mittlerer Objektwerte, kennzeichnen Flächen mit einem Renaturierungsbedarf (r). Die Naturschutzpriorität 2 umfasst dabei Flächen mittlerer Typpriorität, deren Objektausprägung dennoch sehr gut ausfällt oder Flächen mit höchster Typpriorität, deren Objektbewertung gering ausfällt und somit einen sehr hohen Renaturierungsbedarf (rr) aufweisen (vgl. Tab.3.11).

Tab. 3.11: Zusammenfassung der Objekt- und Typprioritäten in Naturschutzprioritäten
setting conservation priorities: combination matrix of types and object values

		types value priorities		
		TP1	TP2	TP3
conservation values: objects	(++)	CP1	CP1	CP2
	(+)	CP1	CP2	CP3
	(+/-)	CP1, r	CP2, r	CP3; r
	(-)	CP2, rr	CP2, rr	-
	(- -)	CP2, rr	CP3; rr	-

TP: conservation priority of types; CP: conservation priority; r: necessity of restoration; rr: high necessity of restoration

3.4.4 Schutzzeignung auf Objektebene

Die Bewertung der Schutzzeignung bezieht sich auf Objekte hoher Naturschutzpriorität. Als geeignet sollen Gebiete ausgewählt werden, welche die größten zusammenhängenden Flächen hoher Naturschutzpriorität aufweisen (Kriterium *Flächengröße*, vgl. 2.4.6, S. 118f.), sowie mögliche Korridorflächen, die dem strukturellen Verbund dieser Gebiete dienen (Kriterium *Verbund/Isolation*, vgl. 2.4.9, S.124f.).

Kriterium 'Flächengröße'

Die Bewertung der Flächengröße erfolgt nur innerhalb aller Objekte eines Typus und nicht typübergreifend, um natürlicherweise kleinräumige Flächen nicht automatisch negativ zu bewerten. Die Wertzuordnung erfolgt über die Indirekte Wertzuordnung (vgl. Kap.2.3.5, S.99f.), indem die Wertverteilung um den Mittelwert der Größenverteilung erfolgt: Die signifikant größten Flächen erhalten den höchsten Wert, die überdurchschnittlichen Flächen den nächsthöheren Wert, usw. (vgl. Wertzuordnung in Tab.3.12).

Tab. 3.12: Wertzuordnung der Objektbewertung: Kriterium Flächengröße
Evaluation of objects, criteria: area size

indicator	conservation value
area size	objects within one type
average minus standard deviation to average minus double standard deviation	(- -)
average to average minus standard deviation	(-)
average	(+/-)
average to average plus standard deviation	(+)
average plus standard deviation to average plus double standard deviation	(++)

values: **(--)** = lowest; **(-)** low; **(+/-)** = medium; **(+)** = high; **(++)** = highest

Kriterium 'Verbund'

Über das Kriterium Verbund wird die Möglichkeit bewertet, die größten Flächen mit hoher Naturschutzpriorität strukturell zu verbinden und gleichzeitig die Unterbrechungen im Verbund, den Renaturierungsbedarf von Korridorflächen und isolierte Flächen zu identifizieren.

Der Verbund kann nur zwischen Objekten des gleichen Typus hergestellt werden. Ob sich eine Fläche als Verbundfläche eignet, beruht in einem ersten Bewertungsschritt auf der Einschätzung der strukturellen Ähnlichkeit der zu verbindenden Objekte und ihrer räumlichen Lage zueinander (vgl. 2.4.9). Je geringer die Distanz und je ähnlicher die Struktur, um so geeigneter ist die Fläche als mögliche Verbundfläche. In einem zweiten Bewertungsschritt ist zu prüfen, welche Störgrößen auftreten, ob z.B. Lücken zwischen den Verbundflächen oder blind endende Korridore bestehen. Hierzu sind zunächst Start- und Zielgebiet(e) zu definieren (vgl. Schema in Abb.3.2). Mittels Geographischen Informationssystems (ArcView - nearest neighbour analyst) wird die nächstliegende und gleichzeitig ähnlichste (optimale) Fläche in Richtung des Zielgebietes identifiziert. Von dieser Fläche wird wiederum die nächstliegende ähnlichste Fläche in Richtung Zielobjekt gesucht usw. (vgl. Abb.3.2).

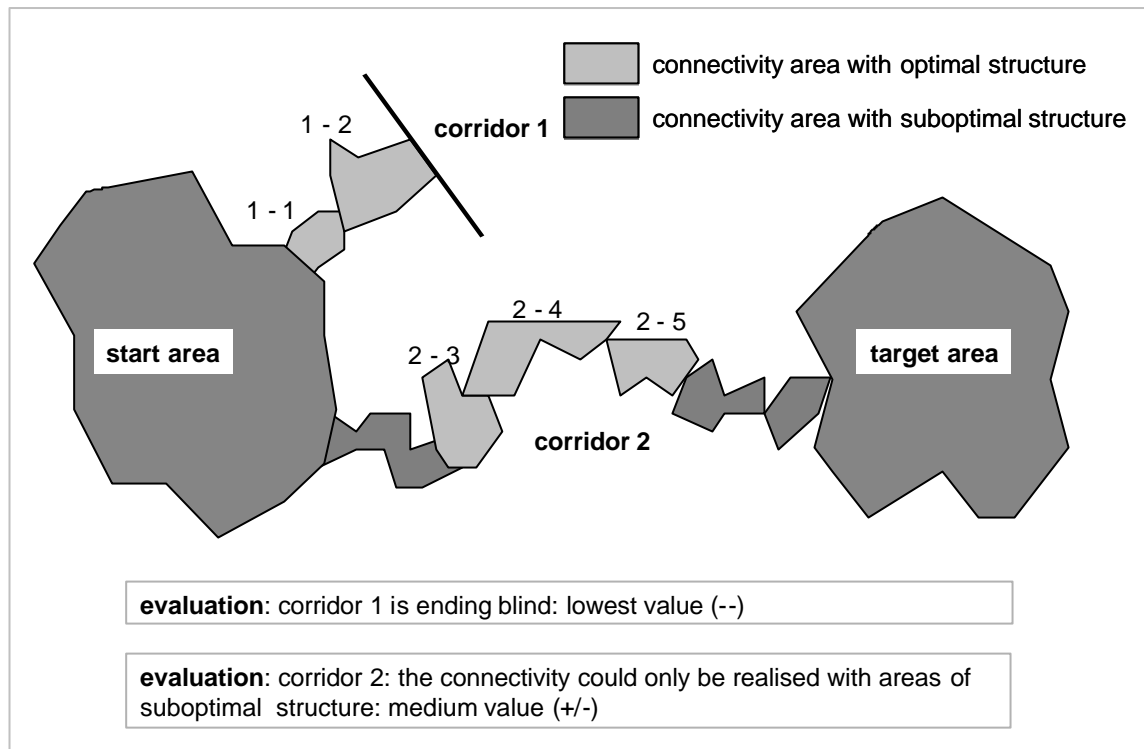


Abb. 3.2: Schema zur Bestimmung und Bewertung von Verbundkorridoren
 scheme for the determination and evaluation of connectivity areas

So entsteht ein Korridor durch benachbarte Flächen ähnlicher Struktur. Blind endende Korridore werden für den Verbund als ungeeignet bewertet. Oftmals treten Lücken zwischen den optimalen Flächen auf. Hier gilt es in einem dritten Bewertungsschritt, die zwischenliegende Matrix auf ihre Überwindbarkeit anhand ihrer strukturellen Ähnlichkeit zu überprüfen und einen Verbund über möglichst ähnliche Flächen herzustellen (Abb.3.2). Folgende Wertzuordnung der strukturellen Ähnlichkeit der zu verbindenden Biotope findet Anwendung (Tab.3.13):

Tab. 3.13: Wertzuordnung der Objektbewertung: Kriterium Verbund

Evaluation of objects, criteria: connectivity

indicator	conservation value
connectivity/ isolation	object
similarity to connecting biotopes	
area is similar or identical to the connecting biotope 80 - 100% of similar biotope types structure	(++)
area is nearly similar to the connecting biotope 60 - 80% of similar biotope types structure	(+)
area is medium similar to the connecting biotope 40 - 60% of similar biotope types structure	(+/-)
area is partly dissimilar to the connecting biotope 20 - 40% of similar biotope types structure	(-)
area is completely dissimilar to the connecting biotope 0 - 20% of similar biotope types structure	(- -)

Identifizierte Korridorflächen werden den Flächen mit hoher Naturschutzpriorität (CP1, CP2) hinzugerechnet. Darin enthaltene Flächen mit suboptimaler Struktur, d.h. mit einer niedrigen Bewertung als mögliche Korridorfläche, bedürfen der Renaturierung (vgl. Tab. 3.14).

Tab. 3.14: Zuordnung von Naturschutzprioritäten aufgrund von Bewertungsergebnissen des Kriteriums 'Verbund'
Relation of conservation priorities caused of the result of the evaluation of the criteria connectivity

		conservation priorities
values: possible connecting areas	(++)	CP1
	(+)	CP1
	(+/-)	CP1, r
	(-)	CP1, rr
	(--)	CP2, rr

CP: conservation priority; r: necessity of restoration;
rr: high necessity of restoration

3.4.5 Bewertung der potenziellen Siedlungseignung auf Objektebene

Die Bewertung potenzieller Siedlungseignung beruht auf der Beurteilung nachstehender Standortfaktoren und dient zunächst unabhängig von dem naturschutzfachlichen Wert der einzelnen Flächen der Definition potenzieller Siedlungsgebiete. Als geeignet werden Flächen angesehen, welche sich durch einen geringen Erschließungs- und Bauaufwand auszeichnen und ferner kompakte Siedlungsformen hervorbringen. Hierbei werden Tabuflächen, wie geologische oder hydrologische Risikogebiete und bestehende Schutzgebiete, beachtet. Erst im Anschluss wird die Siedlungseignung mit der naturschutzfachlichen Bewertung zusammengeführt, um in einem letzten Schritt Flächen zu definieren, die naturschutzfachlich für eine Siedlungerschließung sinnvoll sind.

Bewertungskriterium 'Hydrologische und geologische Risikogebiete'

Der Ausschluss von Bebauung von Risikogebieten ist ein entscheidendes Kriterium. Bisher liegen hauptsächlich illegale Siedlungen in Risikogebieten, Ausnahmen sind Planungsfehler, so dass ebenso reguläre Wohnsiedlungen in Risikogebieten existieren. Um diesen Fehler zu vermeiden, werden sämtliche geologischen und hydrologischen Risikoflächen als Tabuflächen für die Bebauung bewertet und ausgewiesen (Tab.3.15). Die Kartierung wurde aus Menegat *et al.* (1998) übernommen und mit neuen Grundlagen (Gewässerkarte und Höhenmodell, vgl. Box. 3) detaillierter aufbereitet.

Bewertungskriterium 'Schutzgebiete und Parkanlagen'

Ausgewiesene Naturschutzgebiete und Park- bzw. öffentliche Grünanlagen sind Tabuflächen für zukünftige Siedlungsbebauung (Tab.3.15). In Diskussion befindliche Schutzgebiete, wie 'Morro São Pedro', können derzeit nur provisorisch in die Bewertung mit einfließen. Hier gilt es, die abschließende Ausweisung von Baugebieten von den späteren Schutzgebietsgrenzen abhängig zu machen und solange die für das Schutzgebiet infragekommenden Flächen als Tabuflächen zu behandeln.

Tab. 3.15: Wertzuordnung der Siedlungseignung: Kriterium Ausschlussgebiete
Evaluation of suitability for settlement construction, criteria: exception areas

indicator	value
exception-areas	suitability for settlement construction
outside geological or hydrological risk zones	(++)
inside geological or hydrological risk zones	(--)
outside reserves or public greens	(++)
inside reserves or public greens	(--)
inside reserves limits in discussion	(--)

Bewertungskriterium 'Anbindung an Straßen und bestehende Siedlungen'

Um eine kompakte Siedlungsform zu erreichen und die bestehenden Siedlungskorridore zu verdichten, ist die Anbindung an Straßen und bestehende Siedlungen ein wichtiges Auswahlkriterium. Straßen unter einer Breite von 5 m wurden ausgeschlossen, um land- und forstwirtschaftliche Wege nicht mit einzubeziehen. Der größte bestehende Abstand von regulären Wohnsiedlungen zu Straßen (> 5 m Breite) wurde mit 350 m gemessen. Flächen, welche einen größeren Abstand als 350 m aufwiesen wurden daher als ungeeignet bewertet (Tab.3.16). Flächen innerhalb dieser 350 m und in räumlicher Nähe zu bestehenden Siedlungen wurden als geeigneter bewertet, als Flächen ohne eine räumliche Nähe zu Siedlungsblöcken.

Tab. 3.16: Wertzuordnung der Siedlungseignung: Kriterium Anbindung
Evaluation of suitability for settlement construction, criteria: connection to settlement areas and streets

indicator	value
street and settlement connection	suitability for settlement construction
distance > 350 m from the next street (> 5 m breadth)	(--)
distance < 350 m from the next street (> 5 m breadth) <i>and</i>	(++)
distance < 100 m to existing settlement areas	
distance < 350 m from the next street (> 5 m breadth) <i>and</i>	(+/-)
distance > 100 m to existing settlement areas	

Bewertungskriterium 'Hangneigung'

Flächen mit geringer bis mäßiger Geländeneigung sind leichter zu erschließen, wenngleich die Bebauung extremster Lagen technisch realisierbar wäre. Um den (ökonomischen) Aufwand gering zu halten, wurde folgende Wertzuweisung getroffen:

Tab. 3.17: Wertzuordnung der Siedlungseignung: Kriterium Hangneigung
Evaluation of suitability for settlement construction, criteria: slope

indicator	value
slope	suitability for settlement construction
slope of 0 - 10%, flat or modest inclining relief	(++)
slope of 10 - 15%, modest inclining relief	(+/-)
slope > 15%, steep relief	(--)

3.5 Ergebnisse

3.5.1 Typusbewertung der Schutzwürdigkeit und Schutznotwendigkeit

Die Typbewertung ist in Tab.3.18 zusammengefasst. Die entsprechenden Bewertungskarten der einzelnen Kriterien und Synthesekarten von Schutzwürdigkeit und Schutznotwendigkeit sind in den Anhängen App. 3.1. bis. App. 3.4 darstellt.

Tab. 3.18: Wertzuordnung der Typusbewertung von Schutzwürdigkeit und Schutznotwendigkeit einzelner Landnutzungstypen und Prioritätensetzung beim Typwert

Evaluation of types: Conservation value and necessity of different land use types and priority setting in type values

landuse or ecosystem type	area [ha]	criteria naturalness [1]	conservation value = [1]	criteria	criteria	criteria	conservation necessity max([2],[3]) plus [4] if [2],[3]> (+/-)	priority see matrix in tab. 3.6
				habitat [2]	endanger [3]	rareness [4]		
abatis	24,44	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(+/-)	+1	(+)	TP3
arable land	363,02	(-)	(-)	(- -)	(- -)		(- -)	
arable land fallow	134,98	(-)	(-)	(-)	(-)		(-)	
creek	0,69	(++)	(+)	(+/-)	(+/-)	+2	(++)	TP1
erosion/ open soil	53,47	(- -)	(- -)	(- -)	(- -)	+1	(- -)	
fallow - Acacia trees	1,50	(-)	(-)	(-)	(-)		(-)	
forest - hygrophilous	72,06	(++)	(++)	(++)	(++)		(++)	TP1
forest - mesophilous	1993,98	(++)	(++)	(++)	(++)		(++)	TP1
forest - riparian	44,97	(++)	(++)	(++)	(++)		(++)	TP1
forest - subxerophilous	667,71	(++)	(++)	(+)	(+)		(+)	TP1
forestry - Acacia	2,36	(-)	(-)	(- -)	(- -)		(- -)	
forestry - Eucalyptus	563,60	(-)	(-)	(-)	(-)		(-)	
forestry - Pinus	169,38	(-)	(-)	(- -)	(- -)		(- -)	
garden	137,01	(-)	(-)	(-)	(-)		(-)	
grassland	720,54	(+)	(+)	(++)	(++)		(++)	TP1
grassland, Eucalyptus trees	29,28	(+/-)	(+/-)	(++)	(-)		(++)	TP2
humid shrub vegetation	46,11	(++)	(++)	(+)	(+/-)		(+)	TP1
humid shrub-woodland	44,50	(++)	(++)	(+)	(+/-)		(+)	TP1
lake, here reservoir	75,62	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(+/-)		(+)	
pasture land	421,01	(-)	(-)	(+/-)	(-)		(+/-)	
pasture land fallow	710,62	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(+)		(+)	TP3
pasture land fallow - humid	93,92	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(-)		(+/-)	TP3
past.fallow, Eucalyptus tr.	23,09	(-)	(-)	(+/-)	(-)		(+/-)	
pasture land humid	101,68	(-)	(-)	(+/-)	(-)		(+/-)	
plantation	134,46	(-)	(-)	(-)	(-)		(-)	
pond	26,08	(-)	(-)	(-)	(-)	+1	(-)	
river	3,04	(++)	(++)	(+)	(+)		(+)	TP1
shrub vegetation	234,98	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(-)		(+/-)	TP3
shrub-woodland	476,46	(+/-)	(+/-)	(+/-)	(-)		(+/-)	TP3
urban area	2219,73	(- -)	(- -)	(- -)	(- -)		(- -)	
wetland	9,73	(++)	(++)	(++)	(++)	+1	(++)	TP1

value: (- -) = lowest; (-) = low; (+/-) = medium; (+) = high; (++) = highest; **TP1 - 3:** conservation priority of types

Als schutzwürdige bzw. schutznotwendige Ökosystemtypen (Typpriorität 1 u. 2) im Untersuchungsgebiet werden die naturnahen Wälder, naturnahen Grasländer der Hügel, Fließgewässer und die Feuchtgebiete und assoziierte Feuchtgebüsche bewertet.

Unter die Typpriorität 3 fallen landwirtschaftliche Brachflächen, Niedrigwälder und Gebüsch. Aktuell genutzte land- oder forstwirtschaftliche Flächen, sowie sämtliche urbanen Flächen werden auf der Typusebene als nicht prioritär betrachtet.

Die Wertzuordnungen von Naturnähe und Gefährdung eines Ökosystems sind auf der Typusebene korreliert, weshalb die Bewertung nach Einzelkriterien sehr ähnlich ausfällt (vgl. Tab.3.18). Die Wälder erfüllen die Definitionen laut CONAMA Resolution 33 (CONAMA, 1994) und müssen per Gesetz dem brasilianischen Küstenregenwald `Mata atlântica' zugeordnet werden. Dieser gilt als bedrohter Lebensraum (CONAMA, 1994) und ist international als bedroht eingestuft (ISA, 2001).

Die Wälder sind darüber hinaus potenzieller Lebensraum einer bedrohten Brüllaffenart (*Alouatta guariba clamitans*) (Brutto *et al.*, 1997; Buss *et al.*, 1997; Buss, 2001; Buss *et al.*, 2002). Weiterhin kommen hier potenziell die in der bundesstaatlichen Roten Liste von `Rio Grande do Sul' geführten Pflanzenarten wie *Vittaria lineata* (Kategorie Selten; Fernandes, 2000), *Stachytarpheta cayennensis* (Kat. Gefährdet; Aguiar *et al.*, 1986), *Matayba guianensis* (Kat. Gefährdet; Brack *et al.*, 1998), *Fagara hyemalis* (Kat. Empfindlich; Aguiar *et al.*, 1986), *Myrcianthes gigantea* (Kat. Empfindlich; Brack *et al.*, 1998), *Paramyrciaria delicatula* (Kat. Selten), sowie *Coussapoa schottii* (Kat. Gefährdet; ebd.) vor.

Das Kriterium `potenzieller Lebensraum bedrohter Arten' führt dazu, dass Grasländer sehr hoch bewertet werden, da sie potenzieller Lebensraum zweier gefährdeter endemischer Pflanzenarten *Moritzia ciliata* (Rambo, 1954; Schlossorsch, 2004) und *Slechtendalia luzulaefolia* (Porto, Hasenack *et al.*, 2000) sind. Des Weiteren treten potenziell in den Grasländern von Porto Alegre auf: *Rhynchosia latertita* (Kat. Gefährdet; Mohr, 1995; Boldrini *et al.*, 1998), *Symphyopappus reticulatus* (Kat. Empfindlich; ebd.), *Trixis praestans* und *Sonchus oleraceus* (Kat. Gefährdet; Mirapalhete, 2001),

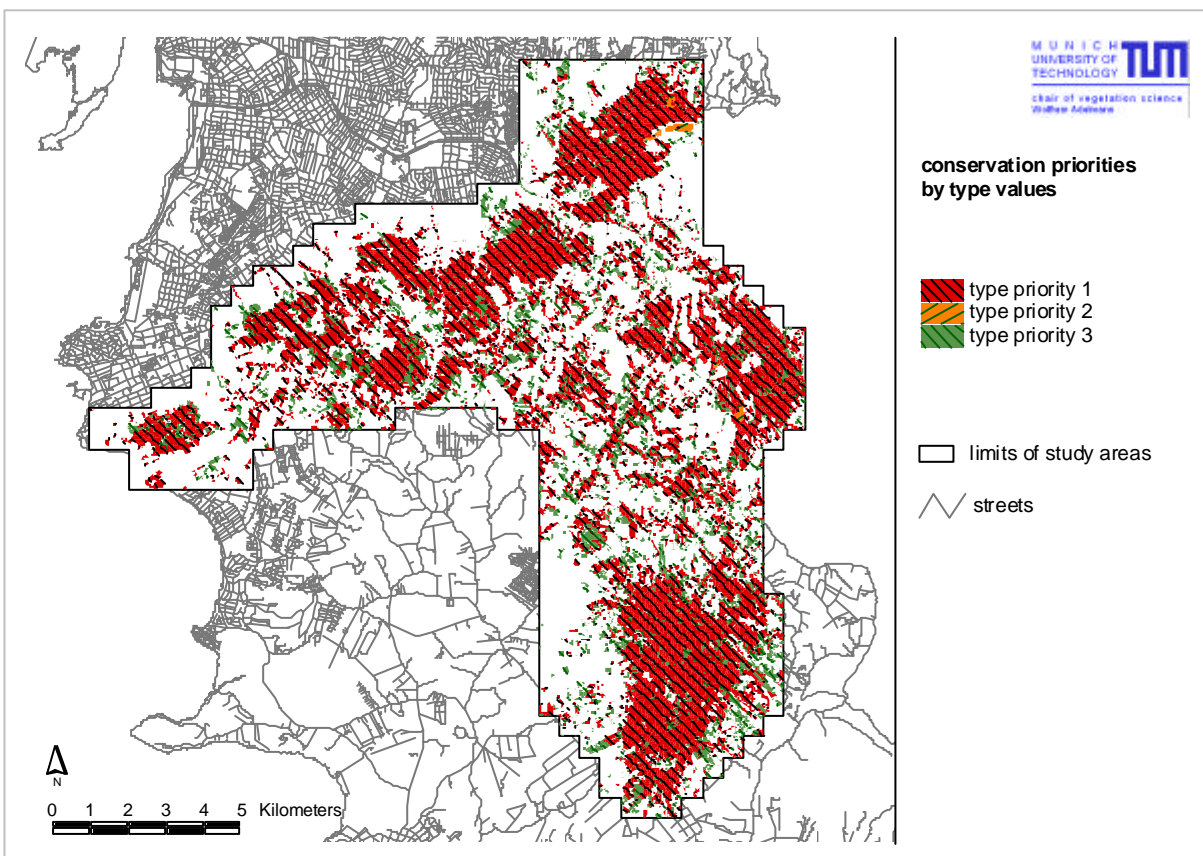


Abb. 3.3: Verteilung prioritärer Schutzflächen nach der Typusbewertung
Distribution of conservation priorities areas by type values

Spilanthus decumbens (Kat. Empfindlich; ebd.) sowie *Baccharis spicata* (Kat. Gefährdet; Aguiar *et al.*, 1986). Die Feuchtflächenkomplexe sind potenzieller Lebensraum für das gefährdete Wasserschwein (*Hydrochoerus hydrochoerus*; vgl. Oliveira *et al.*, 1998). Die Abb. 3.3 zeigt die Flächenverteilung resultierender Prioritätensetzung innerhalb der verschiedenen Typen.

3.5.2 Objektbewertung der Schutzwürdigkeit

Die Objektbewertung des Kriteriums 'Natürlichkeit' zeigt deutliche Abweichungen zur Bewertung auf Typebene (Tab. 3.19). Der größte Teil der Fläche, welcher vom Typ her als naturnah eingestuft wurde, weist in seiner konkreten Ausprägung Störungen bzw. Eingriffe auf (vgl. Abb. 3.4 und Anhang App.3.1).

Tab. 3.19: Naturnähe nach Objektbewertung pro Typ (Angaben in ha)
naturalness by object evaluation (area in ha)

landuse or ecosystem type	object value, criteria 'naturalness'					sum
	(- -)	(-)	(+/-)	(+)	(++)	
abatis		24,4				24,4
arable land	363,0					363,0
arable land fallow		135,0				135,0
creek	0,7					0,7
erosion/ open soil	53,5					53,5
forestry - Acacia		2,4				2,4
forestry - Eucalyptus	299,1	171,3	119,2	5,5		595,1
forestry - Pinus	117,5	18,2	2,3			137,9
garden		137,0				137,0
grassland	2,9	2,9	24,5	88,7	608,7	727,6
humid shrub vegetation				46,1		46,1
humid shrub-woodland	5,1	33,7			5,7	44,5
lake			56,5			56,5
macrophyten			19,1			19,1
pasture land	6,0	411,7	5,1		9,8	432,5
pasture land fallow	21,9	226,8	36,5	17,0	416,5	718,7
pasture land fallow - Acacia trees					1,5	1,5
pasture land fallow - Eucalyptus trees			0,4	1,0	21,7	23,1
pasture land fallow - humid			0,2		94,6	94,8
pasture land humid				101,7		101,7
plantation		134,5				134,5
pond		26,1				26,1
river					3,0	3,0
native forest - hygrophilous				21,9	50,2	72,1
native forest - mesophilous		574,0	871,4	409,1	139,4	1993,9
native forest - riparian		0,1		24,3	20,7	45,1
native forest - subxerophilous	21,2	550,2			97,8	669,3
shrub vegetation	189,8	32,9			12,3	235,0
shrub-woodland	31,8	362,7			82,0	476,5
urban area	1957,4	262,3				2219,7
wetland					9,7	9,7
sum	3069,8	3105,9	1135,2	715,1	1574,0	9600,0

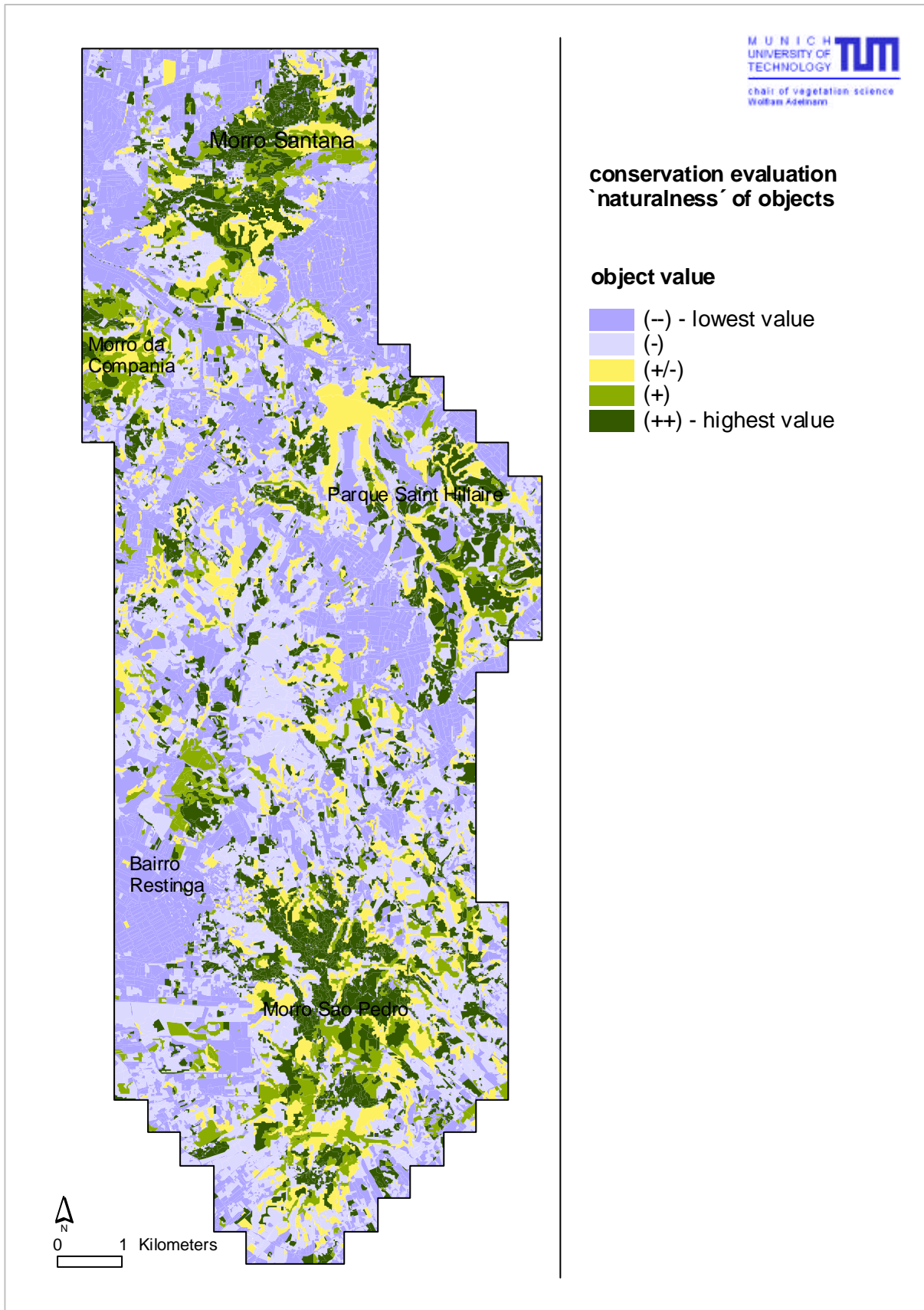


Abb.3.4: Objektbewertung: Kriterium Natürlichkeit
Evaluation of objects: criteria naturalness

Die eingriffsärmsten, d.h. naturnahsten Flächen konzentrieren sich auf dem 'Morro Santana', dem 'Morro da Companhia', dem Nordteil des 'Morro São Pedro', dem südöstlichen Teil des Schutzgebietes 'Parque Saint Hillaire' und einem Gebiet im nördlichen Anschluss an den Ortsteil 'Restinga' (Abb.3.4).

Bei den mesohygrophilen Wäldern zeigen lediglich 6,9% (139,4 ha) keine sichtbaren Eingriffe in die Struktur. Der größte Flächenanteil (72%) zeigt mittlere bis schwere Eingriffe. Über 85% der Wälder subxerophiler Struktur weisen ebenfalls auf Eingriffe hin, da sie an Standortbedingungen vorkommen, die für mesohygrophile oder hygrophile Wälder geeignet sind (vgl. Kap. I). In den meisten Fällen handelt es sich bei den Niedrigwäldern um Sukzessionsstadien regenerierender mesohygrophiler Wälder. Es sind vornehmlich Flächen, die als Rodunginseln innerhalb zusammenhängender Waldflächen liegen. Bei den Grasländern weisen ca. 15% der Flächen Erosionen oder Beeinflussung durch Fremdgehölze (Akazien oder Kiefern) auf.

Die urbanen Flächen sind in der Objektbewertung überwiegend naturfern oder künstlich. Lediglich ca. 11,8% der städtischen Flächen weisen einen Restflächenanteil naturnaher Vegetation von bis zu 20% auf. Innerhalb der Siedlungstypen entfallen diese ausschließlich auf Marginalviertel, in denen Inseln naturnaher Vegetation stehen geblieben sind.

Tab. 3.20: Flächenanteile nach Naturschutzprioritäten pro Typus
areas by conservation priorities per type

landuse or ecosystem type	conservation priority					sum [ha]
	CP1 [ha]	CP2 [ha]	CP2; r [ha]	CP2; rr [ha]	CP3; r [ha]	
abatis					24,44	24,44
creek	0,69					0,69
forest - hygrophilous	72,06					72,06
forest - mesophilous	548,55		871,43	573,96		1993,94
forest - riparian	45,00			0,09		45,09
forest - subxerophilous	97,83			571,44		669,26
grassland	668,45		24,48	5,77		698,70
grassland - Eucalyptus trees			28,95			28,95
humid shrub vegetation	46,11					46,11
humid shrub-woodland	5,70			38,80		44,50
pasture land			2,49	10,72		13,21
pasture land fallow	7,26		0,85			8,11
pasture land fallow - Eucalyptus trees			21,75		1,35	23,09
pasture land fallow - humid	0,85	92,05			0,19	93,09
river	3,04					3,04
shrub vegetation		12,35			222,63	234,98
shrub-woodland		82,04		0,08	394,42	476,54
wetland	9,73					9,73
sum	1505,28	186,44	949,94	1200,85	643,02	4485,54

Bei den Eukalyptus-Forsten treten bei 20,3% der Fläche eine Kombination mit naturnaher Vegetation auf, vornehmlich als Unterbau von Wäldern subxerophiler oder mesohygrophiler Struktur unter Überhältern von Eukalyptusbäumen (vgl. Kap. I). Diese Flächen erhalten eine mittlere bis hohe Wertung (Tab.3.19). 57,9% der landwirtschaftlichen Weidebrachen zeigen einen Flächenanteil von über 40% naturnaher Vegetation, vor allem Sukzessionsstadien in Form von Gebüschern oder Niedrigwäldern. Die Naturschutzpriorität 3 umfasst vor allem degradierte Flächen der Wälder, d.h. in der Regel Sukzessionsstadien, welche strukturell den Gebüschern (222 ha) und den Niedrigstrauchwäldern

(394 ha) zugeordnet sind (vgl. Tab. 3.20). Alle Flächen der Naturschutzprioritäten umfassen 4485 ha und somit 46,7% des Untersuchungsgebietes. Maßgeblich sind hier die großen Flächen am `Morro São Pedro´ (mit ca. 1300 ha), am `Morro Santana´ (ca. 880 ha), `Parque Saint Hillaire´ (ca. 920 ha) und `Morro da Companhia´ (ca. 340 ha).

3.5.3 Die Zusammenführung von Typus- und Objektwerten zu Naturschutzprioritäten

Die Flächenverteilung nach Naturschutzprioritäten ist im Anhang App.3.5 dargestellt. Die Flächenbilanzierung (Tab.3.20) zeigt, dass ca. 1500 ha nach ihrem aktuellen Zustand mit der höchsten Naturschutzpriorität (CP1) eingestuft sind. Der größte Flächenanteil entfällt dabei auf Grasländer (668 ha), gefolgt von mesohygrophilen Wäldern (548 ha), sowie weitere Waldtypen und Feuchtgebiete. Unter Naturschutzpriorität 2 sind den Feuchtgebieten assoziierte Flächen, wie die humiden Weidelandbrachen (92%) der Ebenen, und den Grasländern der Kuppenlagen assoziierte Gebüsch (12,3 ha) und Niedrigstrauchwälder (82 ha) zugeordnet. Unter Schutzpriorität 2 fallen ebenfalls Flächen mit mäßigem (ca. 950 ha) bis hohem Renaturierungsbedarf (ca. 1200 ha).

3.5.4 Struktureller Verbund

Die Bewertungskarte der Verbundflächen ist in Anhang App.3.6 dargestellt. Für einen Verbund von Waldflächen zwischen den großen Gebieten mit hoher Naturschutzpriorität (`Morro Santana´, `Morro São Pedro´, `Morro da Companhia´, `Parque Saint Hillaire´, Feuchtgebiet `Restinga´) existieren Korridorflächen von sehr unterschiedlicher Qualität, und der Renaturierungsbedarf ist zum Teil sehr hoch. Die Überführung der Verbundflächenbewertung in Naturschutzprioritäten ist in Anhang App.3.7, deren Flächenbilanz in Tab. 3.21 dargestellt. Für den Verbund bedeutende Flächen werden hier der höchsten Naturschutzpriorität (CP1) zugeordnet, gleichwohl sie einen hohen bzw. sehr hohen Renaturierungsbedarf (CP1 r und CP1 rr) aufweisen (Tab.3.21).

Tab. 3.21: Renaturierungsbedarf von notwendigen Verbundflächen
Restoration necessity of connectivity areas

landuse or ecosystem type	conservation priority (CP)		
	CP1; r [ha]	CP1; rr [ha]	sum [ha]
forestry - Acacia		0,7	0,7
forestry - Eucalyptus	94,0		94,0
forestry - Pinus	7,2	22,0	29,1
garden	10,0		10,0
pasture land fallow	2,0		2,0
plantation		16,0	16,0
shrub vegetation	28,0		28,0
shrub-woodland	58,8		58,8
sum	199,9	38,7	238,5

Hierdurch sind Flächen suboptimaler Struktur, z.T. naturferne Flächen, als höchst prioritär eingestuft, deren Nicht-Besiedlung bzw. mögliche Entwicklung zu naturnahen Wäldern verfolgt werden muss, um durchgehende Korridore zu ermöglichen (Tab.3.21). Insgesamt 238 ha müssten zusätzlich in naturnahe Waldflächen umgewandelt werden, um den durchgehenden Verbund zu ermöglichen. Der größte Teil entfällt mit 94 ha auf die notwendige Umstrukturierung von Eukalyptusforsten. Hier ist ein naturnaher Unterbau anzustreben (vgl. Kap. I).

Weitere 84,8 ha sind aktuell Gebüsch, Niedrigstrauchwälder und Weidebrachen, welche sich leicht durch die Zulassung von Sukzession in geeignete Waldflächen umwandeln ließen. Schwieriger sind 26 ha als Plantagen oder Gärten genutzte Gebiete. Diese Bereiche müssten aus der Nutzung genommen werden. Problematisch ist im Bereich zwischen `Morro Santana` und `Morro da Compania` sowie zum `Parque Saint Hillaire` eine mehrspurige Straße, welche Porto Alegre mit der Nachbargemeinde `Viamão` verbindet. Entlang der Straße zieht sich ein Siedlungsband, vornehmlich mit Gewerbenutzung. Hierdurch wird dauerhaft eine mögliche Verbindung des `Morro Santana` zum südlichen Gebiet verhindert.

Im Bereich des Ortsteils `Pitinga` zwischen `Morro São Pedro` und `Parque Saint Hillaire` sowie im Bereich der `Vila Mapa` schließen die Korridorflächen unmittelbar an expandierende Marginalviertel an (vgl. Anhang App. 3.6). Hier liegen Flächen mit besonders hohem Renaturierungsbedarf; stellenweise ist eine Ausweitung, bzw. Neuschaffung von naturnahen Waldflächen notwendig, um den Verbund zu ermöglichen.

3.5.5 Potenzielle Siedlungseignung

Die städtebauliche Bewertung potenziell geeigneter Siedlungsflächen aufgrund von Anbindung an bestehende Siedlung und Straßen, Ausschluss von Risikogebieten und bestehenden Naturschutzflächen sowie Geländeneigung ist in Anhang App.3.7 dargestellt.

Nördliche, d.h. die der Stadt Porto Alegre am nächsten gelegenen Teile der potenziellen Siedlungsflächen, werden 2003 bereits annähernd vollständig als Siedlungsfläche genutzt (Anhang App. 3.8). Lediglich im Bereich zwischen `Parque Saint Hillaire` und dem `Morro da Compania` besteht noch Verdichtungsmöglichkeit oder in den bedingt geeigneten Flächen im Einzugsgebiet des `Arrio do Salso`.

Die Flächenbilanzierung in Tab. 3.22 weist 1956 ha gut geeignete und 2159 ha bedingt geeignete Flächen als potenzielle Siedlungsflächen aus, d.h. 42,8% des Untersuchungsgebietes eignen sich als mögliche Siedlungsflächen. Dem Siedlungsstand im Jahr 2003 nach sind bereits ca. 56,5% der gut geeigneten Fläche besiedelt und ca. 37% der bedingt geeigneten Gebiete. Als zukünftige potenziell geeignete Siedlungsfläche stehen demnach ca. 2200 ha zur Verfügung.

Tab.3.22: Flächenbilanz potenzieller geeigneter Siedlungsflächen
Area balance of potential areas for settlement construction

suitability for settlement construction	settlement in 2003		suitable for future settlement
values	[ha]	[ha]	[ha]
(++)	1956,00	1105,46	850,54
(+)	2159,02	808,17	1350,85
(-)	1479,22	149,19	-
(--)	2961,78	265,11	-
(--)*	1043,99	29,36	-
sum	9600,00	2357,29	2201,39

* evaluation caused of the planned reserve 'Morro Sao Pedro' (final limits in discussion)

3.5.6 Schutzgebiete und tatsächliche Siedlungsflächen

Durch die Verschneidung der potenziellen Siedlungsflächen mit den definierten Naturschutzprioritäten und der Bewertung der Flächengröße werden Flächen identifiziert, die sich entweder aus naturschutzfachlicher Sicht für die Bebauung von städtischen Siedlungen oder für mögliche Schutzgebiete eignen (Abb. 3.5).

Die signifikant größten zusammenhängenden Flächen (Anhang App. 3.9) innerhalb eines Strukturtyps liegen bei den Wäldern auf dem 'Morro São Pedro', dem 'Morro Santana' und dem 'Morro da Companhia', bei den Grasländern ebenfalls auf dem 'Morro Santana', gefolgt vom 'Morro São Pedro' und vom 'Parque Saint Hillaire'. Die signifikant größten Feuchtgebietsflächen liegen nördlich vom Ortsteil 'Restinga'. Bei den landwirtschaftlichen Flächen, Weiden und Ackerflächen, sind die größten Flächen im Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' zu finden. Diese liegen allerdings nicht im Fokus der Naturschutzprioritäten.

Für kompakte Schutzgebiete zur Erhaltung der naturnahen Wald-Graslandmosaike eignen sich daher am besten der 'Morro São Pedro', gefolgt von den bereits bestehenden Schutzgebieten 'Parque Saint Hillaire' und 'Morro Santana', sowie dem 'Morro da Companhia'. Für den Schutz von Feuchtgebieten eignet sich die nördlich vom Ortsteil 'Restinga' liegende Ebene des 'Arrio do Salso' am besten. Neben den kompakten Schutzgebieten gilt es Korridorschutzgebiete einzurichten, vornehmlich im Kontaktbereich zwischen den potenziellen Schutzgebieten 'Morro São Pedro' und 'Morro da Companhia' im Bereich des Einzugsgebietes des 'Arrio do Salso' (vgl. Anhang App. 3.7).

Die endgültige Bilanz aus naturschutzfachlicher Sicht geeigneter Siedlungsgebiete (Tab. 3.23) weist folglich um ca. 1050 ha weniger Flächen aus, als die zunächst potenziell geeigneten Siedlungsflächen (vgl. Tab.3.22). Gut bzw. sehr gut geeignete Flächen für die zukünftige Siedlungsentwicklung belaufen sich nach dem Abgleich mit naturschutzfachlich wertvollen Flächen auf insgesamt 1149,14 ha im Untersuchungsgebiet. Nach der Wachstumsrate von 0,89% pro Jahr zwischen 1999 und 2003 würden diese Flächen ausreichen (vgl. Kap I), den Siedlungsbedarf für die kommenden 24 Jahre zu decken.

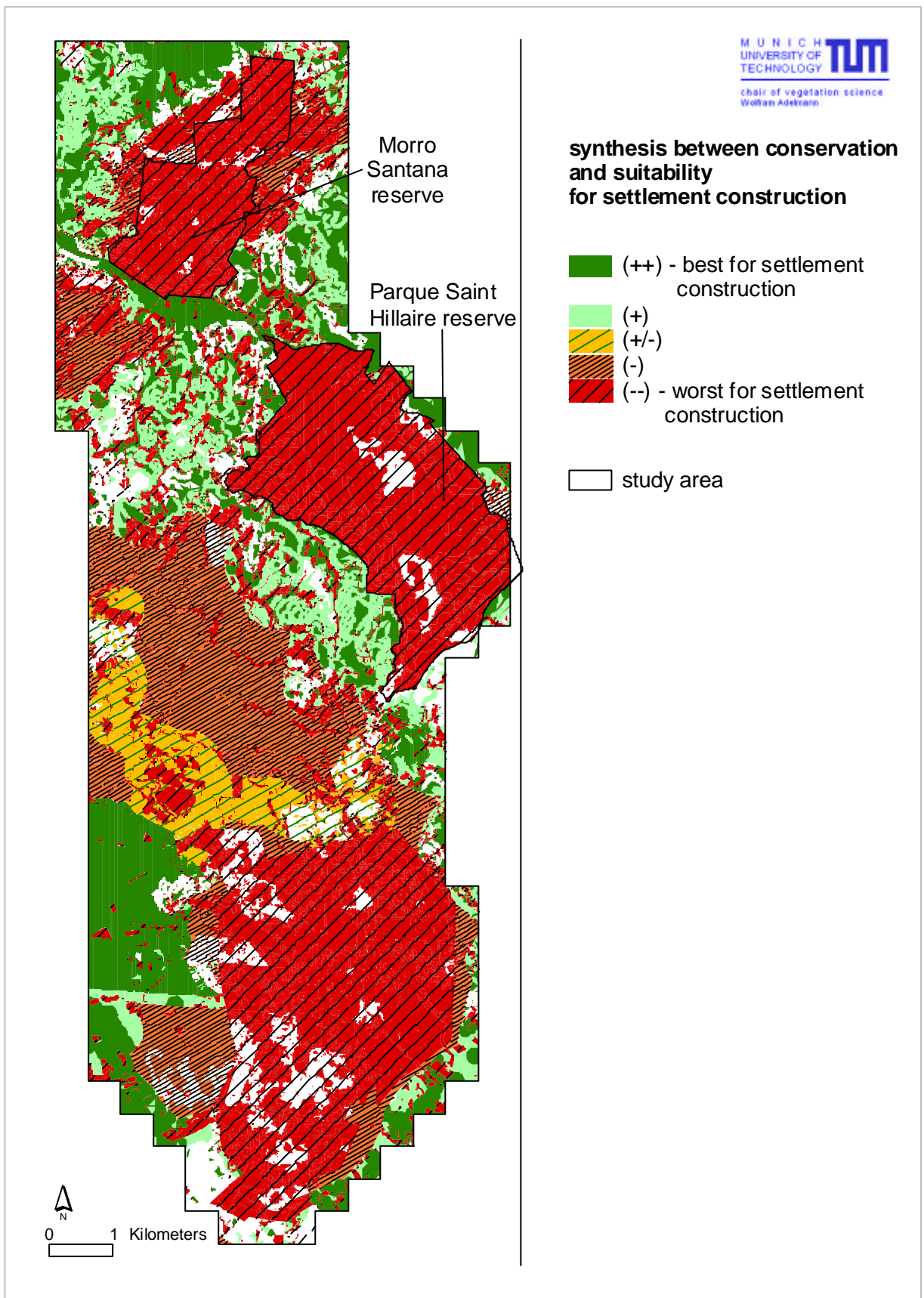


Abb.3.5: Synthese zwischen Siedlungseignung und Naturschutzprioritäten: tatsächliche Siedlungseignung
 Synthesis between conservation priorities and potential settlement area: final suitability for settlement construction

Geeignete Siedlungsgebiete verteilen sich im räumlichen Anschluss an bestehende Siedlungen (Abb. 3.5). Hier sind vornehmlich bestehende Freiflächen innerhalb der Siedlungen zu bebauen. Im südlichen Anschluss an den Ortsteil `Restinga` liegen die größten, noch offenen möglichen Siedlungsflächen.

Tab.3.23: Finale Bilanz naturschutzfachlich geeigneter Siedlungsflächen
 Synthesis with conservation targets: final balance of construction sites

	final suitability for settlement construction	settlement in 2003		future construction sites
values	[ha]	[ha]	[%]	[ha]
(++)	1601,10	1073,16	67,03	527,94
(+)	1320,36	699,16	52,95	621,20
(+/-)	437,58	141,30	32,29	-
(-)	1479,22	149,19	10,09	-
(--)	4800,57	294,48	21,53	-
sum	9600,00	2357,28	24,56	1149,14

In Abb. 3.6 ist die ermittelte Siedlungseignung der Zonierung des Stadtentwicklungsplans (PDDUA, 1999) gegenübergestellt. Innerhalb des `Plano diretor` ist die Siedlungseignung räumlich nach Stadtfunktionen (Handel, Industrie, Wohnen) untergliedert. Die Grenzziehung ist dagegen wesentlich undifferenzierter als die vorliegende Bewertung.

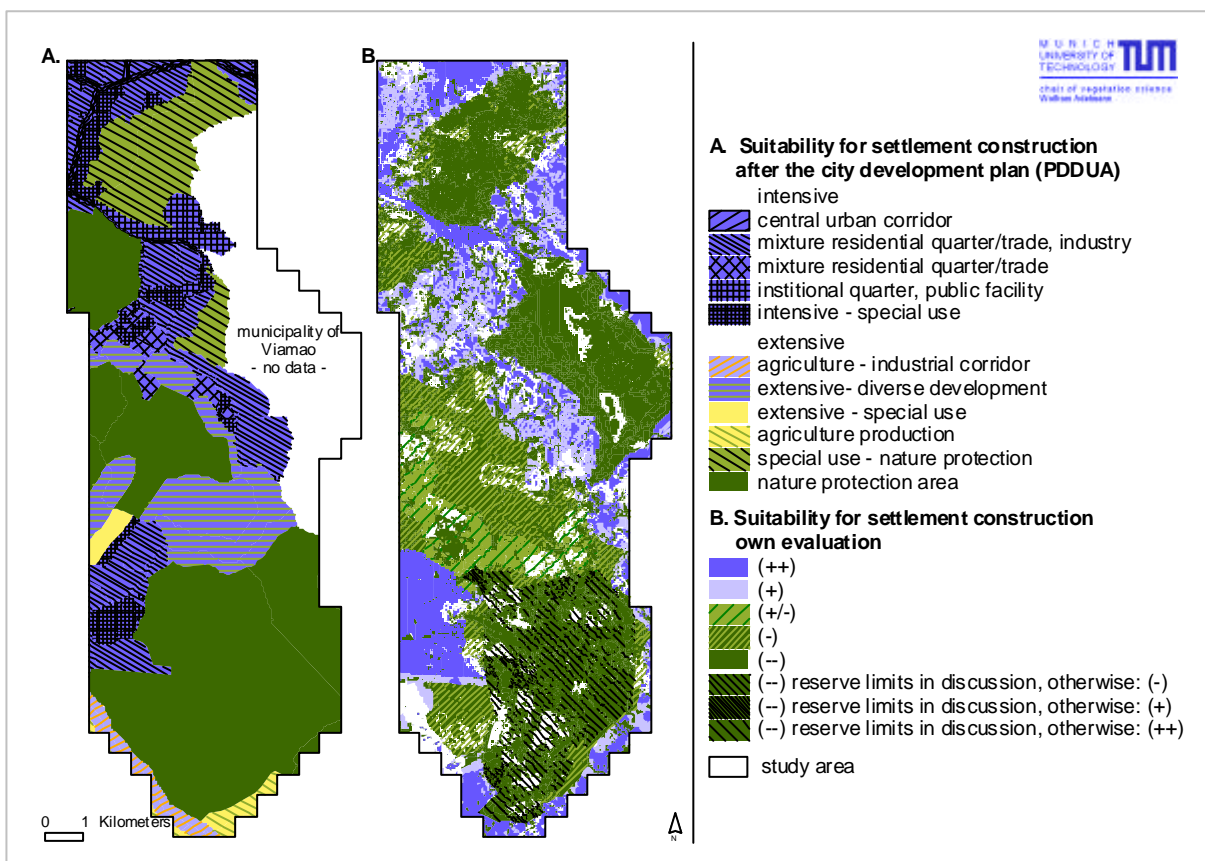


Abb.3.6: Vergleich der Siedlungseignung laut Stadtentwicklungsplan mit eigenen Ergebnissen
 Comparing the suitability for settlement construction between the city development plan and own evaluation

Die Gebiete im 'Plano diretor' zum Schutz der Naturflächen ('áreas de interesse ambiental') weisen im Vergleich zur vorliegenden Bewertung Ähnlichkeiten in der räumlichen Verteilung auf, z.B. im Bereich 'Morro Santana' und 'Parque Saint Hillaire'. Abweichungen existieren am Südbereich des 'Morro da Companhia', dessen land- und forstwirtschaftlich geprägte Flächen im 'Plano diretor' als Schutzgebiete ausgewiesen sind, in der vorliegenden Bewertung aber als bedingt siedlungsg geeignet eingeschätzt werden.

Deutliche Unterschiede treten im Bereich des Einzugsgebietes des 'Arroio do Salso' zum 'Morro São Pedro' auf. Zwischen den Ortsteilen 'Restinga' und 'Lomba do Pinheiro' ist ein Entwicklungskorridor vorgesehen, mit extensiver Entwicklung 'diverser Nutzungen', worunter außer Industrie alle Nutzungsformen fallen (PDDUA, 1999). Die maximale Dichte ist mit 17 Personen/ ha festgelegt. Diese Dichte wird allerdings auf die Gesamtfläche der Zone im Durchschnitt berechnet (vgl. PDDUA, 1999), so dass entlang der Hauptverbindungsstraße städtische Siedlungen entstehen dürfen und bereits vorhanden sind, so lange die Personendichte im Schnitt nicht überschritten wird.

Im nördlichen Anschluss an 'Restinga' ist eine Erweiterung des Siedlungsraumes vorgesehen; diese liegt genau im Bereich der wertvollen Feuchtmosaikflächen der 'Arroio do Salso' Niederung.

3.6 Diskussion

3.6.1 Bewertungsverfahren

Bisherige Bewertungen der Ökosystemqualität in Porto Alegre umfassen lediglich die Fläche einzelner Schutzgebiete ('Morro do Osso': Mirapalmete, 2001; 'Parque Saint Hillaire': Mortari, 2002; 'Morro Santana': Mohr, 1995; Porto *et al.*, 1995; 'Delta Jacuí': Oliveira *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 1999; 'Reserva Lami': Meira, 1996). Ihnen allen ist gemeinsam, dass die aktuelle Vegetation und Landnutzung als wertgebende Kriterien verwendet wurden. In keiner der Arbeiten wird innerhalb eines Ökosystemtyps die Qualität seiner Teilflächen bewertet. Lediglich die Flächengröße wird als Objekteigenschaft einbezogen. Die Bewertung findet im Wesentlichen auf der Ebene einer Typbewertung statt. Ebenfalls das einzige landschaftsübergreifende Gutachten des gesamten Einzugsgebietes des 'Arroio do Diluvio' (Porto, Hasenack *et al.*, 2000) bewertet ausschließlich auf Typenebene und naturnahe Gebiete erhalten somit pauschal einen hohen Wert. Deren Schutzzeichnung wird allerdings nicht hinterfragt (vgl. Porto, Hasenack *et al.*, 2000).

Die vorliegende Bewertung legt somit erstmals beispielhaft für ein Teilgebiet von Porto Alegre die räumliche Differenzierung der Ökosystemqualität, deren Schutzzeichnung und gleichzeitig den Renaturierungsbedarf dar.

Datengrundlagen

Für die Bewertung standen im Wesentlichen auf strukturellen Kriterien basierende Flächeninformationen zur Verfügung (vgl. Kap. I). Wünschenswerte Informationen über das Vorkommen von Arten oder die Artenkomposition einzelner Gebiete lagen nicht flächendeckend vor, sondern bezogen sich immer nur auf Teilflächen. Darin zeigten beispielsweise die Artenlisten von Untersuchungen auf dem 'Morro Santana' extreme Abweichungen (Aguiar *et al.*, 1986; Mohr, 1995; Overbeck, 2005), und

reichten im betrachteten Grasland von 110 bis 235 beschriebenen Arten. Diese Abweichungen sind durchaus verständlich vor dem Hintergrund der großen Artenvielfalt von Ökosystemen der humiden Subtropen. Der Artenpool der Grasländer wird alleine auf dem 'Morro Santana' auf ca. 500 Arten geschätzt (Overbeck, 2005), wobei bisher keine Untersuchungen diesen vollständig erfasste. Eine Erhebung der Artenvielfalt im Vergleich mehrerer Gebiete ist somit unmöglich zu leisten, gleichwohl sie gefordert wird (vgl. Margules *et al.*, 2000). Dieses Problem teilen sämtliche Bewertungsverfahren, z.B. für die Etablierung von Schutzgebieten, in den Tropen (vgl. Howard *et al.*, 2000).

Die naturschutzfachlichen Bewertungen in den humiden Subtropen und Tropen haben zumeist das Ziel oder den Auftrag Entscheidungshilfen zum Schutz der hohen Artenvielfalt zu geben (vgl. GTZ *et al.*, 2000), gleichwohl die Artenvielfalt direkt nicht erfassbar ist. In Porto Alegre ist die hohe Artenvielfalt des Wald-Graslandmosaiks mit über 1100 Pflanzenarten (vgl. Anhang App.1.4) und somit einem Viertel der im Bundesstaat 'Rio Grande do Sul' bekannten Arten (Rambo, 1954), ein deutlich zu artikulierendes Motiv für den angestrebten Schutz der naturnahen Bereiche.

Im Beispiel Porto Alegres fehlen bisher geeignete Indikatorarten, welche durch ihre Anwesenheit auf die Ökosystemqualität zurückschließen lassen. Als eine mögliche Indikatorart wird ein als gefährdet eingestufte Brüllaffe (*Alouatta guariba clamitans*) diskutiert (Buss, 1996), welcher in großen zusammenhängenden Waldgebieten lebt (Brutto *et al.*, 1997). Zur Nahrungssuche kann diese Art ebenso in naturferne Obstplantagen und Eukalyptusforste ausweichen (Buss *et al.*, 2002), wodurch vom alleinigen Vorkommen der Art nicht auf die Waldqualität geschlossen werden kann (Buss *et al.*, 1997). Für die Grasländer Porto Alegres wird die endemische Pflanzenart *Moritzia ciliata* als mögliche Indikatorart genannt (Porto & Frizzo, 2000). Populationsbiologische Untersuchungen ergaben, dass die Art befähigt ist, ebenfalls an extrem gestörten Offenbodenstandorten entlang von Straßengräben vorzukommen (Schlossorsch, 2004). Die beiden Beispiele unterstützen die Aussagen von Korneck *et al.* (1988), dass gefährdete Arten nicht automatisch gute Indikatoren für die Lebensraumqualität sind.

Im betrachteten Untersuchungsgebiet wurden insgesamt ca. 25.000 Einzelflächen verschiedener Ökosysteme und Landnutzungen kartiert. Die Indikation der Qualität beruht allein auf strukturellen Kriterien und erkennbaren, d.h. in Fernerkundungsdaten differenzierbaren Landnutzungen (vgl. Kap. I). Die Vorteile lagen in der flächendeckend einheitlichen Erfassung und der Möglichkeit für jeden Ökosystemtyp individuelle strukturelle Kriterien heranzuziehen, um auf mögliche Eingriffe zurückzuschließen (vgl. Kap. I, 1.4.1, S.71ff.). Die Bewertung erfolgte somit nicht durch den Nachweis vorliegender Systemqualitäten einzelner Naturflächen (z.B. über das Vorkommen gefährdeter Arten), sondern durch Ausschluss bzw. Identifizierung von möglichen Eingriffen. Die Bewertung ist somit inhaltlich sehr von der nachweisbaren Eingriffsintensität und somit vom Kriterium 'Naturnähe' geprägt. Die Betonung der Naturnähe ist allerdings erklärtes Ziel der Schutzforderungen der Stadtumweltkonferenz von Porto Alegre (vgl. CMRMA, 2002).

Ein Nachteil dieser Methode ist, dass der Ausschluss eines Eingriffs über strukturelle Kriterien nicht gleichbedeutend mit dem Nachweis eingriffsfreier Bereiche ist: Beispielsweise lassen sich auf struktureller Ebene ältere Sekundärwälder von Primärwäldern nur schwer unterscheiden (vgl. Guariguata *et al.*, 2001). Die Unterschiede werden erst auf funktioneller Ebene deutlich, indem z.B. einzelne Arten gefördert werden oder die Artenvielfalt insgesamt abnimmt (Gomes *et al.*, 2003). Die Erhebung funktioneller Kriterien ist auf Landschaftsebene innerhalb einer naturschutzfachlichen Bewertung noch weniger leistbar, als die Erhebung von Arten (vgl. Kap. II, 2.4.9, S. 125f.). Die

vorliegende Bewertung ist somit ein Kompromiss zwischen zur Verfügung stehenden zeitlichen Ressourcen und den Planungszielen der Stadtumweltkonferenz.

Die Einbindung der Daten in ein Geographisches Informationssystem bietet jederzeit die Möglichkeit weitere Informationen zu ergänzen und somit die Bewertung auszuweiten.

Bewertungsebenen zur Gliederung des Bewertungsverfahrens

Das Verfahren wurde nach den in Kapitel II vorgestellten Bewertungsebenen strukturiert und erstmals praktisch angewendet. Die Unterscheidung von Schutzwürdigkeit, Schutznotwendigkeit (vgl. Wulf, 2001) und Schutzzeignung (entspricht der 'Schutzfähigkeit' nach Dierssen *et al.*, 1984) ermöglicht eine differenzierte Bewertung einer Fläche je nach Planungszweck: Eine schutzwürdige Fläche, z.B. naturnahe Fläche, ist nicht automatisch schutzbedürftig, d.h. gefährdet. Innerhalb der gefährdeten Typen ist es wichtig, die geeigneten Flächen zu identifizieren, in denen sich die Schutzziele am erfolgversprechendsten verwirklichen lassen. Weniger geeignete Flächen sind, trotz ihrer Gefährdung und somit eines Schutzauftrages, aufzugeben, um Schutzbemühungen auf geeignetere Flächen zu konzentrieren.

Die Unterscheidung von Typus- und Objektbewertung beruht auf Plachter (1992; 1994). Sie werden hier als Bezugsebene zusammengefasst, da jede Bewertung deutlich unterscheiden muss, ob sie sich auf Objekte oder einen abstrakten Typus bezieht. Die Bewertung eines Kriteriums, wie hier Naturnähe, kann auf der Objekt- oder der Typusebene verschiedene Ergebnisse hervorbringen. Ein auf Typebene hoch schutzwürdiges Ökosystem kann in seiner konkreten Ausprägung extrem degradiert sein und eine geringe Objektbewertung erhalten (vgl. Plachter, 1994; Wulf, 2001). Diese Abweichungen wurden allerdings genutzt, um den Renaturierungsbedarf abzuschätzen.

Planungszweck und Bezugsebene beeinflussen die Auswahl von anwendbaren Kriterien. Die Klärung der weiteren Bewertungsebenen Kriterien-, Indikator- und Wertebene ist der zentrale Arbeitsschritt der Bewertung. Die Offenlegung der Wertrichtung ist elementar für die Nachvollziehbarkeit der einzelnen Bewertungsschritte, d.h. der folgenden Wertzuordnungen. Durch die Gliederung mittels Planungszweck und Bewertungsbezug werden die einzelnen Bewertungsschritte deutlich voneinander getrennt. Die Bewertung ist in jedem einzelnen Schritt diskutier- und veränderbar.

Die Einbindung der Bewertung in ein Geographisches Informationssystem (ArcView GIS) ermöglicht eine nachträgliche Veränderung der Wertzuordnung, sollten sich das Meinungsbild oder die Erkenntnisse zu einem Sachverhalt verändern. Hierdurch wird der Forderung nachgekommen, dass jede Entscheidung innerhalb einer Bewertung in einem fortlaufenden Diskurs hinterfragt werden und revidierbar sein muss (Jessel *et al.*, 2002: 11).

Die Möglichkeit der nachträglichen Veränderung von Wertzuordnungen ist eine wichtige Vorbereitung für partizipative Planungsgruppen, wie sie in der Zukunft von Porto Alegre vorgesehen sind (vgl. PMPA, 2003), und in denen die vorliegenden Bewertungsergebnisse zur Diskussion gestellt werden. Die hier vorgestellten Bewertungsergebnisse verstehen sich somit nicht endgültig und dienen im Wesentlichen als Diskussionsgrundlage und Entscheidungshilfe für zukünftige Planungen.

3.6.2 Naturschutzfachlich wertvolle Bereiche

Die als schutzwürdig bewerteten Flächen umfassen im Wesentlichen zwei naturnahe Ökosystemkomplexe: a) das Wald-Graslandmosaik der Hügel und b) das Feuchtflächenmosaik der Ebenen.

Das Wald-Graslandmosaik umfasst die Grasländer der Nordhänge und Kuppenlagen der Hügel und ihre ineinander übergehenden Waldtypen der Südhänge (hygrophile, mesohygrophile und subxerophile Wälder) und Übergangsbereiche (Gebüsch). Sie bilden ein kleinräumiges Mosaik mit der höchsten Naturnähe der Freiflächen im Gemeindegebiet von Porto Alegre. Die Wälder werden dem brasilianischen Küstenregenwald 'Mata atlântica' zugeordnet (CONAMA, 1994; Marcuzzo *et al.*, 1998), welcher international als hochbedroht eingestuft wird (Costa, 1997; ISA, 2001). Die Wälder beheimaten zahlreiche gefährdete Arten (Aguiar *et al.*, 1986; Brack, 1986; Baptista *et al.*, 1998; Brack *et al.*, 1998; Marques *et al.*, 2002). Die naturnahen Grasländer bzw. Graslandbrachen gelten, wenngleich nicht in Gefährdungstufen kategorisiert, als rückläufig (Boldrini *et al.*, 1996; Boldrini *et al.*, 1998), aufgrund der zunehmenden Umstrukturierung zu Forstflächen (Anbau von Kiefern) oder Landwirtschaftsflächen, vor allem durch Anbau von Soja oder die Intensivierung der Beweidung einhergehend mit Ein-saaten schnellwüchsiger Gräser (Nabinger *et al.*, 2000). Die Grasländer sind Lebensraum von endemischen und gefährdeten Arten (Boldrini *et al.*, 1998; Overbeck *et al.*, 2004; Schlossorsch, 2004). Gebiete zum Schutz des Wald-Graslandmosaiks sind mit ca. 109 ha auf dem 'Morro do Osso' ('Parque Natural' - munizipales Schutzgebiet) und mit ca. 492 ha auf dem 'Morro Santana' ('refugio da vida silvestris' - Waldschutzgebiet) eingerichtet. Beide Schutzgebiete sind vollständig von Siedlungsflächen umgeben und isoliert von den weiteren Mosaikflächen der Hügelkette 'Crista' und dem 'Morro São Pedro' im Süden der Gemeinde.

Das Feuchtflächenmosaik der Niederungen besteht aus Offenwasserflächen, Feuchtwiesen und Feuchtgebüsch, durchzogen von Galeriewäldern entlang von Flussläufen (vgl. Oliveira *et al.*, 1999). Es beheimatet extrem gefährdete Tierarten, welche auf die Komplexstruktur angewiesen sind, wie das Capivari (*Hydrochoerus hydrochoerus*; Oliveira *et al.*, 1999). Die Galeriewälder sind potenzieller Lebensraum gefährdeter Arten (Brack, 1986). Sie sind lokal durch Umstrukturierung gefährdet, wie Trockenlegung, um landwirtschaftliche Flächen zu etablieren oder Siedlungsflächen zu schaffen (vgl. Kap. I). Der Anbau von Nassreis konzentriert sich auf ehemalige Feuchtmosaikflächen (Menegat *et al.*, 1998; FAURGS, 2004). In Porto Alegre ist der Schutz dieses Mosaiktyps im Schutzgebiet des Delta 'Jacuí' verwirklicht (Oliveira *et al.*, 1998). Die Feuchtgebiete der Ebenen im Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' weisen eine sehr ähnliche Struktur auf, sind allerdings derzeit nicht geschützt. Im nördlichen Anschluss an den Ortteil 'Restinga' liegen die größten Flächen dieses Mosaiks im Untersuchungsgebiet.

Die beiden Ökosystemkomplexe stehen über Galeriewälder in Verbindung. Lediglich Restflächen von Grasländern, welche einen Übergang zwischen den Grasländern der Nordhänge und den Feuchtgrasländern der Ebenen darstellen (Porto, Hasenack *et al.*, 2000; Mortari, 2002), existieren noch im Schutzgebiet 'Parque Saint Hillaire' (Mortari, 2002).

Die Schutzgebiete der Ökosystemkomplexe sind räumlich isoliert. Im nördlichen Anschluss an den 'Morro São Pedro' bietet sich die letzte Möglichkeit, auf dem Gemeindegebiet von Porto Alegre ein Schutzgebiet bzw. Schutzkorridore einzurichten, welche alle Komplexe umfassen könnten, d.h. sowohl die Niederungen des 'Arrio do Salso' Flusses mit seinen Feuchtgebietsflächen, als auch den Übergangsbereich in die anschließende Hügellandschaft mit seinen Galeriewäldern und dem Wald-Graslandmosaik auf dem 'Morro São Pedro'.

Der 'Morro São Pedro' umfasst die größte zusammenhängende Fläche des Mosaiks und ist dringend als Schutzgebiet einzurichten. Er liegt zudem vollständig in der Pufferzone des Biosphärenreservates 'Mata atlântica' (Chiappetti *et al.*, 1998).

3.6.3 Konflikte zwischen Siedlungseignung und Schutz von Freiflächen

Die bisherige Siedlungsfläche im Untersuchungsgebiet liegt zum größten Teil in städtebaulich geeigneten Gebieten, wenngleich Ausnahmen durch die Bebauung von Risikogebieten und Hangbereichen, zumeist durch illegale Siedlungen, existieren (vgl. Kap. I). Die Siedlungsverteilung konzentriert sich an flach bis mäßig geneigtem Gelände und entlang der Hauptverbindungsstraßen. Die Siedlungseignung und die naturschutzfachliche Wertigkeit sind auf dem größten Teil der Fläche gegenläufig, da sich naturschutzfachlich wertvolle Bereiche in Gebieten konzentrieren, die für eine Besiedlung aufgrund des Reliefs oder der Anbindung suboptimal sind. Die naturschutzfachliche Bewertung legt dabei einen deutlichen Schwerpunkt auf die Naturnähe, wodurch automatisch eine Trennung von städtischen und landwirtschaftlich geprägten Bereichen von den verbliebenen Naturflächen erfolgt. Konflikte entstehen somit durch die Überschreitung der städtebaulich geeigneten Flächen (vgl. Kap. IV).

Die Lage der für Siedlungsflächen geeigneten Bereiche führt zu einer zunehmenden Isolierung der naturnahen Flächen (vgl. Kap. I). Der aktuelle Stadtentwicklungsplan forciert mit seiner Zonierung die Isolierung durch Ausweisung von Entwicklungskorridoren entlang der Hauptstraßen. Der Verbund der Freiflächen ist daher ein zentrales Ziel für eine Naturschutzplanung. Eine konsequente Umsetzung der Freihaltung von Korridorflächen und ihre stellenweise Wiederherstellung sind zwingend notwendig, um den Organismenaustausch zwischen den verbliebenen Gebieten zu gewährleisten. Der Rückbau von zumeist illegal entstandenen Siedlungen aus den Korridorflächen sollte in einem eigenen Umsiedlungsprogramm, ähnlich dem Risikoflächenprogramm, umgesetzt werden (vgl. Teixeira de Oliveira *et al.*, 1998). Ebenso gilt es, von ihrer Struktur her suboptimale Verbindungsflächen zu renaturieren.

Im Untersuchungsgebiet ist der 'Morro Santana' bereits vollständig isoliert und ein Verbund ist nicht mehr realistisch umzusetzen. Ebenso ist die Verbindung der nördlichen Hügelkette 'Crista' - im Untersuchungsgebiet mit dem Ausläufer 'Morro da Companhia' vertreten - mit dem südlichsten Hügel 'Morro São Pedro' kaum noch zu realisieren. Im südlichen Anschluss des 'Morro da Companhia' sind die wenigen verbliebenen Korridorflächen aktuelle Ausbreitungsgebiete illegaler Siedlungen (Kap. I). Für einen Verbund des 'Morro da Companhia' an das Einzugsgebiet des 'Arrio do Salso' sind Umsiedlungsmaßnahmen notwendig, die unter den derzeitigen finanziellen Gegebenheiten unwahrscheinlich sind. Eine Intensivierung der Bemühungen zur Freihaltung des Gebietes zwischen dem 'Arrio do Salso' und dem 'Morro São Pedro' sowie dem 'Parque Saint Hillaire' erscheint sinnvoller, da hier noch siedlungsfreie Bereiche existieren und eine Verbundplanung realisierbar erscheint.

Dank

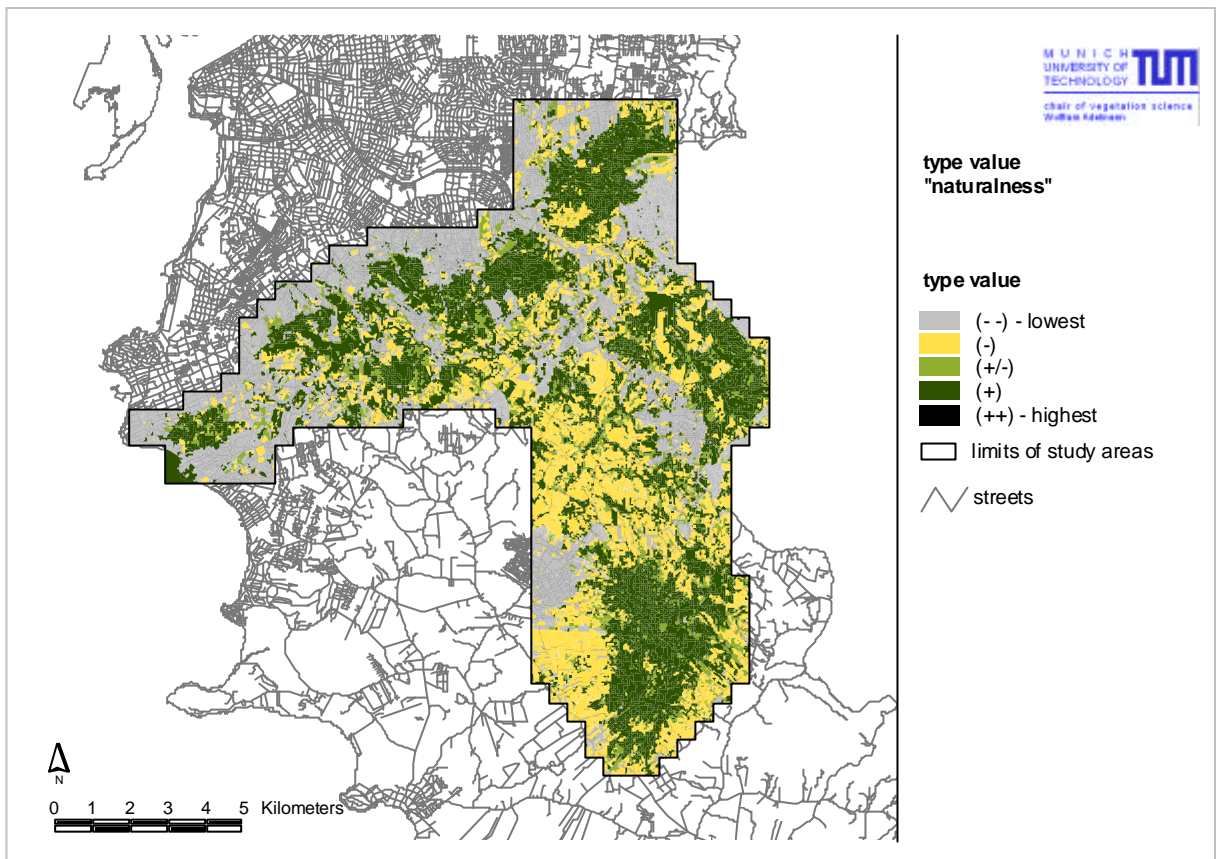
Allen an der Bewertung oder der Diskussion beteiligten Personen möchte ich herzlich danken: Namentlich gilt mein besonderer Dank meinen Kollegen der Universität Porto Alegre, Dr. Eduardo Dias Forneck, Prof. Dr. Sandra Cristina Müller, Prof. Heinrich Hasenack, sowie Prof. Dr. Maria Luiza Porto. Den Mitarbeitern der Behörden SMAM, hier besonders Jairo, sowie der SPM, hier Betania Alfonsin, danke ich herzlich. Allen Diskussionsteilnehmern der NGO 'Macacos urbanos' danke ich für

ihre Hilfe und Stellungnahmen, hier besonders Gerson und Rogerio. Meinen deutschen Kollegen, Andrea Zellhuber und Gerhard Overbeck, danke ich für ihre konstruktiven Beiträge. Dem Deutschen Akademischen Austauschdienst danke ich für die finanzielle Unterstützung innerhalb des Probral-Programmes und der Technischen Universität München für die Bereitstellung meines Promotionsstipendiums.

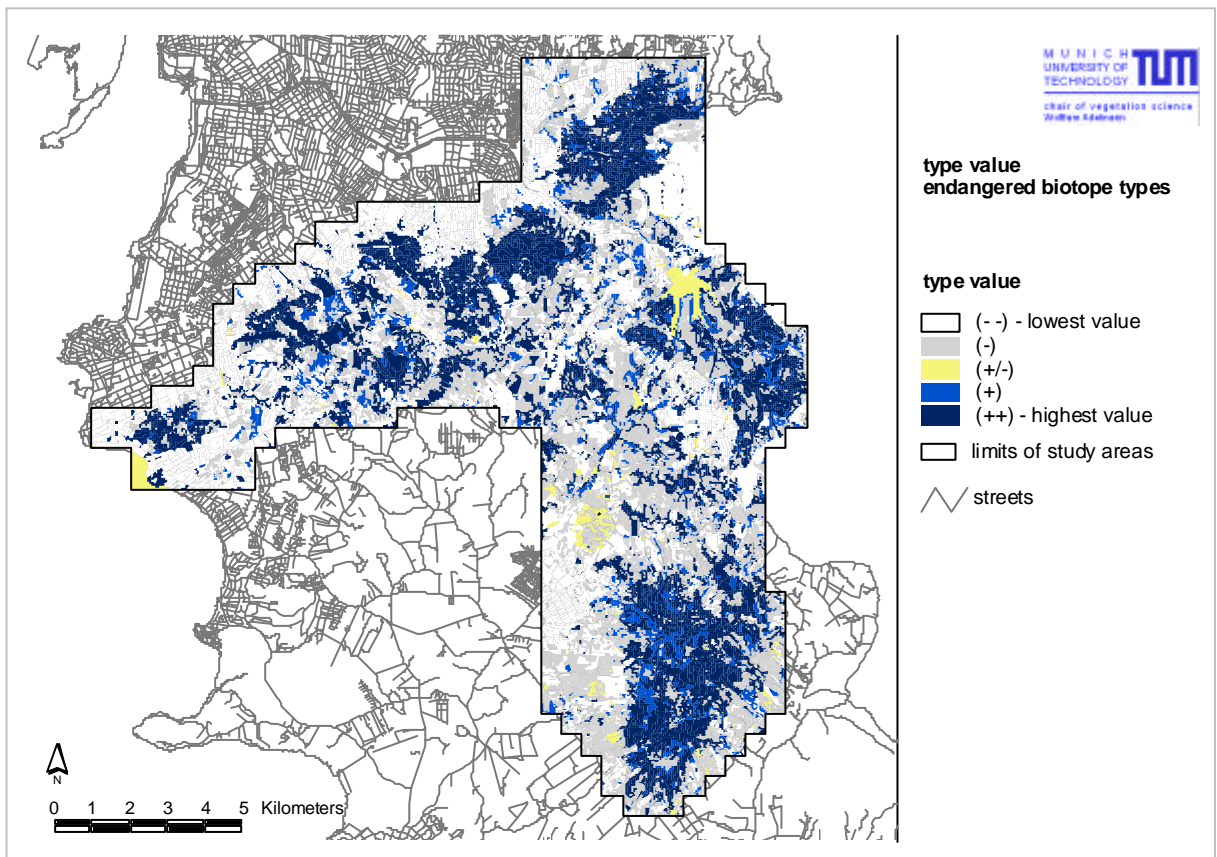
Literatur

- Aguiar, L.W., L. Martau, Z.F. Soares, O.L. Bueno, J.E. Mariath & R.M. Klein (1986) Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA Ser. Bot.* 34: 3-38.
- Baptista, L.R.d.M. & H.M. Longhi-Wagner (1998) Lista preliminar de espécies ameaçadas da flora do Rio Grande do Sul Sociedade Botânica do Brasil - Seção regional do Rio Grande do Sul, 16.
- Boldrini, I.B. & L. Eggers (1996) Vegetação campestre do sul do Brasil: resposta e dinâmica de espécies a exclusão. *Acta Botanica Brasileira* 10: 37-50.
- Boldrini, I.B., S.T.S. Miotto, H.M. Longhi-Wagner, V.D. Pillar & K. Marzall (1998) Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasileira* 12: 89-100.
- Brack, P. (1986) Um Estudo para a preservação da flora do Morro Santana em Porto Alegre (ed M.L. Porto). unpublished, Porto Alegre.
- Brack, P., R.S. Rodrigues, M. Sobral & S.L.d.C. Leite (1998) Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.* 51(2): 139 - 166.
- Brutto, L.F.G., G. Buss, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fiahlo, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997). Projeto macacos urbanos: ocorrência e distribuição do bugio-ruivo *Alouatta fusca* (Primates, Cebidae) no município de Porto Alegre, RS, Brasil. Congresso Iberoamericano de biodiversidad y zoología de vertebrados, Universidad de Concepcion, Chile.
- Buss, G. (1996) Urban monkeys - *Alouatta fusca* in the municipality of Porto Alegre. *Neotropical Primates* 4(2): 61-62.
- Buss, G. (2001) Estudo da densidade populacional do Bugio ruivo (*Alouatta guariba clamitans* Cabera, 1940) Primates, Atelidae nas formações florestais do morro do campista, Parque estadual de Itapua, Viamão, RS. Dissertação de Mestrado, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Buss, G., C.A. Correa, L.F.G. Brutto, S.d.S. Dornelles, M.d.S. Fiahlo, M.M.d.A. Jardim, E.G.d. Oliveira, A.L.A. Peireira, M.A. Perotto, R.C. Printes, H.P. Romanowski & L.F.B.d. Oliveira (1997) Os bugios de Porto Alegre. A (1997) Os bugios de Porto Alegre. *A Hora Veterinaria Ano 17, No.99*: 62 - 64.
- Buss, G. & H.P. Romanowski (2002) Estudo preliminar do monitoramento do bugio ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, através da contagem de bolos fecais no parque estadual de Itapua, Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Primates* 10 (2): 76-79.
- Chiappetti, M.I.S., S. Marcuzzo & S. Pagel, Mara (1998) A Reserva da Biosfera da Mata Atlântica no Rio Grande do Sul - Situação atual, ações e perspectivas - Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica 11, São Paulo, 60.
- CMRMA (2002). Resoluções de 24.08.2002. CMRMA - Conferencia municipal e regional do meio ambiente, Porto Alegre. SMAM - Secretaria do Meio Ambiente Porto Alegre.
- CONAMA (1994) Resolução CONAMA sobre definição Mata atlântica, Vol. No. 33.
- CONAMA (2002) Resolução CONAMA sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente, Vol. No. 303.
- Costa, J.P.d.O. (1997) Avaliação da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica - Cinco anos depois de seu reconhecimento pelo programa MaB-UNESCO, Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo, 48.
- Dierssen, B. & K. Dierssen (1984). Vegetation und Flora der Schwarzwaldmoore, Karlsruhe.
- FAURGS (2004) Diagnostico Ambiental do Município de Porto Alegre - Relatório 6 FAURGS, Porto Alegre.
- Fernandes, A.V. (2000) Comunidades vegetais esciofilas em diferentes substratos de uma floresta estacional do Sul do Brasil, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Gomes, E.P.C., W. Mantovani & P.Y. Kageyama (2003) Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 47-60.
- GTZ & BfN (2000) Naturschutz in Entwicklungsländern: Neue Ansätze für den Erhalt der biologischen Vielfalt Kasperek, Heidelberg, 294.
- Guariguata, M.R. & R. Ostertag (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

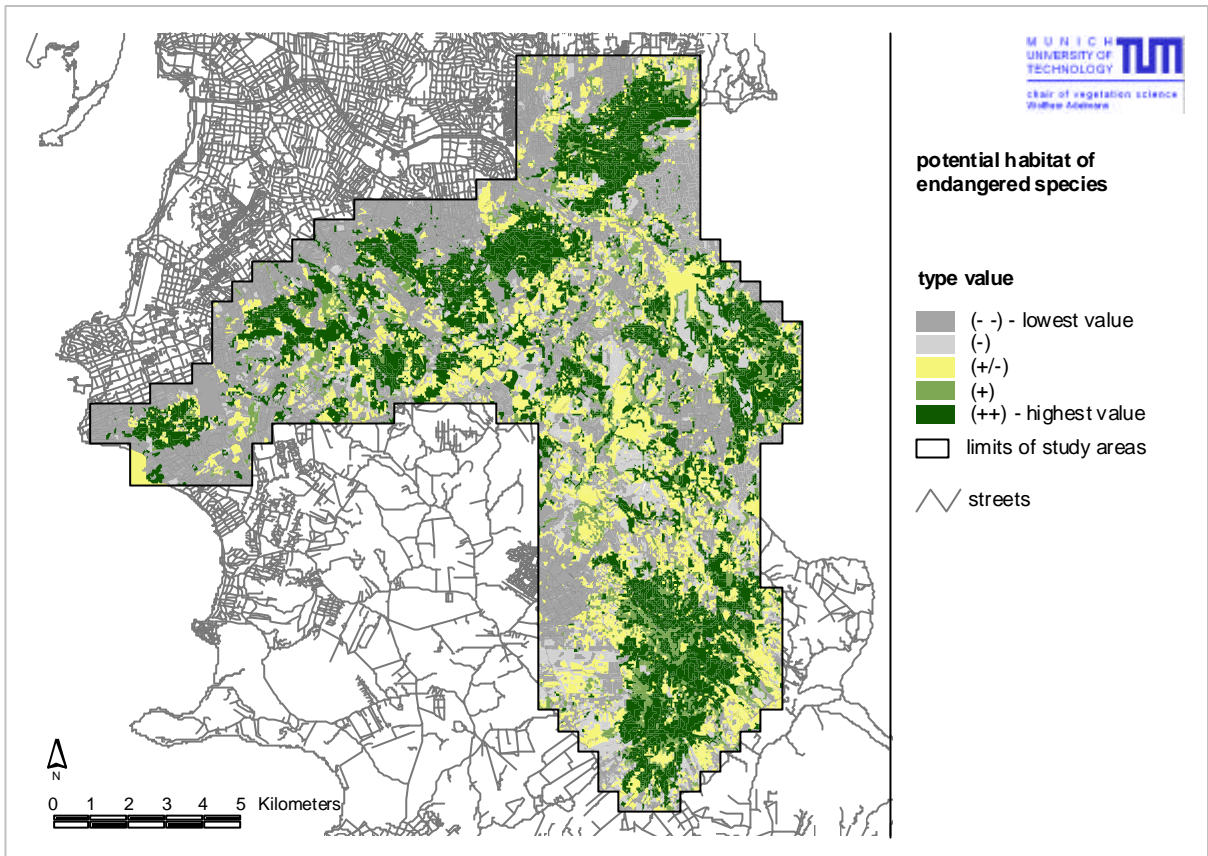
- Howard, P.C., T.R.B. Davenport, F.W. Kigenyi, P. Viskanic, M.C. Baltzer, C.J. Dickinson, J. Lwanga, R.A. Matthews & E. Mupada (2000) Protected Area Planning in the Tropics: Uganda's National System of Forest Nature Reserves. *Conservation Biology* 14: 858-875.
- ISA, I.S. (2001) Dossiê Mata Atlântica 2001 ISA, São Paulo, 15.
- IUCN (2000). Red list categories and criteria, 2000, www.redlist.org/info/categories_criteria.html
- Jessel, B. & K. Tobias (2002) Ökologisch orientierte Planung: eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden, UTB für Wissenschaft Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 470.
- Korneck, D. & H. Sukopp (1988) Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz, Schr. R. Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg, 210.
- Marcuzzo, S., S.M. Pagel & M.I.S. Chiappetti (1998) A reserva da biosfera da mata atlântica no rio grande do sul - situação atual, ações e perspectivas -.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243 - 253.
- Marques, A.A.B.d., C.S. Fontana, E. Velez, G.A. Bencke, M. Schneider & R.E.d. Reis (2002) Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul, Decreto no. 41672, 52.
- Meira, J.R. (1996) Zoneamento da vegetação e de condições de topoclima da reserva biológica do Lami, Porto Alegre, RS, Brasil. master, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) Atlas ambiental de Porto Alegre. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Mirapalhete, S.R. (2001) Flora e fauna do parque natural do morro do osso Secretaria Municipal do meio ambiente (SMAM), Porto Alegre, 110.
- Mohr, F.V. (1995) Zoneamento da vegetação da Reserva do Morro Santana. master thesis, UFRGS, Porto Alegre.
- Mortari, M. (2002) Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- Nabinger, C., G.E. Maraschin & A. de Moraes (2000). Pasture related problems in beef cattle production in Southern Brasil. Grassland ecophysiology and grazing ecology, Curitiba, Paraná.
- Oliveira, E.G. & M.L. Porto (1998). Parque Estadual Delta do Jacui. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 85. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Oliveira, M.d.L.A.d. & M.L. Porto (1999) Ecologia de paisagem do Parque Estadual Delta do Jacui, Rio Grande do Sul, Brasil: mapa da corbetura do solo e da vegetação, a partir de imagem do LANDSAT TM5. *Iheringia, Ser. Bot.* 52: 145-162.
- Overbeck, G. (2005) Effect of fire on vegetation dynamics and plant functional types in subtropical grassland in southern Brazil. Doctoral thesis, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan.
- Overbeck, G. & V.D. Pillar (2004). Fire in subtropical grasslands: factor of environmental impact or management tool? Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pos Graduação em Ecologia, UFRGS.
- PDDUA (1999) Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), Vol. Lei complementar 434.
- Plachter, H. (1992) Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. *Veröffentlichung für Naturschutz und Landespflege Baden-Württemberg Bd. 67: 9-34.*
- Plachter, H. (1994) Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 87-106.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2003). Projeto Integrado Desenvolvimento Sustentável da Lomba do Pinheiro. Secretaria Municipal de Planejamento, Porto Alegre.
- Porto, M.L. & E.T.C. Frizzo (2000). O que floresce no Morro Santana? - Guia para identificação de algumas espécies ornamentais campestres. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de biociencias, Curso de Pos-graduação em ecologia, Porto Alegre.
- Porto, M.L. & T. Guerra (1995) Zoneamento ambiental do Morro Santana com vistas a implantação de uma reserva ecológica. *Revista de Opinion sobre Medio Ambiente* 1(1): 61-69.
- Porto, M.L., H. Hasenack & P. Brack (2000). Zoneamento Ambiental do Municipio de Porto Alegre e Definição das Unidades de Paisagem na bacia do Diluvio. departamento de ecologia.
- Rambo, B. (1954) Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6: 9-111.
- Schlossorsch, T. (2004) Population biology of *Moritzia ciliata*. diploma thesis, Technical University of Munich, Munich.
- Teixeira de Oliveira, J.M.M., L.M.C. Chanan & R. Faertes (1998). Áreas de risco geológico. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 153-156. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Teixeira, M.B. & A.B.C. Neto (1982). RADAMBRA-SIL: Vegetação. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Rio de Janeiro.
- Wulf, A. (2001) Die Eignung landschaftsökologischer Bewertung für die raumbezogene Umweltplanung. Dissertation, Christian Albrechts Universität, Kiel.



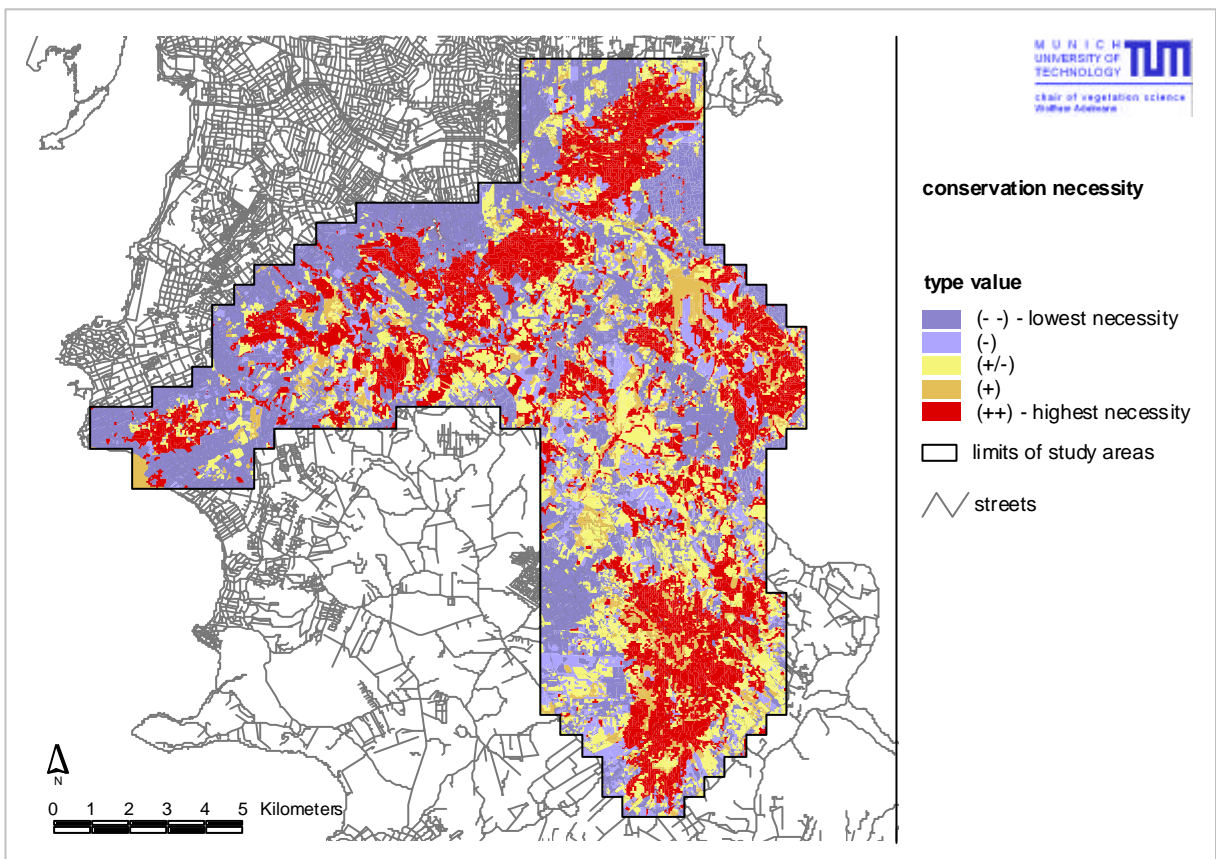
App.3.1: Typusbewertung: Kriterium Natürlichkeit
 Evaluation of types: criteria naturalness



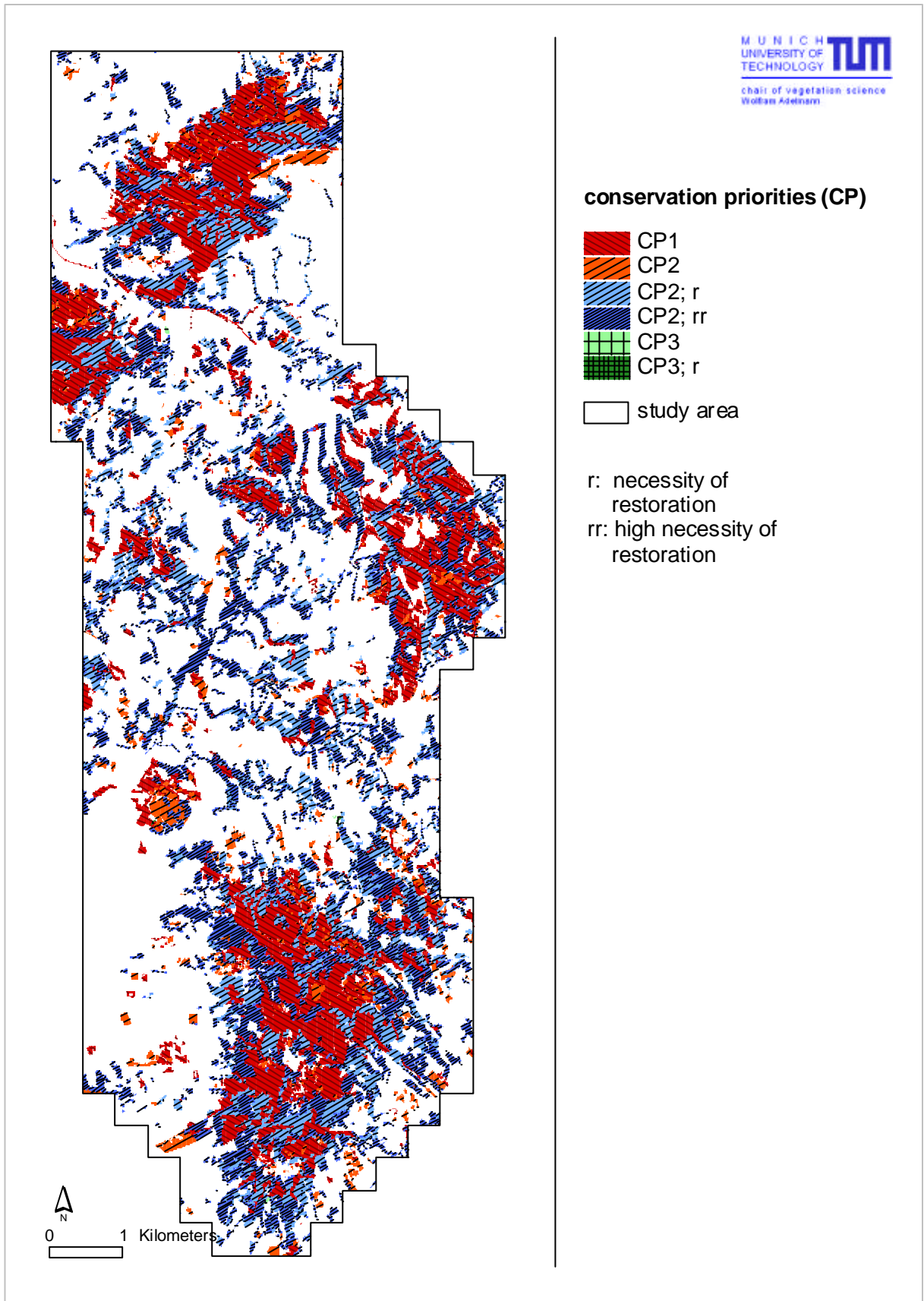
App.3.2: Typusbewertung: Kriterium Gefährdung des Typus
 Evaluation of types: criteria endangering of types



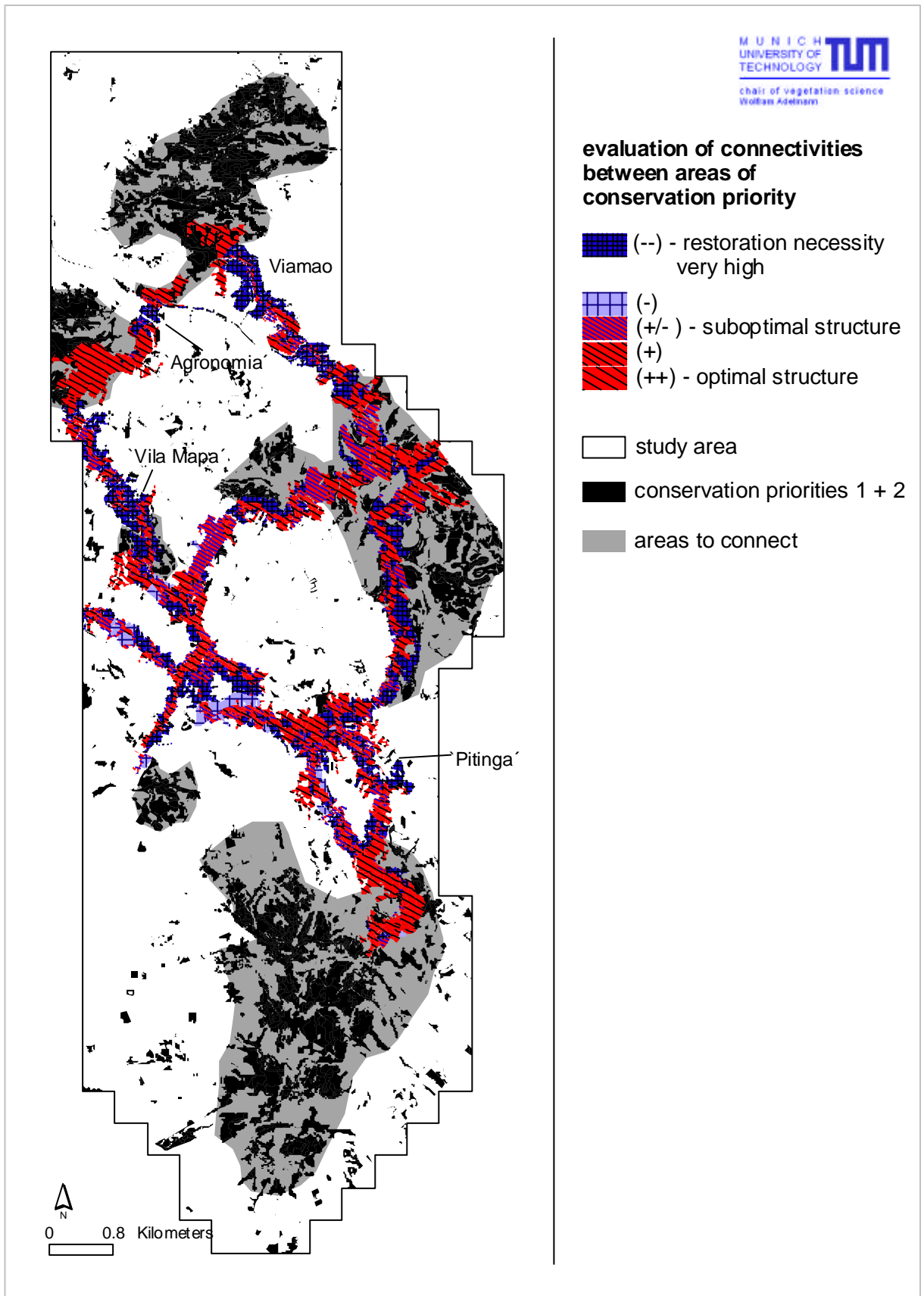
App.3.3: Typusbewertung: Kriterium 'Potenzieller Lebensraum gefährdeter Arten'
Evaluation of types: criteria 'potential habitat of endangered species'



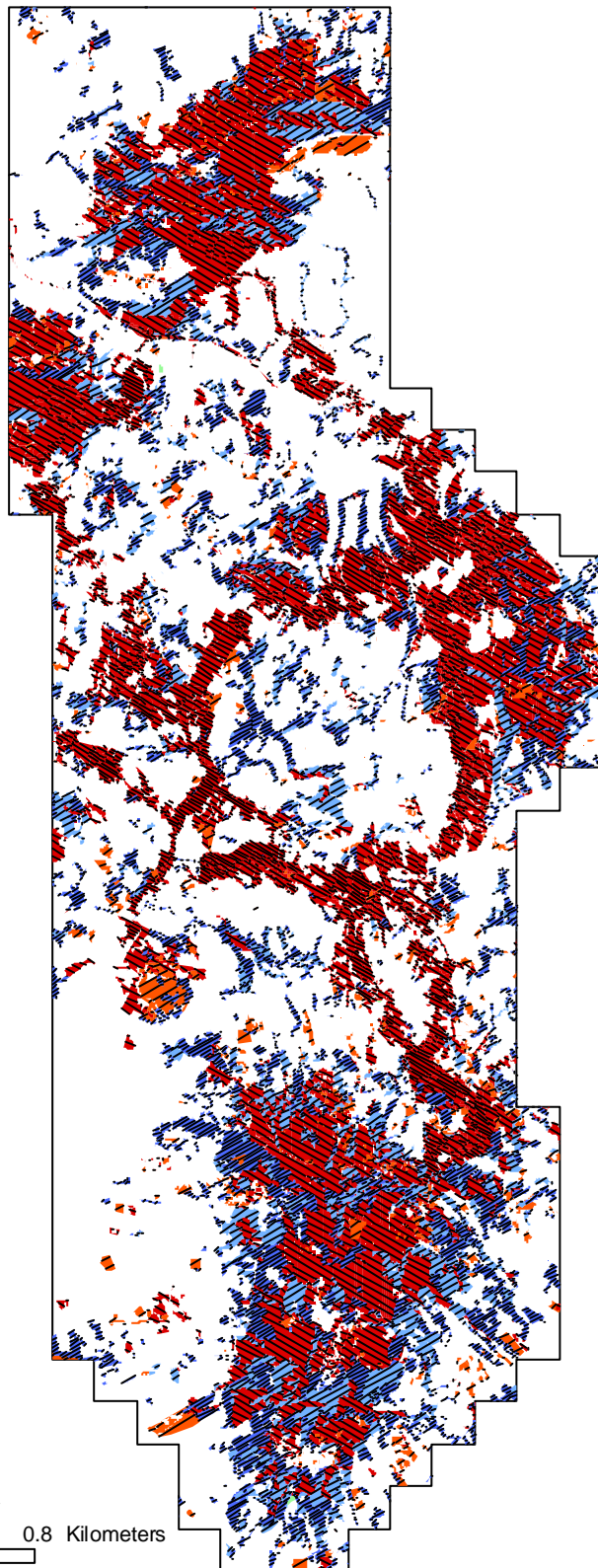
App.3.4: Synthesekarte der Typusbewertung: Schutznotwendigkeit
Synthesis of type evaluation: conservation necessity



App.3.5: Zusammenführung von Objekt- und Typuswerten zu Naturschutzprioritäten
Synthesis of type and object evaluation into conservation priorities




App.3.6: Bewertung der Schutzzeignung: Kriterium Verbund, hier von naturnahen Wäldern
Evaluation of conservation suitability: criteria 'connectivity' of native forests



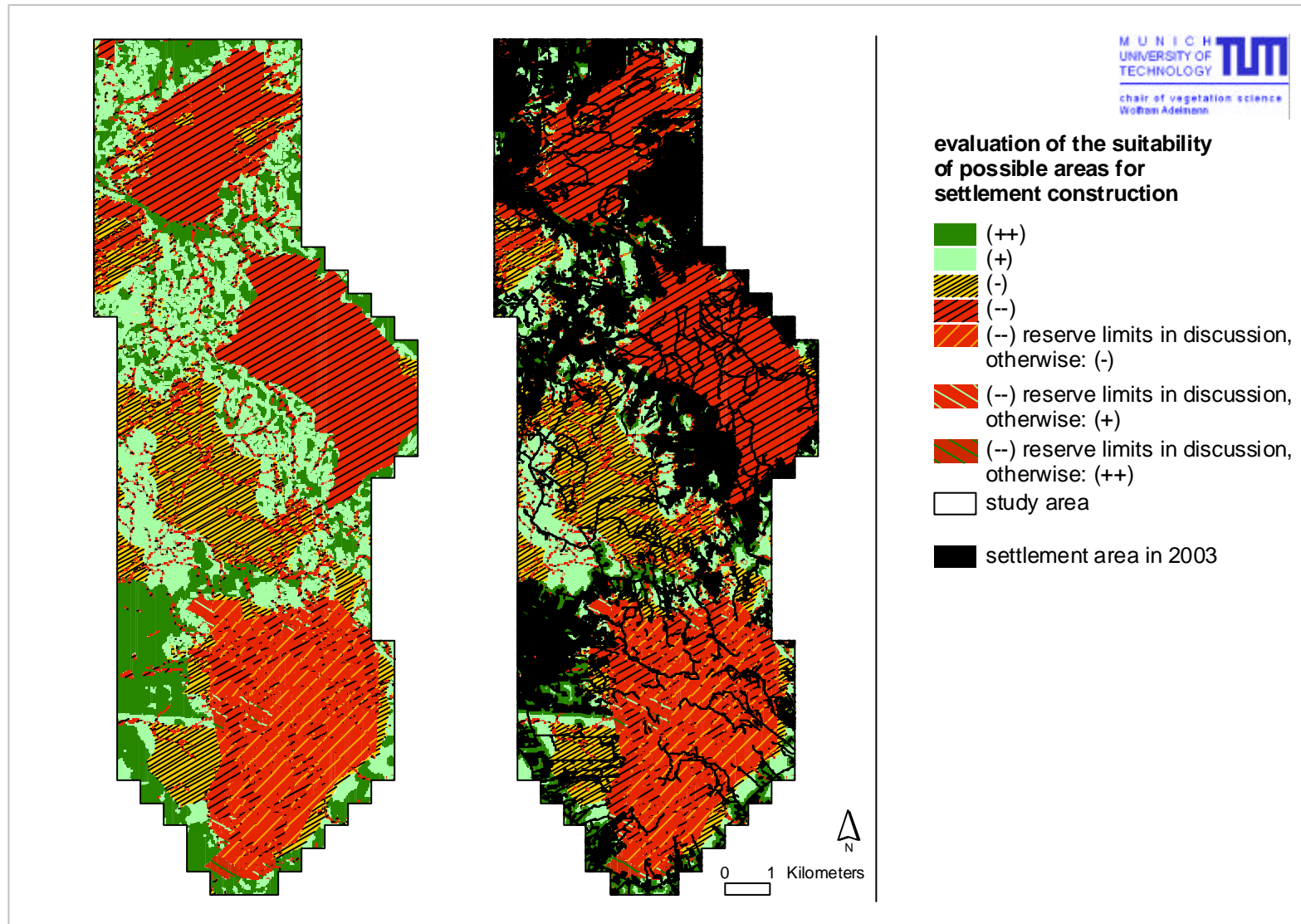
**connectivity and
conservation priorities**

-  CP1
-  CP1; r
-  CP1; rr
-  CP2
-  CP2; r
-  CP2; rr
-  CP3
-  CP3; r

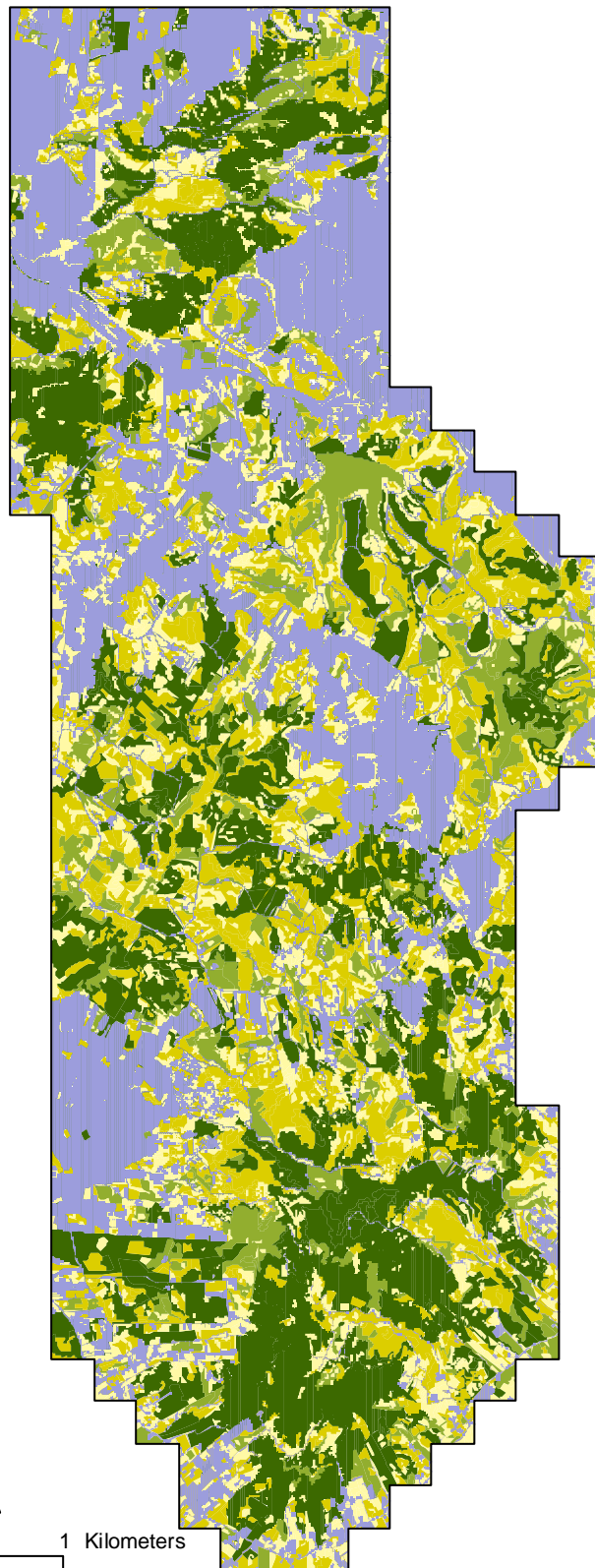
CP: conservation priority
r: necessity of
restoration
rr: high necessity of
restoration

 study area






App.3.7: Zusammenführung der Verbundflächenbewertung zu Naturschutzprioritäten
Synthesis of connectivity evaluation into conservation priorities




App.3.8: Bewertung der potenziellen Siedlungseignung
 evaluation of potential areas for settlement construction



**object values
area size**

-  (--) - lowest value
-  (-)
-  (+/-)
-  (+)
-  (++) - highest value

 study area

App.3.9: Objektbewertung der Schutzeignung: Kriterium Flächengröße
Evaluation of objects: criteria area size

BOX 4: Sozialräumliches Modell von Porto Alegre**Spatial model of the social structure of Porto Alegre**

Bähr & Mertins entwickelten ein sozialräumliches Strukturmodell für lateinamerikanische Städte (Bähr & Mertins 1981, weiterentwickelt in 1995). Anhand dieses Modells kann sowohl die historische räumliche Entwicklung, als auch ihre sozialräumliche Gliederung verdeutlicht werden.

Ziel dieses Teilkapitels ist dabei, anhand dieses Modells die sozialräumliche Verteilung der städtischen Struktur für Porto Alegre, erstmals bezogen auf konkrete Siedlungsflächen, darzustellen. Die Gliederung liefert einen Überblick über die aktuellen Stadtrandlagen und somit eine wesentliche Grundlage für das Verständnis der weiteren Stadtextension, dem zentralen Thema dieser Dissertation.

Methodik

Aus den demographischen Zensus-Daten (IBGE, 2001) wurden Einkommensverhältnisse und der Anteil der armen Bevölkerung pro Zensus-Sektor¹ errechnet (Zellhuber, 2004). Sie wurden verwendet, um nach Einkommensschichten gegliederte Zonen des Stadtstrukturmodells zu erlangen (vgl. Koch *et al.*, 2002). Daneben stand eine Kartierung von (Morales *et al.*, 2000) der Marginalviertel (Favelas) zur Verfügung. Hauptverkehrsachsen wurden dem Umweltatlas von Porto Alegre (Menegat *et al.*, 1998) entnommen². Die Einteilung der Handels- und Industriezonen stammt aus dem Stadtentwicklungsplan (PDDUA, 1999). Durch die Bereitstellung von Satellitenbildern (Quickbird 2003, 1 m Auflösung) durch das IDRISI Labor, Porto Alegre, wurden die aktuellen Siedlungsgrenzen kartiert. Das Stadtstrukturmodell nach den Vorgaben von Bähr & Mertins (1995) wurde den konkreten Siedlungsflächen von Porto Alegre zugewiesen.

Ergebnisse

Das klassische Modell zur städtebaulichen Gliederung von Bähr & Mertins (1995) zeigt eine zirkuläre Entwicklung mit radiär ausstrahlenden Entwicklungsachsen entlang von Hauptstraßen. In Porto Alegre - als Hafenstadt - ist die Entwicklung naturräumlich durch den 'Guaiba'-See zu einem halbkreisförmigen Wachstum gezwungen (vgl. Abb. B.4.1). Die Entwicklung geht von einem in der Kolonialzeit gegründeten, bzw. innerhalb dieser Zeit maßgeblich zur Stadt ausgebauten Zentrum aus. In Porto Alegre ist das Zentrum im Bereich des alten Umschlaghafens an der Flussmündung des 'Jacui' in den 'Guaiba'-See. Das Zentrum, geprägt durch Geschäfte, Handel, Banken und administrative Einrichtungen, wandelte sich seit den fünfziger Jahren zunehmend in einen dichten Hochhausbereich. Das Altstadtzentrum leidet, wie bei vielen lateinamerikanischen Städten (vgl. Souza, 1993; Wehrhahn, 1997), an Imageverlust und degradiert zunehmend. Die einhergehende soziale Abwertung führt zu leerstehenden Wohn- und Bürokomplexen, nicht fertiggestellten Hochhausbauten und zu einer Abwanderung der sozial höher gestellten Klassen (vgl. Koch *et al.*, 2002).

¹ Berechnung durch Andrea Zellhuber, Lehrstuhl für Forstpolitik, TUM

² mit freundlicher Genehmigung durch Prof. Rualdo Menegat, UFRGS, Porto Alegre

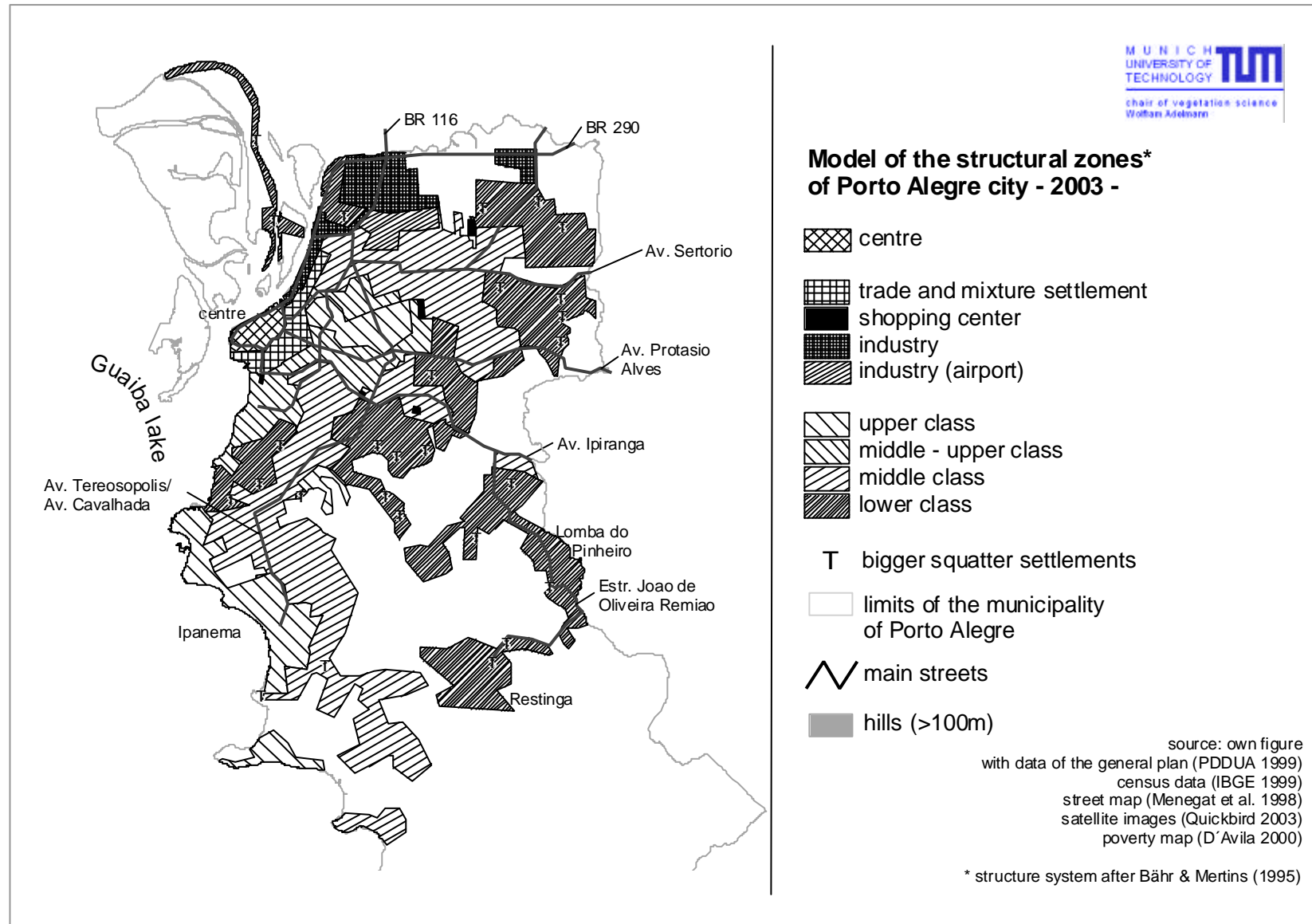


Abb.B.4.1: Stadtstrukturmodell und sozialräumliche Gliederung von Porto Alegre
 Model of structural zones and spatial distribution of social groups in Porto Alegre city

Im unmittelbaren Anschluss an das Stadtzentrum schließt sich eine Mischzone aus Wohnsiedlungen und Handel, welche sich zunehmend, zumeist mit Hochhausbauten, verdichteten. Stelle nweise leiden diese ehemals sozial sehr hochwertigen Wohnlagen (mit Gartenanlagen, kleinen Einzelhandels-geschäften) heute, ähnlich wie das Zentrum, an einem Degradierungsprozess³ (vgl. Koch *et al.*, 2002).

Die sektorförmige Entwicklungsachse der industriell geprägten Bereiche zieht sich in den Norden der Gemeinde, der Uferlinie des `Jacui´ und nach Nordosten des Flusses `Gravatá´ folgend. Diese Industrieanlagen entwickelten sich vornehmlich im Rahmen der Verkehrsanbindungen in den 1930-40er Jahren (Ferraz de Souza, 1998). Die in diesem Bereich liegende Bundesstraße BR 290 ist die wichtigste Verkehrsachse für den regionalen und überregionalen Verkehr. Im unmittelbaren Anschluss befindet sich der Flughafen von Porto Alegre. Die Industrialisierung führte zu einer starken Zunahme an städtischen bzw. stadtnahen Arbeitsplätzen. Gleichzeitig wurde die Landwirtschaft ebenfalls industriell umstrukturiert, wodurch der Bedarf an ländlichen Arbeitskräften rapide sank (Imparato, 1999). Als Folge setzte eine immense Landflucht ein (Smolka, 2003), welche Porto Alegre drastisch wachsen ließ (Santos, 1993; Menegat *et al.*, 1998; IBGE, 2001).

Die Land-Stadt-Migrationen nahmen ihren Höhepunkt in den 50-70er Jahren ein, erst gebremst durch die brasilianische Wirtschaftskrise in den achtziger Jahren (Ribeiro *et al.*, 1994). Vornehmlich in den fünfziger und sechziger Jahren kam es folglich zu einer rasanten Ausdehnung der Stadtf lächen. In diesem Zeitraum wuchs die Bevölkerung Porto Alegres um mehr als das Doppelte (von 395 Tsd. auf 885 Tsd. Personen). Die Stadt wuchs entlang von radiär aus dem Zentrum führenden Verkehrs-adern (Av. Ipiranga, Av. Protasio Alves, Av. Sertorio). Typisch für lateinamerikanische Städte sind oft unkontrollierte zellenförmige Siedlungsblöcke (vgl. Bähr *et al.*, 1992; Bähr *et al.*, 1995), die während dieser Zeit entstanden. Die illegalen Hüttenviertel (favelas/ squatter settlements) der Unterschicht nahmen beträchtlich zu (vgl. Moraes *et al.*, 2000).

Die heutigen Stadtrandzonen in Porto Alegre zeigen eine deutliche räumliche Differenzierung nach sozialen Schichten. Die an den zentralen Bereich (Zentrum/ Mischzone) anschließenden Siedlungen sind vornehmlich von der Mittel- und Oberschicht geprägt. Neue Impulse in dieser Zone bilden groß-zügige Einkaufszentren (Shoppingcenters). Sie fördern die Entwicklung neuer Oberschichtviertel (Bähr *et al.*, 1995). Die Oberschicht selbst grenzt sich räumlich in zwei Bereichen ab: Einmal entlang der Uferlinie des `Guaíba´-Sees in Richtung Süden (Stadtteil Ipanema) über die Anbindung der Av. Tereosopolis und Av. Cavahada, hier geprägt durch großzügige Einfamilienhäuser mit weiträumigen Park- und Gartenanlagen sowie Sportclubs. Ein weiterer Bereich liegt im zentral gelegenen Höhenzug östlich des Zentrums (Stadtteile Petropolis, Bela Vista, Mont Serrat), zwischen den Hauptverkehrsach-sen der Av. Protasio Alves und Av. Sertorio. Die Bebauung hier ist geprägt durch vielstöckige luxuri-öse Apartmenthäuser.

Die Unterschichtzonen bilden ein fast zusammenhängendes Band entlang der östlichen Peripherie der Stadtf läche. Zwar durchziehen vereinzelt kleinere Hüttenviertel das gesamte Stadtgebiet, die grö-ßeren Ansammlungen befinden sich dagegen in den Außenbezirken nach Nordosten, Osten und Süd-osten. Auffallend ist die räumlich getrennte Unterschichtzone im Südosten, abgesetzt vom ansonsten relativ zusammenhängenden Siedlungsbereich der Stadt. Sie zieht sich entlang der `Lomba do Pinhei-ro´ bis hin nach `Restinga´. Der Stadtteil `Restinga´ (Abb. B.4.1) ist als isolierte Trabantenstadt im

³ Restflächen finden sich noch heute im Stadtteil „Cidade baixa“ im südlichen Anschluss an das Zentrum.

Rahmen einer sozialen Umsiedlungsmaßnahme im Jahr 1971 entstanden, bei der ca. 55.000 Personen aus Favelas umgesiedelt wurden (D'Avila, 2000). Heute wächst die Kernstadt über den Ausläufer entlang der Lomba do Pinheiro wieder zusammen. Die Siedlungsexpansion wird dabei vor allem durch die naturräumlichen Gegebenheiten gelenkt (s.o.): Eine z.T. sehr steile Hügelkette wirkte sich bisher auf die Siedlungsausdehnung aus, indem sich die Siedlungen entlang der Talräume und flachgeneigten Hügelkuppen (hier liegen die Hauptverkehrsachsen Av. Ipiranga und Estr. Jão a de Oliveira Remião) konzentrierten.

Diskussion

Das von Bähr & Mertins (1981) entworfene Modell lässt sich für Porto Alegre sehr gut anwenden. Im Vergleich zur sozialräumlichen Typisierung von Porto Alegre im Jahr 1991 (siehe Anhang App. B.4.1) nach Koch *et al.* (2002), bietet die verwendete Darstellung den wesentlichen Vorteil, sich auf die konkrete Verteilung der Siedlungsflächen zu beziehen und nicht auf die Grenzföhrung der Zensus-sektoren. Letztere schneiden willkürlich große unbesiedelte Bereiche und zeichnen somit besonders in den Stadtrandlagen ein sehr ungenaues Bild. Die Zonen im Südosten der Gemeinde (Lomba do Pinheiro/ Restinga) sind im vorgestellten Modell deutlich besser erfasst.

Die Definition der Klassen ist bei dem von Bähr & Mertins (1995) entwickelten Modell weniger fein untergliedert als bei Koch *et al.* (2002). In den zentralen Stadtbereichen können Übereinstimmungen zwischen dem vorgestellten Modell und der von 1991 stammenden Darstellung (Koch *et al.*, 2002) gefunden werden. Koch *et al.* (2002) stellten eine Verschiebung der sozial höheren Gruppen in Richtung der Uferlinie des `Guaiba'-Sees fest, indem sie die sozialräumliche Verteilung von 1980 und 1991 miteinander verglichen. Dieser von ihnen beschriebene Trend hat sich fortgesetzt. Die räumliche Segregation in soziale Schichten wird immer deutlicher, besonders im Verlauf von West nach Ost. Diese Verteilung wurde bereits 1991 ebenfalls von Koch *et al.* (2002) festgestellt, ohne dabei konkretere Siedlungsbereiche definieren zu können. Die Stadtränder von Porto Alegre, dem Fokus dieser Dissertation, sind sehr ungenau dargestellt (vgl. Anhang App. B.4.1)

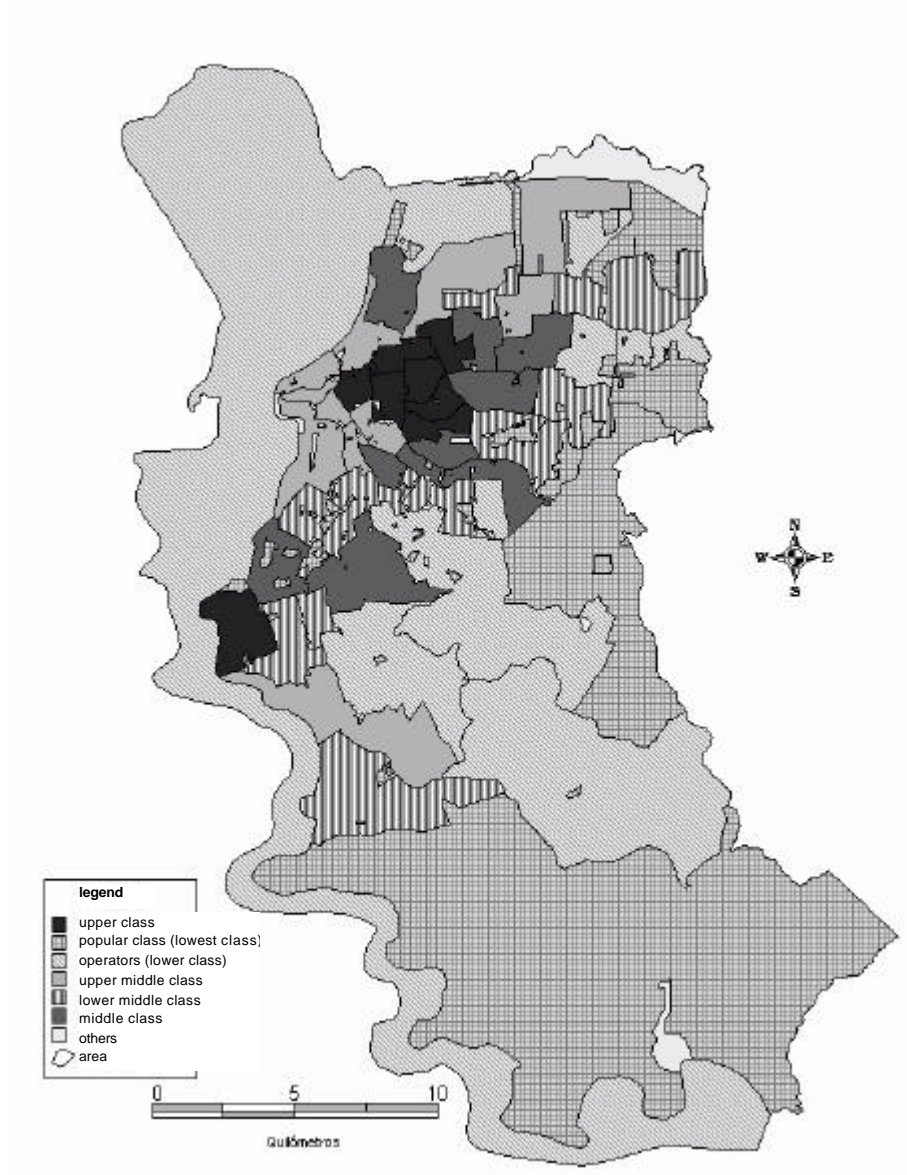
Aus dem entworfenen Stadtstrukturmodell wird deutlich, dass die Stadtrandlagen im Südwesten bisher durch die Expansion der Oberschicht bzw. gehobenen Mittelschicht betroffen sind, während im Südosten die Siedlungen der Unterschicht vorherrschen.

Eine flächenkonkrete Übertragung der Strukturzonen nach Bähr& Mertins (1995) wurde hiermit zum ersten Mal für Porto Alegre erarbeitet.

Literatur

- Bähr, J. & G. Mertins (1992). The Latin American City. In *Modelling the City. Cross Cultural Perspectives* (ed. E. Ehlers), Vol. 22, 65-75, Bonn.
- Bähr, J. & G. Mertins (1995) Die lateinamerikanische Groß-Stadt: Verstädterungsprozesse und Stadtstrukturen, Darmstadt, 238.
- D'Avila, N. (2000) DEMHAB. Com ou sem tijolos, a história das políticas habitacionais em Porto Alegre Unidade Editorial da Secretaria Municipal da Cultura, Porto Alegre, 155.
- Ferraz de Souza, C. (1998). Evolução urbana: dos arrais a metropole. In *Atlas ambiental de Porto Alegre* (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes), 99 - 106. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- IBGE (2001) Censo demográfico 2000 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Imparato, E. (1999). O Usucapião constitucional urbano. In *Direito à Cidade - Trilhas Legais para o Direito às Cidades Sustentáveis* (ed N.J. Saule), 203 - 238, São Paulo.
- Koch, M.R., R. Mammarella & T. Barcellos (2002). Tipologia socioespacial da Região Metropolitana de Porto Alegre: análise preliminar do caso de Porto Alegre 1980/91. In *Globalizacion y territorio* (eds A. Castagna, I. Raposo & M.L. Woelflin), 459-482. UNR, Rosario.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) *Atlas ambiental de Porto Alegre*. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Moraes, A.d.O. & F.J. Anton (2000) Mapa da Irregularidade Fundiária de Porto Alegre Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Porto Alegre, 95.
- PDDUA (1999) Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental (PDDUA), Vol. Lei complementar 434.
- Ribeiro, L.C.d.Q. & L.C. do Lago (1994). Reestruturação nas grandes cidades brasileiras - o modelo centro/periferia em questão, 2003, http://www.ippur.ufrj.br/observatorio/download/reestruturacao_cidades.pdf
- Santos, M. (1993) *A urbanização brasileira*, São Paulo, 157.
- Smolka, M.O. (2003). Regularização da ocupação do solo urbano: a solução que é parte do problema, o problema que é parte da solução. In *A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano* (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 255-291. Del Rey, New York.
- Souza, M.L.d. (1993) Armut, sozialräumliche Segregation und sozialer Konflikt in der Metropolitanregion von Rio de Janeiro: ein Beitrag zur Analyse der "Stadtfrage" in Brasilien, *Tübinger Geographische Studien Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Tübingen*, Tübingen, 445.
- Wehrhahn, R. (1997) Stadtentwicklung von Santos, Brasilien: funktionsräumliche, soziale und ökologische Konflikte einer lateinamerikanischen Secondary City. *Petermanns Geographische Mitteilungen 141*: 343-370.
- Zellhuber, A. (2004). Case study of participatory urban planning in the periphery of Porto Alegre, Brazil. *N-Aerus Conference; 16-17 September 2004: Urban Governance, diversity and social action in cities of the South*, Barcelona, Spain.

Anhang / Appendix



App. B.4.1: Typisierung der sozialräumlichen Gliederung von Porto Alegre 1991 (aus Koch *et al.* 2002, Legende verändert)
 Spatial distribution of social types of Port Alegre city 1991 (from Koch *et al.* 2002, legend changed)

Kapitel IV

Naturschutzfachliche Konfliktanalyse anhand von Entwicklungsszenarien der Stadtrandlagen von Porto Alegre

Abstract

The uncontrolled urban expansion in the periphery of Latin American cities leads to rapidly increasing loss and fragmentation of natural habitats. The following chapter aims at presenting scenarios of possible settlement developments in the periphery of Porto Alegre and analysing their respective impacts on the remaining natural landscape, a diverse mosaic of natural woodlands and grassland. Using scenario-writing techniques, integration of data based on demographic models and spatial analysis is achieved.

The study area encompasses an area of 96 km² in the south eastern periphery of the municipality of Porto Alegre. By means of the interpretation of a temporal series of aerial photographs and satellite images from 1991, 1999 and 2003, the latest developments of urban expansion and the current land use changes in this area have been analysed (Chapter I). Furthermore, on the basis of the same remote sensing data set, the remaining natural vegetation has been classified in ecosystem types and assessed their conservation value (Chapter III). Regarding the mapping of settlement expansion, special attention has been drawn to the identification of different structural settlement types representing the different socio-economic realities.

Knowing the actual growth rates and the main influencing factors on the different settlement types and their relation to population growth, four scenarios of settlement expansion until the year 2030 could be created, supposing different demographic progress: The first scenario, necessary as a reference scenario for the following, is the trend-scenario that extrapolates the actual development tendencies, on the assumption that the socio-economic and demographic frameworks will be unchanged in the near future. Secondly, three alternative scenarios were designed showing possible future urban expansion according to changes in the socio-economic and demographic frameworks. Finally, a scenario was developed that optimises the settlement expansion according to criteria of nature conservation and is used as a reference in the evaluation of the expected land use changes in the other scenarios. The scenarios are presented as cartographic scenarios in GIS and analysed in their spatial implications as well as partly visualized by assembling photographs.

Zusammenfassung

Das unkontrollierte Wachstum lateinamerikanischer Städte führt in den Randlagen zu einem steigenden Verlust und zunehmender Fragmentierung von naturnahen Habitaten. Das folgende Kapitel präsentiert mögliche Siedlungsentwicklungen in der Peripherie von Porto Alegre und analysiert die daraus resultierenden Eingriffe in die umgebende Landschaft, einem Mosaik aus naturschutzfachlich wertvollen Grasländern und Wäldern. In der Szenarienentwicklung werden sowohl demographische als auch räumliche Analyseergebnisse verwendet.

Die Studie konzentriert sich auf ein Gebiet (96 km²) im südöstlichen Anschluss an die Großstadt Porto Alegre. Durch die Untersuchung von Zeitreihen (vgl. Kapitel II) von Luft- und Satellitenbildern der Jahre 1991, 1999 und 2003 konnte die jüngste Stadtentwicklung analysiert werden. Auf der Basis dieser Fernerkundungsdaten konnten Ökosysteme herausgearbeitet und ihr naturschutzfachlicher Wert dokumentiert werden (vgl. Kap. III). Die Kartierung der Siedlungsentwicklung konzentrierte sich auf die strukturelle Unterscheidung von Siedlungstypen mit verschiedenen soziodemographischen Merkmalen.

Aus der Kenntnis der aktuellen Wachstumsraten der verschiedenen Siedlungstypen und ihrer Relation zum Bevölkerungswachstum, bzw. -anteil, konnten vier Szenarien für das Jahr 2030 entwickelt werden: Das erste Szenario – Trendszenario – extrapoliert die aktuellen Entwicklungen unter der Annahme, dass sich die sozioökonomischen und demographischen Rahmenbedingungen nicht ändern werden. Drei weitere „Alternativ“-Szenarien zeigen jeweils die möglichen Entwicklungen, wenn sich die sozioökonomischen Bedingungen verändern. Die Siedlungs-Szenarien wurden anhand eines Optimal Szenarios bewertet, in dem die Siedlungsentwicklung aus naturschutzfachlicher Sicht bestmöglich gelenkt wird. Alle Szenarien wurden als Karto-Szenarien mit Hilfe von GIS entworfen und vergleichend analysiert. Optimal- und Trendszenario wurden mittels Photomontagen von Schrägluftbildern visualisiert.

4.1 Einführung und Zielstellung

Die Randlagen von lateinamerikanischen Städten sind erheblich durch illegale Siedlungstätigkeiten geprägt (Mertins, 1985; Bähr, 1988; Bähr *et al.*, 1992). Vor allem durch die soziale Verdrängung der armen Bevölkerung entstehen in der Peripherie zunehmend Marginalviertel (Favelas) und Siedlungen der Unterschicht (Souza, 1993; Pöhler, 1999; Caldeira, 2000; Souza, 2001).

In Porto Alegre ist diese Tendenz ebenfalls zu beobachten, wenngleich sich in den Randlagen die Siedlungstypen der verschiedenen sozialen Schichten mischen (Koch *et al.*, 2002) vgl. Box. 4). Durch die derzeitige Siedlungsexpansion sind hier naturschutzfachlich wertvolle Flächen eines Wald-Graslandmosaiks massiv bedroht (vgl. Kap. III; Kap.II). Durch die illegale Siedlungstätigkeit ist die naturschutzfachliche Konfliktsituation eng an die sozialen Rahmenbedingungen geknüpft.

Für eine Naturschutzplanung ist die Abschätzung der zukünftigen Siedlungsentwicklung ein wichtiges Hilfsmittel, um frühzeitig Schutzmaßnahmen einleiten zu können. Ziel ist es daher, anhand von Zukunftsszenarien die Veränderung der Stadtrandlagen von Porto Alegre und die sich daraus ergebenden naturschutzfachlichen Konfliktsituationen zu analysieren und zu bewerten. Dabei soll die Frage beantwortet werden, ob eine positive Veränderung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen gleichbedeutend mit einer Verbesserung der naturschutzfachlichen Situation ist.

Um die Siedlungsentwicklung der näheren Zukunft abschätzen zu können, ist die detaillierte Analyse der jüngsten Siedlungsgeschichte zwingend notwendig (vgl. Kap. II). Hierbei müssen die Schlüsselfaktoren und Rahmenbedingungen der bisherigen Entwicklung herausgestellt werden. Erst anhand dieser Informationen können im Anschluss realitätsnahe Szenarien entworfen werden.

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet `Lomba` umfasst den südöstlichen Stadtrand von Porto Alegre mit den Stadtteilen `Agronomia`, `Lomba do Pinheiro` und `Restinga` sowie den Übergang zu Teilen der Nachbargemeinde von `Viamão` (Abb. 4.1).

Es wurde ausgewählt, weil es die größten zusammenhängenden Bereiche des Wald-Graslandmosaiks der Hügel in Porto Alegre beinhaltet. In dem 96 km² großen Gebiet liegen die Naturschutzgebiete `Parque Saint Hillaire` und `Morro Santana` und das zukünftige Schutzgebiet `Morro São Pedro`.

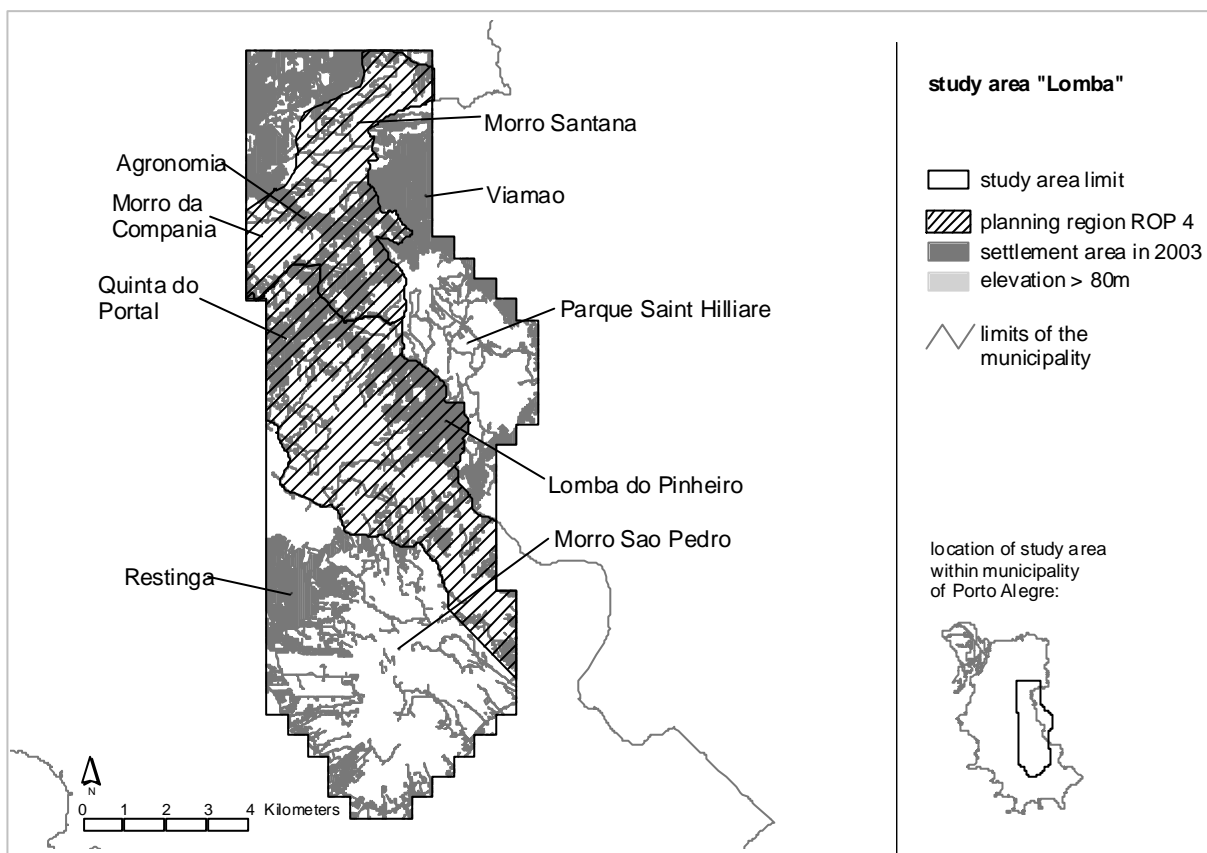


Abb. 4.1: Untersuchungsgebiet `Lomba`
study area `Lomba`

4.2.2 Methodik der Szenarientwicklung

Die Szenarientechnik ist seit den siebziger Jahren ein wichtiges Werkzeug für die Landschaftsplanung geworden. Die Methode wurde in der Zukunftsforschung in den 50er und 60er Jahren von Kahn und Mitarbeitern in den USA entwickelt und als Prognosetechnik bei nicht linearen Verläufen und unberechenbaren Ereignissen verbreitet (Kahn *et al.*, 1971). Inzwischen ist die Funktion als Zukunftsvorhersage in den Hintergrund getreten und Szenarien dienen mehr als Entscheidungshilfe bei Planungen (Fürst *et al.*, 2001). Mit der Szenariotechnik sollen realistische Entwicklungsmöglichkeiten bzw. -korridore in vergleichsweise ferner Zukunft und bei relativ großer Unsicherheit in Abhängigkeit von bestimmten Rahmenbedingungen aufgezeigt werden (Fürst *et al.*, 2001: 11).

Unter einem Szenario versteht man ein systematisches, stufenweises Durchdenken eines Systems, das überzeugende Entwicklungen und Trends in ihrem Zusammenhang aufzeigt (Jessel *et al.*, 2002: 227). Im Gegensatz zu quantitativen Prognosemethoden weist die Szenarioentwicklung eine größere Bandbreite an möglichen zukünftigen Entwicklungen auf. Es handelt sich um Bilder denkbarer Zukunftsentwicklungen, bei denen weniger die Eintrittswahrscheinlichkeit im Mittelpunkt steht, als ihre innere Widerspruchsfreiheit (Sträter, 1988: 428) und die Ermittlung und Beschreibung von bestimmenden Faktoren und Wirkungszusammenhängen (Sträter, 1988: 423).

Nachdem eine allgemein akzeptierte Definition für eine Szenarienmethode nicht vorliegt, empfiehlt van Vught (zit. in (Blume, 1996: 5)) eine "Bausteindefinition", d.h. sie definiert die Szenarienmethode über vier nötige Bestandteile, die aus Systemanalyse, Rahmenbedingungen der Entwicklung, Entwicklungspfaden und Zukunftsbildern besteht. Eine Systemanalyse muss die wesentlichen Systemelemente (Schlüsselfaktoren) und Beziehungen erfassen. Ausgehend von der Systemanalyse wird der Rahmen denkbarer Entwicklungen abgesteckt. Innerhalb dieses Entwicklungskorridors bewegen sich später die einzelnen Szenarien entlang von Entwicklungspfaden. Die Entwicklungspfade zeigen auf, was mit welcher Wahrscheinlichkeit eintritt, wenn bestimmte Ziele umgesetzt werden oder Ereignisse eintreffen. Die Zukunftsbilder sind Momentaufnahmen auf den Entwicklungspfaden; sie haben die Funktion, künftige Zustände möglichst anschaulich zu illustrieren.

Die angewandte Methodik beruht im ersten Teil auf der detaillierten Systemanalyse der Stadtentwicklung und ihrer Einfluss- und Entwicklungskomponenten. In einem zweiten Teil werden die Rahmenbedingungen und Szenarien entlang von Entwicklungspfaden entworfen: Zunächst wird ein naturschutzfachliches Optimalszenario gebildet, welches die Erkenntnisse der Bewertung aus Kap.III.2 zusammenfasst. Diesem Szenario wird ein Trendszenario gegenübergestellt, indem die in der Systemanalyse herausgearbeiteten Entwicklungstrends extrapoliert werden bis in das Jahr 2030. Die Alternativszenarien sehen Varianten der sozialen Entwicklung vor und ihre Einflussnahme auf die Flächenentwicklung.

Für die beiden extremen Szenarien, hier Trendszenario und Optimalszenario, wurden für zwei Landschaftsausschnitte Photomontagen der jeweiligen Entwicklungssituation im Jahr 2030 entworfen und der aktuellen Situation gegenübergestellt. Hierzu wurden Schrägluftbilder entsprechend im Bildbearbeitungsprogramm Photo-Shop7.0 manipuliert und die Situation der Kartoszenarien simuliert. Sie sollen zur verbesserten Visualisierung der Situationen und als Diskussionsgrundlage für weitere Planungen dienen.

4.2.3 Methodik Systemanalyse

Ziel der Systemanalyse ist die Untersuchung der bisherigen Entwicklung und die Charakterisierung der Schlüsselfaktoren der Stadtrandentwicklung. Sie besteht folgend aus der Analyse des Bevölkerungswachstums, der Dokumentation und der Charakterisierung der Flächenentwicklung der letzten zwölf Jahre (vgl. Kap. II). Die Flächendaten wurden hierzu mit demographischen Zensusdaten verschnitten und Entwicklungstrends herausgearbeitet:

4.2.3.1 Systemanalyse Bevölkerungswachstum

Jedes Bevölkerungswachstum kann in einer demographischen Grundgleichung als Summe in natürliches Wachstum (Geburtenzugänge, Sterbefälle) und durch Zu- bzw. Abwanderung bilanziert werden (Bähr, 1992).

Ausgehend von der gesamten Stadt Porto Alegre wurde die jüngste Bevölkerungsentwicklung analysiert, um die Faktoren natürliches Wachstum und Migration getrennt darstellen zu können. Hierzu wurden die Auswertungen von IBGE (2001) herangezogen, sowie eigene Berechnungen vorgenommen. Die Bevölkerungsentwicklung wurde anhand eines vereinfachten Kohorten-Komponenten-Modells (vgl. Barney, 1981) mittels DYNYSYS- Software kalkuliert (Bossel, 1985; Adelman *et al.*, 2004). Die Bevölkerung wurde hierzu in drei Altersklassen (0-14 Jahre, 14-49 Jahre, über 49 Jahre) zusammengefasst und pro Klasse die Wachstumsraten analysiert. Die Zensusdaten sind in Sektoren unterteilt. Für die Berechnung wurden nur vollständig im Untersuchungsgebiet enthaltene Sektoren verwendet. Leider standen nur für Teile des Untersuchungsgebietes Informationen über die Altersklassenverteilung zur Verfügung, welche für eine Modellierung des natürlichen Wachstum und des Anteils an Migration notwendig sind. Die Wachstumsraten wurden daher aus der Planungsregion ROP¹ 4 ermittelt (vgl. Abb. 4.1; S. 198), welche die Stadtteile `Agronomia` und `Lomba do Pinheiro` umfasst und vollständig im Untersuchungsgebiet enthalten sind. Die ROP 4 weist im Vergleich zum Untersuchungsgebiet zwischen 1991 bis 2000 ein sehr ähnliches Gesamtwachstum auf (vgl. Tab.4.1, S.203).

4.2.3.2 Systemanalyse Siedlungsentwicklung und Einflussfaktoren

Die Flächenentwicklung der städtischen Siedlungen wurde mittels Luft- und Satellitenbildinterpretation für die Jahre 1991, 1999 und 2003 innerhalb eines Geographischen Informationssystems (Arc View/ArcInfo) kartiert (vgl. Kapitel II). Die Abgrenzung der einzelnen Siedlungstypen erfolgte zunächst rein strukturell. Hilfskriterien waren die Gebäudegröße und -höhe, Gebäudeanordnung zueinander und die Orientierung zu Straßen. Durch die GIS-Verschneidung der Siedlungsflächen mit Zensusdaten konnten die Siedlungstypen soziodemographisch charakterisiert werden. Es wurden Favelas, unregulierte/informelle Wohnsiedlungen, regulierte Wohnsiedlungen, Hochhaussiedlungen, Hallenbauten (Handel, Industrieanlagen, öffentliche Gebäude), Luxussiedlungen und Einzelhöfe/Wochenendhäuser unterschieden.

Zur räumlichen Analyse der Siedlungstypen wurde GIS (ArcView mit den Erweiterungen Spatial Analyst und NearestNeighbour) genutzt, um für jeden Typ Kenngrößen zu ermitteln: Hierbei wurde die Wachstumsgeschwindigkeit und die Siedlungspräferenz analysiert, sowohl in Abhängigkeit von Straßenanbindung, Entfernung zur Kernstadt, Relief, benachbarten Siedlungstypen, als auch das Siedlungsverhalten gegenüber bestehenden Schutzgebieten (vgl. Box.3) oder geologischen Risikogebieten (die Kartierung wurde aus (Menegat *et al.*, 1998) übernommen und mit der eigenen Siedlungskarte in GIS verschnitten. Die Wohnstruktur wurde empirisch hinsichtlich der Anzahl, Grundfläche und Dichte der Gebäude und Nebengebäude sowie der Garten- bzw. Freiflächen untersucht.

¹ ROP - região do orçamento participativo = Zusammenfassung von Stadtteilen für die partizipative Bestimmung des Jahreshaushaltes der Stadt Porto Alegre (näheres in

Eine soziodemographische Analyse der Typen wurde mittels demographischer Kennzahlen (Zensusdaten 1991 u. 2000) durchgeführt. Für die Analyse wurden nur Zensussektoren im gesamten Gemeindegebiet von Porto Alegre ausgewählt, welche ausschließlich einen Siedlungstyp aufwiesen. Hier wurde die Personendichte pro ha, das Einkommen und der Flächenbedarf ermittelt. Der prozentuale Anteil armer Bevölkerung wurde bestimmt, wobei die Armutsgrenze auf ein Einkommen unterhalb des doppelten gesetzlichen Mindestlohns (*salario minimo*) festgelegt wurde.

Als eine Ursache für das rasche Stadtrandwachstum werden Grundstücks-Spekulationen im Bereich der Kernstadt genannt (Koch *et al.*, 2002). Hierbei werden Grundstücke mehrere Jahre von der Bebauung freigehalten, um die steigenden Grundstückspreise abzuwarten. Um einen Flächenanteil abschätzen zu können, wurden sämtliche Freiflächen nach Satellitenbildern von 2003 im Bereich der Kernstadt kartiert. Offiziell registrierte Park- und Grünanlagen wurden davon abgezogen.

Um eine Einschätzung geben zu können, wie hoch die Bevölkerungskapazität des Untersuchungsgebietes laut offizieller Planung ist, wurden die Vorgaben des Stadtentwicklungsplanes (PDDUA 1999) hinsichtlich der maximalen Gesamtbevölkerung mit den realen Bevölkerungszahlen (Stand Zensus 1999) verglichen.

Weiterhin wurde das Nachverdichtungspotenzial der existierenden Siedlungsflächen ermittelt, indem die Bevölkerungsdichte des Untersuchungsgebietes mit den mittleren Dichten der Kernstadt Porto Alegres pro Typ verglichen wurde. Hierdurch wurde die Kapazität ermittelt, inwieweit die Siedlungsausdehnung neuer Flächen durch Nachverdichtung bestehender Siedlungen kompensiert werden kann.

4.2.4 Erstellung und Bewertung der Karto-Szenarien

Im Anschluss an die Systemanalyse wurde für jedes Szenario eine eigene Verteilung zukünftiger Siedlungsflächen der verschiedenen Siedlungstypen berechnet: Hierzu wurde die zu erwartende Bevölkerungszahl auf die verschiedenen Siedlungstypen aufgeteilt. Bestehende Siedlungsflächen, die ein Nachbesiedlungspotenzial aufwiesen, wurden zunächst „aufgefüllt“, d.h. die Bevölkerungszahl abgezogen, welche innerhalb der bestehenden Siedlungsflächen unterkommen kann. Im Anschluss wurden anhand des Pro-Kopf-Flächenverbrauchs die notwendigen neuen Siedlungsflächen berechnet.

Die Karto-Szenarien sind die kartographische Umsetzung der Flächenentwicklungen, bzw. Flächenvorgaben innerhalb der verschiedenen Szenarien. Die Übertragung der Flächengrößen erfolgte mittels GIS (Arc View). Zunächst wurden im GIS sämtliche Standortfaktoren kombiniert, die auch zur Systemanalyse verwendet wurden und in Standortmasken, d.h. Gebiete gleicher Bedingungen, zusammengefasst. Innerhalb dieser Standortmasken erfolgte die Verteilung der Siedlungsflächen manuell, wobei die ermittelte Siedlungspräferenz der verschiedenen Siedlungstypen mit den Bedingungen der Standortmaske übereinstimmen musste.

Die verschiedenen Karto-Szenarien der Siedlungsentwicklung wurden mit einem naturschutzfachlichen Optimalszenario verglichen und bewertet. Das Optimalszenario ist die kartographische Umsetzung naturschutzfachlicher Forderungen und umfasst die als schutzwürdig bewerteten Flächen (vgl. Kap. III). Hierbei wurde zwischen Kernflächen von gewünschten oder existierenden Schutzgebieten, Verbindungsflächen über Korridore und Pufferflächen unterschieden. Die Kernbereiche umfassen die als naturschutzfachlich wertvoll bewerteten Flächen (vgl. Kap. III). Die Grenzziehung erfolgte teils

durch Vorgaben bestehender Schutzgebiete (‘Parque Saint Hillaire’, ‘Morro Santana’) oder sich in Diskussion befindlicher Schutzgebietsgrenzen (‘Morro São Pedro’), sowie als notwendig erachtete weitere Schutzgebiete (‘Morro da Compania’, Hänge der ‘Lomba do Pinheiro’). Die Randzonen der Schutzgebiete wurden mittels GIS auf 200 m nach innen gepuffert und somit als Pufferflächen definiert. Als Korridorflächen wurden lediglich Wälder ausgewählt, welche in kürzester Distanz Kernbereiche verbinden sowie zusammenhängende Galeriewälder. Durch die Verschneidung im GIS der einzelnen Siedlungsszenarien mit dem Optimalszenario wurden die verschiedenen Konfliktflächen berechenbar.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Ergebnisse Systemanalyse

Die Ergebnisse der Systemanalyse gliedern sich in die Analyseergebnisse der Bevölkerungsentwicklung und detaillierten Charakterisierung der Siedlungstypen sowie ihre bisherige Entwicklung.

4.3.1.1 Bevölkerungsentwicklung

Im Untersuchungsgebiet lebten 87.821 Personen im Jahr 1991 und 133.821 Personen im Jahr 2000 (vgl. Tab. 4.1). Die jährliche Wachstumsrate lag zwischen 1991- 1996 bei 4,57%, zwischen 1996 bis 2000 bei 4,79%. Diese Wachstumsrate unterscheidet sich deutlich von Gesamt-Porto Alegre mit 1,35% zwischen 1996-2000. Die Planungsregion ROP 4, welche im Untersuchungsgebiet enthalten ist, weist dagegen mit einer Wachstumsrate von 4,98% eine große Ähnlichkeit zum Untersuchungsgebiet auf. In der ROP 4 liegt die Geburtenrate bei 2,59 Kindern/Frau deutlich höher als im Durchschnitt von Porto Alegre mit 1,89 Kindern/Frau.

Tab.4.1: Bevölkerungsentwicklung von Porto Alegre im Vergleich zur Planungsregion ROP 4 und zum Untersuchungsgebiet zwischen 1991 – 2000 (Berechnung: Probral Projekt, ZELLMAYER 2004)

Increase of population between 1991 – 2000 in Porto Alegre in comparison to planning region ROP4 and the study area (source: Probral Project, ZELLMAYER 2004)

	1991 Bevölkerung	1996 Bevölkerung	1991-1996 jährliche Wachstumsrate	2000 Bevölkerung	1996-2000 jährliche Wachstumsrate
Planungsregion: ROP 4	37187	46909	4,75%	56980	4,98%
Untersuchungsgebiet	87821	110168	4,57%	133821	4,79%
Porto Alegre Gesamt	1263403	1288879	0,4%	1360033	1,35%

Für die Berechnung des Migrationsanteils konnte nur die Planungsregion ROP 4 herangezogen werden: der Anteil von Zuwanderern in dieses Gebiet lag zwischen 1991 – 1996 bei über 72%, zwischen 1996 – 2000 bei 63,8% (Tab.4.2). Die Zuwanderungsrate von Gesamt-Porto Alegre lag dagegen zwischen 1996 – 2000 bei 23,05%. Ca. 40% des durch Migration begründeten Wachstums von Porto Alegre finden alleine in der Region ROP 4 statt. Das Wachstum der Region ROP4 und im Untersuchungsgebiet ist zu 2/3 durch Migration beeinflusst und weist eine Konzentration von Zuwanderung auf.

Tab.4.2: Natürliches Bevölkerungswachstum und Migrationsanteil in Porto Alegre im Vergleich zur Planungsregion ROP 4 (ZELLMAYER 2004)

Natural increase of population and migration in Porto Alegre in comparison to planning region ROP4 (source: Probral Project, ZELLMAYER 2004)

	Porto Alegre		ROP 4	
	1996-2000	2000-2003	1991-1996	1996-2000
natürliches Bevölkerungswachstum	54748	29689	2699	3647
Migrationsgewinn	16406	4283	7023	6424
Gesamt	71154	33972	9722	10071
Anteil der Migration an der Gesamtzunahme	23,05 %	12,61 %	72,24 %	63,79 %

4.3.1.2 Vergleich der Siedlungstypen

Zunächst werden die Ergebnisse der soziodemographischen Analyse aller Siedlungstypen gemeinsam präsentiert, um Tendenzen und Gradienten hervorzuheben. Auf die genannten Einzelwerte wird erst im Anschluss (4.3.1.3) eingegangen, in dem die Siedlungstypen getrennt voneinander charakterisiert werden.

Die Siedlungstypen unterscheiden sich deutlich durch die Einkommensverhältnisse ihrer Bewohner (Abb. 4.2, Tab. 4.3). In Luxussiedlungen tritt erwartungsgemäß das höchste Pro-Kopf-Einkommen auf, gefolgt von Hochhaussiedlungen, geregelten Wohnsiedlungen bis hin zu unregelmäßigen Siedlungen und Marginalvierteln. Das absolute Einkommen der reichsten Viertel liegt im Mittel 17fach höher als das der ärmsten.

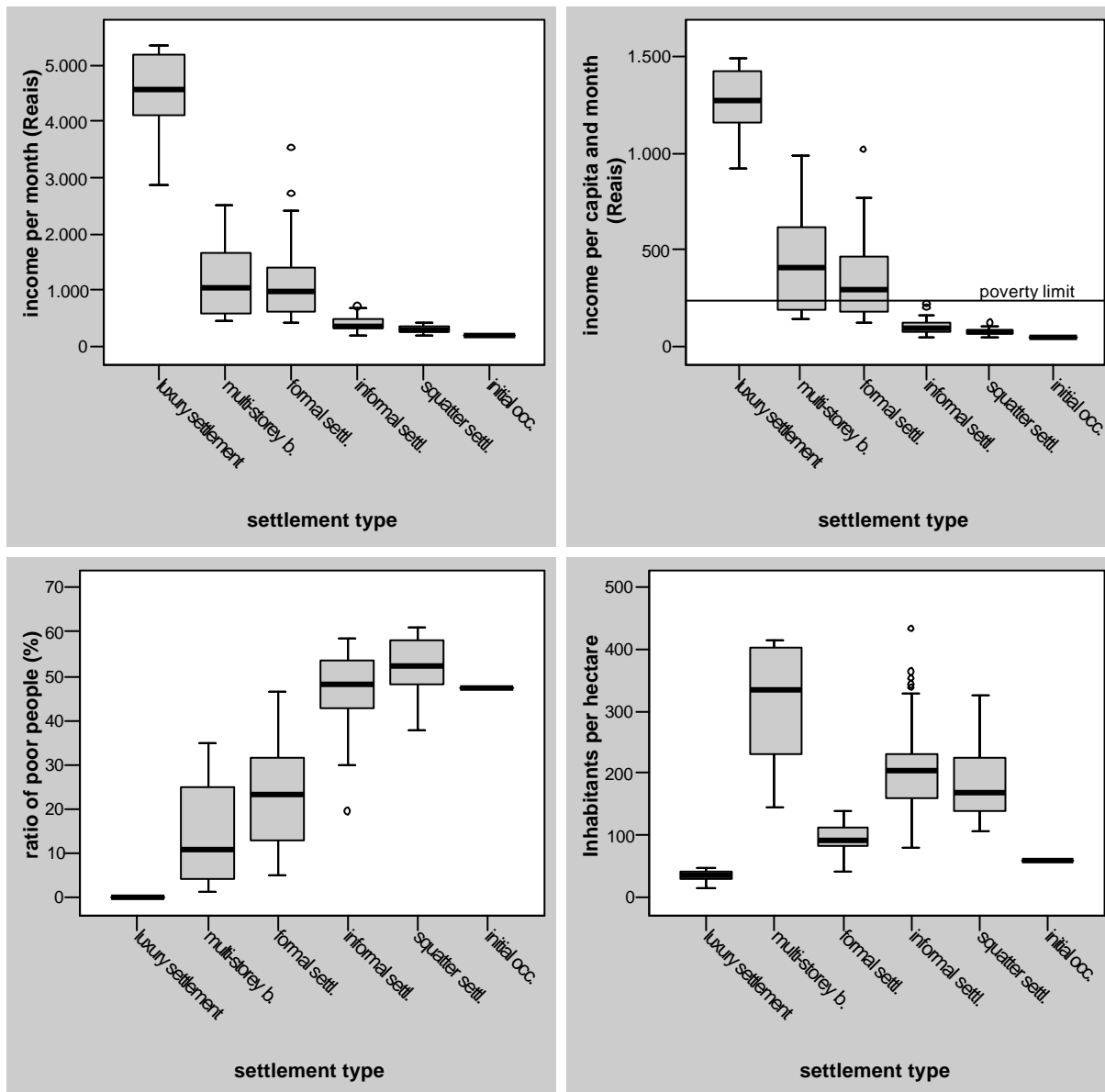


Abb. 4.2: Charakterisierung der verschiedenen Siedlungstypen: Familienmonatseinkommen, Pro-Kopf-Monatseinkommen, Personenanteil (%) mit Einkommen unter der Armutsgrenze, Einwohner pro ha
 Characterisation of different settlement types: income per family and month, income per capita and month, ratio of poor people (%), inhabitants per ha

Die höchsten Wohndichten erreichen die Hochhaussiedlungen mit 408 Personen/ha, gefolgt von geregelten Siedlungen mit 203 P/ha und von Marginalvierteln (185 P/ha außerhalb ihrer Initialphase) (vgl. Tab. 4.3). Die geringste Wohndichte weisen Sektoren mit Einzelhöfen auf, hier mit durchschnittlich sechs Personen/ha (lt. (IBGE, 1997).

Tab. 4.3: Personendichte, Pro-Kopf-Monatseinkommen, Personenanteil mit Einkommen unter der Armutsgrenze pro Siedlungstyp
inhabitants per ha, income per capita and month, ratio of poor people in different settlement types

settlement type	n*	person/ ha				income per capita and month (Real)				percentage of poor people**			
		avg.	SD	Min	Max	avg.	SD	Min	Max	avg.	SD	Min	Max
luxury settlement	9	31	10	15	41	1344	339	924	2121	0	0	0	0
multistory building	11	408	351	144	1240	458	292	145	989	14,8	12	1,4	35
courtyard/ single house***	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
formal settlement	23	87	32	34	140	359	235	120	1020	21,7	13	0,4	46,7
informal settlement	33	213	81	80	433	106	37	49	222	46,11	8,9	19	58,7
squatter settlement	20	185	55	108	326	80	18	49	121	51,7	6,6	38	60,9
initial occupation	1	61	-	-	-	51,5	-	-	-	67	-	-	-
complete Porto Alegre	2169	158	179	0,09	1805	508	418	39	2911	20,1	17	0	100

*n = number of demographical sectors (IGBE 2000) with only equal settlement types

** poor: lower the double minimum income "salario minimo" (=120 bras. Reais or 80 Euro)

*** no data calculable, caused of lacking sector with only courtyard settlement; 6 person/ ha (IBGE 1996)

Der prozentuale Bevölkerungsanteil, welcher über ein Einkommen unterhalb der Armutsgrenze verfügt, ist erwartungsgemäß antiproportional zum Durchschnittseinkommen. Dennoch weisen alle Siedlungstypen bis auf Luxussiedlungen einen Anteil armer Bevölkerung von mindestens 14,8% auf. Der Gesamtdurchschnitt in Porto Alegre liegt bei 20,1%.

Tab. 4.4: Wohnstrukturen der verschiedenen Siedlungstypen: Größe der Häuser, Nebengebäude, Anbauten und Gärten, Verhältnisse und Gebäudedichte
Structure of different settlement types: sizes of houses, extension, annexe and garden, ratio and density of buildings

settlement type	house (sqm)					garden/ open space (sqm)					ratio house : garden
	n	avg.	SD	Min.	Max.	n	avg	SD	Min.	Max.	
luxury settlement	62	491	189	181	973	62	2082	1212	820	6185	1 : 4,24
multistory building	36	200	73	120	295	36	630	80	560	700	1 : 3,16
courtyard/ single house	24	155	85	50	340	24	2675	170	2515	2730	1 : 8,68
formal settlement	142	54	23	47	155	141	250	71	80	542	1 : 4,62
informal settlement	140	41	23	21	143	132	167	84	10	321	1 : 4,02
squatter settlement	226	26	13	5	75	-	113 *	-	-	-	-
initial occupation	32	18	10	6	53	-	173 *	-	-	-	-

* open space between huts

settlement type	extension (sqm)*			annexe (sqm)			ratio (no.) house: annexe	distance (m) between houses			
	n	avg.	SD	n	avg.	SD		avg.	SD	Min	Max
luxury settlement	-	-	-	-	-	-	1 : 0	24,3	12,4	9,2	64,3
multistory building	-	-	-	-	-	-	1 : 0	9,4	8,2	3,4	24,2
courtyard/ single house	-	-	-	49	24	17	1 : 2	143,2	68,4	24,2	1734
formal settlement	-	-	-	35	8	6,4	1 : 0,3	4,2	2,1	1,9	24,1
informal settlement	83	38	25	54	14	6,8	1 : 0,97	2,6	2,4	0	12,3
initial occupation	-	-	-	-	-	-	-	16,9	12,6	7,6	43,5
squatter settlement	-	-	-	-	-	-	-	5,7	3,2	2,1	18,2

* new constructions on the same ground between 1991 - 2003

Informelle Siedlungen, Marginalviertel und Initialphasen von Marginalvierteln grenzen sich signifikant von den anderen Siedlungstypen ab mit einem durchschnittlichen Anteil armer Bevölkerung von mindestens 46,1%.

Die Wohnstruktur der einzelnen Siedlungstypen folgt dem Einkommensgradienten (vgl. Tab. 4.4). Die Grundfläche der Häuser und Gärten bzw. Freifläche und der Abstand zwischen den Gebäuden nimmt mit dem Einkommen zu. Die unregelmäßigen Siedlungen sind vor allem an der extremen Dichte der Gebäude und der Anzahl von Neben- und Anbauten zu charakterisieren. Der Flächenanspruch einer Luxussiedlung liegt somit ca. 10fach höher als der einer geregelten Wohnsiedlung und ca. 18fach höher als der eines Marginalviertels.

Tab. 4.5: Neubesiedlungen zwischen 1991 – 1999 und ihre nächstgelegenen Siedlungsflächen
settlement expansion (1991-1999) and nearest neighbour type

settlement 1991:	settlement expansion 1991 - 1999 - nearest neighbour													
	multistory building		trade, industry		formal settlement		informal settlement		squatter settlement		initial occupation		luxury settlement	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
multistory building	1	33,3												
trade, industry	1	33,3	12	38,7	4	2,4	12	4,8	1	3,7	1	8,3	1	9,1
formal settlement	1	33,3	10	32,3	137	81,1	44	17,7	5	18,5			3	27,3
informal settlement			9	29,0	28	16,6	191	77,0	7	25,9	10	83,3	2	18,2
squatter settlement							1	0,4	11	40,7	1	8,3		
initial occupation									3	11,1				
luxury settlement													5	45,5
all	3	100	31	100	169	100	248	100	27	100	12	100	11	100

Die meisten Siedlungsformen expandieren in unmittelbarer Nähe zum gleichen Typ (vgl. Tab. 4.5). Ausnahmen sind Flächen mit Handel, Industrie oder öffentlichen Einrichtungen. Die Siedlungspräferenz wird am deutlichsten bei den geregelten und unregelmäßigen Wohnsiedlungen: Mindestens 77% der Neubesiedlungen geschahen in unmittelbarer Nachbarschaft zu bestehenden Siedlungen gleichen Typs.

Deutlicher wird die Nachbarschaftsbeziehung durch die Gruppierung in zwei Einkommensklassen (Tab. 4.6), hier Gruppe I „mittleres bis gehobenes Einkommen“ mit Luxussiedlungen, Hochhäusern und geregelten Siedlungen, und Gruppe II „unteres Einkommen“ mit informellen Siedlungen, Marginalvierteln und Initialflächen. In beiden Gruppen sind über 82% der Neubesiedlungen in direkter Nachbarschaft zu Siedlungen der gleichen Einkommensgruppe.

Tab. 4.6: Neubesiedlungen und ihre nächstgelegenen Siedlungsflächen (1991- 1999), gruppiert nach Einkommen
settlement expansion (1991-1999) and nearest neighbour type, grouped by income classes

settlement 1991:	settlement expansion 1991 - 1999: nearest neighbour grouped by income			
	lower income		middle- upper income	
	n	%	n	%
lower income	224	82,1	30	16,9
middle- upper income	49	17,9	147	83,1
all	273	100,0	177	100,0

Bei der Besiedlung geologischer und hydrologischer Risikogebiete zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Siedlungstypen (Tab. 4.7). 17,7% der Initialphasen von Marginalvierteln liegen in abrutsch- bzw. steinschlaggefährdeten Hangbereichen oder überflutungsbedrohten Flussniederungen bzw. Engtälern. Hochhäuser und Luxussiedlungen weisen keine Flächen in Risikogebieten auf. Dagegen liegen 6,6% der informellen Siedlungen in Risikogebieten. Immerhin liegen 1,97% der geregelten Wohnsiedlungen und 3,34% der freistehenden Wochenendhäuser/ Einzelhöfe in Risikogebieten.

Tab. 4.7: Besiedlungen von geologischen und hydrologischen Risikogebieten
settlement within hydrological and geological risk areas

settlement type 2003	total		within hydro- logical risk zone		within geological risk zone		within risk zone - sum	
	ha		ha	% of type	ha	% of type	ha	% of type
luxury settlement	7,27		0	0 %	0	0 %	0	0,00 %
multistoried buildings	42,43		0,02	0,04 %	0	0 %	0,02	0,04 %
single house/ courtyard	88,86		2,21	2,48 %	0,76	0,86 %	2,97	3,34 %
formal settlement	718,85		12,81	1,78 %	1,33	0,19 %	14,15	1,97 %
informal settlement	602,42		25,82	4,29 %	13,74	2,28 %	39,56	6,57 %
initial occupation	12,43		1,24	9,94 %	0,05	0,38 %	1,28	10,33 %
squatter settlement	91,50		4,39	4,80 %	11,79	12,89 %	16,18	17,69 %
trade - industry - public facility	109,45		0,95	0,87 %	3,32	3,04 %	4,27	3,91 %
sum	1673,22		47,44	2,83 %	31,00	1,85 %	78,43	4,69 %

Das Besiedlungsverbot von gesetzlich definierten Permanenten Schutzgebieten wird außer bei der Errichtung von Luxussiedlungen bei allen anderen Siedlungstypen missachtet (vgl. Tab.4.8). Marginalviertel und informelle Siedlungen weisen die höchsten Besiedlungsraten von Permanenten Schutzgebieten auf (detaillierte Analyse in Box 3). Über ein Drittel der Marginalviertel liegt innerhalb Permanenter Schutzgebiete.

Tab. 4.8: Besiedlungen von Permanenten Schutzgebieten (vgl. Box. 4)
settlement in permanent reserve areas (comp. to Box 4)

settlement type	area 1999		area 2003		in-/decrease	
	ha	% of type	ha	% of type	absolut (ha)	% per year
luxury settlement	-	-	-	-	-	-
multistoried buildings	0,60	1,64	0,62	1,47	0,02	0,90
single house/ courtyard	8,22	9,92	8,93	10,09	0,71	2,09
formal settlement	49,56	7,52	53,67	7,79	4,12	2,01
informal settlement	92,28	17,23	109,67	18,24	17,39	4,41
squatter settlement/initial occ.	29,90	36,46	38,40	36,06	15,37	16,59
trade, industry, publ. facil.	8,62	7,19	12,19	8,60	3,57	9,05

Die Hauptstraßen sind wichtige Siedlungsachsen an denen sich Geschäfte, Einkaufsmöglichkeiten und Versorgungseinrichtungen konzentrieren. In Abhängigkeit zur Entfernung von den Hauptstraßen ist eine unterschiedliche Verteilung der Siedlungstypen zu finden (vgl. Tab 4.9). Industrie, Handel und öffentliche Gebäude konzentrieren sich zu 70% an Hauptstraßen. Die restlichen 30% mit einer größeren Entfernung zur Hauptstraße werden innerhalb dieses Typs von Schulen und dem Universitätsgelände gebildet. Hochhäuser und Luxussiedlungen zeigen eine starke Bindung an Hauptstraßen mit über 85% ihrer Siedlungsfläche. Einzelhöfe und Wochenendhäuser sind erwartungsgemäß weiter als

600 Meter entfernt. Geregelter und unregelmäßiger Wohnsiedlungen sowie Marginalviertel verteilen sich weitgehend unabhängig von der Distanz zu Hauptstraßen.

Tab. 4.9: Flächenverteilung von expandierenden Siedlungstypen (1991 - 2003) in Abhängigkeit zur Entfernung von Hauptstraßen
Expanding settlement types between 1991 and 2003 dependent on the distance to main roads

settlement type	distance to main road		
	0 - 300m	300 - 600m	> 600m
luxury settlement	85,0 %	0,0 %	15,0 %
multi-storied buildings	87,1 %	12,9 %	0,0 %
single house/ courtyard	18,1 %	23,2 %	58,7 %
formal settlement	36,6 %	19,3 %	44,2 %
informal settlement	47,6 %	29,2 %	23,2 %
squatter settlement	42,5 %	48,5 %	9,0 %
initial occupation	19,2 %	47,7 %	33,1 %
trade - industry - public facility	70,0 %	19,5 %	10,5 %

Die Geländeneigung hat ebenfalls einen Einfluss auf die Verteilung der Siedlungstypen (Tab. 4.10). Hochhausbauten expandieren vorwiegend in flaches bis mäßig geneigtes Gelände. Luxus-siedlungen befinden sich meist in mäßig geneigten Hangbereichen, hier 66,5% der Flächen mit Aussicht auf den 'Guaiba'-See. Mindestens 80% der Flächen von geregelten Siedlungen, Einzelhöfen, sowie Handel, Industrie und öffentlichen Gebäuden sind in flachem oder gering geneigtem Gelände zu finden. Die informellen Siedlungen konzentrieren sich in den steilen bis mäßig geneigten Hangbereichen. Marginalviertel liegen zu 3/4 ihrer Flächen in steilen Hanglagen und expandieren weiterhin in diese Bereiche.

Tab. 4.10: Verteilung der Flächen der Siedlungstypen in Abhängigkeit zur Geländeneigung
settlement types and expanding areas dependent on slope

settlement type	settlement in 1991			expansion 1991 - 1999			expansion 1999 - 2003		
	slope:			slope:			slope:		
	0-5%	5-15%	>15%	0-5%	5-15%	>15%	0-5%	5-15%	>15%
luxury settlement	38,5 %	50,8 %	10,7 %	14,0 %	62,1 %	23,9 %	- %	- %	- %
multi-storied buildings	56,0 %	41,9 %	2,1 %	78,3 %	21,7 %	0 %	81,0 %	19,0 %	0 %
single house/ courtyard	48,8 %	34,3 %	17,0 %	39,2 %	37,6 %	23,2 %	71,9 %	15,6 %	12,5 %
formal settlement	40,0 %	40,8 %	19,2 %	51,7 %	30,8 %	17,5 %	48,9 %	33,0 %	18,2 %
informal settlement	24,4 %	28,8 %	46,7 %	27,7 %	30,7 %	41,6 %	21,6 %	33,4 %	45,1 %
squatter settlement	12,5 %	13,0 %	74,5 %	15,7 %	18,9 %	65,4 %	10,4 %	14,3 %	75,3 %
trade, industry, publ. fac.	50,6 %	44,1 %	5,3 %	59,1 %	34,8 %	6,1 %	49,9 %	44,6 %	5,4 %

Beim Siedlungstyp Hochhäuser konnte eine Abhängigkeit von der Entfernung zur Kernstadt Porto Alegre festgestellt werden. Die Expansion von Hochhäusern konzentrierte sich zu 84% in den stadtnahen Gebieten (vgl. Kap. II). Alle anderen Typen verteilen sich unabhängig von der Entfernung zur Kernstadt. Die gesamte Siedlungsexpansion über alle Typen weist mehrere Schwerpunkte auf (vgl. Abb. 4.3) entlang der zunehmenden Entfernung zur Kernstadt in Nord-Süd Richtung. Die Expansion nimmt von Nord nach Süd ab, allerdings sind 'Morro Santana', 'Quinta do Portal' zusammen mit

‘Lomba do Pinheiro’ sowie ‘Restinga’ und der Südteil von ‘Morro São Pedro’ Schwerpunkte expandierender Siedlungen.

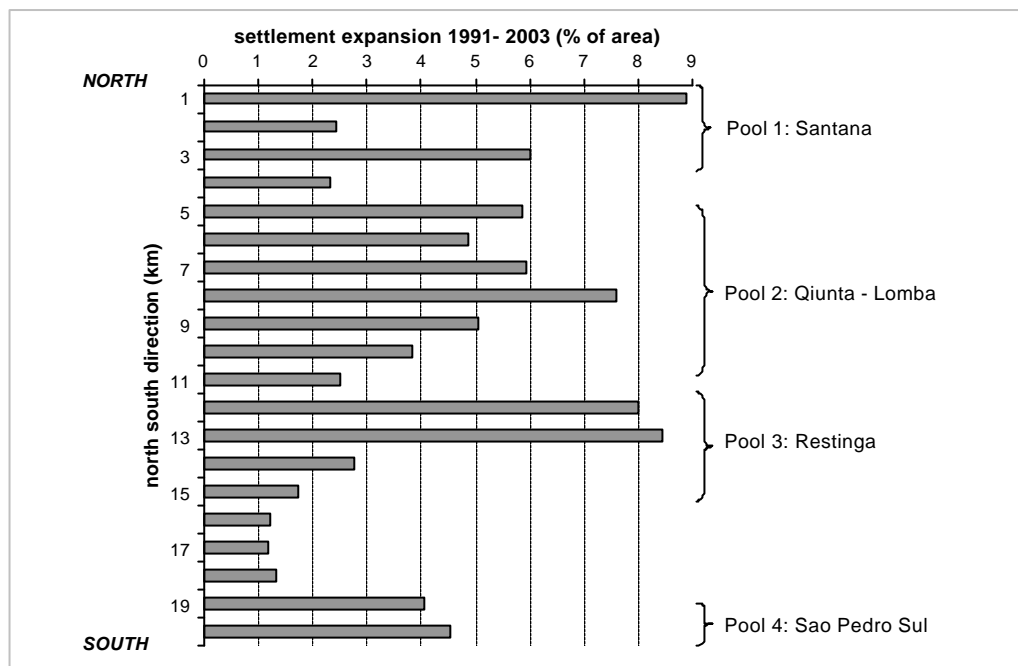


Abb. 4.3: Verteilung der Siedlungsexpansion in Abhängigkeit zur Entfernung zur Kernstadt Porto Alegre (Nord-Süd-Richtung)
Distribution of expanding settlement dependent on distance to main city of Porto Alegre in north-south direction

Die Siedlungsflächen und Wachstumsraten der verschiedenen Siedlungstypen zwischen 1991-2003 sind in Tab. 4.11 dargestellt. Absolut an Fläche wachsen die informellen Siedlungen am meisten, gefolgt von geregelten Siedlungen. Die größten prozentualen jährlichen Wachstumsraten weisen die Marginalviertel auf. Ihre Fläche hat sich innerhalb der zwölf Jahre mehr als verdoppelt. Insgesamt ist die jährliche Wachstumsrate von 2,72% auf 1,21% rückläufig. Bis auf die Flächenentwicklung von Handel, Industrie und öffentlichen Gebäuden ist dieser Trend bei allen Siedlungstypen zu beobachten.

Tab.4.11: Expansion verschiedener Siedlungstypen von 1991, 1999 bis 2003
Expansion of different settlement types from 1991, 1999 to 2003

settlement type	1991	1999	2003	growth 1991 - 1999			growth 1999 - 2003		
	[ha]	[ha]	[ha]	[ha]	[%]	[%/year]	[ha]	[%]	[%/year]
luxury settlement	4,17	7,27	7,27	3,10	74,34	7,2			
multistoried buildings	29,34	36,74	42,43	7,40	25,23	2,9	5,69	15,5	1,8
single house/ courtyard	71,69	82,92	88,56	11,23	15,67	1,8	5,64	6,8	0,8
formal settlement	575,07	659,15	689,03	84,08	14,62	1,7	32,65	5,0	0,6
informal settlement	394,83	535,44	601,13	140,61	35,61	3,9	65,69	12,3	1,5
squatter settlem./ initial occ.	49,56	82,00	106,48	32,44	65,46	6,5	24,48	29,8	3,3
trade - industry - public facility	104,10	119,86	141,72	15,76	15,14	1,8	21,86	18,2	2,1
sum	1228,76	1523,38	1676,62	294,62	23,98	2,7	156,00	10,2	1,2

Die besiedelten Flächen unterscheiden sich in ihrer Vornutzung je nach Siedlungstyp (Tab. 4.12). Waldflächen und Grasländer werden zu einem größeren Anteil (27-62%) von informellen Wohnsiedlungen und Marginalvierteln besiedelt. Einzelhäuser, hier vor allem Wochenendhäuser, werden ebenfalls zu einem hohen Anteil in wald- oder forstbestandene Flächen gebaut. Regulierte Wohnsiedlungen, Hochhäuser und Luxussiedlungen expandieren hauptsächlich in wald- oder strauchfreie Flächen mit zumeist landwirtschaftlicher Vornutzung. Grasländer sind von ihrer Expansion nicht betroffen.

Tab.4.12: Vornutzung der Expansionsflächen verschiedener Siedlungstypen von 1999 bis 2003
Pre-use of expansion areas of different settlement types from 1999 to 2003

settlement type:	settlement expansion 1999- 2003 into:								
	woody land					non woody land			
	forestry [ha]	native forest [ha]	shrubland [ha]	sum [ha]	[%]	grassland [ha]	other [ha]	sum [ha]	[%]
luxury settlement	-	-	-	-	-	-	-	-	-
multistoried buildings	-	-	0,02	0,02	0,28	-	5,67	5,67	99,72
single house/ courtyard	0,27	0,53	1,08	1,88	33,32	-	3,76	3,76	66,68
formal settlement	0,81	0,09	1,37	2,26	6,94	-	30,39	30,39	93,06
informal settlement	5,17	11,93	8,48	25,58	38,94	3,21	36,90	40,11	61,06
squatter settlement	0,01	3,21	1,83	5,05	27,97	9,16	3,85	13,01	72,03
initial occupation		3,15	1,13	4,28	62,57	-	2,56	2,56	37,43
trade, industry, publ.fac.	0,50	0,89	2,01	3,40	15,58	-	18,43	18,43	84,42

4.3.1.3 Zusammenfassende Charakterisierung der einzelnen Siedlungstypen

4.3.1.3.1 Luxussiedlungen (*condominio fechado - luxury settlement*)

Dieser Siedlungstyp ist in der Luftbild/Satellitenbild - Auswertung durch die sehr großen Hausgrundflächen zu erkennen, begleitet von großzügigen Gartenanlagen und oftmals Schwimmbekken (Abb. 4.4). Der Baustil orientiert sich stark am Beispiel europäischer oder amerikanischer Luxusvillen.

Der Flächenanteil im untersuchten Gebiet liegt bei 0,43%, entsprechend 7,3 ha, mit einem diskontinuierlichen Wachstum. Die Zunahme von 1991 bis 2003 lag bei 3,1 ha, entsprechend 36,5% Gesamtzunahme gegenüber 1991.

Dieser Typ repräsentiert die Oberschicht, welche sich in allen weiteren Merkmalen signifikant von den anderen Siedlungstypen abhebt.

Es existiert eine schwache Siedlungspräferenz im flachen bis mäßig geneigten Gelände (<15%) und in räumlicher Nähe zu Hauptstraßen (<300 m). Kuppen- und Hanglagen der Hügel mit weitem Ausblick sind ebenso bevorzugt, wie die Nähe zum `Guaiba'-See. Im Untersuchungsgebiet „Lomba“ ist dieser Siedlungstyp der seltenste². Der räumliche Anschluss von Neubaugebieten an den gleichen Typ ist mit 45% feststellbar, allerdings nicht signifikant belegbar. Unterschichtviertel traten in keinem Fall als direkte Nachbarn eines Neubaugebietes dieses Typs auf.

Räumlich lässt sich dieser Typ durch seine überdurchschnittliche Hausgröße von 491 m² Grundfläche charakterisieren, des Weiteren durch die sehr großen Gartenanlagen (im Mittel ca. 2000 m²) und daraus resultierenden weiträumigen Abstände zwischen den Einzelhäusern. Die Personendichte ist mit durchschnittlich 31 P/ha die zweitniedrigste und niemand lebt hier unterhalb der Armutsgrenze. Das Einkommen liegt im Mittel bei 1344 Reais pro Kopf (ca. 900 Euro).

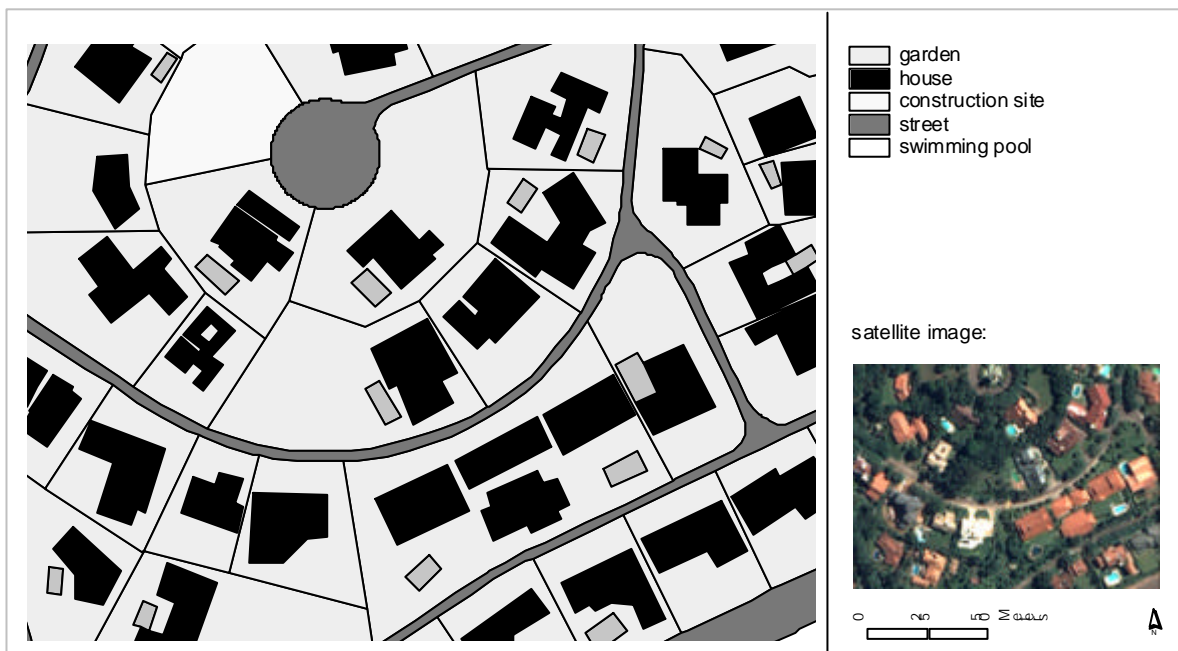


Abb. 4.4: Beispiel der Struktur einer Luxussiedlung
Exemplary structure of luxury settlement

² Im seenahen Untersuchungsgebiet „Crista“ (vgl. Kap.II) stellt dieser den dritthäufigsten Typ dar. Es gibt eine signifikante Siedlungspräferenz zur Nähe des Guaiba-Sees.

4.3.1.3.2 Hochhäuser (*edificios - multistoried buildings*)

Dieser Siedlungstyp ist in der Luftbild/Satellitenbild –Auswertung sehr leicht durch die mehrstöckige Bebauung und sehr regelhafte Anordnung zu erkennen (Abb.4.5). Von Hallenbauten unterscheiden sich die Bauten vornehmlich durch die Umfeldgestaltung (Gartenanlagen) und durch die Maximalbreite³ von ca. 25 m.

Der Flächenanteil im Untersuchungsgebiet vom Gesamtsiedlungsbereich liegt bei 2,54%, entsprechend 42,4 ha, mit einer steigenden Wachstumstendenz von 2,85% auf 3,66% pro Jahr. Die Zunahme von 1991 bis 2003 lag bei 13,1 ha, entsprechend 44,6% Gesamtzunahme gegenüber 1991.

Die Siedlungspräferenz liegt in flachem bis mäßig geneigtem Gelände (<15%), in einer räumlichen Nähe zu Hauptstraßen (<300 m) und in bereits älteren (>12 Jahren), konsolidierten Siedlungsteilen.

Erwartungsgemäß ist die Personendichte hier am höchsten mit durchschnittlich 408 P/ha, allerdings mit einer großen Schwankung (Min. 144 bis Max. 1240 P/ha), je nach Geschosszahl. Vom Raumanpruch lässt sich dieser Typ schwer mit anderen Typen vergleichen, so ist z.B. die Grundflächengröße von ca. 200 m² eine ungeeignete Vergleichsgröße, aufgrund der fehlenden Information zur Geschosszahl.

Von der sozioökonomischen Charakterisierung kann dieser Typ der Mittelschicht (bis gehobenen Mittelschicht) zugeordnet werden. Das Einkommen liegt bei durchschnittlich 458 Reais pro Kopf (ca. 300 Euro). Ausreißer stellen hier Siedlungsprojekte der Wohnungsbaubehörde DEMHAB dar, welche im sozialen Wohnungsbau errichtet wurden (Einkommen von 145 Reais, bei Personendichten von 1240 P/ha). Dementsprechend unterdurchschnittlich ist der Anteil der armen Bevölkerung mit 14,8%.

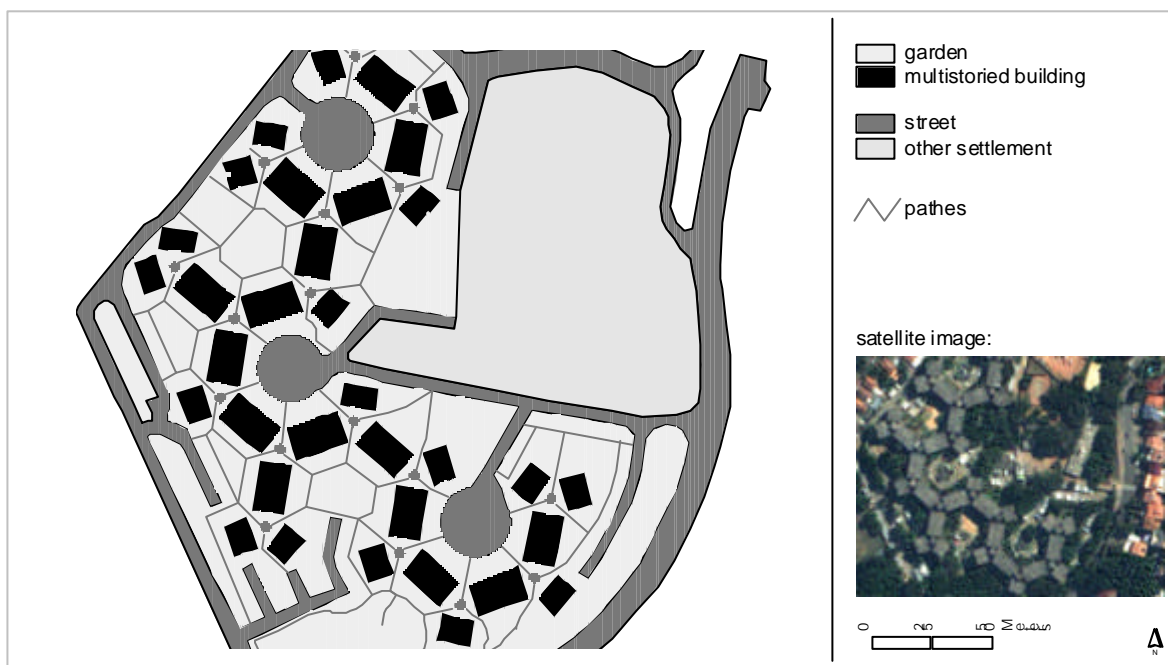


Abb. 4.5: Beispiel der Struktur einer Hochhaussiedlung
Exemplary structure of settlement type 'multistoried buildings'

³ Faktor Tageslichteinfall in Wohnungen.

4.3.1.3.3 Einzelhöfe/ Wochenendhäuser (*sitios/ predios singulares - single houses/ courtyards*)

Dieser Siedlungstyp umfasst Wochenendhäuser und landwirtschaftliche Betriebe. Charakteristisch ist die isolierte Lage in land- und forstwirtschaftlich geprägter Umgebung (vgl. Abb. 4.6). Sozioökonomisch konnte dieser Typ nicht näher definiert werden, da kein Zensussektor mit ausschließlich diesem Typ existiert.

Der Flächenanteil im Untersuchungsgebiet liegt 2003 bei 88,56 ha (5,28%), mit einer abnehmenden jährlichen Wachstumsrate von 1,84% (1991-1999) auf 0,83% (1999-2003). Die Flächenzunahme von 1991 bis 2003 lag bei 16,89 ha, entsprechend 23,3% gegenüber dem Stand von 1991.

Eine Siedlungspräferenz konnte nicht definiert werden. Der räumliche Anschluss von Neubauten an den gleichen Typ ist nicht feststellbar. Eine Anbindung an Straßen oder Wege ist bei Neubau in 84% der Fälle vorhanden. Die Wochenendhäuser konzentrieren sich entlang der Hänge des `Morro São Pedro´. Es wurden zu einem Drittel wald- oder forstbestandene Flächen besiedelt.

Räumlich lässt sich dieser Typ durch seine Hausgröße von durchschnittlich 155 m² Grundfläche charakterisieren und durch die größten Gartenanlagen (im Mittel ca. 2675 m²). Die Personendichte ist mit durchschnittlich sechs Personen pro Hektar die Niedrigste (lt. IBGE, 1996).



Abb. 4.6: Beispiel der Struktur des Siedlungstyps `Einzelhöfe/ Wochenendhäuser´
Exemplary structure of settlement type `single houses/ courtyards´

4.3.1.3.4 Geregelte Wohnsiedlungen (*area residencial/organização regulado - formal settlement*)

Dieser Siedlungstyp umfasst den Großteil der Ein- bis Mehrfamilienhäuser. Er ist geprägt durch eine regelmäßige Anordnung, zumeist mit Straßenorientierung, von freistehenden ein- bis zweistöckigen Häusern mit Gartenanlagen. Bei 1/3 der Häuser treten Begleitbauten (Gartenhäuser/Schuppen) auf (Abb. 4.7).

Im Untersuchungsgebiet ist er der häufigste Siedlungstyp. Der Flächenanteil vom Gesamtsiedlungsbereich liegt bei 42,9%, entsprechend 718,9 ha, mit einer abnehmenden jährlichen Wachstumsrate von 1,56 % auf 1,25 %. Die Flächenzunahme von 1991 bis 2003 lag bei 114,5 ha, entsprechend 18,95% der Gesamtfläche von 1991.

Es existiert eine schwache Siedlungspräferenz im flachen bis mäßig geneigten Gelände (<15%), während keinerlei Bindung an Hauptstraßen besteht. Der räumliche Anschluss an eine gleichartige Bebauung ist mit 81% aller Fälle (n=137) signifikant gegeben. In der Regel (64%) wird ein bestehender Straßenzug in die Freifläche verlängert und somit entstehen streifenförmige Bebauungsgebiete, welche sich von den Hauptstraßen ausgehend in die angrenzenden Gebiete erstrecken (vgl. Siedlungsentwicklungs-Schema in Abb. 4.9, S.216).

Vom Raumbedarf ist dieser Typ durch kleine bis mittelgroße Häuser (im Mittel 54 m² Grundfläche) mit angrenzenden Gartenflächen geprägt. Mit 87 Personen pro Hektar und einem Pro-Kopf-Einkommen von 359 Reais pro Monat liegt dieser Typ unter dem Durchschnitt von Porto Alegre. Dieser Typ repräsentiert eine Mischung der Mittelschicht und der gehobenen Unterschicht und grenzt sich hinsichtlich Dichte und Einkommensverhältnisse signifikant von den Unterschicht- und Oberschicht-siedlungen ab. Der Anteil der armen Bevölkerung mit 21,7% entspricht annähernd dem Durchschnitt von Porto Alegre mit 20,8%.

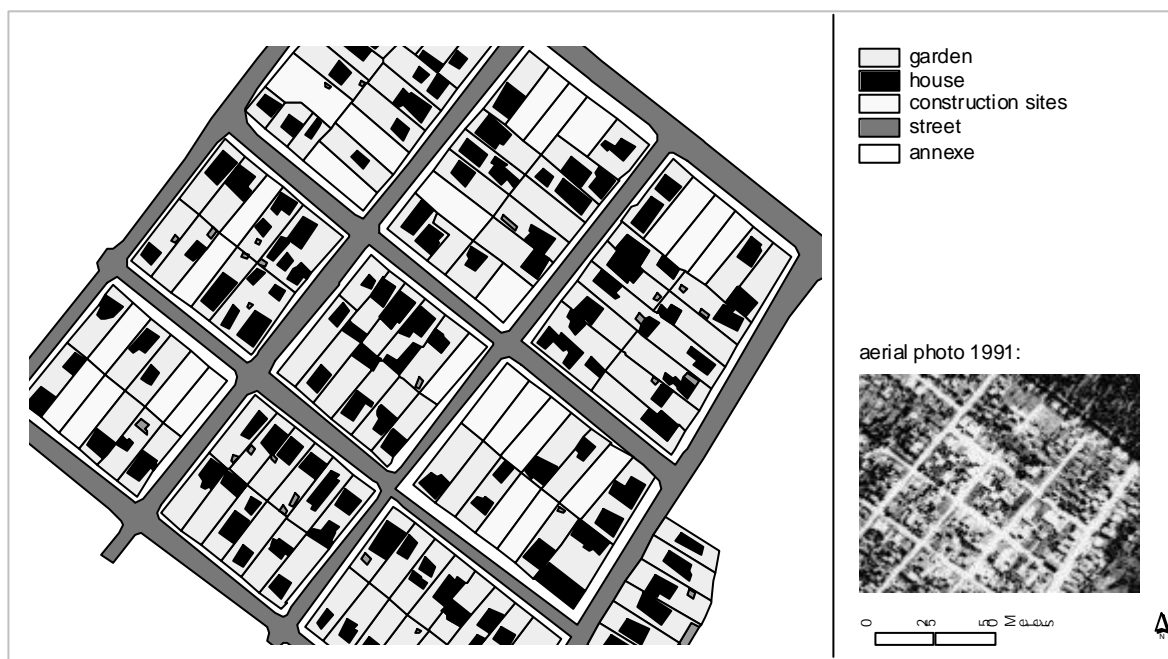


Abb. 4.7: Beispiel der Struktur einer geregelten Wohnsiedlung
Exemplary structure of settlement type 'formal settlement'

4.3.1.3.5 Ungeregelte Wohnbebauung (*loteamentos irregulados - informal settlement*)

Dieser Siedlungstyp ist von dem vorherigen Typ im wesentlichen durch die unregelmäßige Anordnung und die hohe Dichte seiner Häuser zu erkennen. Dieser Typ entsteht zum einen durch sich konsolidierende Marginalviertel, d.h. durch die allmähliche Errichtung von Steinbauten, oder durch extreme Nachverdichtung ehemals regulierter Wohnviertel (siehe Beispiel Abb. 4.8). In 65% der Fälle ist die Straßenführung nicht dem stadttüblichen rechteckigen Straßensystem folgend, sondern geschwungen. Sicheres Unterscheidungsmerkmal ist die hohe Dichte der Häuser, da zumeist Zweit- und Drittbauten (meist als Anbau) gleicher Größe sowie Schuppen auf ein Grundstück gebaut sind (vgl. Abb. 4.7 u. 4.8).

Im Untersuchungsgebiet ist er der zweithäufigste Siedlungstyp mit 601 ha (2003), ca. 36% der Gesamtsiedlungsfläche. Dieser Typ hat das größte Siedlungswachstum von 211 ha und damit ca. 47% des gesamten Flächenzuwachses zwischen 1991- 2003, wenngleich die Wachstumsrate leicht rückläufig von 3,96 %/Jahr (1991-1999) auf 3,13 %/Jahr (1999-2003) ist.

Der Siedlungstyp konzentriert sich ebenso wie die Neubesiedlung tendenziell in steileren Hanglagen (>15% Neigung). Eine Bindung an Hauptstraßen konnte nicht festgestellt werden. Der räumliche Anschluss (nächster Nachbar) an eine gleichartige Bebauung ist mit 77% signifikant (n= 191) gegenüber anderen Siedlungstypen gegeben. Das Flächenwachstum vollzieht sich zumeist unreguliert. Eine Wachstumsrichtung ist nicht erkennbar, außer dem Ausweichen von bestehenden Siedlungen und Wadflächen.

Der Raumbedarf der Häuser liegt im Schnitt bei 41 m². Dieser Typ repräsentiert eine Mischung der unteren Mittelschicht und Unterschicht. Das Einkommen liegt im Mittel mit 106 Reais unter der Armutsgrenze von 120 Reais. Der Anteil armer Bevölkerung liegt im Mittel bei 46%. Damit unterscheidet sich dieser Typ nicht signifikant vom Typ der Marginalviertel, dagegen signifikant von den vorgenannten Typen. Die Personendichte ist mit 213 P/ha die zweithöchste.

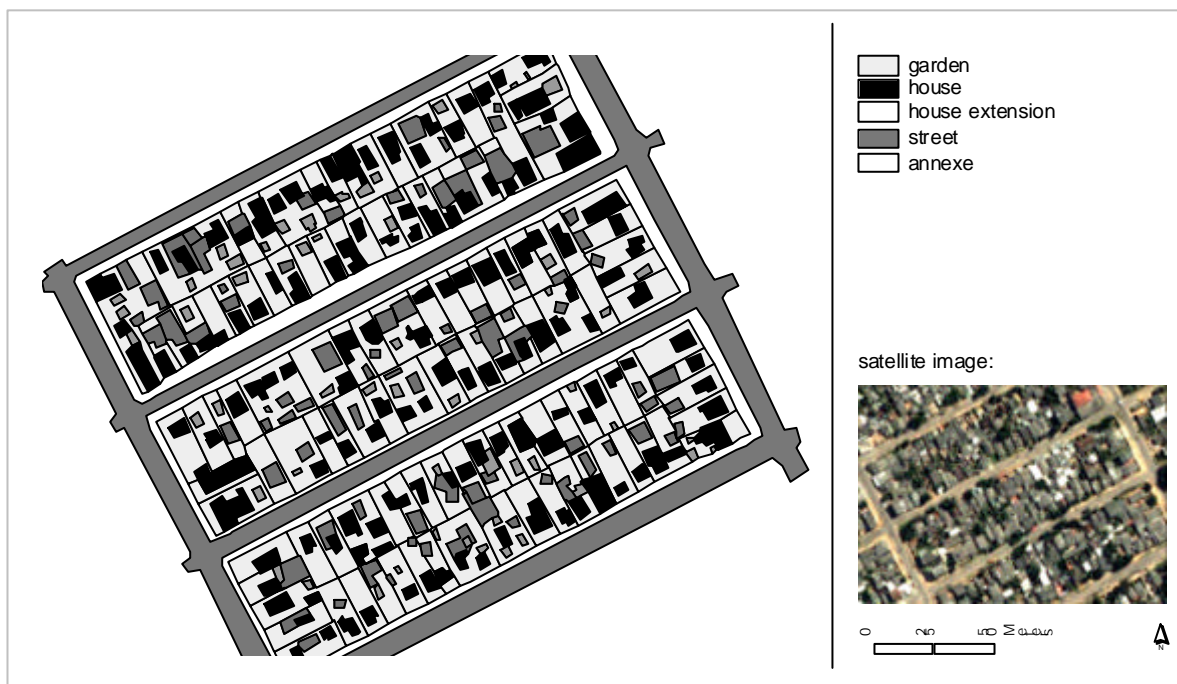


Abb. 4.8: Beispiel der Struktur einer unregelmäßigen/informellen Wohnsiedlung
Exemplary structure of settlement type 'informal settlement'

4.3.1.3.6 Marginalviertel (*favelas, vilas irregulares – squatter settlement*)

Dieser Typ ist durch sehr unregelmäßige Bebauung mit sehr kleinen Häusern (Mittel: 23 m² Grundfläche) und behelfsmäßige Behausungen gekennzeichnet. Eine eigene Straßenanbindung innerhalb eines Siedlungsblocks fehlt häufig (Abb.4.9). Innerhalb dieses Typs kann eine Initialphase ausgegliedert werden, wobei diese zumeist neue Landbesetzungen darstellt und sich später verdichtet. Die Initialphase ist in den Luftbildern gut kartierbar und durch wenige, in weiten Abständen stehende Hütten charakterisiert (vgl. Abb. 4.9).

Im Untersuchungsgebiet weist er die höchste Wachstumsrate auf, welche in der Tendenz noch steigt mit 6,4% auf 6,7% pro Jahr. Innerhalb von zwölf Jahren haben sich die Marginalviertel von 49 ha (1991) auf 105 ha (2003) mehr als verdoppelt und sind mit einem Anteil von 6,5% an der Siedlungsfläche dritthäufigster Siedlungstyp.

Drei Viertel der Marginalviertel befinden sich in steilen Hanglagen (>15% Neigung). Die Neubesiedlung findet zu gleichen Teilen in diesen Bereichen statt. Eine Bindung an Hauptstraßen konnte nicht festgestellt werden. Es gibt eine signifikante Präferenz zum Nachbarn der unregelmäßigen Wohnsiedlungen, bzw. zu 40% am Rand bestehender Marginalviertel. Es konnte keine Neubesiedlung in der Nähe von Luxusvillensiedlungen beobachtet werden. Das Flächenwachstum vollzieht sich unreguliert und sprunghaft, d.h. in relativer Nähe (<200 m) entstehen neue Besetzungsflächen. Eine Wachstumsrichtung ist nicht erkennbar. Landwirtschaftliche Brachen oder Grasländer werden zuerst besiedelt. Sind in unmittelbarer Nähe keine waldfreien Flächen vorhanden, werden die Wälder gerodet und besiedelt.

Dieser Typ repräsentiert die Unterschicht. Die Personendichte liegt bei 185 P/ha. Das Pro-Kopf-Einkommen liegt im Mittel mit 80 Reais unterhalb der Armutsgrenze. Der Anteil von armer Bevölkerung liegt im Mittel bei 51%, bei den Initialphasen bei 67%. Die Marginalviertel unterscheiden sich signifikant hinsichtlich des Anteils armer Bevölkerung von allen anderen Typen mit Ausnahme der unregelmäßigen Wohnsiedlungen.

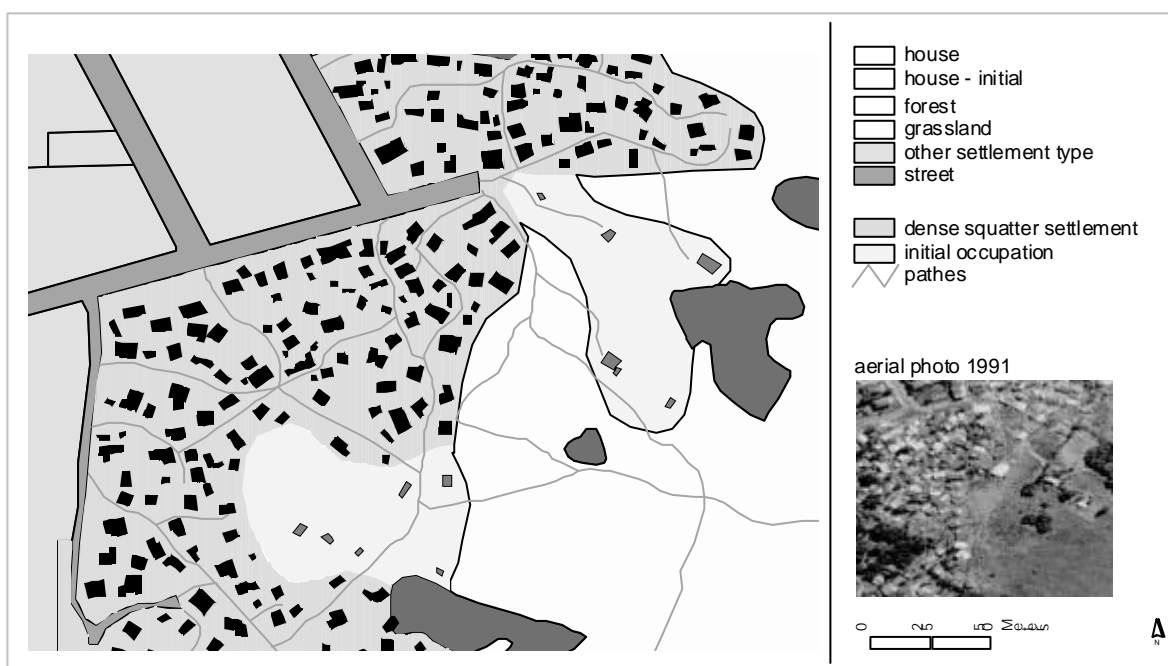


Abb. 4.9: Beispiel der Struktur von Marginalvierteln mit Initialphasen im Randbereich
 Exemplary structure of settlement type 'squatter settlement' and 'initial occupation'

4.3.1.4 Zusammenwirken der Siedlungstypen im Untersuchungsgebiet

Das Siedlungswachstum erfolgt tendenziell von Nord nach Süd, d.h. aus der Kernstadt Porto Alegres hinaus. Es verläuft unregelmäßig und konzentriert sich in verschiedenen Siedlungsschwerpunkten. Gesteuerte Hauptstraßen sind die wichtigsten Siedlungsachsen. Das Relief, die Besitzgrenzen sowie Waldflächen beeinflussen die weitere Siedlungsverteilung.

Die jüngere Entwicklung ist geprägt durch die verstärkte Zunahme der Niedrigeinkommens-Gruppen, d.h. Marginalviertel und unregulierte Wohnviertel. Für diese Gruppen lassen sich vier Siedlungsschwerpunkte abgrenzen: die Nordlagen der Hügel `Santana´ und `São Pedro´, sowie die Bereiche `Quinta -Lomba´ und `Restinga´ (vgl. Menegat *et al.*, 1998; Pires, 2000; PMPA, 2003).

Entlang der Hauptstraßen liegen und expandieren Flächen von Handel, Industrie und öffentlichen Einrichtungen (vgl. Entwicklungsschema in Abb. 4.10). Im flachgeneigten Gelände dominieren regulierte Wohnviertel, in älteren Siedlungsteilen kommt es zu einer Verdichtung mit Hochhäusern. Waldflächen sind Tabuflächen für die Expansion von regulierten Wohnsiedlungen. Eine klare räumliche Trennung der Siedlungstypen liegt nicht vor. Es kommt zu einer Durchmischung mit unregulierten Wohnvierteln sowie Marginalvierteln, welche entlang von Wasserläufen, oft hydrologischen Risikogebieten, in schmalen Bändern siedeln (vgl. Fernandes, 1999; Souza, 2001). Je steiler das Gelände wird, desto größer wird der Anteil unregulierter Wohnviertel und Marginalviertel (vgl. Samios, 1998).

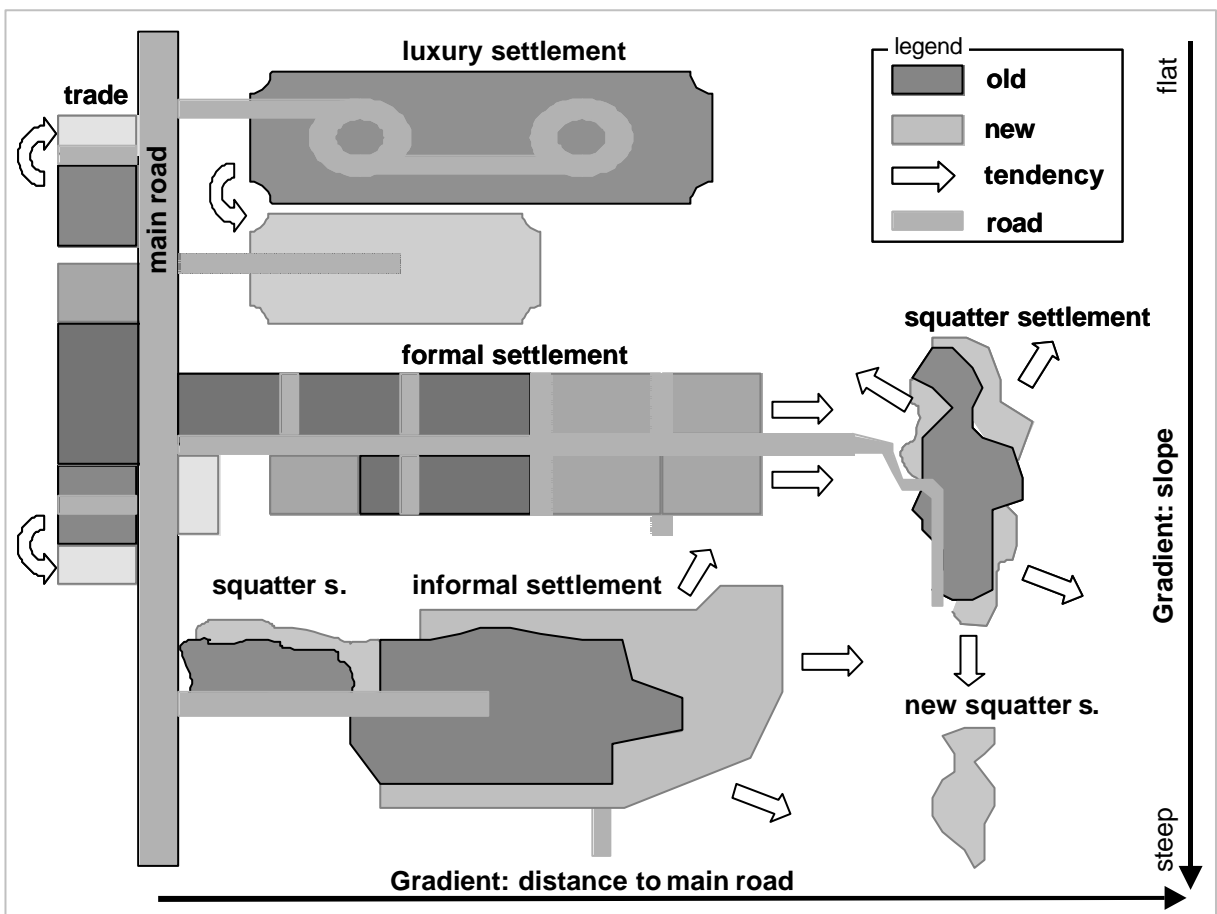


Abb.4.10: Entwicklungsschema der wichtigsten Siedlungstypen
development scheme of important settlement types

Marginalviertel dominieren die steilsten Hanglagen, hier in geologischen Risikogebieten, auf den waldfreien Nordhängen der Hügel (vgl. für São Paulo: Wehrhahn, 1997; Wehrhahn, 1998). Waldfreie Flächen werden immer zuerst besiedelt, allerdings wachsen Marginalviertel unkontrolliert organisch ebenso in Waldgebiete hinein (Abb. 4.10) (vgl. für Santos: Wehrhahn, 1997).

An Hängen und auf Hügelkuppen mit guter Anbindung an Hauptstraßen werden gehobene Wohnviertel errichtet, meist abgelegen von der nächsten Favela und oft mit guter, seeseitiger Aussichtslage (vgl. Pöhler, 1999). Einzelhäuser und Höfe verteilen sich in den landwirtschaftlich geprägten Freiflächen im mäßig geneigten Gelände. Wochenendhäuser liegen an den Hangfüßen auf der Süd- und Ostseite der Hügel, wofür Waldflächen gerodet wurden.

4.3.1.5 Maximale Bevölkerung und Nachverdichtungspotenzial

Die maximalen Bevölkerungszahlen für das Untersuchungsgebiet laut Stadtentwicklungsplan sind in Tabelle 4.13 dargestellt. Für jede Entwicklungszone sind Personendichten pro ha vorgesehen. Für einzelne Zonen sind keine spezifischen Grenzen gegeben, sondern können in Einzelfallentscheidungen festgelegt werden. Ohne diese Zonen ergibt sich im Vergleich zur tatsächlichen Bevölkerung mit 124.584 Personen (laut Zensusdaten von 1999) eine Differenz von über 190.000 Personen gegenüber dem Maximum des Stadtentwicklungsplanes mit 315.071 Personen.

Tab.4.13: Bevölkerungszahlen laut Zensus 1999 im Vergleich zum Planungsmaximum
inhabitants of census data 1999 in comparison to planning maximum of the master plan

master plan zone	code	whole study area		within census sectors 1999			
		area [ha]	Inhabitants Maximum master plan	area [ha]	Maximum master plan	census 1999	difference
residential quarter, trade, industry	3,5,7	1317,64	246280	1218,90	230274	90972	139302
central urban corridor	9, 17	108,47	31242	91,83	26413	11485	14928
nature protection area		3932,79	27530	3687,10	25810	10444	15366
residential quarter, trade	1	154,40	21615	121,21	16968	6688	10280
extensive - diverse development	35	949,00	16133	832,76	14157	4502	9655
agriculture - industrial corridor	37	142,31	1424	128,22	1283	472	811
agriculture production	31	99,57	199	82,92	166	20	146
extensive - special use	39	61,47					
institutional quarter, public facility	23	184,82	no data available			no data available	
intensive - special use	25	441,17					
special use	41	865,48					
sum		8257,13	344423	6162,93	315071	124584	190487

Die mittleren Personendichten pro ha der verschiedenen Siedlungstypen des Untersuchungsgebietes weichen von denen des Durchschnitts in Porto Alegre ab (Tab. 4.14). In der Regel ist die Dichte im Untersuchungsgebiet geringer als in der Kernstadt. Ausnahmen bilden die Luxussiedlungen und geregelten Wohnsiedlungen mit einer überdurchschnittlichen Bevölkerungsdichte (negative Differenz in Tab. 4.14). Aus der Differenz zwischen maximaler Dichte (hier errechnet aus dem Durchschnitt von Porto Alegre) und der realen Dichte im Untersuchungsgebiet lässt sich auf ein Nachverdichtungspotenzial schließen. Theoretisch können innerhalb der bestehenden Siedlungsfläche nochmals über 71.000 Personen siedeln. Das größte Potenzial weisen die informellen Siedlungen mit über 62.000 Personen auf.

Tab.4.14: Bevölkerungsdichte pro Siedlungstyp und absolutes Nachverdichtungspotenzial
 population density per settlement type and potential for settlement densification

settlement type	study area [ha]	Porto Alegre mean [inhabitants/ ha]	study area		differenz max. - real [inhabitants]	
			mean [inhabitants/ ha]	real inhabitants		
luxury settlement	7	31	37	270	226	-43**
multistoried buildings	37	408	274	10108	14974	4866
single house/ courtyard	78	6	6	471	471	0
formal settlement	659	87	90	61551	59499	-2051**
informal settlement	531	213	96	51014	113188	62174
squatter settlement	81	185	128	10406	15041	4634
trade, industry, publ. fac.	120	-	-	-	-	-
sum	1514	158	116	133821	203399	71726

* maximum= study area [ha] with inhabitants mean of Porto Alegre

** higher population density within the study area as in Porto Alegre city: no densification potential

Innerhalb der Kernstadt von Porto Alegre wurden 110 Flächen mit einer Gesamtgröße von ca. 530 ha kartiert, welche zusätzlich zu den offiziellen Grün- und Parkanlagen von Bebauung freigehalten sind (Abb. 4.11). Die Gründe der Nichtnutzung liegen laut Koch *et al.* (2002) bei Spekulationen auf steigende Grundstückpreise. Diese Flächen könnten für eine städtische Nachverdichtung genutzt werden. Da die Verpflichtung besteht, von jeder Baufläche ein Drittel der öffentlichen Nutzung (z.B. als Naturschutzflächen) zuzuführen, würden so noch 353,4 ha für die Besiedlung verbleiben. Bei der in der Kernstadt üblichen Flächennutzung könnte hier Wohnraum für ca. 30.700 Personen geschaffen werden, als Hochhaussiedlung sogar für ca. 144.000 Personen.

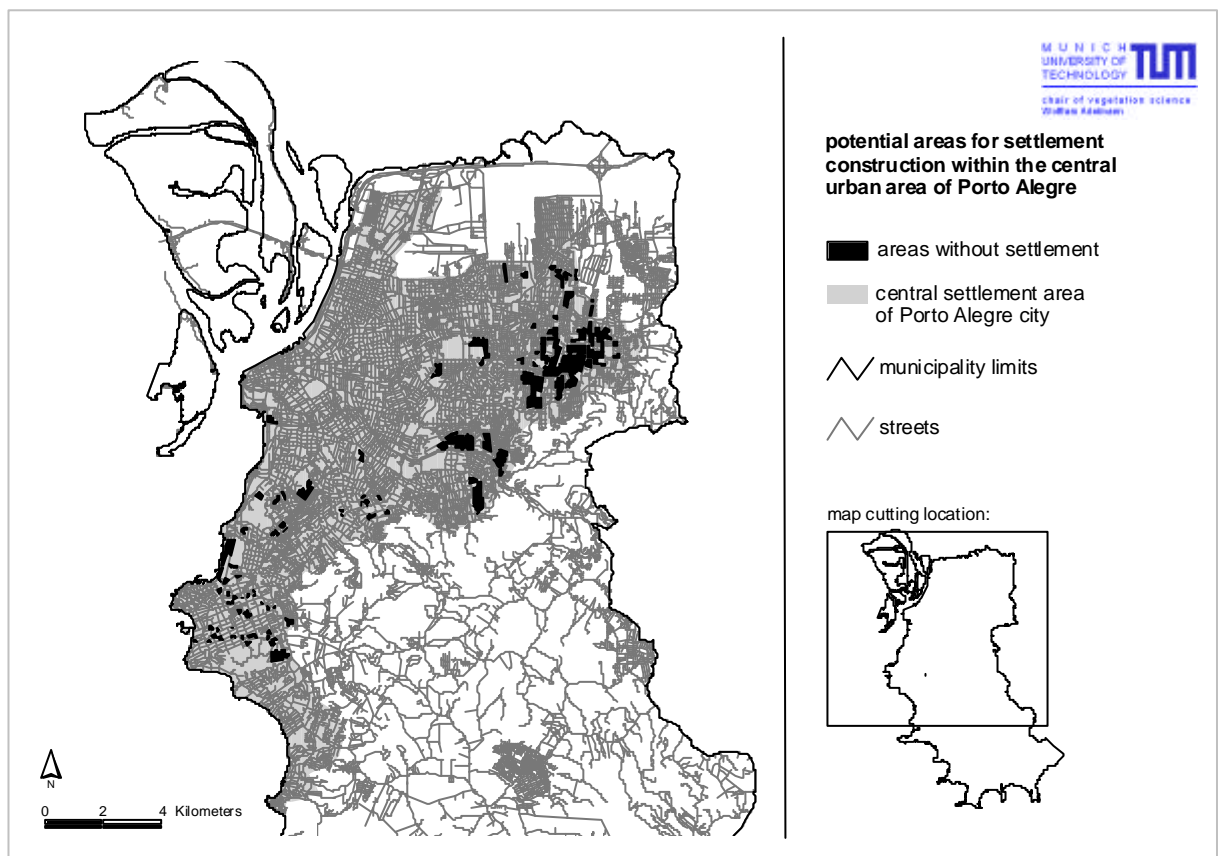


Abb.4.11: Kartierung der unbebauten Flächen innerhalb der Kernstadt Porto Alegres als potenzielle Nachverdichtungsgebiete
 mapping of areas without settlement within the central part of Porto Alegre as potential areas for urban densification

4.3.2 Ergebnisse Szenarien

4.3.2.1 Extrapolation der Bevölkerungsentwicklung im bisherigen Trend

Die Abbildung 4.12 zeigt die Entwicklung der einzelnen Alterskohorten und des natürlichen Wachstums bis in das Jahr 2030 unter den derzeitigen Wachstumsbedingungen mit einer jährlichen natürlichen Wachstumsrate von 2,59%. Zwischen 2000 und 2030 nimmt demnach die Bevölkerung um 46.211 auf insgesamt 180.032 Personen zu. Das natürliche Wachstum lag bisher bei einem Drittel des Gesamtwachstums, so dass bei gleichbleibendem Trend der Migrationsanteil auf 92.422 Personen geschätzt wird. Migration und natürliches Bevölkerungswachstum ergäben somit einen Gesamtzuwachs von 138.637 Personen. Die Bevölkerungszahl im Untersuchungsgebiet würde sich somit von 133.821 auf 272.454 Personen annähernd verdoppeln.

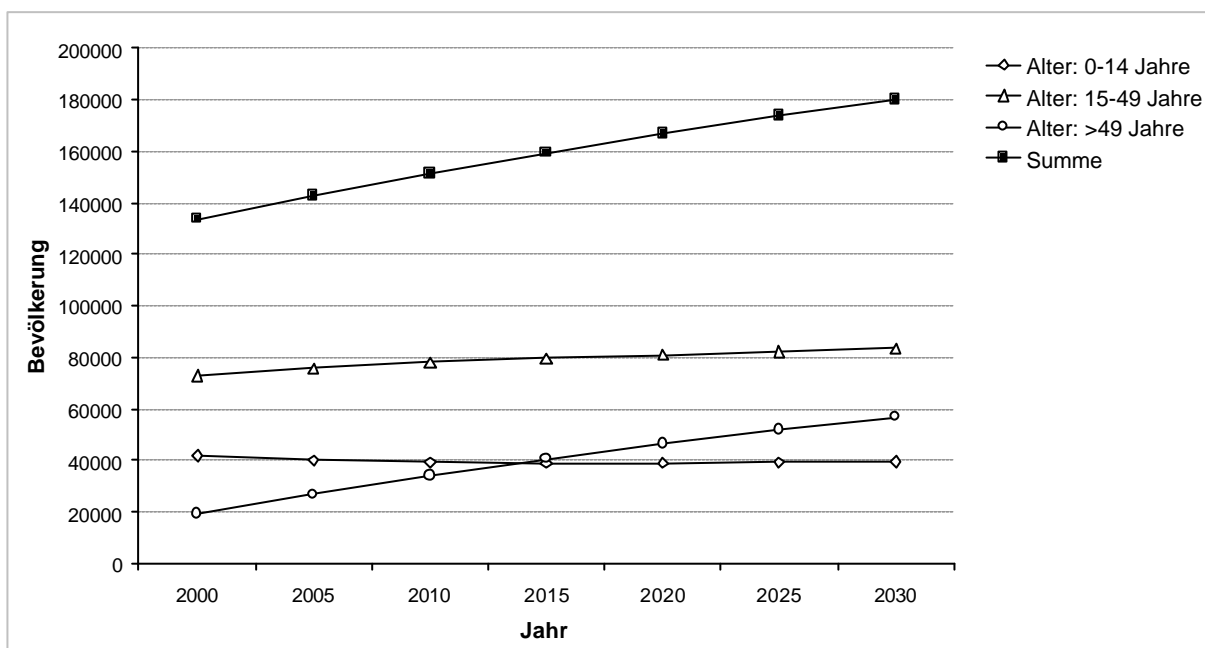


Abb.4.12: Natürliches Bevölkerungswachstum im Untersuchungsgebiet der verschiedenen Alterskohorten bis zum Jahr 2030 (nach Berechnungen von ZELHUBER 2004, Probral)
Natural increase of age-cohorts in the study area to the year 2030 (after calculation of ZELHUBER 2004, Probral-Project)

4.3.2.2 Rahmenbedingungen und Entwicklungskorridore

Die Rahmenbedingungen der derzeitigen Siedlungsentwicklung sind geprägt durch Landflucht, sozialräumliche Verdrängung und soziale Segregation (vgl. Smolka, 2003). Das Bevölkerungswachstum im Untersuchungsgebiet ist maßgeblich abhängig von der Zuwanderung armer Bevölkerungsschichten und dem hohen natürlichen Wachstum, wiederum verursacht durch den großen Anteil junger Zuwandererfamilien und einhergehend hoher Geburtenraten. Die Migration, ob durch intraurbane Bewegungen oder durch Landflucht verursacht, ist die Hauptursache der Siedlungsentwicklung in den Randlagen von Porto Alegre (vgl. Diskussion 4.4.2).

Veränderungen der sozioökonomischen Rahmenbedingungen, welche einen Einfluss auf die Zuwanderung haben, besitzen somit einen maßgeblichen Einfluss auf die Siedlungsentwicklung. Der Entwicklungskorridor zukünftiger Siedlungsentwicklungen wird vereinfacht durch zwei extreme Szenarien definiert: Zum einen eine anhaltende bzw. sogar steigende Migrationsrate armer

Bevölkerungsschichten und somit *Verstärkung des vorherrschenden Trends* oder zum anderen eine Verbesserung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen, welche eine abnehmende Migration zur Folge hätte und darüber hinaus eine Verringerung der innerstädtischen Armut, so dass im *sozialen Optimalszenario lediglich planerisch regulierte Wohnsiedlungen* entstehen würden.

4.3.2.3 Entwicklung der Szenarien

Folgend werden die Grundannahmen der verschiedenen Siedlungsszenarien formuliert und in konkrete Flächen- und Bevölkerungsentwicklungen übertragen:

Im Trendszenario T1 wird die Beibehaltung der bisherigen Entwicklungstendenzen angenommen (Kartoszenario: siehe Anhang App.4.1). Die ermittelte natürliche Wachstumsrate der Bevölkerung von 2,59% sowie ein Migrationsanteil von zwei Dritteln bleibt bestehen. Wesentlicher Anteil bildet hierbei die intraurbane Migration aufgrund sozialer Verdrängungseffekte. Die Wachstumsrate der einzelnen Siedlungstypen und deren Flächenentwicklung wurde bis in das Jahr 2030 extrapoliert (vgl. Abb. 4.13, Tab.4.15). Demnach wird im Jahr 2030 der Anteil informeller Siedlung höher als der regulärer Wohnsiedlungen sein. Marginalviertel werden den dritthäufigsten Typ darstellen (Tab. 4.16). Die Verteilung der zu erwartenden Bevölkerung auf die verschiedenen Siedlungstypen erfolgte anhand der ermittelten Dichten pro Siedlungstyp. Eine mögliche Nachverdichtung wurde berücksichtigt (Tab. 4.16), indem die in 2003 bestehenden Siedlungsflächen auf die durchschnittliche Dichte von Porto Alegre angeho- ben wurden (vgl. Tab. 4.14).

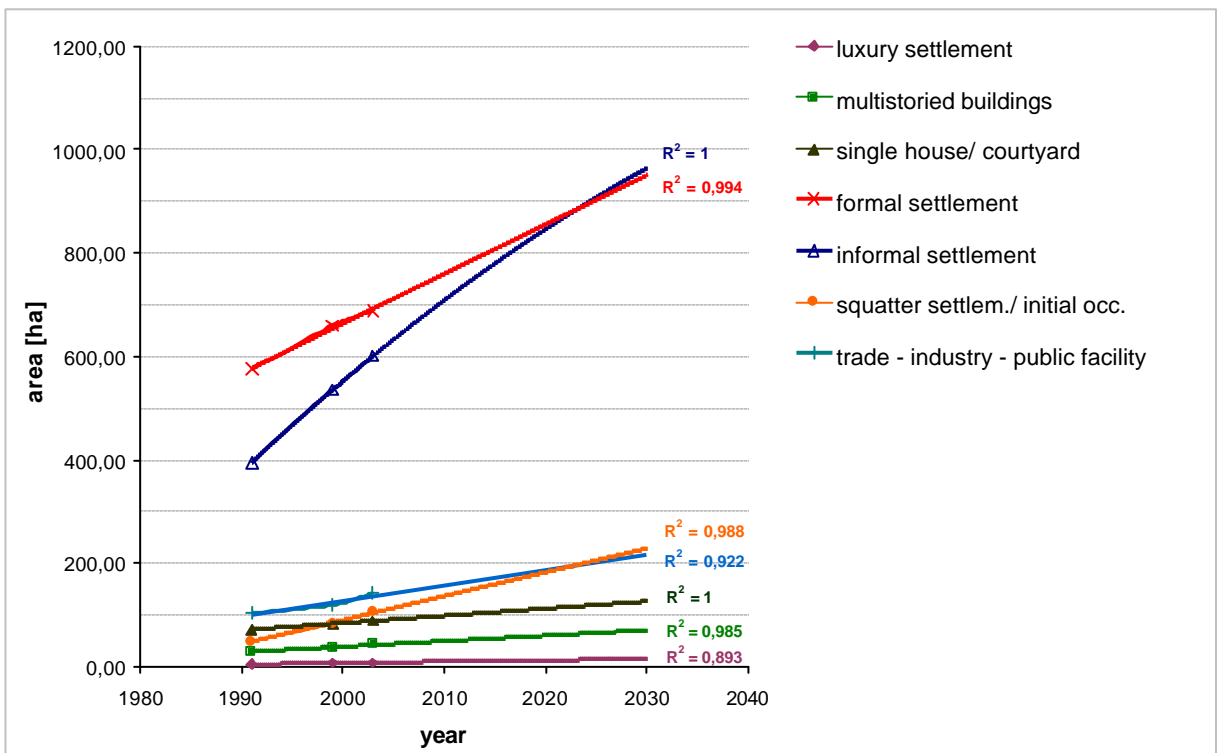


Abb.4.13: Logarithmische Extrapolation des Flächenentwicklungstrends einzelner Siedlungstypen
Logarithmic extrapolation of the area development trend of different settlement types

Im Szenario T2 wird mit einer Zunahme der Migration über den bisherigen Trend hinaus gerechnet (Kartoszzenario: Anhang App.4.2, Visualisierung als Photomontage: Anhang App.4.7 und App.4.8). Es stellt das 'worst-case-scenario' dar, bei dem eine Verschlechterung der gesamtwirtschaftlichen Situation angenommen wird. Teile des bisherigen unteren Mittelstandes werden verarmen und können sich den Wohnraum im Kernstadtbereich nicht mehr leisten. Die intraurbane Migration steigt folglich und der Anteil armer Bevölkerung wird sich in den Stadtrandlagen weiter vergrößern (Tab. 4.15). Die natürliche Wachstumsrate bleibt auf dem hohen Niveau von 2,59% bestehen.

Tab.4.15: Bevölkerungswachstum innerhalb der verschiedenen Szenarien T1, T2, A1, A2
increase in population within the different scenarios T1, T2, A1, A2

	Porto Alegre city		study area				
	2000	2030	2000	2030	2030	2030	2030
			T1	T2	A1	A2	
new people		177327	138633	171122	46211	22600	
a. natural growth**		155003	46211	46211	46211	22600	
b. migration		22324	92422	124911	non	non	
population total:	1358384*	1535711	133821*	272454	304943	180032	156421

*census data (IBGE 2000)

** calculation by ZELHUBER, Probral Project, 2004

Im Alternativszenario A1 wird die Flächenentwicklung durchdacht, welche eintreten könnte, wenn sich der Wachstumsanteil der Migration auf Null reduzieren würde (Kartoszzenario: Anhang App.4.3). Die Grundannahme sieht eine Verbesserung der gesamtwirtschaftlichen Situation, die Schaffung von Arbeitsalternativen im ländlichen Raum und die Bereitstellung von sozialem Wohnungsbau im Bereich der Kernstadt von Porto Alegre vor. Hierdurch würde sowohl die durch Landflucht begründete Migration, als auch die innerstädtische Bevölkerungsverschiebung zurückgehen. Aufgrund der bereits in den Randlagen siedelnden, vornehmlich jungen Familien würde die hohe Geburtenrate bestehen bleiben und in Folge das natürliche Wachstum ebenso. Alle Siedlungstypen würden lediglich aufgrund des natürlichen Wachstums expandieren.

Im zweiten Alternativszenario A2 wird ein sozioökonomisches Optimalszenario entworfen (Kartoszzenario: Anhang App.4.4). Der Migrationsanteil ist ebenso wie in Szenario A1 gleich null. Die sozioökonomische Situation verbessert sich so gravierend, so dass keine neuen Armutsviertel bzw. informellen Siedlungen entstehen. Es wird von einer jährlichen Wachstumsrate von 1,89% ausgegangen, welche dem bisherigen Durchschnitt von Porto Alegre entspricht. Alle Bebauungen, ob geregelte Wohnbebauung, Hochhaussiedlungen oder gehobene Wohnsiedlungen, würden nach den bestehenden Planungsvorgaben des Stadtentwicklungsplanes entstehen. Eine Nachverdichtung würde nicht stattfinden, da die geregelten Siedlungen im Untersuchungsgebiet bereits eine höhere durchschnittliche Dichte als Porto Alegre aufweisen (vgl. Tab. 4.14 u. 4.16).

Das naturschutzfachliche Optimalszenario und die Bewertungsgrundlage ist in den Anhängen App.4.5 und 4.6, sowie ihre Visualisierung als Photomontage in den Anhängen App. 4.7 und 4.8 dargestellt. Sie stellen aus naturschutzfachlicher Sicht gewünschte Tabuflächen für die Siedlungsentwicklung dar.

Tab. 4.16: Flächenkalkulation der Siedlungstypen in den Szenarien im Jahr 2030 und die Verteilung des erwarteten Bevölkerungswachstums in den bestehenden Siedlungen (Nachverdichtung) oder in neuen Siedlungsflächen
 calculation of area of different settlement types in the year 2030 and distribution of the estimated population increase into existing settlement areas (caused of settlement densification) or into new settlement areas

settlement type	in 2003		growth	T1		in 2030		growth	T2	
	[ha]	[ha]		population distribution* within		[ha]	[ha]		population distribution* within	
				old settle.	new settle.				old settle.	new settle.
luxury settlement	7,27	14,42	7,15		263	17,01	9,74		0	359
multistoried buildings	42,43	72,93	30,50		9927	72,96	30,53		0	9935
single house/ courtyard	88,56	123,48	34,92		289	130,81	42,25		0	333
formal settlement	689,03	902,62	213,59		23000	977,20	288,17		0	27126
informal settlement	601,13	997,90	396,77	39007	44784	1109,48	508,35	55205	55496	
squatter settlement	106,48	212,40	105,92	4634	16781	235,04	128,56	4634	18086	
trade, industry, publ. fac.	141,72	201,60	59,88		-	217,70	75,98		-	-
sum	1676,62	2525,4	848,73	43641	95045	2732,40	1055,78	59839	111335	

settlement type	in 2003		growth	A1		in 2030		growth	A2	
	[ha]	[ha]		population distribution* within		[ha]	[ha]		population distribution* within	
				old settle.	new settle.				old settle.	new settle.
luxury settlement	7,27	8,93	1,66	0	66	9,05	1,78		0	66
multistoried buildings	42,43	48,88	6,45	0	2671	52,18	9,75		0	2671
single house/ courtyard	88,56	106,35	17,79	0	97	102,81	14,25		0	97
formal settlement	689,03	766,32	77,28	0	7264	935,11	246,08		0	19766
informal settlement	601,13	703,91	102,78	16697	14863	601,13	0,00	0	0	0
squatter settlement	106,48	145,43	38,95	1345	3208	106,48	0,00	0	0	0
trade, industry, publ. fac.	141,72	150,84	9,12		-	150,84	9,12		-	-
sum	1676,62	1930,66	254,04	18042	28169	1969,81	293,19	0	22600	

*the estimated increase of population distributes within existing settlement areas (= old settle.) and in new settlement areas (=new settle.)

4.3.2.4 Konfliktanalyse

Durch die Verschneidung der Siedlungsflächen der vier Siedlungsszenarien mit dem naturschutzfachlichen Optimalszenario ergeben sich die potenziellen Konfliktflächen.

In allen Szenarien sind naturschutzfachlich relevante Flächen betroffen (Abb. 4.14). Mit Verbesserung der sozialen Rahmenbedingungen ist eine deutliche Verringerung neuer Siedlungsflächen im Untersuchungsgebiet verbunden. Der prozentuale Anteil betroffener Flächen von naturschutzfachlichem Interesse liegt im Minimum bei 30,7% im Szenario A1.

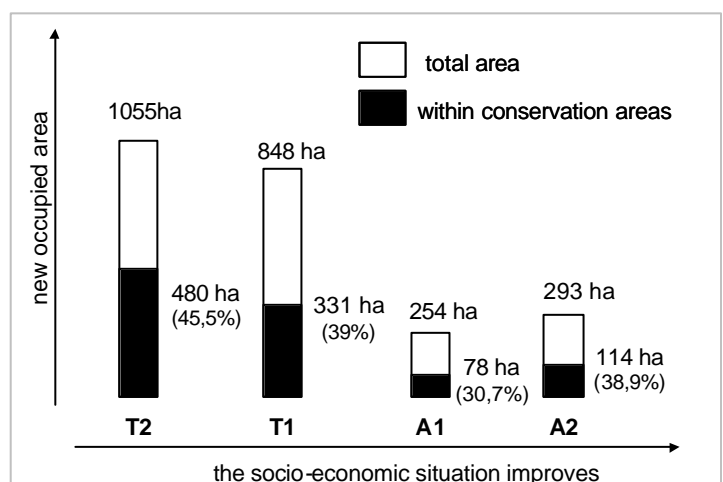


Abb.4.14: Siedlungsexpansion und betroffene Naturschutzflächen in verschiedenen Szenarien
 settlement expansion and occupied conservation areas in different scenarios

Tab. 4.17: Konfliktflächen zwischen Siedlungsentwicklung und Naturschutz der verschiedenen Szenarien
 conflict areas between settlement development and conservation in different scenarios

settlement within	scenarios							
	T1		T2		A1		A2	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
reserve areas (3109ha):								
luxury settlement							1,2	0,04 %
formal settlement	5,8	0,2 %	7,1	0,2 %			2,7	0,1 %
informal settlement	42,9	1,4 %	59,7	1,9 %	11,2	0,4 %		
single house/ courtyard	2,2	0,1 %	2,7	0,1 %	1,3	0,0 %	2,2	0,1 %
squatter settlement	13,6	0,4 %	17,6	0,6 %	2,1	0,1 %		
trade, industry, public facility			2,3	0,1 %				
sum reserve area	64,6	2,1 %	89,4	2,9 %	14,6	0,5 %	6,2	0,2 %
reserve buffer areas (2432 ha):								
luxury settlement							7,0	0,3 %
formal settlement	48,9	2,0 %	71,9	3,0 %	6,7	0,3 %	54,3	2,2 %
informal settlement	97,7	4,0 %	164,4	6,8 %	19,4	0,8 %		
single house/ courtyard	13,0	0,5 %	17,4	0,7 %	8,9	0,4 %	13,0	0,5 %
squatter settlement	31,9	1,3 %	44,3	1,8 %	10,4	0,4 %		
trade, industry, public facility	15,3	0,6 %	21,1	0,9 %	1,6	0,1 %	15,3	0,6 %
sum reserve buffer area	206,9	8,5 %	319,2	13,1 %	47,0	1,9 %	89,7	3,7 %
corridor areas (358ha):								
luxury settlement								
formal settlement	3,4	0,9 %	4,2	1,2 %	0,9	0,2 %	6,7	1,9 %
informal settlement	26,7	7,4 %	33,0	9,2 %	6,4	1,8 %	0,2	0,1 %
single house/ courtyard	2,3	0,6 %	2,5	0,7 %	1,7	0,5 %	2,3	0,6 %
squatter settlement								
trade, industry, public facility	0,1	0,0 %	0,1	0,0 %	0,1	0,0 %	0,1	0,0 %
sum corridor area	32,5	9,1 %	39,9	11,1 %	9,1	2,5 %	9,3	2,6 %
corridor buffer areas (101ha):								
luxury settlement								
formal settlement	5,4	5,3 %	5,6	5,5 %	1,0	1,0 %	8,9	8,8 %
informal settlement	21,6	21,3 %	25,4	25,1 %	5,8	5,8 %		
single house/ courtyard								
squatter settlement								
trade, industry, public facility	0,3	0,3 %	0,3	0,3 %	0,3	0,3 %	0,3	0,3 %
sum corridor buffer areas	27,2	27,0 %	31,3	30,9 %	7,2	7,1 %	9,2	9,1 %
all conservation areas (6000ha):								
luxury settlement							8,3	0,1 %
formal settlement	63,5	1,1 %	88,8	1,5 %	8,6	0,1 %	72,6	1,2 %
informal settlement	188,9	3,1 %	282,6	4,7 %	42,9	0,7 %		
single house/ courtyard	17,6	0,3 %	22,5	0,4 %	11,9	0,2 %	17,6	0,3 %
squatter settlement	45,5	0,8 %	62,0	1,0 %	12,5	0,2 %		
trade, industry, public facility	15,8	0,3 %	23,8	0,4 %	2,1	0,0 %	15,8	0,3 %
sum all conservation areas:	331,2	5,5 %	479,7	8,0 %	77,9	1,3 %	114,4	1,9 %

Eine detaillierte Verteilung der Konfliktflächen gibt Tab. 4.17. Im sozialen 'worst-case-scenario' T2 liegt gleichzeitig der größte Anteil an betroffenen naturschutzfachlich relevanten Flächen mit ca. 480 ha, entsprechend 8% der Schutzflächen. Im Szenario A2 sind die geringsten Besiedlungen von Naturschutzflächen zu finden mit ca. 78 ha (1,3% der Schutzflächen) und somit ca. ein Sechstel gegenüber T2 (Tab.4.17).

Innerhalb der Kategorien des naturschutzfachlichen Optimalszenarios sind die Pufferstreifen der Schutzgebiete am stärksten besiedelt, in T2 mit 319 ha (13,1% der Fläche) und in A1 mit 47 ha (1,9%) der Fläche (Tab. 4.17). Von den geregelten Wohnbebauungen im A2 Szenario liegen immerhin 22% der neu entstehenden Siedlungen (= 54,3 ha) innerhalb der Pufferstreifen.

Informelle Siedlungen und Marginalviertel in den Szenarien T1, T2 und A1 verursachen über 70% der Besiedelung innerhalb naturschutzrelevanter Gebiete.

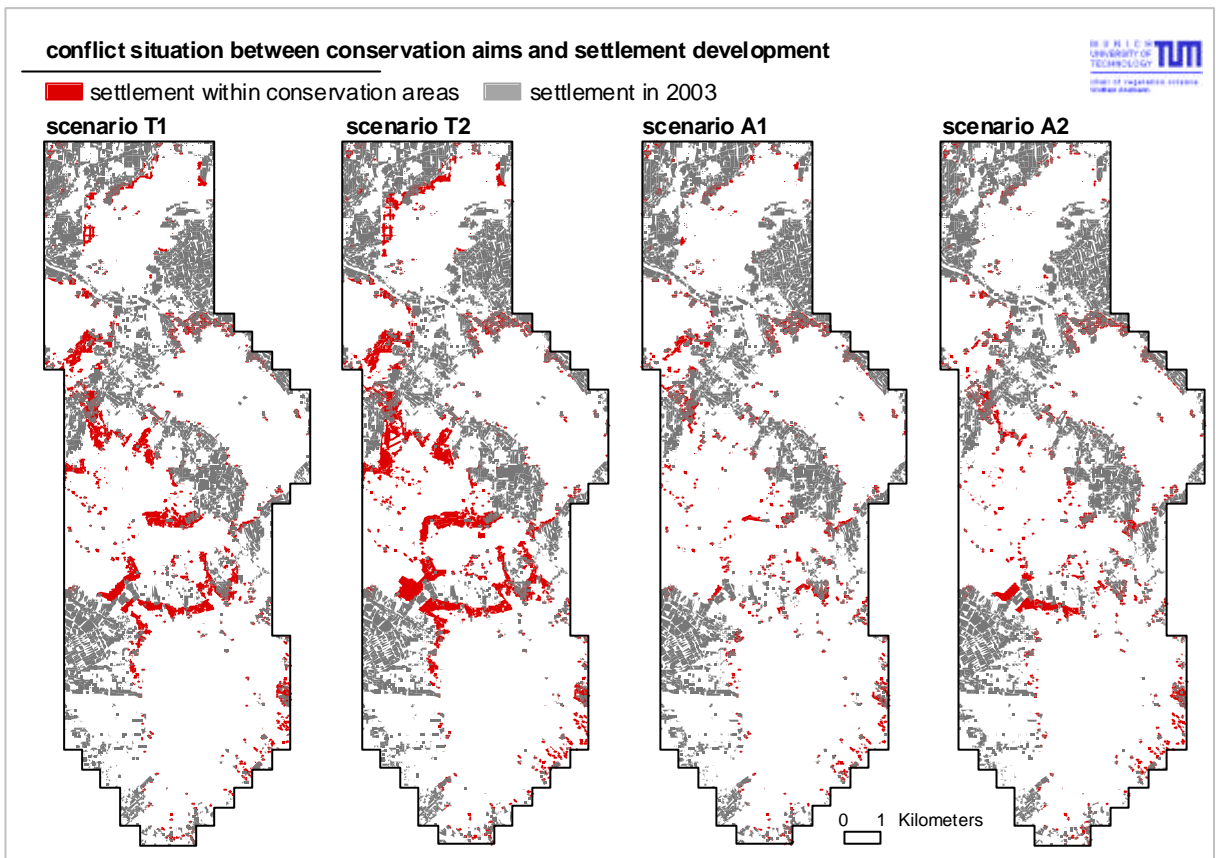


Abb.4.15: Konfliktflächen zwischen Siedlungsentwicklung und Naturschutz in verschiedenen Szenarien

Conflict situation between settlement expansion and conservation in different scenarios

Räumlich konzentrieren sich die Konfliktflächen (Abb. 4.15) im Trendszenario T1 und im Szenario T2 auf die Nordhänge des `Morro Santana`, die südlichen Hänge des `Morro da Compania`, im südlichen und südwestlichen Anschluss an die Viertel `Quinta do Portal` und der `Lomba do Pinheiro` (hier: Einzugsgebiet des `do Salso`-Flusses) sowie im Verbindungsbereich der `Lomba` und `Restinga`.

Die Konfliktflächen in den Szenarien A1 und A2 zeigen andere Schwerpunkte. Die Nordhänge des `Morro Santana` sind kaum betroffen: Die Siedlungen verteilen sich innerhalb der Randlagen der Viertel `Lomba do Pinheiro` und `Agronomia`. Ein Schwerpunkt bleibt die Verbindungsstraße zwischen `Lomba` und `Restinga`. Hier verlagert sich das Siedlungswachstum näher an die Hauptstraßen und die Siedlungen expandieren weniger in die Freiflächen hinein als bei den Szenarien T1 und T2. Besonders das Einzugsgebiet des `do Salso`- Flusses wird entlastet.

Die Besiedlung von Korridorflächen ist im Szenario A1 am geringsten und steigt im A2 wieder leicht an. Der Flächenverbrauch an Korridorflächen sagt nichts über die Beeinflussung der Funktionsfähigkeit aus. Die Besiedlung der Korridorflächen verteilt sich allerdings in allen vier Szenarien derart ungünstig, dass außerhalb des Trendszenarios in allen weiteren Szenarien fünf der sechs Korridore durch neue Siedlungsflächen unterbrochen werden (Abb. 4.16). Die Ursache liegt in der Konzentration neuer Besiedlungen entlang der Hauptstraßen. Bisher als Korridor dienende Grünbereiche, vornehmlich Galeriewälder in Tälern, werden in Straßennähe besiedelt.

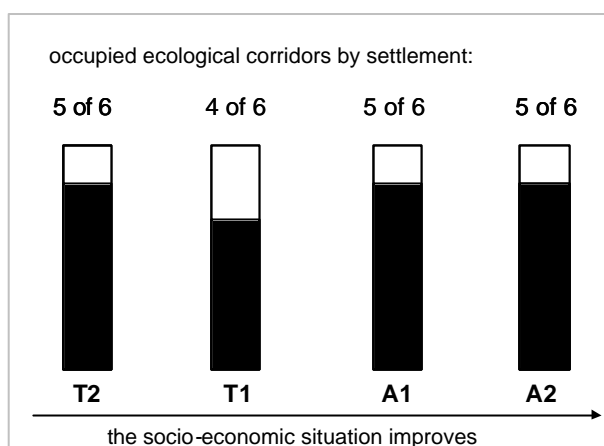


Abb. 4.16: Beeinflussung der Korridore durch Besiedlung innerhalb der Szenarien settlement occupation influencing of ecological corridor in different scenarios

Innerhalb der Szenarien A1 und A2 steigt der Flächenverbrauch im Zuge einer sozialen Verbesserung der Situation wieder von 77,9 ha auf 114,4 ha an. Der Pro-Kopf-Verbrauch an naturschutzfachlich relevanten Flächen ist im sozialen Optimalszenario A2 mit 50,6 m²/Person 1,8mal so hoch wie im sozialen „worst-case-scenario“ T2 mit 28,03 m²/Person (Tab. 4.18).

Tab. 4.18: Naturschutz-Konfliktfläche, Bevölkerungszunahme und Pro-Kopf-Verbrauch an Naturschutzflächen in den Szenarien conservation conflict areas, new inhabitants and conflict area per capita in different scenarios

scenario	conflict area [ha]	new inhabitants [person]	conflict area / capita [m ²]
T1 trend	331,2	138633	23,89
T2 worst case	479,7	171122	28,03
A1 without migration	77,9	46211	16,86
A2 social optimum	114,4	22600	50,62

4.4 Diskussion

4.4.1 Untersuchungsgebiet und Methode

Die Auswahl des Untersuchungsgebietes erfolgte aus naturschutzfachlicher Sicht und umfasste die größten wertvollen Flächen des Wald-Graslandmosaiks. Das Untersuchungsgebiet liegt in einem sozialen Brennpunkt und ist nicht repräsentativ für die gesamte soziale Entwicklung von Porto Alegre (vgl. Kap. II; Box 4). Porto Alegre verfügt gegenüber anderen lateinamerikanischen Städten über eine breite Mittelschicht (Koch *et al.*, 2002) und führt die Liste der brasilianischen Städte nach dem 'human development index' an (UN-ESA, 2004). Das Untersuchungsgebiet umfasst allerdings einen Landschaftsausschnitt, welcher die Situation vieler lateinamerikanischen Städte repräsentiert: So weist es typische Merkmale der Peripherie lateinamerikanischer Städte hinsichtlich seiner Siedlungsstrukturen und Umweltproblematik auf (Augel, 1991; Bähr *et al.*, 1995; Grohmann *et al.*, 1995). Die Größenordnungen der Bevölkerungsverteilung (Caldeira, 2000), Migrationsproblematik (Ribeiro *et al.*, 1993) und die verschiedenen Siedlungstypen sind in weiteren brasilianischen Stadtrandlagen zu finden (Santos: Wehrhahn, 1997; Rio de Janeiro: Souza, 1993, Pöhler, 1999).

Die zunächst mit rein strukturellen Kriterien kartierten Siedlungstypen konnten mittels der soziodemographischen Daten detailliert charakterisiert werden. Erwartungsgemäß hängen die strukturellen Charaktere der Siedlungstypen (Haus-, Grundstücksgröße, Gebäudedichte) von den sozioökonomischen Bedingungen ab, maßgeblich von den herrschenden Einkommensverhältnissen. Die Analyse lässt den Rückschluss zu, dass sich die Siedlungsstruktur gut als Indikator für die soziale Charakterisierung der Stadtrandlagen eignet. Ihr Vorteil gegenüber den Zensussektoren besteht in der Möglichkeit, räumliche Unterschiede genauer zu differenzieren. Die einzelnen Zensusflächen sind auf etwa 300 Personen pro Sektor geeicht (IGBE, 2002) und werden bei Zunahme der Bevölkerung geteilt oder neue Sektorgrenzen definiert. Hierdurch wird der Vergleich von verschiedenen Erhebungsjahren z.T. erheblich erschwert. Die Sektoren sind nicht auf die bestehende Siedlungsfläche reduziert, sondern umfassen, besonders im ländlichen Raum, große Areale mit nicht besiedelten Flächen. Teils treten große soziale Unterschiede, z.B. Mischung aus luxuriösen Wochenendhäusern und Favelas, innerhalb eines Zensussektors auf. Die Siedlungsstruktur bietet hier den detaillierten Flächenbezug und die Veränderung der Bevölkerung lässt sich anhand von Flächenausdehnung, Gebäudeverdichtung oder -ausbau dokumentieren. Ideal wäre eine weitere räumliche Differenzierung der demographischen Zenserhebung.

Die erhobenen Daten innerhalb der Systemanalyse eignen sich über die Szenarienmethodik hinaus für eine Modellierung der Stadtentwicklung, allerdings fehlen hierzu die Informationen über Besitzgrenzen und Grundstückspreise als elementare Grundlagen (Borsdorf *et al.*, 2002; Smolka, 2003). Im Untersuchungsgebiet sind die Besitzgrenzen weitgehend unerfasst und die wenigen, durch Bauanträge bekannten Flächen nicht systematisch aufbereitet (PMPA, 2003). Innerhalb der Analyse der Stadtentwicklung von zwölf Jahren (Kap. II) konnten immer wieder schlagartige Wechsel von Landnutzung und Siedlungsformen erkannt werden, welche mit den bekannten Besitzgrenzen übereinstimmten. Es ist wünschenswert ein Besitzflächenkataster zu erarbeiten, um mittels Modellierung exaktere Flächenprognosen abgeben zu können, als die hier vorliegenden Szenarien.

4.4.2 Synthese der Systemanalyse – Schlüsselfaktoren des Wachstums der Stadtrandlagen

Im Schema in Abbildung 4.17 sind vereinfacht die Zusammenhänge zwischen Bevölkerungswachstum und Siedlungsentwicklung der Stadtränder sowie die wesentlichen Einflussfaktoren dargestellt.

Drei Schlüsselfaktoren beeinflussen das Wachstum der Stadtrandlagen im Untersuchungsgebiet. Erstens das Wachstum der Kernstadt Porto Alegres selbst, zweitens die soziale Verdrängung der armen Bevölkerungsteile in die Stadtrandlagen und drittens zu einem geringen Anteil die Stadtfucht gehobener Einkommensschichten (vgl. Pöhler, 1999): Das Wachstum der Stadt Porto Alegre ist zu 67% begründet durch natürliches Wachstum und zu 23% durch Migration. Innerhalb der Stadtrandlagen des Untersuchungsgebietes beträgt der Anteil der Zuwanderer 72% des gesamten Bevölkerungswachstums. Es kommt zu einer Konzentration der Landflüchtigen und der aus der Stadt sozial verdrängten Bevölkerungsschichten, welche in einer intraurbanen Migration die Kernstadt verlassen. Treibende Kraft ist hierbei die Verarmung von Teilen der Mittelschicht, die wachsende Unterschicht und der Mangel an preiswertem Wohnraum (Koch *et al.*, 2002). Innerhalb der Kernstadt ist der Wohnungsmarkt für Geringverdiener extrem beschränkt (Alfonsin *et al.*, 2002; Alfonsin *et al.*, 2003). Ursachen sind der mangelnde soziale Wohnungsbau und Flächenspekulationen, welche eine Baugrundknappheit forcieren und die Grundstückspreise in die Höhe treiben (vgl. Gilbert, 1998: 99; Koch *et al.*, 2002; Smolka, 2003). Die Aufgabe der Landwirtschaft erhöht das Flächenangebot an der Peripherie (vgl. Kap. II; FAURGS, 2004). Unterstützt wird die Besiedlung der Peripherie durch großzügige Planungsspielräume im Stadtentwicklungsplan, welcher im Verbindungsbereich `Lomba do Pinheiro´ und `Restinga´ Siedlungen mit städtischem Charakter, d.h. mit einer Bevölkerungsdichte der Kernstadt von Porto Alegre vorsieht (vgl. PMPA, 2000).

Zumeist weichen jüngere Familien in die Randlagen aus, wodurch die höhere Geburtenrate erklärbar wird und die natürliche Wachstumsrate ebenfalls steigt (vgl. Mertins, 1985). Der Anteil armer Bevölkerungsschichten und ihrer Siedlungsstrukturen überwiegt folglich im Untersuchungsgebiet.

Aufgrund unflexibler oder komplexer Planungsvorschriften sind die Erbauer oftmals zur Illegalität gezwungen (Alfonsin, 2003; Dourado, 2003) und illegale Landbesetzungen sind häufig (vgl. Fernandes *et al.*, 1998; Dourado, 2003). Demgegenüber stehen organisierte Bauunternehmer, die ohne Rücksicht auf Planungsvorschriften illegale Bebauung anbieten und betreiben (Dourado, 2003). 95% des im Untersuchungsgebiet gelegenen Stadtteils `Lomba do Pinheiro´ werden als planungsrechtlich illegal bezeichnet (Pires, 2000; PMPA, 2003).

Mitglieder der gehobenen Einkommensschichten verlassen die zentralen Stadtbereiche und gründen neue luxuriöse Wohnsiedlungen und Wochenendhaussiedlungen in den Randlagen. Die Organisation in geschlossenen Anlagen (portug. `condominio fechados´) mit hohen Sicherheitsvorkehrungen ist häufig und führte zu dem Begriff `Luxusghettos´ (Pöhler, 1999). Die Motivation der Bewohner die Stadt zu verlassen, liegt in der als zu hoch empfundenen Umweltbelastung und vor allem in der als bedrohend empfundenen Kriminalität innerhalb der Stadt (vgl. für Rio do Janeiro: Pöhler, 1999).

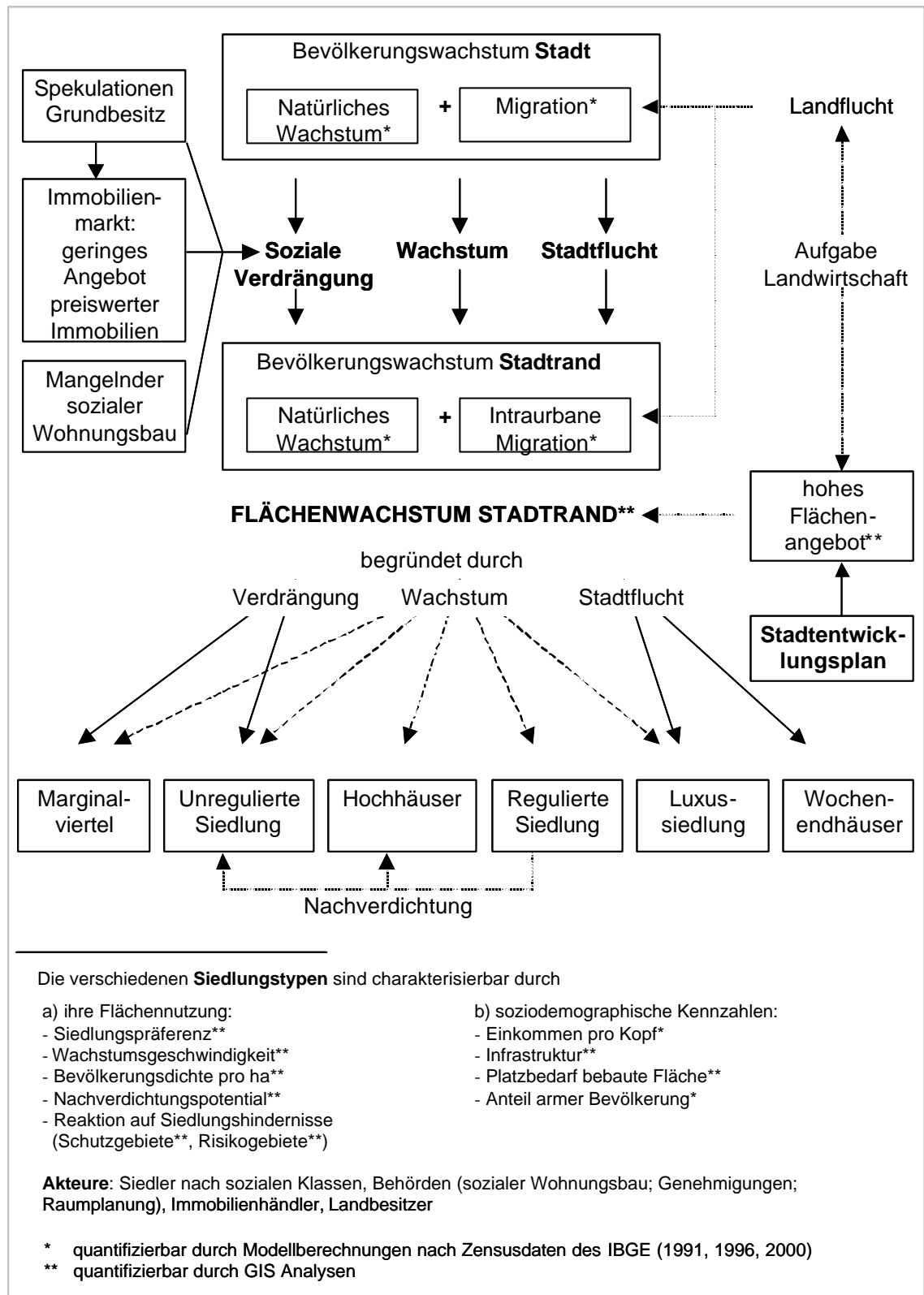


Abb. 4.17: Synthese der Systemanalyse: Gründe für Flächenwachstum des Stadtrandes
 synthesis of the system analysis: Causes of settlement expansion into suburban areas

Teilweise findet eine Nachverdichtung statt und Siedlungstypen wandeln sich: So ersetzen Hochhausbauten in den stadtnäheren Lagen sukzessive Einzelwohnhaussiedlungen. Des Weiteren verdichten sich ehemalige regulierte Wohnsiedlungen durch illegale An- und Ausbauten allmählich zu unregulierten Siedlungen.

4.4.3 Veränderung der Siedlungsverteilung in den Szenarien

Die entworfenen Szenarien stellen Vereinfachungen dar, um mögliche Entwicklungen zu veranschaulichen und erheben nicht den Anspruch - im Sinne eines Modells - das Stadtrandwachstum vollständig zu umfassen. Die Szenarien stellen ein wichtiges Instrument zur flexiblen Flächenplanung dar und dienen als Visualisierungs- und Diskussionsgrundlage für Entscheidungen über die weitere Stadtentwicklung mittels der bisher zur Verfügung stehenden Daten.

In den Szenarien wurde der Faktor Zuwanderung, verursacht durch innerstädtische Migration und durch Landflucht, als Schlüsselfaktor der Stadtentwicklung der Randlagen herausgearbeitet und erstmals für ein Teilgebiet von Porto Alegre flächenbilanziert.

Im **Trendszenario T1** hält die hohe Zuwanderungs- und Geburtenrate an. Es werden 2030 große Flächen naturschutzfachlich wertvoller Gebiete besiedelt, weitergehend isoliert und fragmentiert sein. Die Siedlungsfläche wird eine um ca. das 1,5fache größere Ausdehnung gegenüber 2003 haben und ca. 25,3 km² städtisch geprägte Siedlungsstrukturen aufweisen. Entlang der Hauptstraßen entsteht ein geschlossenes Netz von Siedlungsbändern, von welchen aus die Siedlungen sich allmählich in die isolierten Freiflächen ausdehnen und diese verkleinern. Bisherige Verbindungen über Korridore, zumeist Galeriewälder, werden durch Besiedlungen getrennt und verlieren somit die Funktion für einen unmittelbaren strukturellen Verbund.

Sozial ist der Trend ebenfalls problematisch. Die irregulären Siedlungen und Marginalviertel werden die regulären überwiegen. Die Marginalviertel alleine verdreifachen sich annähernd und bilden 2030 auch weiterhin den dritthäufigsten Siedlungstyp im Untersuchungsgebiet.

Räumlich liegen die Schwerpunkte der Konfliktflächen auf den Nordhängen des `Morro Santana` und `Morro São Pedro` durch Marginalviertel, auf den Süd- und Südwesthängen des `Morro Da Companhia` und `Morro São Pedro` durch Wochenendhaus-Siedlungen. Die irregulären Siedlungen konzentrieren sich des Weiteren entlang der Stadtteile `Lomba do Pinheiro` und `Restinga`. Durch die Begrenzung des Schutzgebietes `Parque Saint Hillaire` im Osten, wird die Siedlungsausdehnung in das westlich anschließende Gebiet, das Einzugsgebiet des `Arrio do Salso` Flusses, stattfinden. Hier existierten 2003 die größten landwirtschaftlich geprägten Freiflächen, vor allem Brachflächen, welche eine gute Anbindung über Wege verfügten. Illegale Siedlungstätigkeiten fanden bereits 2003 im Bereich der `Quinta do Portal` und der `Recreio da Devisa` statt. Diese sind im Trendszenario Ausgangspunkte für weiter wachsende illegale Siedlungen entlang der bestehenden Wege. Der Stadtentwicklungsplan sieht in diesem Gebiet einen ländlich geprägten Raum mit geringen Siedlungsdichten vor, so dass reguläre Wohnsiedlungen in diesem Bereich nicht entstehen dürfen. Dennoch wurden innerhalb der `Recreio da Devisa`, entgegen dem Stadtentwicklungsplan, von der Wohnungsbaubehörde DEMHAB für eine Umsiedlung aus Risikogebieten Siedlungsflächen geschaffen (vgl. Anhang App. 4.8). In der Vergangenheit konnten die DEMHAB-Projekte wiederholt als Ausgangspunkt für illegale Siedlungsexpansion belegt werden, wenn die Besiedlungsdichte zu stark anstieg und die Bewohner neuen Wohnraum benötigten (D'Avila, 2000).

Neben der `Recreio da Devisa` werden sich die Marginalviertel der `Quinta do Portal` weiter ausdehnen. Offenlandflächen existieren nicht mehr, so dass die benachbarten Waldflächen abgeholzt werden, um Raum zu schaffen. Diese mesohygrophilen Wälder sind 2003 von ihrer Struktur selten in Porto Alegre und äußerst wertvoll. Sie werden im Trendszenario 2030 vollständig zerstört sein.

Ebenso problematisch ist das Wachstum der Ortsrandlagen von `Restinga`. 2003 erreichten die ersten Initialphasen von Marginalvierteln die Nordwesthänge des `Morro São Pedro`. Im Trendszenario werden bis 2030 die dortigen naturschutzfachlich wertvollen Grasländer von Marginalvierteln zunehmend besiedelt sein. Gleichzeitig entstehen entlang der Verbindungsstraße zur `Lomba do Pinheiro` reguläre Wohnsiedlungen, welche den bis dahin ländlich geprägten Raum ersetzen und ein geschlossenes Siedlungsband bilden. Die Verbindung der Freiflächen des `Morro São Pedro` nach Norden hin wird hierdurch vollständig unterbrochen.

Das Trendszenario T1 unterscheidet sich vom **sozialen `worst-case` Szenario T2** lediglich in der Dimension des Flächenzuwachses mit 1,6fach größeren Siedlungsflächen gegenüber 2003, entsprechend 10,6 km² auf insgesamt 27,3 km². Die Flächenzunahmen sind aufgrund der angenommenen Steigerung der Zuwanderungsrate gegenüber dem Trendszenario erhöht, in der räumlichen Verteilung dennoch ähnlich. Der beschriebene Zustand des `worst-case-scenarios` in 2030 würde unter den im Trendszenario formulierten Bedingungen ca. 2035 erreicht werden. Die Schwerpunkte der Konfliktflächen liegen, wie im Trendszenario beschrieben, bei den illegalen Siedlungszuwächsen. Das Ausmaß wird am deutlichsten im Einzugsgebiet des `Arrio do Salso`. Hier entsteht entlang einer Verbindungsstraße von der `Recreio da Devisa` bis zum Nordteil von `Restinga` ein neues geschlossenes Siedlungsband, welches das Einzugsgebiet stark fragmentiert. Im Flächenvergleich von T1 und T2 wird die Tendenz sichtbar, dass sich die Siedlungen langsam in die isolierten Freiflächen ausdehnen und diese kontinuierlich verkleinern.

Im **Alternativszenario A1**, in dem ein völliges Erliegen der Zuwanderung angenommen wurde, verändert sich die Flächensituation erheblich. Die expandierende Fläche reduziert sich auf ein Viertel gegenüber dem `worst-case-scenario` und die gesamte Siedlungsfläche beträgt 19,3 km² mit einem Zuwachs von lediglich 2,5 km². Es ist der geringste Zuwachs an Siedlungsfläche aller Szenarien. Die Siedlungstypenverteilung bleibt der Situation von 2003 ähnlich, indem die geregelten Wohnsiedlungen knapp vor den irregulären überwiegen. Die bestehenden informellen Siedlungen wachsen aufgrund der natürlichen Zuwachsrates schneller als reguläre Siedlungen. Der Grund liegt in der demographischen Situation durch die Zuwanderung vornehmlich junger (armer) Familien in das Gebiet. Illegale Siedlungen verteilen sich weiterhin in den beschriebenen Konfliktzonen, allerdings mit wesentlich geringeren Flächenausdehnungen.

Der geringe Zuwachs an regulären Siedlungen lässt entlang der Verbindungsstraßen `Restinga` – `Lomba do Pinheiro` den ländlichen Raum in Teilen weiterhin offen, so dass die Verbindung `Morro São Pedro` zum Einzugsgebiet des `Arrio do Salso` bestehen bleibt. In den Stadtteilen `Lomba do Pinheiro` und `Agronomia` verdichtet sich die bestehende Besiedlung. Hierdurch werden bestehende Freiraum-Verbindungen zwischen dem `do Salso` Gebiet, dem `Morro da Companhia` und dem `Parque Saint Hillaire` verringert. Die Isolation dieser Freiflächen ändert sich nicht gegenüber den Szenarien T1 und T2. Naturschutzfachlich wertvolle Gebiete, wie die Nordhänge des `Morro Santana` und `Morro São Pedro`, aber auch die Waldgebiete des `Quinta do Portal` werden erheblich entlastet durch den geringeren Zuwachs an illegalen Siedlungen. Die Südhänge von `Morro São Pedro` und `Morro da Companhia` bleiben belastet durch die Ansiedlung von Wochenendhäusern.

Im **sozialen Optimalszenario A2** verändert sich die Siedlungsverteilung am deutlichsten. Die Annahme, dass lediglich regulierte Siedlungen entstehen, bei einem geringen Bevölkerungswachstum und dem Erliegen von Migration, führt zu einer Zunahme des Flächenverbrauchs gegenüber dem

Szenario T2. Der Grund liegt im höheren Pro-Kopf-Flächenverbrauch der regulären Siedlungen. Im sozialen Optimalszenario verbrauchen gegenüber dem Szenario A1 die Hälfte der Menschen, mittels geregelter Wohnbebauung, annähernd 1,5mal soviel naturschutzrelevante Fläche, wie mittels illegaler bzw. informeller Siedlungsformen.

Die Verteilung der Siedlungsflächen konzentriert sich auf flach- bis mäßig geneigte Flächen entlang der Hauptstraßen. Hierdurch verdichten sich bestehende Siedlungsbereiche und es entstehen geschlossene Siedlungsbänder. Die Bedrohung naturschutzfachlich wertvoller Bereiche in den Hanglagen der Hügel minimiert sich, gleichzeitig steigt die Besiedlung von Korridorflächen gegenüber dem Szenario A1 wieder an. Die Isolierung der Freiräume unterscheidet sich nicht vom 'worst-case-scenario', lediglich der Siedlungstyp, welcher die Isolierung verursacht ist ausgetauscht.

4.4.4 Führt die Verbesserung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen zur positiven Veränderung der naturschutzfachlichen Konfliktsituation?

Die Verbesserung der sozioökonomischen Situation in den Szenarien beruht auf der Annahme, dass die Rahmenbedingungen sich derart ändern, dass sich die Zuwanderung, vor allem die intraurbane Migration verringert.

Unter einer Verbesserung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen ist hierbei ein Bündel an Veränderungen zu verstehen, um eine Verringerung der Migration zu erreichen, z.B. Verminderung der Landflucht durch die Schaffung alternativer ländlicher Beschäftigung und den Aufbau von Regionalmärkten (Dünckmann, 1998). Die Armutssituation innerhalb der Stadt muss gemildert werden, indem Arbeitsmöglichkeiten geschaffen werden (Füchtner, 1991; Hardoy *et al.*, 2001). Des Weiteren ist die Deckung des Bedarfs an billigem Wohnraum durch intensiven sozialen Wohnungsbau zu erreichen (vgl. Souza, 1993; Maricato, 2001) sowie vereinfachte Planungsvorschriften einzuführen (vgl. Bonin, 1993). Ein Nachverdichtungsprogramm der Kernstadt, welches die stadtnahen Brachflächen verpflichtend einbindet, könnte den Druck auf die Peripherie vermindern. Dauerhaft sind alle diese Maßnahmen von einem gesamtwirtschaftlichen Wachstum und einer intensiven Sozialpolitik abhängig.

Es ist ersichtlich, wie weitreichend die Änderungen der Rahmenbedingungen sein müssen, um vom jetzigen Trend abweichen zu können und wie unwahrscheinlich das Eintreten der Alternativszenarien derzeit ist.

Dennoch zeigen die Szenarien, dass sozioökonomische Verbesserungen positive Auswirkungen auf die naturschutzfachliche Konfliktsituation aufweisen. Die Verminderung illegaler und informeller Siedlungen verursacht eine deutliche Entlastung naturschutzfachlich wertvoller Gebiete. Diese Entlastung beruht auf einer *Umverteilung der Bevölkerung* in a) Bereiche außerhalb des Untersuchungsgebietes und b) in naturschutzfachlich weniger kritische Gebiete, wie land- oder forstwirtschaftlich vorgeprägte Bereiche. Es gilt zu bedenken, dass die Menschen außerhalb des Untersuchungsgebiets Fläche verbrauchen werden, über deren naturschutzfachlichen Wert nichts bekannt ist. Insgesamt wird die Bevölkerungszunahme und einhergehender Flächenverbrauch bei zunehmender sozialer Verbesserung zunächst verlangsamt.

Bei weiterem sozialen Aufstieg steigt der Pro-Kopf-Flächenverbrauch, d.h. das naturschutzfachliche Optimum trifft unter den derzeitigen Planungsvorgaben nicht mit dem sozialen Optimum zusammen.

Wenngleich eine soziale Verbesserung den Druck auf die gewünschten Schutzgebiete verringert, so ist der Verbund über Korridorflächen in keinem Szenario zufriedenstellend. Der Grund ist die bevorzugte Besiedlung, hier vornehmlich durch geregelte Wohnbebauung und Handelsflächen, an gut angebundene Flächen, d.h. in räumlicher Nähe zu einer Hauptstraße. Die Hauptstraßen und entlang ihnen zusammenwachsende Siedlungsbänder bewirken die zunehmende Zerschneidung der Landschaft.

Die soziale Aufwertung erhöht sogar den Druck auf die Korridorflächen, da im Stadtentwicklungsplan die Hauptstraßen als offizielle Siedlungsachsen ausgewiesen sind. Der Stadtentwicklungsplan forciert hierdurch den landschaftszerschneidenden Effekt und auch bei völligem Erliegen der Migration ist eine Isolierung der Biotopkomplexe der Hügel vorprogrammiert. Die bestehende Siedlungsplanung ist somit keine Garantie für eine naturschutzkonforme Flächenentwicklung in welcher der Verbund der Freiflächen ausdrücklich gefordert ist (vgl. Kap. III). Der naturschutzfachliche Wert dieser isolierten Gebiete wird aufgrund der geringen Größe der Einzelgebiete mittelfristig sinken.

4.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der derzeitige Wachstumstrend der Stadtrandlagen von Porto Alegre droht durch Besiedlung wertvoller Flächen des verbliebenen Wald-Graslandmosaiks zu fragmentieren und die verbliebenen isolierten Freiflächen langfristig zu vermindern. Illegale Siedlungen und Marginalviertel expandieren am stärksten und werden voraussichtlich die dominierende Siedlungsformen im Jahr 2030 sein. Migration, vor allem die intraurbane Bevölkerungsverschiebung, ist der Schlüsselfaktor dieses Trends.

Die Verbesserung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen könnte zu einer Verminderung der Migration führen, wodurch sich eine deutliche Entlastung der Stadtrandlagen ergibt. Die Entlastung beruht im Wesentlichen auf der Umverteilung der Bevölkerung außerhalb des Untersuchungsgebietes.

Mit zunehmendem sozialen Aufstieg steigt der Flächenbedarf an Siedlungsraum wieder an, so dass das soziale Optimum nicht mit dem naturschutzfachlichen Optimum, dem geringsten Flächenbedarf, zusammenfällt.

Unter den derzeitigen Planungsvorgaben ist eine naturschutzkonforme Entwicklung nicht gewährleistet, da die Siedlungsplanung zwangsläufig zu einer Isolierung der verbliebenen Freiflächen führt, indem sie entlang der Hauptstraßen geschlossene Siedlungskorridore vorsieht.

Für die Zukunft ist eine Umgestaltung der Planung notwendig und deutlich auf den Verbund der Freiräume zu achten. Vor allem die Straßenplanung hat wesentlichen Einfluss darauf. Die Einrichtung von Verbund-Schutzgebieten, d.h. Schutzgebieten innerhalb ökologisch relevanter Korridore ist zwingend, um eine Isolierung der bestehenden Schutzgebiete zu vermeiden.

Das naturschutzfachliche Planungsgeschehen stellt sich in Porto Alegre bisher reaktiv dar, d.h. es konzentrierte sich in Einzelfallentscheidungen auf die Bewertung der lokalen Situation von Bauvorhaben betroffener Flächen (vgl. Kap. I). Mit Hilfe der Szenarien können nunmehr einzelne Flächen in einem landschaftlichen Kontext bewertet und funktionelle Zusammenhänge, wie Verbund, beachtet werden. Die Szenarien stellen eine wichtige Grundlage für die Entwicklung einer eigenständigen

Landschaftsplanung dar, welche aktiv eine Vorbewertung der Landschaft übernimmt. Die erhobenen Datengrundlagen können sowohl für die Modellierung exakterer Flächenprognosen Verwendung finden, als auch als detaillierte Diskussionsgrundlage für zukünftige Planungsentscheidungen dienen.

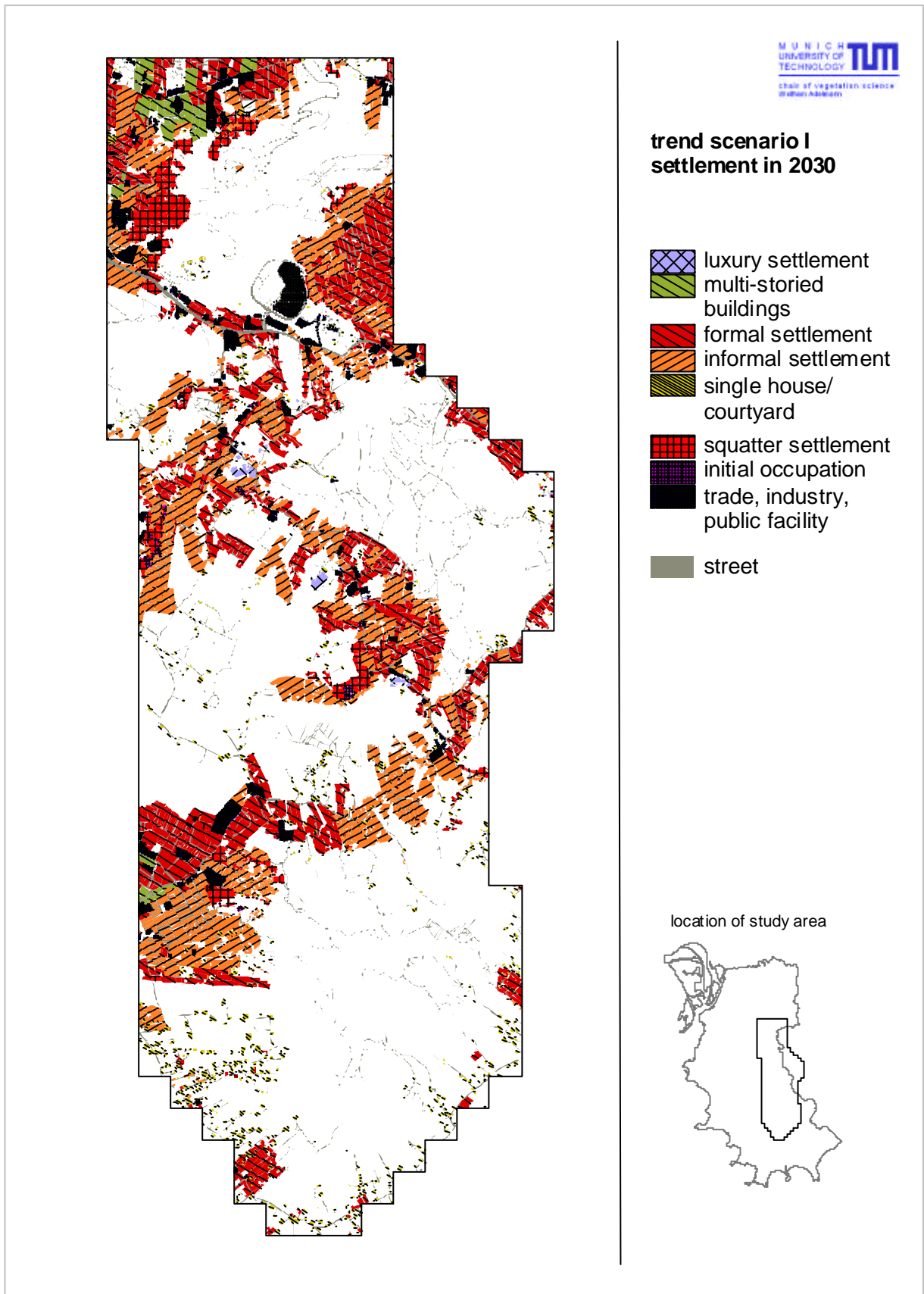
Dank

Die Analyse demographischer Daten wurde in Zusammenarbeit mit Frau Andrea Zellhuber, Lehrstuhl für Forstpolitik der Technischen Universität München, durchgeführt. Die Finanzierung erfolgte im Rahmen des Probra-Programmes des Deutschen Akademischen Austauschdienstes (DAAD) im Projekt „Schutz und Management naturnaher Vegetation in der Region Porto Alegre, RS, Brasilien, auf der Basis von Untersuchungen zur Verteilung und Dynamik der Vegetation“, eine Kooperation der Technischen Universität München, Lehrstuhl für Vegetationsökologie und der Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Departamento de Ecologia. Mein Dank für die sehr gute Zusammenarbeit gilt den Mitarbeitern der Planungsbehörden Secretaria do Meio Ambiente (SMAM) und Secretaria do Planejamento (SPM) von Porto Alegre, den Mitgliedern der NGO `Macacos urbanos` und meinen Kollegen der Universität Porto Alegre, namentlich Prof. Dr. Maria Luiza Porto, Eduardo Dias Forneck, Prof. Dr. Paulo Oliveira und Sandra Müller. Für die Bereitstellung wichtiger Daten danke ich Heinrich Hasenack vom IDRISI Labor Porto Alegre und Rualdo Menegat vom `Atlas ambiental`.

Literatur

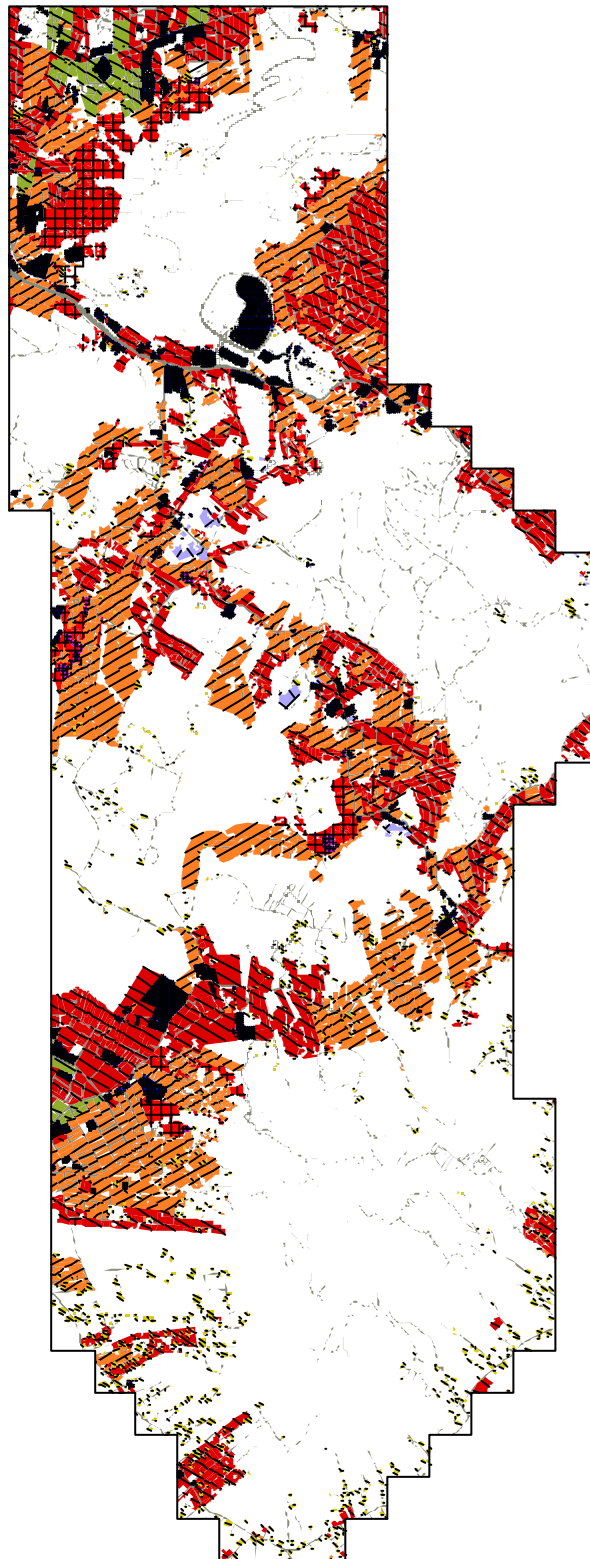
- Adelmann, W. & A. Zellhuber (2004). Analysis of environmental conflicts in areas of urban expansion using scenario methods. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Alfonsin, B.d.M. (2003). Da invisibilidade à regularização fundiária: a tafetória legal da moradia de baixa renda em Porto Alegre. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 157-172. Del Rey, New York.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D. Cunha & R. Rocha (2003). Região Metropolitana de Porto Alegre. Caracterização sócio-espacial. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D.C.d. Silva & R.R. Souza (2002). Políticas habitacionais na região metropolitana de Porto Alegre. Rep. No. Edital 04. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Augel, J., ed. (1991) Zentrum und Peripherie. Urbane Entwicklung und soziale Probleme einer brasilianischen Großstadt.. breitenbach Publishers, Saarbrücken. 250.
- Bähr, J. (1988) Wohnen in lateinamerikanischen Städten, Kieler Geographische Schriften Selbstverlag des Geographischen Instituts, Kiel, 299.
- Bähr, J. (1992) Bevölkerungsgeographie. Verteilung und Dynamik der Bevölkerung in globaler, nationaler und regionaler Sicht Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 429.
- Bähr, J. & G. Mertins (1992). The Latin American City. In Modelling the City. Cross Cultral Perspectives (ed E. Ehlers), Vol. 22, 65-75, Bonn.
- Bähr, J. & G. Mertins (1995) Die lateinamerikanische Groß-Stadt: Verstädterungsprozesse und Stadtstrukturen, Darmstadt, 238.
- Barney, G.O. (1981) The Global 2000 Report to the President., 8. Edition edn. Council on Environmental Quality, Washington.
- Blume, W. (1996) Die Szenariotechnik in der räumlichen Planung. Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung mit Beispielstudie Fremdenverkehrsszenarien für das Aller-Leinetal. Diplomarbeit, Hannover.
- Bonin, L.C. (1993). A regularização fundiária e a democratização do solo urbano. In Estudos urbanos - Porto Alegre e seu planejamento. Porto Alegre (eds P. Wrana, M. Rovati & F. João), 373, Porto Alegre.
- Borsdorf, A., J. Bähr & M. Janoschka (2002) Die Dynamik stadtstrukturellen Wandels in Lateinamerika im Modell der amerika im Modell der lateinamerikanischen Stadt. *Geographica Helvetica - Schweizer Zeitschrift für Geographie* 57: 300.
- Bossel, H. (1985) Umweltdynamik : 30 Programme für kybernetische Umwelterfahrung auf jedem BASIC-Rechner te-wi Verlag, München, 466.
- Caldeira, T.P.R.A. (2000) City of Walls - Crime, Segregation and Citizenship in São Paulo University of California Press, Berkely, 504.
- D'Avila, N. (2000) DEMHAB. Com ou sem tijolos, a história das políticas habitacionais em Porto Alegre Unidade Editorial da Secretaria Municipal da Cultura, Porto Alegre, 155.
- Dourado, S.B. (2003). A ilegalidade urbana e o meio ambiente - problemas e perspectivas. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 469-485. Del Rey, New York.
- Dünckmann, F. (1998). Naturschutzpolitik und sozialer Wandel im ländlichen Raum Südostbrasilens. In Mensch-Umweltbeziehungen und nachhaltige Entwicklung in der Dritten Welt (eds G. Kohlhepp & M. Coy), 441-462, Tübingen.
- FAURGS (2004) Diagnostico Ambiental do Município de Porto Alegre - Relatório 6 FAURGS, Porto Alegre.
- Fedozzi, L. (2000) O poder da aldeia: gênese e história do Orçamento Participativo de Porto Alegre Tomo Editorial, Porto Alegre, 237.
- Fernandes, E. (1999). A Regularização de Favelas no Brasil - Problemas e Perspectivas. In Direito à Cidade - Trilhas Legais para o Direito às Cidades Sustentáveis (ed N.J. Saule), 127-156. Editora Max Limonad, São Paulo.
- Fernandes, E. & A. Varley, eds. (1998) Illegal Cities. Law and Urban Change in Developing Countries. Zed Books, London, New York. 280.
- Füchtner, H. (1991) Städtisches Massenelend in Brasilien: seine Entstehungsgeschichte, Ursachen und Absicherung durch politische Herrschaft und soziale Kontrolle, Aspekte der Brasilienkunde Brasilienkunde-Verlag, Mettingen, 337.
- Fürst, D. & F. Scholles, eds. (2001) Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umwelplanung. Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund. 407.
- Gilbert, A. (1998) The Latin American city Latin America Bureau, London, 190.
- Grohmann, P., V. Hannemann & D. Hoffmann, eds. (1995) Andere Stadt, Anderes Leben. Stadtentwicklung, Umweltkrise und Selbsthilfe in Afrika, Asien und Lateinamerika. Verl. für Entwicklungspolitik, Saarbrücken. 335.
- Hardoy, J.E., D. Militin & D. Satterthwaite (2001) Environmental Problems in an urbanizing world:





- Finding solutions for cities in Africa, Asia and Latin America Earthscan Publications Ltd., London, 448.
- IBGE (1997) Censo demográfico 1996 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- IBGE (2002) Censo demográfico 2002 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Jessel, B. & K. Tobias (2002) Ökologisch orientierte Planung: eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden, UTB für Wissenschaft Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 470.
- Kahn, H. & A.J. Wiener (1971) Ihr werdet es erleben. Voraussagen der Wissenschaft bis zum Jahre 2000 Reinbek.
- Koch, M.R., R. Mammarella & T. Barcellos (2002). Tipologia socioespacial da Região Metropolitana de Porto Alegre: análise preliminar do caso de Porto Alegre 1980/91. In Globalización y territorio (eds A. Castagna, I. Raposo & M.L. Woelflin), 459-482. UNR, Rosario.
- Maricato, E. (2001) Moradia social e meio ambiente. *Sinopses* 35: 54-69.
- Menegat, R., M.L. Porto, C.C. Carraro & L.A.D. Fernandes, eds. (1998) Atlas ambiental de Porto Alegre. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 230.
- Mertins, G. (1985) Raumzeitliche Phasen intraurbaner Migrationen unterer sozialer Schichten in lateinamerikanischen Großstädten. *Ibero-Amerikanisches Archiv Jg11*: 315-332.
- Pires, C.L.Z. (2000). Impactos ambientais decorrentes de ocupação irregular nas ncentes da bacia hidrográfica do arroio do Salso: o caso da Lomba do Pinheiro - Porto Alegre/RS. In Ambiente e lugar no urbano: a Grande Porto Alegre (eds D.M.A. Suertegaray, L.A. Basso & R. Verdum), 205-239, Porto Alegre.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2000) Plano diretor de desenvolvimento urbano ambiental (PDDUA). Lei comentada., Porto Alegre, 19.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2003). Projeto Integrado Desenvolvimento Sustentável da Lomba do Pinheiro. Secretaria Municipal de Planejamento, Porto Alegre.
- Pöhler (1999) Zwischen Luxus-Ghettos und Favelas. Stadterweiterungsprozesse und sozialräumliche Segregation in Rio de Janeiro: Das Fallbeispiel Barra da Tijuca, Kleinere Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Tübingen Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Tübingen, Tübingen, 206.
- Ribeiro, L.C.d.Q. & O.A.d. Santos Jr. (1993) Das Desigualdades a exclusão social, da segregação à fragmentação: os novos desafios da reforma urbana. *Cadernos IPPUR/UFRJ vol. 7*: 53-61.
- Samios, E.M.B. (1998) Pobreza Urbana, Projeto RS 2010 FEE, Porto Alegre, 71.
- Smolka, M.O. (2003). Regularização da ocupação do solo urbano: a solução que é parte do problema, o problema que é parte da solução. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 255-291. Del Rey, New York.
- Souza, M.L.d. (1993) Armut, sozialräumliche Segregation und sozialer Konflikt in der Metropolitanregion von Rio de Janeiro: ein Beitrag zur Analyse der "Stadtfrage" in Brasilien, Tübinger Geographische Studien Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Tübingen, Tübingen, 445.
- Souza, M.L.d. (2001) Metropolitan deconcentration, socio-political fragmentation and extended suburbanisation: Brazilian urbanisation in the 1980s and 1990s. *Geoforum* 32: 437-447.
- Sträter, D. (1988). Szenarien als Instrument der Vorausschau in der räumlichen Planung. In Regionalprognosen. Methoden und ihre Anwendung (ed A.f.R.u.L. ARL), Vol. 175, 417- 440. Verlag der ARL, Hannover.
- UN-ESA (2004). World Urbanization Prospects - The 2003 Revision. Rep. No. ESA/P/WP.190. United Nations - Department of Economic and Social Affairs - Population Division.
- Wehrhahn, R. (1997) Stadtentwicklung von Santos, Brasilien: funktionsräumliche, soziale und ökologische Konflikte einer lateinamerikanischen Secondary City. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 141: 343-370.
- Wehrhahn, R. (1998) Nachhaltige Stadtentwicklung in Brasilien - Soziale, ökologische und planerische Anforderungen dargestellt an südostbrasilianischen Städten. *Tübinger Beiträge zur Geographischen Lateinamerika-Forschung*. 15: 353-378.



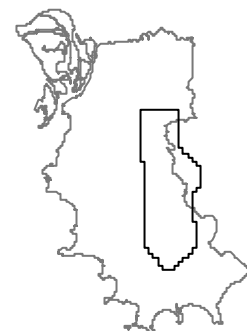
App.4.1: Trendszenario T1
Trend – scenario T1

**trend scenario II
 settlement in 2030**



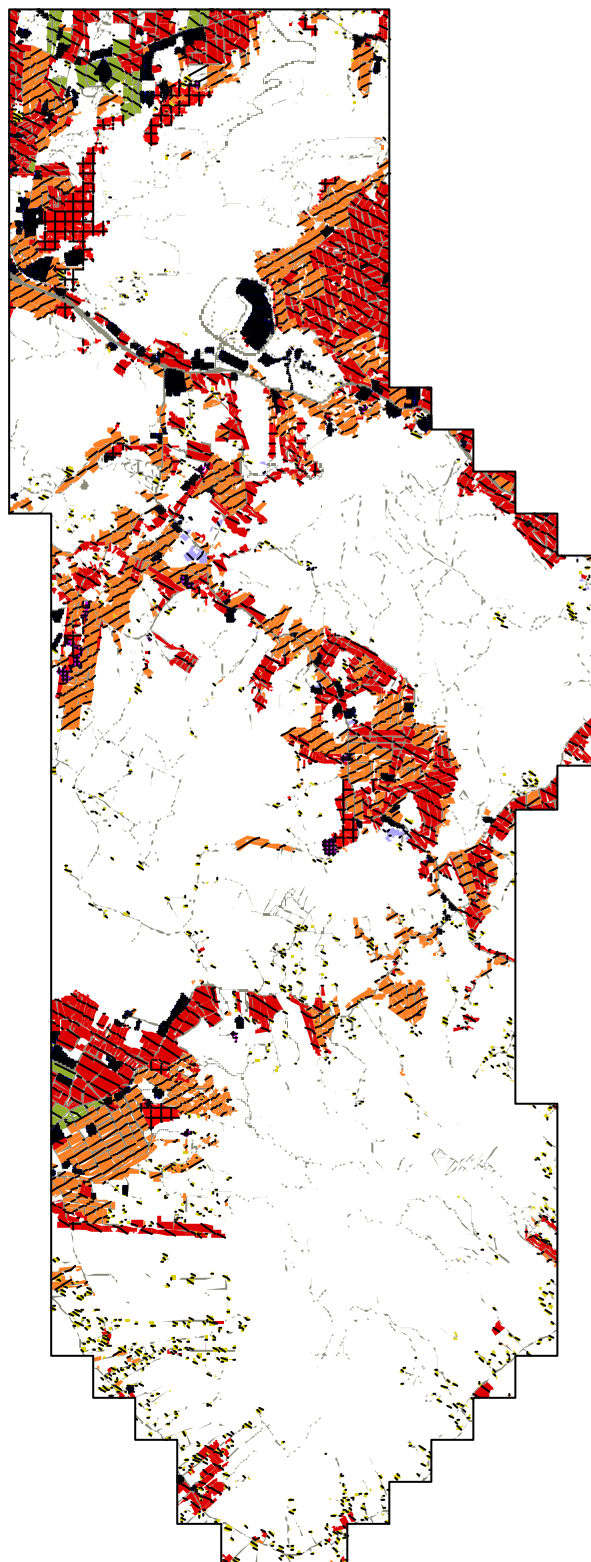
-  luxury settlement
-  multi-storied buildings
-  formal settlement
-  informal settlement
-  single house/courtyard
-  squatter settlement
-  initial occupation
-  trade, industry, public facility
-  street

location of study area



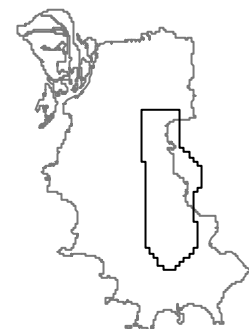
App.4.2: Szenario T2 – Verschlechterung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen
 `Worst-case-scenario` T2 – deterioration the socio-economical frame conditions

**alternative scenario I
settlement in 2030**



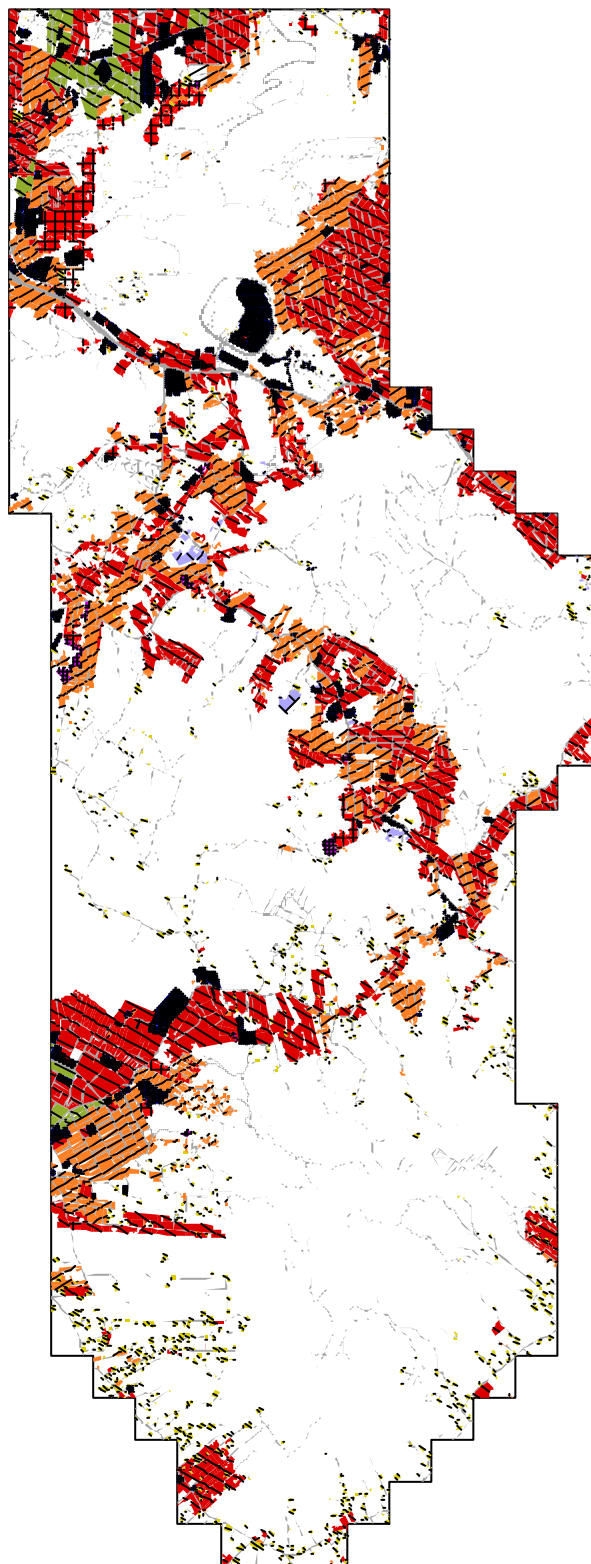
-  luxury settlement
-  multi-storied buildings
-  formal settlement
-  informal settlement
-  single house/courtyard
-  squatter settlement initial occupation
-  trade, industry, public facility
-  street

location of study area



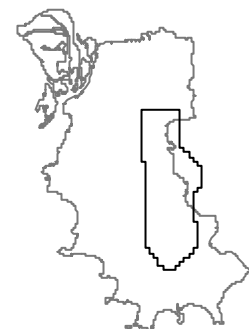
App.4.3: Alternativszenario A1 – Wachstum ohne Migration
alternative scenario A1 – growth without migration

**alternative scenario II
settlement in 2030**

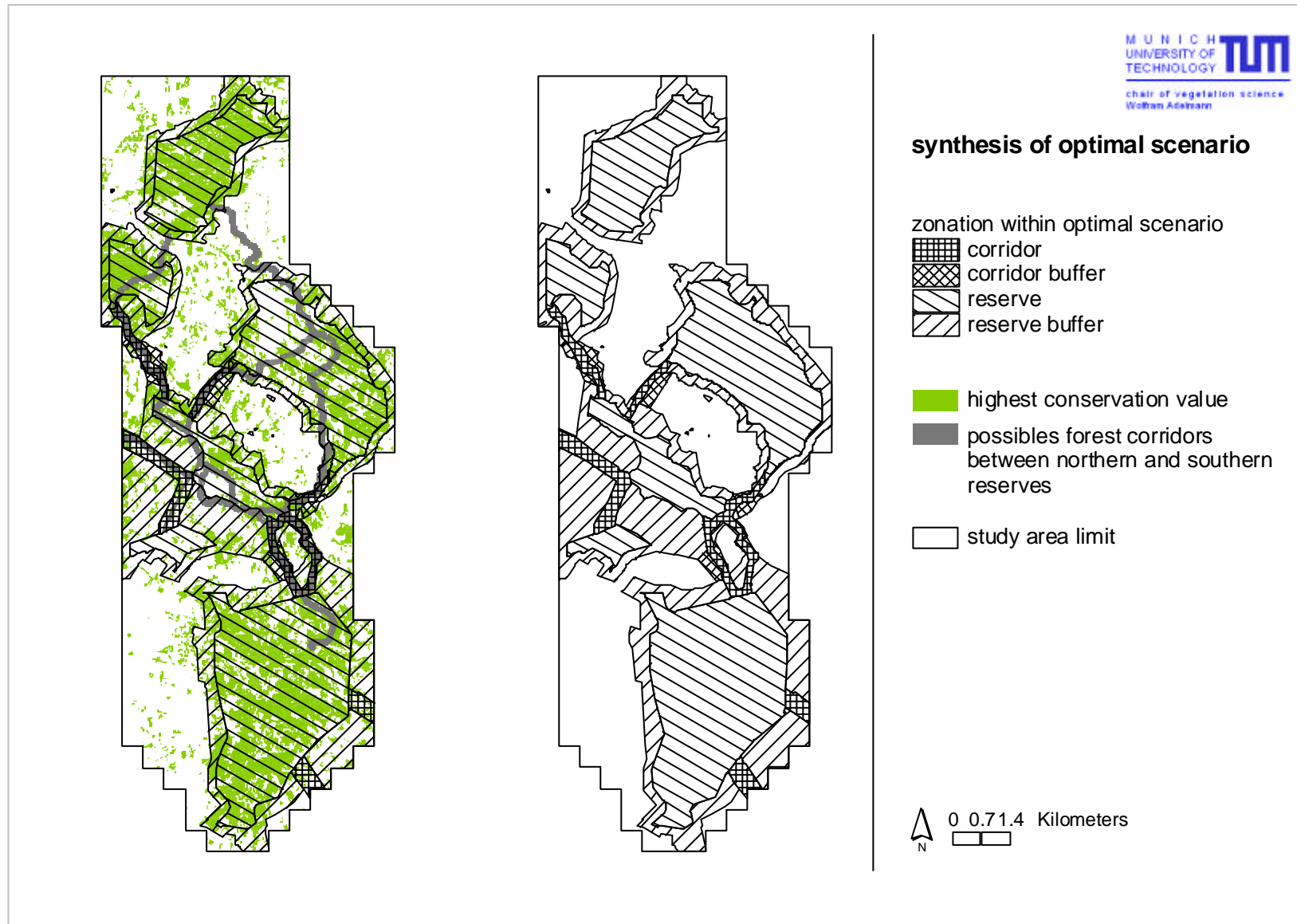


-  luxury settlement
-  multi-storied buildings
-  formal settlement
-  informal settlement
-  single house/courtyard
-  squatter settlement initial occupation
-  trade, industry, public facility
-  street

location of study area








App.4.4: Alternativszenario A2 – sozio-ökonomisches Optimalszenario
alternative scenario A2 – optimal scenario in a socio-economic view

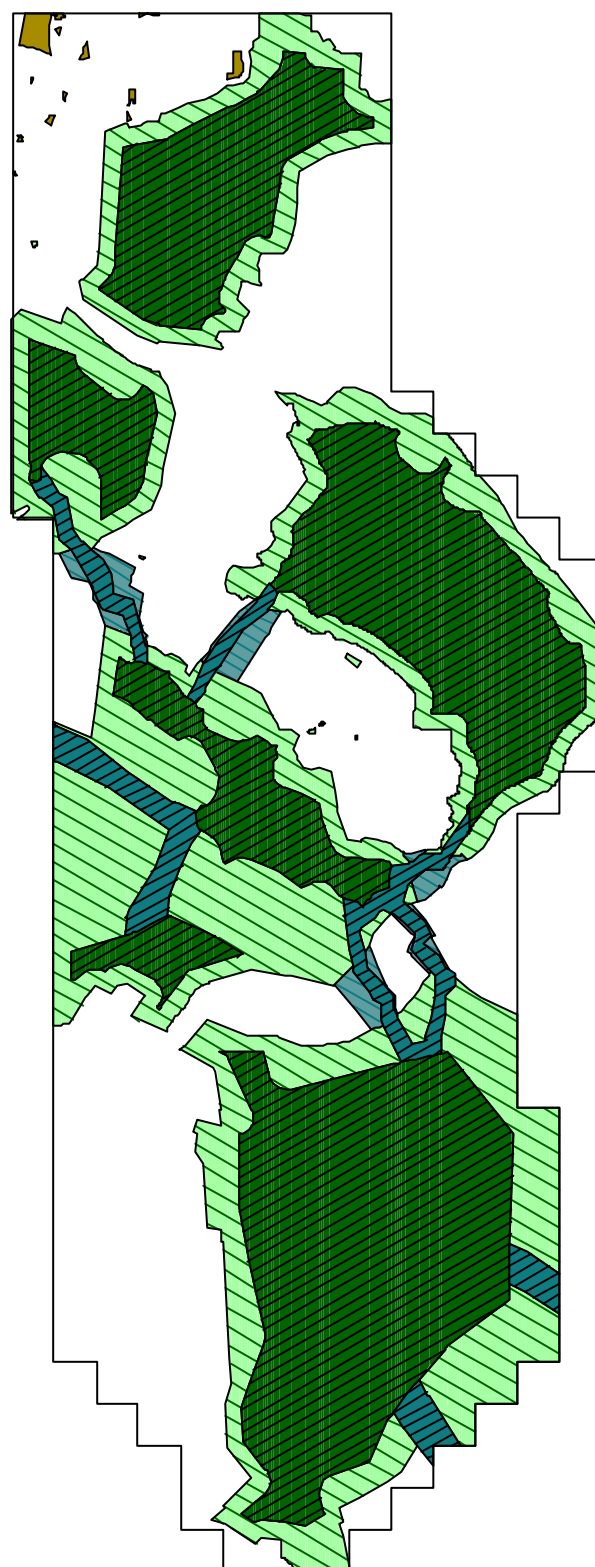


App.4.5: Bewertungsgrundlage für die Herleitung des naturschutzfachlichen Optimalszenario
 evaluation basis for development of the conservation scenario

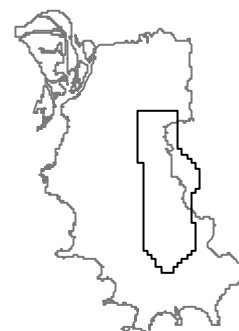
**conservation scenario
(optimal scenario)**

□ study area limits

-  corridor
-  corridor buffer
-  parks
-  reserve buffer
-  reserves
(existing and potential)



location of study area



App.4.6: Naturschutzfachliches Optimalszenario
conservation scenario



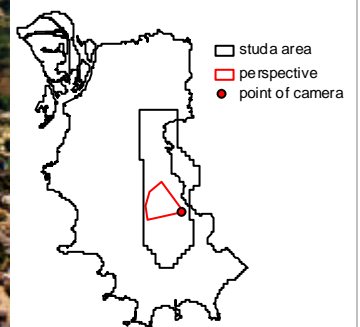
in 1999



conservation scenario



worst-case-scenario T2



App.4.7: Visualisierung der Szenarien, Blick über die Verbindungsstraße zwischen `Lomba do Pinheiro´ und `Restinga´, im Vordergrund Ortsteil `Pitinga´
 visualisation of scenarios: view over the main street connecting `Lomba do Pinheiro´ and `Restinga´, in front district `Pitinga´



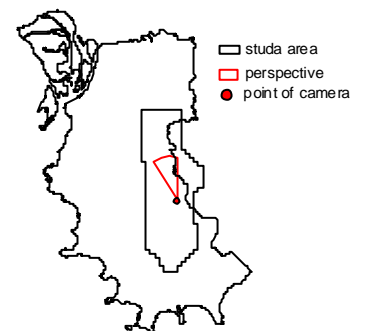
in 1999



conservation scenario



worst-case-scenario T2



App.4.8: Visualisierung der Szenarien, Blick entlang der `Lomba do Pinheiro` nach Norden, im Vordergrund Marginalviertel `Recreio da Devisa`, Hintergrund `Morro Santana`
 visualisation of scenarios: view over the `Lomba do Pinheiro` in northern direction, in front the squatter settlement `Recreio da Devisa`, background Morro Santana

Synthese

**Umsetzung der Biodiversitätskonvention in urbanen Expansionsräumen
am Beispiel der Stadt Porto Alegre**

Die Umsetzung der Konvention über die biologische Vielfalt (CBD) ist wesentlich an die zwölf Malawi-Prinzipien in einem Ökosystemaren Ansatz gebunden (vgl. Einleitung; UNEP, 1998). Die wichtigsten Forderungen sind die Definition von Ökosystemen als Managementeinheiten, die Formulierung flexibler und langfristiger Managementziele als Ergebnis einer sozialen Entscheidung und deren Umsetzung auf dem kleinstmöglichen Organisationslevel in angepassten Arbeitsmaßstäben. Ziel ist es, sowohl diejenigen Marktgeschehen zu reduzieren, welche einen negativen Effekt auf die biologische Vielfalt haben, als auch eine nachhaltige Nutzung zu fördern (Korn *et al.*, 1998; UNEP, 1998).

Die Ziele der partizipativen Stadtumweltkonferenz von Porto Alegre (CMRMA, 2002) können mit den Zielsetzungen der Malawi-Prinzipien als weitgehend übereinstimmend erklärt werden: Der Schutz und die nachhaltige Nutzung der naturnahen Ökosysteme sind zentrale Forderungen, ebenso wie die Lenkung der Siedlungsentwicklung und die Reduzierung negativer Effekte. Daneben sollen degradierte Bereiche wiederhergestellt werden (CMRMA, 2002). Diese Forderungen sind als soziale Entscheidung getroffen worden; sie gilt es gegenwärtig umzusetzen.

Das Synthesekapitel will folgend die Beiträge dieser Dissertation zur Umsetzung der Konvention über die biologische Vielfalt innerhalb der Stadtränder Porto Alegres zusammenfassen.

Der Schwerpunkt der Arbeit liegt auf der Entwicklung von Erfassungs- und Bewertungsmethoden zur Beurteilung der Konfliktsituation zwischen Stadtexpansion und Schutz von Ökosystemen. Die landschaftsübergreifende Erfassung mittels struktureller Differenzierung der Landnutzung und Vegetation ermöglicht sowohl die Unterscheidung von strukturellen Siedlungstypen als Indikatoren für die sozioökonomische Situation, als auch die Differenzierung der Ökosystemqualität.

Negative Effekte auf die biologische Vielfalt durch die Stadtexpansion

Die Gemeinde Porto Alegre ist trotz der Suburbanisierungsprozesse der Metropolenregion `Groß Porto Alegre´ (Souza, 2001) und der zunehmenden Verlagerung des Verstädterungsprozesses in die Peripherie des Großraumes (Alfonsin *et al.*, 2003), ein Schwerpunkt der Siedlungsexpansion geblieben (Box 2). Diese konzentriert sich im Wesentlichen auf den südlichen Teil der Gemeinde und trifft hier auf naturschutzfachlich wertvolle Freiflächen (Box 1, Kap. III).

Die Siedlungsflächen entwickelten sich hauptsächlich entlang der Hauptstraßen. Hierdurch werden die verbliebenen Freiflächen zunehmend isoliert (Kap. III, IV) und von Siedlungen umschlossen. Durch stetige Siedlungsausweitung verkleinern sich die inselartigen Freiflächen bis hin zur ihrer völligen Auflösung (vgl. Kap. I).

Die Entwicklung der Stadtrandlagen von Porto Alegre lässt sich nach sozioökonomischen Kriterien räumlich differenzieren (vgl. Box 4; Koch *et al.*, 2002; Alfonsin *et al.*, 2003). Durch die räumliche Segregation der sozialen Schichten entstehen verschiedene Konfliktsituationen zwischen Siedlungsexpansion und Schutz verbliebener Freiflächen. Die strukturell und soziodemographisch unterscheidbaren Siedlungstypen zeigen verschiedene Siedlungspräferenzen und Ausbreitungstendenzen (Kap. IV; Zellhuber *et al.*, 2003; Adelman, Zellhuber *et al.*, 2004). Zum einen expandieren luxuriöse Siedlungen und Wochenendhäuser der reichsten Bevölkerungsschichten vor allem in die seenahen Hügellagen, zum anderen entwickeln sich informelle Siedlungen und Marginalviertel der ärmsten Bevölkerungsteile in den seefernen Gebieten (Kap. I; Box 4). Die Naturflächen werden vom Flächenanteil am

stärksten von den Marginalvierteln und illegalen Siedlungen betroffen (Kap. IV; D'Avila, 2000; Zellhuber *et al.*, 2003), wodurch die naturschutzfachliche Konfliktsituation wesentlich von der sozialen Entwicklung der Stadt abhängt (Kap. IV; Adelman & Zellhuber, 2004).

Schlüsselfaktor für die derzeitige Stadtrandentwicklung ist die stadtinterne Migration, welche hauptsächlich durch soziale Verdrängung der ärmsten Bevölkerungsschichten aus der Kernstadt in die Randlagen stattfindet (Kap. IV; Adelman, Zellhuber *et al.*, 2004). Daneben fördern das natürliche Bevölkerungswachstum und immer noch anhaltende Landflucht diesen Prozess (vgl. Souza, 1996). Die provozierte Freihaltung von Bebauungsflächen in stadtnahen Bereichen, aufgrund von Grundstückpreis-Spekulationen, und die Aufgabe der Landwirtschaft in den stadtnahen Flächen sorgen für ein Preisgefälle im Wohnraummarkt von der Kernstadt in die Peripherie (vgl. Arantes *et al.*, 2002). Gleichzeitig fehlt ein ausreichender sozialer Wohnungsmarkt. Die einkommensschwache Bevölkerung weicht daher in die preiswerten Randlagen aus (Kap. IV; Gaebe, 1987; Friedrich, 1999; Alfonsin, 2003). Ein weiterer, wenn auch weniger flächenbedeutender Faktor für die Stadterweiterung ist die Stadtflucht der gehobenen Einkommensschichten, welche in attraktive Wohnlagen (naturnah, Seeblick, gute Straßenanbindung) abwandert.

Die jüngste Entwicklung des Stadtrandes von Porto Alegre wurde flächenscharf kartiert und die Siedlungsdynamik differenziert nach strukturellen Siedlungstypen analysiert (Kap. I, IV). Durch die Erarbeitung von Szenarien sind mögliche Stadtentwicklungen visualisiert und die Veränderung der Konfliktsituation analysiert worden. Die Fortsetzung des aktuellen Trends führt mittelfristig (ca. 25 Jahren) zu einer vollständigen Isolierung und kontinuierlichen Verkleinerung stadtnaher Freiflächen. Von der Siedlungsausdehnung sind naturnahe Grasländer und waldfreie Standorte, wie landwirtschaftliche Brachen und Feuchtflächen, stärker bedroht als Wälder (Kap. I), weil sie leichter für die Ansiedlung von Marginalvierteln zu erschließen sind (vgl. Kap. IV). Innerhalb der Szenarien führt eine Verbesserung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen zu einer Entlastung der Naturflächen hinsichtlich des Flächenverbrauchs, allerdings wird die Isolierung der Freiflächen stärker vorangetrieben (Kap. IV). Die Verbesserung der sozialen Gesamtsituation ist somit keine Garantie für die Verwirklichung der naturschutzfachlichen Entwicklungsziele (vgl. Kap. IV).

Definition von Ökosystemen und Managementempfehlungen

Die Freiflächen umfassen verschiedene forst- und landwirtschaftliche Landnutzungen sowie naturnahe Ökosysteme. Die Dynamik der Flächen- und Nutzungsveränderung konnte mittels Vergleich von Zeitreihen sichtbar gemacht werden (Kap. I). Die Naturflächen sind durch verschiedene Vegetationskomplexe geprägt, vornehmlich durch das Wald-Graslandmosaik der Hügel und das Feuchtflächenmosaik der Ebenen.

Der Ökosystemare Ansatz gibt Ökosysteme als strukturell und funktionell abgrenzbare Managementeinheiten zum Schutz der Biodiversität vor (Korn *et al.*, 1998). Mittels der Kartierung der Vegetationseinheiten ist die Verteilung der Ökosysteme flächenscharf dokumentiert. Für Porto Alegre können folgende Ökosysteme als Managementeinheiten definiert werden:

Die verschiedenen Wälder (hygrophile, mesohygrophile, subxerophile und Uferwälder) der Hügel lassen sich strukturell und in ihrer Pflanzenzusammensetzung unterscheiden (Aguiar *et al.*, 1986; Brack *et al.*, 1998), allerdings sind sie aufgrund ihrer eng verzahnten räumlichen Lage nicht sinnvoll als getrennte Ökosysteme zu definieren. Vielmehr repräsentieren die verschiedenen Strukturtypen das

vorkommende Standortspektrum, welche von trockenen Kuppenlagen bis hin zu den feuchten Tälern und Hangfußbereichen reichen. Die Typen bilden oftmals kontinuierliche Übergänge und sollten als ein Ökosystem definiert und als solches in der Planung behandelt werden. Im Management ist jedoch darauf zu achten, dass eine Übereinstimmung der strukturellen Waldtypen mit den Standortbedingungen erreicht wird, d.h. das z.B. der Strukturtyp 'subxerophiler Niedrigwald' an einem feuchten Standort im Tal als beeinflusster Wald erkannt wird und Ziel des Management die Wiederherstellung eines 'hygrophilen Waldes' ist. Des Weiteren sind die Auswirkungen von lokalen Nutzungen, wie Brennholzentnahme und Lianen sammeln (Lindemann, 2004), detaillierter zu erfassen und auf deren Auswirkungen, z.B. Veränderungen der Struktur oder Artenkomposition, näher zu untersuchen (vgl. Porto *et al.*, 1995). Für die Beurteilung der Qualität der verschiedenen Waldtypen auf struktureller Basis sind für das Untersuchungsgebiet alle notwendigen Daten zur Verfügung gestellt.

Auf den Nordhängen und Kuppenlagen der Hügel sind die Grasländer mit den verschiedenen Gebüschformationen ('Capõeira'/'Vassoural') eng verzahnt (Aguiar *et al.*, 1986; Boldrini, 1997; Boldrini *et al.*, 1998) und sollten ebenfalls als ein Ökosystem definiert werden. Die Gebüsch der Hügel sind Sukzessionsstadien hin zur Entwicklung von Wäldern und in vielen Flächen konnten Reliktflächen von Grasländern nachgewiesen werden (Kap. I). Brände, derzeit anthropogener Ursache (Overbeck *et al.*, 2004), durchbrechen je nach Intensität des Feuers diese Sukzession (Müller *et al.*, 2004). Zu einem hohen Anteil treiben die Arten unmittelbar nach Brand wieder aus (Overbeck *et al.*, 2005), so dass die Sukzession unmittelbar nach einem Feuerereignis wieder einsetzt.

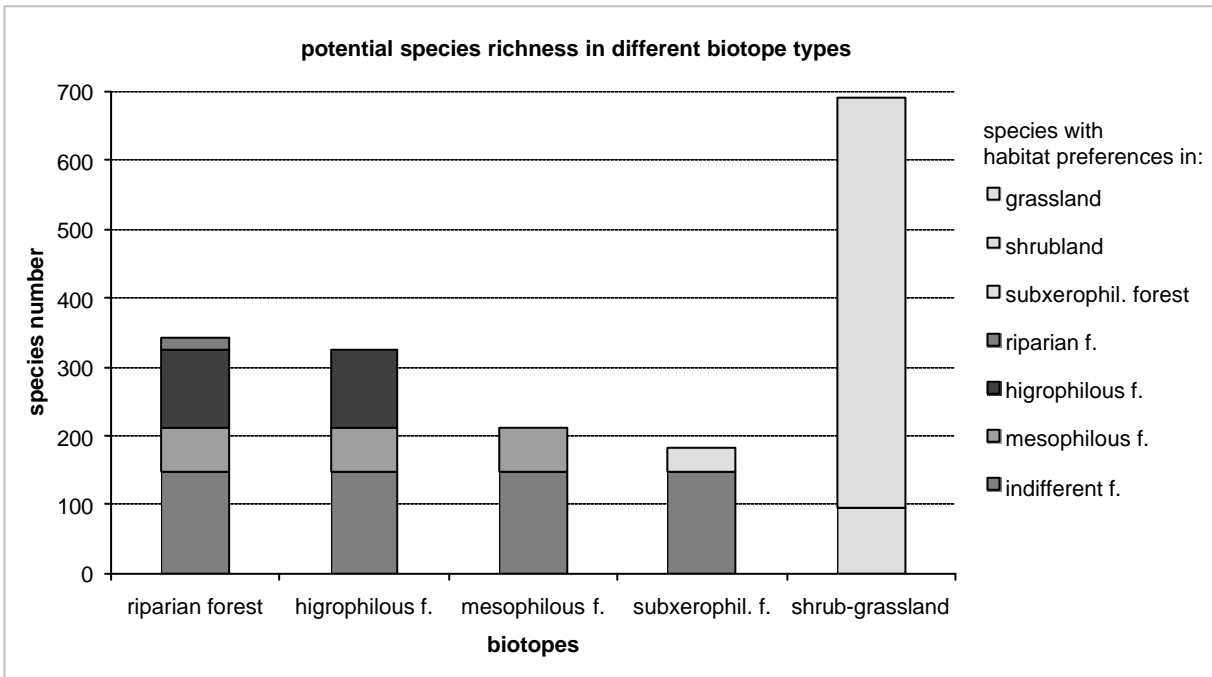


Abb. 5.1.: Verteilung der Pflanzenarten auf die verschiedenen Waldtypen und Grasländer der Hügel im Gemeindegebiet von Porto Alegre als Ausdruck ihrer potenziellen Artenvielfalt, zusammengestellt aus Pflanzenlisten nach Aguiar *et al.*, 1986; Boldrini *et al.*, 1998; Brack, 1986; Forneck, 2001; Forneck & Müller, 2002; Mirapalhete, 2001; Fernandes, 2000; Meira, 1996; Mortari, 2002
 potential plant species richness of different forest types and grassland in the municipality of Porto Alegre after Aguiar *et al.*, 1986; Boldrini *et al.*, 1998; Brack, 1986; Forneck, 2001; Forneck & Müller, 2002; Mirapalhete, 2001; Fernandes, 2000; Meira, 1996; Mortari, 2002

Die Grasländer selbst sind zum großen Teil mit Sträuchern und Zwergsträuchern durchmisch, und häufige Brände verhindern eine Dominanz der Sträucher (vgl. Overbeck, 2005). In einer Untersuchung am `Morro Santana` zeigten alle untersuchten Arten eine Anpassung an Brand (Overbeck *et al.*, 2004; Overbeck, 2005). Neben der Zurückdrängung der Gehölze, wird durch Brand die Dominanz horstiger Gräser durchbrochen und ermöglicht so das Aufkommen krautiger Pflanzen (Overbeck *et al.*, 2004). Die Grasländer beheimaten die größte Artenvielfalt im Gemeindegebiet (vgl. Aguiar *et al.*, 1986). Zusammen mit den Gebüschformationen sind sie potenzieller Lebensraum für über 700 Arten (vgl. Abb. 5.1) und somit für annähernd doppelt so viele Arten, wie in allen Waldtypen zusammen (nach Auswertung der Pflanzenlisten aus Brack, 1986; Mohr, 1995; Meira, 1996; Boldrini *et al.*, 1998; Forneck, 2001; Mirapalhete, 2001; Mortari, 2002). Feuer ist ein wichtiger Faktor zur Offenhaltung der Grasländer und ist als Managementmaßnahme zu etablieren (Overbeck, 2005). Innerhalb der Kartierung der Grasländer ist der Grad der Verbuschung zum Zeitpunkt der Luft- bzw. Satellitenbilddaufnahme dokumentiert (vgl. Kap. I). Aufgrund der hohen Dynamik ist für ein Feuermanagement eine permanente Kontrolle der Verbuschung sowie ein Feuerflächenkataster (mit der genauen Erfassung des Flächenausmaßes und dem Zeitpunkt des Brandes) notwendig. Sie stellen wichtige Grundlagen für die Erforschung der ökologischen Auswirkung verschiedener Feuerfrequenzen dar.

Wichtigstes Managementziel für die Grasländer ist die Verhinderung weiterer Besiedlung, sei es durch luxuriöse Wohnsiedlungen oder Marginalviertel. Des Weiteren sind durch die Entfernung der Vegetationsdecke erosionsfördernde Nutzungen innerhalb der Grasländer, wie Moto Cross und Infrastrukturbauten (z.B. Strommasten) in den Hanglagen zu vermeiden. Der Renaturierungsschwerpunkt degradierter Bereiche liegt bei den Grasländern in der Entfernung fremdländischer Gehölzarten (*Pinus*, *Acacia*), sowie die Wiederherstellung erodierter Bereiche (Kap. I). An Straßen- und Wegböschungen ist, auch außerhalb der Grasländer, auf erosionsverhindernde Bebauung zu achten. Bestehende Grabenerosionen (vor allem am Nordhang des `Morro Santana`) sind dringend mit Erosionsverbauung technisch aufzuhalten. Maßnahmen zur Renaturierung flächiger Erosionsformen der Grasländer sind zu erforschen.

Die beiden definierten Ökosysteme `Wälder` und `Grasland/Gebüsch` sind in einem kleinräumigen Mosaik verbunden und ihre Grenzbereiche bzw. Übergänge bilden einen eigenen Lebensraum (vgl. Forneck, 2001). Sie bilden somit einen Ökosystemkomplex. Das Mosaik ist in seiner Gesamtheit des Ökosystemkomplexes als eine Managementeinheit zu behandeln, gleichwohl die darin enthaltenen Ökosysteme unterschiedlicher Maßnahmen bedürfen. Neben dem bisherigen Sammeln von Teepflanzen innerhalb der Grasländer und von Lianen in den Wäldern (vgl. Lindemann, 2004), sind weitere mögliche Nutzungsmöglichkeiten des Wald-Graslandmosaiks zu erforschen und zu entwickeln. Direkte Nutzung durch Umweltbildung und Naherholung ist zum Beispiel für den `Morro Santana` als praktikabel bewertet worden (Porto *et al.*, 1995).

Ein weiteres Ökosystem sind die Feuchtflächen (`Banhados`) der Ebenen. Sie umfassen ein Mosaik aus Offenwasserflächen, Röhrichten und Feuchtgebüsch (*Maricazal*, *Sarandinazal*), welches durch die Überflutungsdynamik geprägt ist (Oliveira *et al.*, 1998; Oliveira *et al.*, 1999; Porto *et al.*, 2000). Zusammen mit den Galeriewäldern, welche hier als weiteres Ökosystem definiert werden, bilden sie ebenfalls einen Ökosystemkomplex und sollten als eine Managementeinheit behandelt werden. Das Management bezieht sich neben der Erhaltung der bisherigen Flächenausdehnung auf Maßnahmen, die eine Trockenlegung der Gebiete verhindern (vgl. Kap. IV), sowie Einträge aus Nachbarnutzungen, vor allem Ackerbau, kontrollieren. Wichtiges Managementziel ist die Aufrechterhaltung der

naturnahen Überflutungsdynamik (vgl. Oliveira *et al.*, 1999). Dabei ist auf Einflüsse im Einzugsgebiet zu achten und, z.B. bei der Ausweisung von Siedlungsflächen, zunächst die Auswirkung auf den Wasserhaushalt der Feuchtgebiete zu prüfen (vgl. Pires, 2000). Der zusammenhängende Flächenverbund der Galeriewälder ist zu schützen bzw. wiederherzustellen. Degenerierte Galeriewälder und notwendige Renaturierungsflächen für einen Verbund sind identifiziert (Kap. III).

Die Ökosysteme der verschiedenen land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen sind noch detaillierter auf ihre ökologischen Funktionen, z.B. als Lebensraum, zu erforschen. Konkrete Managementziele sind derzeit schwer zu entwickeln, da kaum Informationen zur weiteren Differenzierung der Ökosystemqualität existieren. In der forstlichen Nutzung ist jedoch der Anbau von Kiefern und Akazienarten aufgrund ihrer degradierenden Wirkung (Ziller, 2005; Ziller *et al.*, 2005) und der Gefahr der invasiven Ausbreitung zu vermeiden (Mirapalhete, 2001). Der Anbau von Eukalyptus sollte stets in Kombination mit einem naturnahen Unterbau erfolgen und in steilen Hanglagen aufgrund seiner Erosionsförderung untersagt werden. Alternativ sollte die Nutzungsmöglichkeiten nativer Wälder erforscht werden. Die Kartierung der forstlichen Flächen, vor allem der Differenzierung von Mischtypen mit nativen Waldstrukturen, gibt eine wichtige Grundlage für die Entwicklung von Forstflächen.

Organisation und multiple Arbeitsmaßstäbe

Im Ökosystemansatz sind entsprechend der betrachteten Gebietsgröße der Ökosysteme angepasste Arbeitsmaßstäbe zu definieren, welche sich an dem kleinstmöglichen Organisationslevel orientieren müssen. Dabei sind multiple Arbeitsmaßstäbe, entsprechend der Wirkungsbreite des Managements, anzuwenden, d.h. sowohl verschieden große räumliche Maßstäbe, als auch zeitlich unterschiedliche Gültigkeiten (UNEP, 1998).

Als sinnvolle Planungseinheit werden vielfach Wassereinzugsgebiete aufgrund ihrer funktionalen Abgrenzung empfohlen (GTZ *et al.*, 2000; Pires, 2000; Porto *et al.*, 2000; Gaiser *et al.*, 2003; Oliveira *et al.*, 2003). Sie eignen sich jedoch nur bedingt für stadtplanerische Belange, da bestehende Verwaltungseinheiten (Planungsregionen oder Stadtteile) selten dem Grenzverlauf von Einzugsgebieten folgen. Eine Umstrukturierung der Planungseinheiten in Porto Alegre erscheint nicht sinnvoll, da z.B. hierdurch Straßenzüge sowie Siedlungsblöcke einheitlicher Infrastruktur getrennt (vgl. Kap. I) und Nachbarschaftsbeziehungen von gemeinschaftlich an Planungen zu beteiligender Akteure (vgl. PMPA, 2003) gestört werden. In Porto Alegre umfassen die Planungsregionen mehrere Stadtteile ähnlicher Genese, d.h. zusammenhängende Lage der Siedlungen und ähnliche historische Entwicklung und Infrastruktur (Koch *et al.*, 2002). Für die Etablierung partizipativer Planungsgruppen auf kleinstmöglichem Organisationslevel erscheinen die bestehenden Planungsregionen in ihrer Größe sinnvoll (vgl. Menegat, 2002), um konkrete Forderungen oder Managementziele in eine Flächenplanung umzusetzen (vgl. Zellhuber, 2004).

Für einen landschaftsübergreifenden Ansatz ist der Arbeitsmaßstab der Planungsregionen zu kleinräumig und Planungen, wie z.B. der Verbund von Freiflächen können hier nicht sinnvoll realisiert werden. Eine mögliche Landschaftsplanung muss auf der Ebene der gesamten Gemeindefläche und in Zusammenarbeit mit den angrenzenden Gemeinden erfolgen. In Porto Alegre liegen wertvolle Gebiete im Übergangsbereich zur Nachbargemeinde 'Viamão'. Die Zusammenarbeit zur Entwicklung des Schutzgebietes 'Parque Saint Hillaire' ist ein beispielhaftes Vorgehen für eine grenzüberschreitende Naturschutzplanung (vgl. Mortari, 2002). Sie gilt es auch im Schutzgebiet 'Morro Santana'

anzuwenden (vgl. Mohr, 1995) und die wertvollen Freiflächen auf der Gemeindefläche von 'Viamão' mit in das bestehende Schutzgebiet zu integrieren.

Eine Landschaftsplanung muss somit auf der Ebene des Stadtentwicklungsplanes ('Plano diretor') erfolgen, und die Forderung nach einem 'Plano diretor para das áreas verdes' - einem Freiflächenentwicklungsplan - ist dringend zu unterstützen. Bisher liegt der Detaillierungsschwerpunkt des Stadtentwicklungsplanes auf urbanen Flächen. Hier sind detaillierte Vorschriften erlassen, wogegen für die Freiflächen lediglich Handlungsempfehlungen und Rahmenbedingungen existieren (vgl. Einleitung; Kap.III). Die sogenannten Vorranggebiete für den Naturschutz sind dringend dem Detaillierungsniveau der urbanen Flächen anzupassen, um konkrete Siedlungsflächen und Schutzgebiete sowie deren Verbundflächen zu definieren. Die Bewertungsergebnisse aus Kap. III sind ein wesentlicher Beitrag zur Beurteilung der Naturflächen und für die Zonierung innerhalb eines zukünftigen Freiflächenentwicklungsplans.

Die erarbeiteten Flächeninformationen über exakte Lage, Landnutzung, Vegetation und strukturelle Qualität (Kap. I/ III) können in verschiedenen Arbeitsmaßstäben Verwendung finden, sowohl für eine landschaftsübergreifende Planung, als auch für eine Beurteilung der Konfliktsituation zwischen Stadtentwicklung und Naturschutz in einer Planungsregion oder einem Ausschnitt dieser.

Integrierte und flexible Managementplanung für eine nachhaltige Stadtrandentwicklung

Innerhalb der Malawi-Prinzipien der Konvention über die biologische Vielfalt besteht die Forderung, alle relevanten Informationen aus den verschiedenen gesellschaftlichen Sektoren (wissenschaftlich, sozial, ökonomisch) für eine Managementeinheit zusammenzutragen und gemeinschaftlich zu bewerten, sowie Managementmaßnahmen in einer sozialen Entscheidung abzuleiten (UNEP, 1998).

Vor allem die Szenarien aus Kap. IV ermöglichen es, potenzielle Konflikte zu erkennen. Managementmaßnahmen können somit flexibel und langfristig formuliert werden, indem potenzielle Entwicklungen in die Zielformulierungen mitaufgenommen werden, z.B. „Wenn die Entwicklung der Marginalviertel bis in den Bereich XY fortschreitet, so sind zwingend folgende Flächen als Schutzgebiet umzusetzen.“

Der naturschutzfachliche Fokus wurde durch die Identifizierung für den Naturschutz prioritärer Bereiche deutlich gemacht (Kap.III) Die Reduzierung negativer Auswirkungen auf die schutzwürdigen Ökosysteme ist eine zentrale Forderung im Ökosystemansatz (Malawi-Prinzip 4). Für die nachhaltige Entwicklung der Stadtränder von Porto Alegre sind folgende Bedingungen zu erfüllen: Die weitere Siedlungsentwicklung in für den Naturschutz prioritäre Bereiche und deren Verbundflächen ist dringend zu verhindern (vgl. Kap III). Für die Umsetzung ist dafür die Ausweisung von konkreten Bauflächen und die Schaffung alternativer Siedlungsflächen für den sozialen Wohnungsbau (Carrion, 1989; Moraes *et al.*, 2000; Alfonsin *et al.*, 2002) bzw. die Bereitstellung für Ausweichflächen für Marginalviertel notwendig (Alfonsin, 2003). Geeignete Siedlungsflächen sind identifiziert worden (Kap.III). Die Baugenehmigungsverfahren und die Bearbeitungszeiten sind, begleitet von der Ausweisung konkreter Baugebiete, wesentlich zu vereinfachen (Pinto, 1999; Smolka, 2003). Im Kernbereich der Stadt Porto Alegre ist der soziale Wohnungsbau voranzutreiben (Samios, 1998). Ferner sind gesetzlich und raumplanerisch die großflächige Freihaltung von Spekulationsflächen innerhalb der Kernstadt zu verhindern (vgl. Fernandes, 1995; Gilbert, 1998; vgl. Kap. IV), und Maßnahmen zur Nachverdichtung des bestehenden Siedlungsbereiches anzutreiben (vgl. Wehrhahn, 1997). Der Aus- oder Neubau von

Straßen innerhalb der bestehenden Freiflächen ist dringend zu vermeiden, da Straßen als Hauptsiedlungsachsen wirken (vgl. Kap. I, III).

Die in dieser Dissertation erarbeiteten Informationen für die Bereiche Naturschutz und Sozioökonomie sind ein wesentlicher Beitrag für die Vorbereitung partizipativer Managementplanung. Die Ergebnisse verstehen sich als Diskussionsgrundlage und geben aus naturschutzfachlicher, und somit sektoraler Sicht, Empfehlungen für eine zukünftige Stadtrandentwicklung. Abzuleitende Managementmaßnahmen obliegen zukünftig den partizipativen Planungsgruppen der Planungsregionen und der Stadtumweltplanung bei der Erarbeitung eines Freiflächenentwicklungsplanes.

Literatur

- Adelmann, W. & A. Zellhuber (2004). Analysis of environmental conflicts in areas of urban expansion using scenario methods. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Adelmann, W., A. Zellhuber, J. Pfadenhauer & M. Suda (2004). Conflicts analysis by scenarios of urban expansion - perspectives for sustainable settlement planning in biodiversity hotspots. Gesellschaft für Ökologie - Symposium 6: Urban landscapes: Multifunctionality and ecological diversity of the city outskirts, Giessen.
- Aguiar, L.W., L. Martau, Z.F. Soares, O.L. Bueno, J.E. Mariath & R.M. Klein (1986) Estudo preliminar da flora e vegetação de morros graníticos da Região da Grande Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA Ser. Bot.* 34: 3-38.
- Alfonsin, B.d.M. (2003). Da invisibilidade à regularização fundiária: a trajetória legal da moradia de baixa renda em Porto Alegre. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 157-172. Del Rey, New York.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D. Cunha & R. Rocha (2003). Região Metropolitana de Porto Alegre. Caracterização sócio-espacial. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Alfonsin, B.d.M., S.V. Borba, G.S. Antunes, D.C.d. Silva & R.R. Souza (2002). Políticas habitacionais na região metropolitana de Porto Alegre. Rep. No. Edital 04. Projeto: Observatório de políticas urbanas e gestão municipal, Porto Alegre.
- Arautes, O., C. Vainer & E. Maricato (2002) A cidade do pensamento único: desmanchando consensos Editora Vozes, Petrópolis, 192.
- Boldrini, I.B. (1997) Campos no Rio Grande do Sul. Fisionomia e problemática ocupacional. *Boletim do Instituto de Biosciências da UFRGS* 56: 1-39.
- Boldrini, I.B., S.T.S. Miotto, H.M. Longhi-Wagner, V.D. Pillar & K. Marzall (1998) Aspectos florísticos e ecológicos da vegetação campestre do Morro da Polícia, Porto Alegre, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasileira* 12: 89-100.
- Brack, P. (1986) Um Estudo para a preservação da flora do Morro Santana em Porto Alegre (ed M.L. Porto). unpublished, Porto Alegre.
- Brack, P., R.S. Rodrigues, M. Sobral & S.L.d.C. Leite (1998) Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Ser. Bot.* 51(2): 139 - 166.
- Carrion, O.B.K. (1989) Mercado imobiliário e padrão periférico de moradia: Porto Alegre e sua região metropolitana. *Ensaio FEE* 10: 225-250.
- CMRMA (2002). Resoluções de 24.08.2002. CMRMA - Conferência municipal e regional do meio ambiente, Porto Alegre. SMAM - Secretaria do Meio Ambiente Porto Alegre.
- D'Avila, N. (2000) DEMHAB. Com ou sem tijolos, a história das políticas habitacionais em Porto Alegre Unidade Editorial da Secretaria Municipal da Cultura, Porto Alegre, 155.
- Fernandes, E. (1995) Law and Urban Change in Brazil Avebury, Aldershot, Brookfield, 128.
- Forneck, E.D. (2001) Biotopos naturais florestais nas nascentes do arroio dilúvio (Porto Alegre, RS): Caracterização por vegetação e avifauna. Master thesis, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Friedrich, M. (1999) Stadtentwicklung und Planungsprobleme von Regionalzentren in Brasilien, Tübinger Geographische Studien, Tübingen, 312.
- Gaebe, W. (1987) Verdichtungsräume. Strukturen und Prozesse in weltweiten Vergleichen, Teubner Studienbücher der Geographie Teubner, Stuttgart, 239.
- Gaiser, T., H. Frischkorn, M. Krol & J.C.d. Araújo, eds. (2003) Global Change and Regional Impacts. Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Semiarid Northeast of

- Brazil.. Springer, Berlin/Heidelberg/New York/Hong Kong/London/Milan/Paris. 428.
- Gilbert, A. (1998) The Latin American city Latin America Bureau, London, 190.
- GTZ & BfN (2000) Naturschutz in Entwicklungsländern: Neue Ansätze für den Erhalt der biologischen Vielfalt Kasperek, Heidelberg, 294.
- Koch, M.R., R. Mammarella & T. Barcellos (2002). Tipologia socioespacial da Região Metropolitana de Porto Alegre: análise preliminar do caso de Porto Alegre 1980/91. In Globalización y territorio (eds A. Castagna, I. Raposo & M.L. Woelflin), 459-482. UNR, Rosario.
- Korn, H., J. Stadler, E. Maltby & A.J. Kerr (1998). The ecosystem approach - what does it mean for European ecosystems? Rep. No. BfN - Skripten 9. BfN, Isle of Vilm.
- Lindemann, B. (2004) Analyse der Nutzungskonflikte am Morro Santana, Porto Alegre, Brasilien. Diplomarbeit, Technische Universität München, München.
- Meira, J.R. (1996) Zoneamento da vegetação e de condições de topoclima da reserva biológica do Lami, Porto Alegre, RS, Brasil. master, Universidade do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Menegat, R. (2002) Local Agenda 21 in Porto Alegre : Participatory democracy and sustainable development: integrated urban environmental management in Porto Alegre, Brazil. *Environment and Urbanization 14*: 181-206.
- Mirapalhete, S.R. (2001) Flora e fauna do parque natural do morro do osso Secretaria Municipal do meio ambiente (SMAM), Porto Alegre, 110.
- Mohr, F.V. (1995) Zoneamento da vegetação da Reserva do Morro Santana. master thesis, UFRGS, Porto Alegre.
- Moraes, A.d.O. & F.J. Anton (2000) Mapa da Irregularidade Fundiária de Porto Alegre Prefeitura Municipal de Porto Alegre, Porto Alegre, 95.
- Mortari, M. (2002) Manejo participativo: em busca da integridade do Parque Saint Hillaire Secretaria Municipal do Meio Ambiente do Porto Alegre, 200.
- Müller, S.C. & E.D. Forneck (2004). Forest-Grassland mosaics in the hills of Porto Alegre city: a case study of forest expansion patterns in Santana hill, Rio Grande do Sul, Brazil. Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pos Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Oliveira, E.G. & M.L. Porto (1998). Parque Estadual Delta do Jacui. In Atlas ambiental de Porto Alegre (eds R. Menegat, M.L. Porto, C.C. Carra-ro & L.A.D. Fernandes), 85. Editora da Universidade/UFRGS, Porto Alegre.
- Oliveira, M.d.L.A.A.d. & M.L. Porto (1999) Ecologia de paisagem do Parque Estadual Delta do Jacui, Rio Grande do Sul, Brasil: mapa da corbe-tura do solo e da vegetação, a partir de imagem do LANDSAT TM5. *Iheringia, Ser. Bot.* 52: 145-162.
- Oliveira, V.P.V.d., A. Printz, S. Schmidt & C.L.F. Bezerra (2003). Sustainable Use of Natural Resources in the Municipality of Taua-Ceara. In Global Change and Regional Impacts - Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in Semiarid Northeast of Brazil (eds T. Gaiser, M. Krol, H. Frischkorn & J.C.d. Araujo), 305-321.
- Overbeck, G. (2005) Effect of fire on vegetation dynamics and plant functional types in subtropical grassland in southern Brazil. Doctoral thesis, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan.
- Overbeck, G., S. Müller, V.d. Pillar & J. Pfenhauer (2005) Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. *Journal of Vegetation Science 16*: 655-664.
- Overbeck, G. & V.D. Pillar (2004). Fire in subtropical grasslands: factor of environmental impact or management tool? Workshop, Proteção e manejo da Vegetal Natural da Região de Porto Alegre com Base em Pesquisas de Padrões e dinâmica da Vegetação, Porto Alegre, RS. Programa de Pos Graduação em Ecologia, UFRGS.
- Pinto, V.C. (1999). O Parcelamento do Solo Urbano e a Lei 9.785/99. In Direito à Cidade - Trilhas Legais para o Direito às Cidades Sustentáveis (ed N.J. Saule), 239-262. Max Limonad, São Paulo.
- Pires, C.L.Z. (2000). Impactos ambientais decorrentes de ocupação irregular nas nascentes da bacia hidrográfica do arroio do Salso: o caso da Lomba do Pinheiro - Porto Alegre/RS. In Ambiente e lugar no urbano: a Grande Porto Alegre (eds D.M.A. Suertegaray, L.A. Basso & R. Verdum), 205-239, Porto Alegre.
- PMPA, P.M.d.P.A. (2003). Projeto Integrado Desenvolvimento Sustentável da Lomba do Pinheiro. Secretaria Municipal de Planejamento, Porto Alegre.
- Porto, M.L. & T. Guerra (1995) Zoneamento ambiental do Morro Santana com vistas a implantação de uma reserva ecológica. *Revista de Opinião sobre Meio Ambiente 1(1)*: 61-69.
- Porto, M.L., H. Hasenack & P. Brack (2000). Zoneamento Ambiental do Município de Porto Alegre e Definição das Unidades de Paisagem na bacia do Dilúvio. departamento de ecologia.
- Samios, E.M.B. (1998) Pobreza Urbana, Projeto RS 2010 FEE, Porto Alegre, 71.
- Smolka, M.O. (2003). Regularização da ocupação do solo urbano: a solução que é parte do problema, o problema que é parte da solução. In A lei e a ilegalidade na produção do espaço urbano (eds E. Fernandes & B.d.M. Alfonsin), 255-291. Del Rey, New York.
- Souza, M.L.d. (1996) Urbanização e desenvolvimento no Brasil atual, São Paulo, 87.

- Souza, M.L.d. (2001) Metropolitan deconcentration, socio-political fragmentation and extended suburbanisation: Brazilian urbanisation in the 1980s and 1990s. *Geoforum* 32: 437-447.
- UNEP (1998). Report of the Workshop on the Ecosystem Approach in Li-longwe, Malawi, 26-28 January 1998, <http://www.biodiv.org/doc/world/mw/mwnr01en.pdf>
- Wehrhahn, R. (1997) Stadtentwicklung von Santos, Brasilien: funktionsräumliche, soziale und ökologische Konflikte einer lateinamerikanischen Secondary City. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 141: 343-370.
- Zellhuber, A. (2004). Case study of participatory urban planning in the periphery of Porto Alegre, Brazil. N-Aerus Conference; 16-17 September 2004: Urban Governance, diversity and social action in cities of the South, Barcelona, Spain.
- Zellhuber, A. & W. Adelman (2003). Constraints for sustainable urban development planning in the periphery of Brazilian cities, shown on the case study of Porto Alegre. Deutsch-Brasilianisches Symposium 16.-19. July 2003, Tübingen. Mecke, Dieter.
- Ziller, S.R. (2005). *Acacia mearnsii* - descrição y fenología de la espécie, http://www.institutohorus.org.br/download/fichas/fichas_espanhol/Ac_mearnsii.htm
- Ziller, S.R. & F. Galvao (2005). A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *Pinus taeda*, 2001, www.institutohorus.org.br

Zusammenfassung / Summary

Zusammenfassung

Nach dem derzeitigen weltweiten Trend der Urbanisierung werden in Zukunft Städte die dominierenden Lebensräume des Menschen darstellen. Auf dem Umweltgipfel in Johannesburg 2002 wurde die Implementierung der Konvention über die biologische Vielfalt in urbanen Räumen als eine neue Zukunftsaufgabe formuliert. Die Behandlung von Maßnahmen zu deren Umsetzung ist für die 9. Vertragsstaatenkonferenz im Jahr 2008 vereinbart.

In dieser Arbeit werden am Beispiel der südbrasilianischen Stadt Porto Alegre die Umsetzungsmöglichkeiten der Biodiversitätskonvention in expandierenden Stadtrandlagen behandelt. Porto Alegre weist ein typisch für viele Städte in Lateinamerika weitgehend unkontrolliertes Wachstum der Stadtränder auf, welches zu einem steigenden Verlust und zunehmender Fragmentierung von Naturflächen führt.

Die unmittelbare Umgebung der Hügellandschaft der Metropole Porto Alegre weist ein naturnahes Wald-Graslandmosaik auf. Die Wälder sind teilweise dem Biosphärenreservat des brasilianischen Küstenregenwaldes 'Mata Atlântica' zugeordnet, einem der weltweit am stärksten bedrohten „Hot spots“ der Biodiversität. Die Grasländer weisen eine immense Artenvielfalt auf. Zusammen beheimatet das Mosaik mit ca. 1100 Arten ungefähr ein Viertel der im Bundesstaat 'Rio Grande do Sul' bekannten Pflanzenarten.

Für eine langfristige Erhaltung dieser Naturflächen bedarf es eines angepassten Managements und strikten Schutzes. Eine Weiterentwicklung von Methoden zur Datenerfassung ermöglichte die Erfassung notwendiger Daten, um eine naturschutzfachliche Planung im Rahmen eines Ökosystemaren Ansatzes für Städte zu realisieren (Kap. I). Als wesentliche planerische Grundlage wurde die aktuelle Vegetation und Landnutzung sowie der Fragmentierungszustand der Gemeinschaften in einem 141 km² großen Untersuchungsgebiet kartiert. Durch den Vergleich von Zeitreihen verschiedener Luft- und Satellitenbilder wurde der Landnutzungswandel und die Stadtexpansion zwischen 1966 bis 2003 erfasst. Demnach expandieren die Randlagen von Porto Alegre zunächst entlang der Hauptausfallstraßen. Sie isolieren und fragmentieren zunehmend die verbliebenen Freiflächen der Hügel. Des Weiteren verdichten sich die Siedlungen und verkleinern so kontinuierlich die verbliebenen inselartigen Naturflächen. Marginalviertel ('Favelas') dehnen sich in die naturnahen Grasländer der Nordhänge und entlang von Fließgewässern aus. Landwirtschaftliche Brachen werden von illegal errichteten Wohnsiedlungen ('loteamentos irregulares') unterschiedlicher Struktur genutzt. Daneben werden luxuriöse Wohnanlagen ('condomínios fechados') an den Hängen und auf den Kuppenlagen der seenahen Hügel errichtet und zerteilen zentrale Bereiche wertvoller Naturflächen.

Naturschutzfachliche Bewertungskriterien des europäischen Raumes wurden auf ihre Anwendbarkeit in den humiden Tropen und Subtropen überprüft. Hierbei wurden generelle Probleme in der Praxis der naturschutzfachlichen Bewertung analysiert und mögliche Lösungen diskutiert. Zur nachvollziehbaren Gliederung des Verfahrens wurden Bewertungsebenen eingeführt (Kap. II). Speziell für die Anwendung in den humiden Tropen und Subtropen wurden Kriterienlisten und ihre notwendigen Datengrundlagen erarbeitet.

Zur Auswahl schutzbedürftiger und schutzgeeigneter Flächen wurde die aktuelle Vegetation und Landnutzung naturschutzfachlich bewertet (Kap. III). Die Naturflächen weisen vielerorts Eingriffe und Degradierungen auf. Die Wälder sind durch Holzentnahme und Rodung in ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Sukzessionsstadien unterteilt. Die Grasländer der Hanglagen weisen teilweise starke Erosionen auf. Dennoch konnten große Flächen als naturnah bewertet werden. Neben Vorschlägen zur Ausweisung potenzieller Schutzflächen wurden auch aus naturschutzfachlicher Sicht geeignete Gebiete für zukünftige Siedlungsflächen dargestellt.

Innerhalb von Szenarien wurden mögliche Siedlungsentwicklungen unter Veränderung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen in der Peripherie von Porto Alegre entwickelt und die Auswirkungen auf die Konfliktsituation zwischen Schutz der Flächen und Stadtentwicklung analysiert (Kap. IV). In die Szenarientwicklung flossen sowohl demographische als auch räumliche Analyseergebnisse mit ein. In den Szenarien wurde der Faktor „stadtinterne Migration“ als ein Schlüsselfaktor der Stadtentwicklung der Randlagen herausgearbeitet und erstmals für ein Teilgebiet von Porto Alegre flächenbilanziert. Die bisherige Entwicklung zeigt eine massive Bewegung der Bevölkerung innerhalb Porto Alegres. Treibende Kraft ist eine soziale Verdrängung armer Bevölkerungsschichten in die Peripherie, aufgrund des Mangels an billigem Wohnraum innerhalb der Kernstadt. Eine Verbesserung der sozioökonomischen Situation hat entlastende Wirkung auf die naturschutzfachliche Konfliktsituation, indem illegale Siedlungstätigkeiten abnehmen. Unter den derzeitigen Vorgaben der Stadtentwicklungsplanung ist jedoch eine Isolierung der Biotopkomplexe der Hügel vorprogrammiert, da keine Verbundplanung der Freiflächen existiert.

Im Syntheseteil wurden abschließend die Beiträge dieser Arbeit für die Umsetzung der Konvention über die biologische Vielfalt nach den Malawi-Grundsätzen zusammengefasst sowie Ökosysteme als Managementeinheiten definiert und Managementempfehlungen gegeben.

Die Ergebnisse dieser Arbeit verstehen sich als Diskussionsgrundlage und Entscheidungshilfe für zukünftige Planungsentscheidungen zur Entwicklung der Stadtrandlagen in Porto Alegre.

Summary

If the actual trend of worldwide urbanisation continuous, cities will be the dominant habitat form of humans. On the world summit in Johannesburg 2002, the implementation of the Convention on Biological Diversity (CBD) in urban areas was introduced as an important goal for future development. Detailed implementation measures are to be negotiated at the 9th conference of parties (COP) in 2008.

This thesis is to demonstrate possibilities for the implementation of the CBD in urban expansion areas, using the example of Porto Alegre city (South Brazil). The rapid and mostly unregulated development at the outskirts of Porto Alegre is typical for many Latin American cities and leads to increasing loss and fragmentation of the last natural areas in the suburban parts.

In the closer surroundings of Porto Alegre, in the hilly landscape around the core city, a mosaic-like pattern of forests and treeless grasslands dominates. The forest type found here is part of the biosphere reserve of the Atlantic coastal rain forest, one of the most endangered biodiversity-hot-spot regions. The grasslands contain an enormous species richness. The mosaic contains approximately 1100 plant species, nearly a quarter of all known species of the federal state Rio Grande do Sul.

The long-term protection of these communities depends on proper management and strict conservation. The development of data processing methods allows to record necessary data to conduct an environmental planning proposal considering the ecosystem approach in urban areas (Chapter I). A current vegetation and land use map and the quantified fragmentation status of the natural communities were mapped for a 141 km² large study area. Multi-temporal remote-sensing data were analysed considering changes in land cover and processes of suburban sprawl during this period. The suburban parts of Porto Alegre mainly expanded along the main roads and caused an increasing isolation and fragmentation of remnant areas of natural vegetation. The densification of settlement continuously reduced the isolated natural areas. Squatter settlements (*favelas*) expanded into natural grasslands on the northern slopes of the hills and along rivers and creeks. Agriculture fallows were used for unauthorized land divisions and construction of illegal settlements of different structure (*loteamentos irregulares*). In addition, luxury settlement areas (*condomínios fechados*) were constructed at the slopes and tops of the hill, fragmenting central areas of important natural areas.

Criteria for conservation evaluation have been developed almost exclusively in the cultural landscape of temperate climate zones. For this reason, the applicability of these criteria for humid subtropical and tropical landscape was examined (Chapter II). Further, the general problems of the conservation evaluation practices were analyzed and possible alternative procedures were discussed. In order to give a more transparent organisation of the evaluation method, 'evaluation layers' were introduced. A set of criteria together with information on necessary efforts for data collection, is given, and possibilities for application of this evaluation system in the humid subtropics and tropics are demonstrated.

For setting of conservation priorities within existing ecosystems, current vegetation and land use were evaluated from the conservationists point of view. The natural areas very often are degraded and influenced by human impacts. The native forests are influenced by collecting fuel wood and clearing. The grasslands are often degraded by erosion. Nevertheless, large areas can still be considered natural. In addition to proposals for location of potential nature reserves, areas were identified that are suitable

for future construction of settlements, even under the overall aim of nature conservation for Porto Alegre (Chapter III).

Presenting scenarios of the urban developments in the periphery of Porto Alegre that can be expected under possible changes of the socio-economic circumstances, the respective impacts on the remaining conflict situation between conservation and city development were analysed (Chapter IV). Data from demographic models and spatial analysis of land use changes were integrated into the scenarios. A central cause of urban expansion is the intra-urban migration from the inner city to the periphery; an overall balance could be calculated for the first time. Up to now, high land prizes and rental fees in urbanized areas near to the centre and lack of effective housing policy progressively force low-income population to move to the periphery. The scenarios showed that an improvement of the socio economic situation can relieve the conflict situation between conservation and urban sprawl, causing a decrease of illegal settlements. But under the actual planning situation, the spatial distribution of urban growth and expansion of settlements lead to degradation of the most valuable parts of the natural vegetation as well as isolation of biotope complexes.

In the synthesis of the thesis, the results were summarized for their possibilities to implement the convention on biological diversity after the Malawi principles. Ecosystems as management units and management aims were presented.

The results of this thesis should be seen as basis for discussion and as a tool for future planning decisions concerning the development of the suburban parts of Porto Alegre.