

**Habitatnutzung und Populationsdynamik
von Kleinsäugetern im Grasland
des Queen Elizabeth National Park, Uganda**

Von der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades einer
Doktorin der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

genehmigte
Dissertation

von
Anke Hoffmann
aus Braunschweig

1. Referent: Prof. Dr. Hans Klingel
2. Referent: Prof. Dr. Georg Rüppell

eingereicht am: 24.06.1999

mündliche Prüfung (Disputation) am: 19.10.1999

Braunschweig 1999

Vorabveröffentlichungen der Dissertation

Teilergebnisse aus dieser Arbeit wurden mit Genehmigung der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät, vertreten durch den Mentor der Arbeit, in folgenden Beiträgen vorab veröffentlicht:

Publikationen

HOFFMANN, A. & KLINGEL, H. (1997): Home ranges of two African rodent species. Z. Säugetierk. Sonderheft 62: 21-22.

Tagungsbeiträge

HOFFMANN, A. (1996): Radiotracking of *Lemniscomys striatus* and *Mastomys natalensis*. Poster/Abstract. International Workshop on „Rodent biology and integrated pest management in Africa“, Tanzania, Morogoro 1996.

HOFFMANN, A. (1999): Spatial and temporal patterns in *M. natalensis* revealed by radiotracking. Vortrag/Abstract: 8th International African Small Mammal Symposium, Paris 1999.

**Afrika, das ist Traum und Erwachen,
die Leichtigkeit des Seins
und die Bürde des Begreifens,
Illusion und gnadenlose Realität zugleich.**

Stefanie Zweig

Danksagung

Viele Personen hatten einen kleinen oder großen Anteil am Gelingen dieser Arbeit:

Herrn Prof. Dr. Hans Klingel danke ich ganz besonders für seine Unterstützung, meine Doktorarbeit in Uganda durchführen zu können. Darüber hinaus danke ich ihm für das Überlassen des Themas, die Betreuung der Arbeit, die Bereitstellung von Materialien, für seine Anregungen und Vorschläge bei der Auswertung und die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

Herrn Prof. Dr. Georg Rüppell danke ich für die freundliche Bereitschaft zur Übernahme des Korreferates.

Der Abteilung für Graduiertenförderung der TU Braunschweig und dem DAAD danke ich für die Gewährung der Stipendien.

Der Uganda Wildlife Authority danke ich für die Genehmigung, meine Arbeit im Queen Elizabeth National Park in Uganda durchführen zu können. Der Parkverwaltung in Mweya und dem Uganda Institute of Ecology danke ich für die freundliche Zusammenarbeit und für die Nutzung aller Einrichtungen. Mein besonderer Dank geht dabei an Chief Park Warden Dr. A. Latif.

Herrn Prof. Dr. Heinz Gerd Wolff möchte ich für die Bereitstellung eines Arbeitsplatzes in den Räumlichkeiten der Arbeitsgruppe Physiologie herzlich danken. Ihm und den Mitarbeitern Dr. Manfred Kasprzyk, Dr. Heiko Saxel, Didier Hollart, Angela Traudt und Eva Saxinger danke ich für die freundliche Aufnahme und ständige Hilfsbereitschaft. Dr. Heiko Saxel danke ich darüber hinaus für seine Hilfe bei zahlreichen Computerfragen. Ganz besonders danke ich Didier Hollart für sein Engagement und seine Denkanstöße bei fachlichen Problemen.

Der Arbeitsgruppe „Kleinsäuger“, Petra Kosel, Dr. Veronica Serrano Padilla, Silke Sohler und Carsten Weile, danke ich ganz besonders für ihre fruchtbaren Anregungen und Vorschläge bei der Auswertung. Petra Kosel danke ich darüber hinaus für ihre konstruktive Kritik und die vielen wertvollen Tips bei der Durchsicht der Arbeit.

Herrn Prof. Dr. G.M. Isabirye-Basuta und Robert Kityo der Makerere University Kampala, Uganda danke ich für die Bereitstellung von Fallen.

Tom Friday Baluku danke ich für die langjährige, tatkräftige Unterstützung bei der Freilandarbeit und für die Vegetationsaufnahmen. Allen Wildhütern, die uns ein sicheres Arbeiten im „Busch“ ermöglichten, sei hier herzlichst gedankt.

Katja Eckhoff und Michael Chasar danke ich für ihre intensive Mitarbeit am Projekt, insbesondere für ihre Hilfe bei der mühsamen, nicht ungefährlichen Nachttelemetrie, darüber hinaus auch für die vielen anregenden Gespräche.

Thomas Schubert danke ich besonders für sein Engagement in der Vorbereitung der Radiotelemetrie.

Dr. Dagmar Söndgerath, Dr. Lothar Schüler und Didier Hollart danke ich sehr für ihre wertvollen Ratschläge in der Statistik.

Herrn Prof. Dr. Stefan Halle möchte ich für die vielen Anregungen bei der Auswertung danken.

Karsten Wulfes danke ich für die Anfertigung des Programmes zur Darstellung der Gewichtsverteilung.

Dr. Rainer Hutterer und Dr. Laurent Granjon danke ich für die morphologische bzw. karyologische Artenbestimmung.

Olaf Borkowski danke ich für die zahlreichen Ratschläge bei der Vegetationsauswertung.

Dem Department of Soil Science der Makerere University in Kampala/Uganda danke ich für die Analyse der Bodenproben.

Allen Freunden und Bekannten, die beim Entstehen der vorliegenden Arbeit sowohl fachlich als auch motivierend ihren Beitrag geleistet haben und hier nicht namentlich erwähnt werden können, sei an dieser Stelle herzlichst gedankt.

Meiner Familie danke ich für ihre Ermutigung und Unterstützung während meiner gesamten Ausbildung sowie ihrem Verständnis für meinen langfristigen Afrikaaufenthalt. Meiner Mutter danke ich besonders für ihren Besuch in Uganda.

Meiner ugandischen Freundin Dr. Christine Dranzoa danke ich für ihre beständige Hilfsbereitschaft während meines Aufenthaltes in Afrika. "Asante sana!"

Klaus Holm danke ich besonders für sein Interesse an dieser Arbeit, Unterstützung und unermüdliche Geduld während der Auswertungsphase und für seine aktive Hilfe bei allen Computerfragen.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET	4
2.1	Topographie, Klima und Vegetation	4
2.2	Untersuchungsflächen	5
2.2.1	<i>Imperata-Cymbopogon</i> -Grasland	6
2.2.2	Buschland-Grasland-Mosaik	7
3	MATERIAL und METHODEN	13
3.1	Fangmethoden	13
3.1.1	Fallen und Köder	13
3.1.2	Fallenstandorte	13
3.1.3	Fangserien	14
3.1.4	Behandlung und Markierung der Tiere	15
3.1.5	Bestimmung und Systematik der Arten	16
3.1.6	Auswertung	18
3.2	Radiotelemetrie	24
3.2.1	Arten-, Individuen- und Flächenauswahl	24
3.2.2	Technische Ausstattung	24
3.2.3	Anbringen der Sender	25
3.2.4	Ortung im Gelände	26
3.2.5	Auswertung	27
3.3	Biotische und abiotische Parameter	28
3.3.1	Vegetations- und Strukturaufnahme	28
3.3.2	Erfassung epigäischer Arthropoden	30
3.3.3	Bodenanalyse	30
3.3.4	Grasfeuer	31
3.3.5	Klimadaten	32
4	ERGEBNISSE	35
4.1	Flächenparameter	35
4.1.1	Habitatstrukturen	35
4.1.2	Vegetation	36
4.1.3	Boden	39
4.1.4	Arthropoden	41
4.2	Artengemeinschaften	43

4.2.1	Artenspektrum	43
4.2.2	Zoozönosen und Abundanzen	44
4.2.3	Dominanzstruktur	46
4.2.4	Faunenvergleich	50
4.2.5	Diversität und Evenness	52
4.3	Populationsökologie	56
4.3.1	Populationsdynamik	56
4.3.2	Demographie der häufigsten Arten	60
4.3.2.1	<i>Lemniscomys striatus</i>	60
4.3.2.2	<i>Arvicanthis nairobae</i>	66
4.3.2.3	<i>Mastomys natalensis</i>	71
4.3.3	Besiedlung und Überleben	80
4.3.3.1	Fängigkeit	80
4.3.3.2	Fangkohorten und Turnover	81
4.3.3.3	Residenzstatus	86
4.3.3.4	Aufenthaltsdauer	88
4.4	Raumnutzungsmuster	91
4.4.1	Randeffekt und Dispersion	91
4.4.2	Aktionsweiten und Aktivitätszentren	93
4.4.3	Aktionsraumgrößen	97
4.4.4	Habitatnutzung	99
4.4.4.1	Buschland-Grasland-Mosaik	99
4.4.4.2	<i>Imperata-Cymbopogon</i> -Grasland	104
4.5	Aktivitätsmuster	107
4.5.1	Tag- und Nachtfängigkeit	107
4.5.2	Aktivitätsrhythmik	109
4.5.3	Aktivitätszeit	112
5	DISKUSSION	114
5.1	Methodenkritik	114
5.1.1	Fangmethoden	114
5.1.2	Populationsanalyse	117
5.1.3	Radiotelemetrie	121
5.2	Artengemeinschaften	125
5.3	Lebensräume der Arten	128
5.3.1	<i>Lemniscomys striatus</i>	128
5.3.2	<i>Arvicanthis nairobae</i> , <i>A. niloticus</i>	132

5.3.3	<i>Mastomys natalensis</i>	136
5.3.4	<i>Lophuromys ansorgei</i>	142
5.3.5	<i>Aethomys kaiseri</i>	144
5.3.6	<i>Mus triton</i>	145
5.3.7	<i>Mus musculooides</i>	146
5.3.8	<i>Tatera valida</i>	147
5.3.9	<i>Graphiurus murinus</i>	149
5.3.10	<i>Zelotomys hildegardeae</i>	150
5.3.11	<i>Mylomys dybowskii</i>	151
5.3.12	<i>Grammomys dolichurus</i>	152
5.3.13	Insectivora	153
5.4	Populationsdynamik	156
5.4.1	<i>Lemniscomys striatus</i>	157
5.4.2	<i>Arvicanthis nairobae</i> , <i>A. niloticus</i>	161
5.4.3	<i>Mastomys natalensis</i>	168
5.5	Artendiversität	176
6	SCHLUSSBETRACHTUNG	179
7	ZUSAMMENFASSUNG	181
8	LITERATUR	183
9	ANHANG	195

1 EINLEITUNG

Eines der faszinierendsten Kennzeichen der Tropen ist der Reichtum und die Diversität von Flora und Fauna. Allein der afrikanische Staat Congo weist im Vergleich zum etwa doppelt so großen Europa die dreifache Artenzahl an terrestrischen Säugetieren auf (vgl. DELANY & HAPPOLD 1979). Die zwischen den äquatorialen Regenwäldern und den Wüsten und Halbwüsten gelegenen Savannen nehmen in Afrika etwa 65 %, in Australien 60 % und in Südamerika 45 % der jeweiligen Fläche ein. Diese weiten Gebiete haben trotz ihrer Bedeutung in Bezug auf ihren Tierbestand während der letzten Jahrzehnte nicht die Intensität an wissenschaftlichem Interesse erfahren wie Wüsten, Regenwälder oder mediterrane Regionen. Daher sind die Savannen wahrscheinlich unter den großen terrestrischen Ökosystemen die am wenigsten verstandenen (HUNTLEY & WALKER 1982).

Savannen sind durch eine geschlossene Vegetationsdecke aus Formationen von Gräsern und zum Teil Kräutern mit unzusammenhängendem Baum- und Strauchbestand charakterisiert und werden durch einen Wechsel von Regen- und Trockenzeiten geprägt (SOLBRIG et al. 1996). Ihre Vegetationsstruktur wird primär durch die Konkurrenz zwischen holzigen Pflanzenarten und Gräsern um verfügbare Bodenfeuchtigkeit bestimmt, so daß sich, je nach Dauer der Trockenzeit, Feucht- oder Trockensavannen mit jeweils typischen Arten entwickeln. Das Ökosystem Savanne ist nach LAMOTTE & BOURLIÈRE (1983) eine natürliche Assoziation von verschiedensten Habitattypen, die von offenem Waldland bis zu fast baumlosen Steppen reichen. Die große Vielfalt an Mikrohabitaten in der Savanne ermöglicht eine große Artendiversität.

Feuer treten in tropischen Savannen häufiger auf als in anderen Ökosystemen. Nach VAN WILGEN et al. (1990) ist zwischen „true“ und „false“ Grasland-Savannen zu unterscheiden. Beim „false“ oder Feuerklimax-Grasland verhindern Feuer ein Nachwachsen von Bäumen und Sträuchern und führen so zu offenem Grasland. Darüber hinaus können Feuer die Habitatdiversität und damit die Biodiversität erhöhen (BRAITHWAITE 1996). Sie sind ein wesentlicher modifizierender Faktor und somit neben Niederschlag und Bodenparametern ein weiteres typisches Merkmal dieser Lebensräume (WALKER & NOY-MEIR (1979) in BOURLIÈRE & HADLEY 1983, HUNTLEY & WALKER 1982).

Terrestrische Kleinsäuger, sowohl in tropischen Lebensräumen als auch in gemäßigten Breiten, besitzen aufgrund ihrer vergleichsweise großen Abundanzen eine bedeutende ökologische Funktion. Sie beeinflussen ihre Umwelt mit jeder ihrer biologischen

Aktivitäten wie Fressen, Trinken, Defäkieren, und durch physikalische Einwirkungen auf Vegetation und Boden (DELANY & HAPPOLD 1979). Arten mit ganz oder teilweise insektivorer Lebensweise nehmen eine wichtige Stellung im ausgedehnten Nahrungsnetz der Savanne ein (HAPPOLD 1983). Mit ihrem Anteil an faunistischer Biomasse ist ihr Einfluß auf den Nährstoffumsatz ihres Lebensraumes ebenfalls nicht zu unterschätzen (HAPPOLD 1983, HALLE 1987), was aber aufgrund ihrer geringen Körpergröße und Unauffälligkeit häufig geschieht. Weiterhin wird der Verteilung von Samen verschiedener Pflanzenarten durch Nager eine besondere Bedeutung zugesprochen (HAPPOLD 1983). Das Vorkommen von Kleinsäugetern in der Savanne bedingt zudem die Existenz und die Artenvielfalt von Prädatoren wie z. B. Schlangen, Mangusten und Greifvögeln. Veränderungen der Kleinsäugeterpopulationen können ein Ökosystem demnach in erheblichem Maße beeinflussen. SCHRÖPFER (1988) betont daher die Dringlichkeit, mehr über die Verteilung und Ansprüche der kleinen Säugetiere zu erfahren.

In den tropischen Savannen Afrikas bilden Rodentier und Insektivoren einen wichtigen Bestandteil der Säugerfauna (vgl. HAPPOLD 1983). Die Mehrheit dieser Arten ist sehr klein, überwiegend nachtaktiv und infolgedessen selten zu beobachten. Wahrscheinlich blieben deshalb die Kleinsäuger neben den touristisch attraktiven Großsäugern, welchen ein großes ökologisch- und ethologisch-wissenschaftliches Interesse entgegen gebracht wurde, bisher weitgehend unbeachtet (HAPPOLD 1983). Kleinsäuger der gemäßigten Breiten haben im Gegensatz dazu in den vergangenen Jahren ein großes wissenschaftliches und praktisches Interesse hinsichtlich ihrer Biologie, Ökologie und Populationsdynamik erfahren. Kleinsäuger der Tropen wurden bis heute hauptsächlich faunistisch-systematisch bearbeitet; wobei unser Wissen zum großen Teil aus der Bearbeitung von Expeditionsausbeuten und von kurzzeitigen Forschungsarbeiten (vgl. CHEESEMAN 1975) stammt; intensive ökologische und biologische Freilanduntersuchungen sind selten. Verschiedene kleinere Beiträge darüber wurden von NEAL (1967) und von DELANY (1972) zusammengefaßt. Andere Studien beschäftigen sich mit der Rolle der Kleinsäuger als Krankheitsüberträger. So sind vor allem *Mastomys natalensis* und *Arvicanthis niloticus* als Überträger von Pest und anderen Krankheiten bekannt (vgl. DELANY 1972, LEIRS 1995) und damit von „höherem“ Interesse. Darüber hinaus fand *M. natalensis* als Schädling in der Landwirtschaft bisher die größte wissenschaftliche Beachtung unter den Nagern in Afrika (vgl. LEIRS 1995).

In Uganda wurden die ersten detaillierten ökologischen Untersuchungen an Kleinsäugetern von M.J. DELANY in den 60er Jahren durchgeführt. Er arbeitete in sehr verschiedenen

Habitattypen einschließlich Savanne, Wald und Buschland sowie in semi-kultivierten Gebieten in unterschiedlichen Regionen und Höhenlagen (DELANY 1964a,b, 1966, 1969, 1971; DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970). Während der letzten 15 Jahre wurden einige intensive ökologische Untersuchungen über Kleinsäuger, insbesondere Nager, im Regenwald des Kibale Forest National Park durchgeführt (ISABIRYE-BASUTA 1979, KASENENE 1980, MUGANGA 1989). Eine weitere langfristige Studie befaßte sich mit der Biogeographie der Kleinsäugerfauna der Ssesse Islands im Victoria See (KITYO 1991). Die einzigen Langzeitstudien in Savannengebieten von Uganda liegen mehr als 20 Jahre zurück (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975). Diese Autoren führten ihre Untersuchungen hauptsächlich im Kratergebiet des Queen Elizabeth National Park durch. NEAL (1967) konzentrierte sich in seiner Studie auf die Reproduktionsbiologie, die Habitatpräferenzen und die Auswirkungen des Feuers auf die Nagerpopulationen. CHEESEMAN (1975) erweiterte diese Untersuchungen um Aspekte der Populationsdynamik, bestimmte die Aktionsraumgrößen anhand von Fallenfängen und ermittelte die Aktivitätsmuster verschiedener Arten im Labor.

Die vorliegende Arbeit hatte zum Ziel, Kleinsäugerpopulationen verschiedener Graslandtypen langfristig vergleichend zu untersuchen. Im Mittelpunkt der Untersuchungen standen Fragen zur Populationsdynamik, zur Raum- und Habitatnutzung und zur Aktivität. Um tiefere Einblicke in die Habitatansprüche der Kleinsäuger zu bekommen, waren an den häufigsten Arten *Lemniscomys striatus*, *Mastomys natalensis* und *Arvicanthis nairobae* zusätzlich radiotelemetrische Untersuchungen vorgesehen. So sollten detaillierte Angaben zu arttypischen Raum-Zeit-Mustern von afrikanischen Savannenarten in ihrem natürlichen Lebensraum erstmalig erhalten werden.

Aspekte dieser Arbeit sind

- ◆ Abundanz, Artendiversität und Dominanzverhältnisse der Kleinsäuger auf Graslandflächen unterschiedlicher Vegetation und Struktur.
- ◆ Saisonalität der Reproduktion und Populationsdynamik der Hauptarten.
- ◆ Habitatpräferenzen, Aktionsraumnutzung und Aktivität bei unterschiedlicher Habitatstruktur, Vegetationsdichte, Jahreszeit und Populationsdichte.
- ◆ Einfluß von Feuer auf die Entwicklung der Kleinsäugerpopulationen im Hinblick auf Mortalität, Abwanderung und Wiederbesiedlung, Verhalten und Überlebensstrategien.

Die Arbeit soll die Kenntnis der Ökologie afrikanischer Kleinsäuger vertiefen und ihre Rolle im Ökosystem Savanne verdeutlichen. Darüber hinaus soll sie neue methodische Ansätze zur Erfassung und Analyse der Biodiversität komplexer Ökosysteme erproben.

2 UNTERSUCHUNGSGBIET

2.1 Topographie, Klima und Vegetation

Die Untersuchungen wurden im Grasland des Queen Elizabeth National Park (QENP) in Uganda durchgeführt. Der Park liegt im Südwesten Ugandas ($00^{\circ}15'S$; $30^{\circ}00'E$) im Grabenbruch an den Seen Lake George und Lake Edward und umfaßt ein Gebiet von 1.978 km^2 (Abb. 1). Die Höhenlage des Parks variiert von 910 m im Bereich der Seen bis zu 1.390 m im nördlich von Lake Katwe gelegenem Kratergebiet. Der Äquator verläuft durch den nördlichen Bereich des Parks. Zwei Regenzeiten pro Jahr prägen das Klima des Untersuchungsgebietes. Die Niederschläge fallen hauptsächlich in den Monaten März bis Mai und September bis November. Beginn, Dauer und Intensität der Regenzeiten variieren von Jahr zu Jahr. Die Niederschlagsmenge im Park ist regional verschieden und schwankt im Jahr von 700 mm im Mweya Gebiet bis zu 1.400 mm am Steilhang des Grabenbruchs in Maramagambo. Die Tageslänge variiert über das Jahr nur um 20 Minuten. Die durchschnittlichen Temperatur-Maxima liegen bei 28°C , die -Minima bei 18°C .

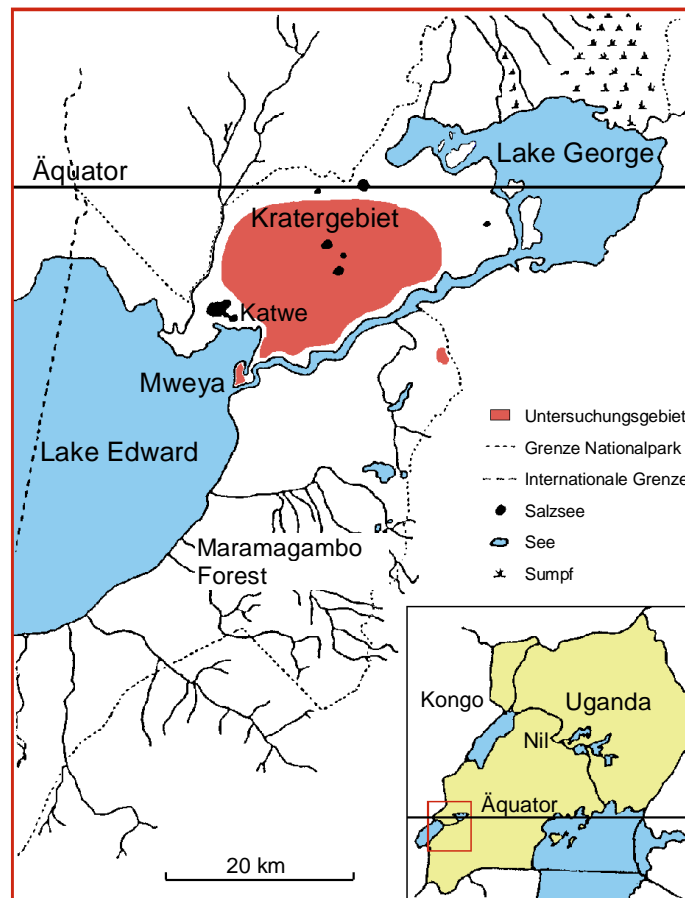


Abb. 1: Übersichtskarte des Queen Elizabeth National Park, Uganda.

Der Park besteht aus unterschiedlichen Vegetationstypen wie offenes Grasland, Buschland-Grasland-Mosaik, Sumpf und Wald. Diese Vielfalt wird durch die geographische Lage und der regionalen Verschiedenheit von Boden, Klima und Lage, aber auch durch jährliche Buschfeuer und Beweidung durch Großsäuger beeinflusst. Mit Ausnahme der Wälder und Sümpfe ist die Pflanzengesellschaft des Parks als Feuerklimax-Vegetation zu bezeichnen (van WILGEN et al. 1990).

2.2 Untersuchungsflächen

Zur vergleichenden Untersuchung der Kleinsäugerpopulationen im Grasland wurden 6 Flächen im nördlichen Bereich des Parks ausgewählt (Abb. 2). Das Hauptkriterium für die Auswahl dieser Flächen war die unterschiedliche Ausprägung der Graslandgesellschaften sowie das Vorkommen spezieller Habitatstrukturen wie Buschgruppen, Erosions-

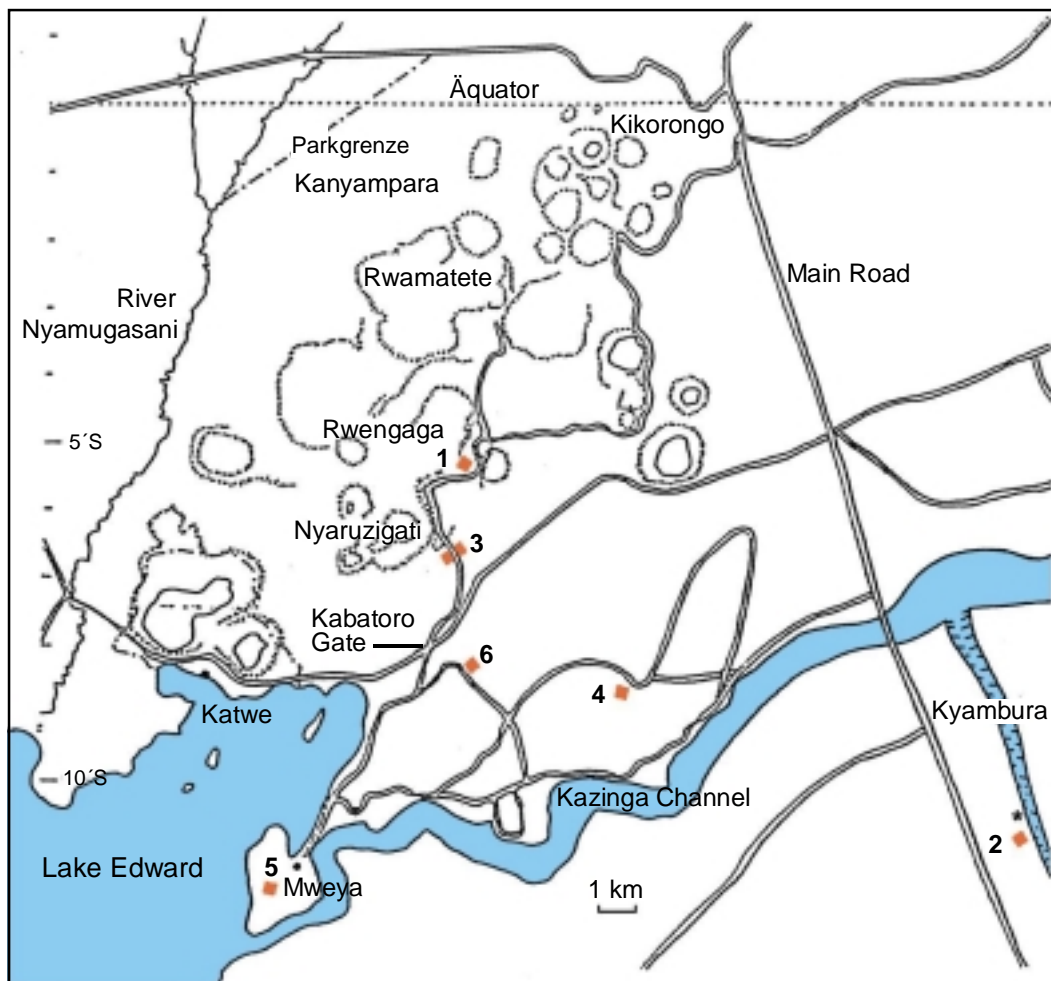


Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen im Queen Elizabeth National Park, Uganda. 1: Crater Outer Slope (G1); 2: Kyambura Fig Tree (G2), *Camp; 3: Crater Road (BG1); 4: Hippo Pool (BG2); 5: Mweya Peninsula (BG3); 6: Queens Mile (BG4).

schluchten und Termitenbaue. Darüber hinaus unterschieden sich die Flächen in Entfernung zu permanenten Wasserstellen, in Nutzung durch Großsäuger und in Häufigkeit des Auftretens von Grasfeuern.

Die Untersuchungsflächen lassen sich 2 Haupttypen zuordnen: Grasland und Buschland-Grasland-Mosaik (Abb. 3a-d, Abb. 4a-d). Das offene Grasland wird durch die Gräser *Imperata cylindrica* und *Cymbopogon afronardus* geprägt, die hier bis zu 150 cm hoch werden und einen dichten Bewuchs bilden. Beim Buschland-Grasland-Mosaik handelt es sich um Kurzgras-Savannen mit vereinzelt Buschgruppen, Durchmesser bis zu 20 m, die häufig auch über größere Entfernungen aneinandergereiht sind. Die Buschgruppen sind in erster Linie durch den feuerresistenten Busch *Capparis tomentosa* und den Baum *Euphorbia candelabrum* charakterisiert.

2.2.1 *Imperata-Cymbopogon-Grasland (G)*

Crater Outer Slope (G1) (Abb. 3a, c, d; Abb. A1)

Das Kratergebiet wurde vor 7.000-10.000 Jahren durch Vulkanausbrüche geformt; die Vulkane liegen bis zu 400 m über der Savannenebene. Die Untersuchungsfläche befand sich auf dem flachen Außenhang des Rwengaga Kraters, der bereits bei früheren Kleinsäugeruntersuchungen (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975) genutzt wurde. Die Fläche ist durch die Grasarten *I. cylindrica* und *C. afronardus* charakterisiert und weist eine hohe Dichte an Bauen der Termiten *Odontotermes sp.* auf. Das nächste permanent verfügbare Oberflächenwasser war mehrere Kilometer weit entfernt, so daß hier nur selten Großsäuger anzutreffen waren. Dabei handelte es sich meist um durchziehende Elefanten (*Loxodonta africana*) oder Büffel (*Syncerus caffer*). Insbesondere während der Trockenzeit ist die Entfernung zum Wasser ein begrenzender Faktor. Darüber hinaus sind die vorherrschenden Gräser wenig schmackhaft und außerdem trocken. Nach einem Grasfeuer fand sich bedingt durch das Angebot an frisch treibenden Gräsern kurzfristig eine größere Anzahl von Uganda Kobs (*Adenota kob*) ein. Während der Untersuchungszeit brannte es auf dieser Fläche im August 1995, August 1996 und Februar 1997.

Kyambura Fig Tree (G2) (Abb. 3b; Abb. A2)

Dieses Gebiet liegt 7 km südlich des Kazinga Channel in ca. 400 m Entfernung von der Kyambura Schlucht. Das *Imperata-Cymbopogon-Grasland* zeigte hier im Vergleich zur Fläche Crater Outer Slope (G1) mit seinem überwiegenden Anteil an *C. afronardus* ein reziprokes Verhältnis der beiden Grasarten. Termitenbaue von *Odontotermes sp.* und

Macrotermes sp. waren hier zahlreich vertreten. Großsäuger waren bis auf wenige Uganda Kobs rar. Das Landschaftsbild wird durch vereinzelte Feigenbäume (*Ficus sycomorus*) charakterisiert, wobei der nächste Baum 30 m vom Rand der Untersuchungsfläche entfernt stand. In der Nähe der Untersuchungsfläche kam es von September bis November 1996 zu Störungen durch Baumaßnahmen und ein Zeltlager. Grasfeuer waren hier im August 1996 und Februar 1997.

2.2.2 Buschland-Grasland-Mosaik (BG)

Crater Road (BG1) (Abb. 4a; Abb. A3)

Diese Untersuchungsfläche - geteilt durch eine selten befahrene Piste - befindet sich am Rande des Kratergebietes und entspricht dem Buschland-Grasland-Mosaik. Der Flächenanteil an *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen ist hier geringer als auf den anderen Buschland-Grasland-Flächen. Verschiedene Grasarten, hauptsächlich *Bothriochloa insculpta*, *Themeda triandra* und *Chloris gayana* bilden eine dichte Vegetation. Kleine Akaziensträucher (*Acacia hockii*) sind im offenen Grasland verteilt. Die Anzahl der Termitenbaue ist deutlich geringer als in Crater Outer Slope (G1). Großsäuger waren selten, gelegentlich zogen Büffel und Elefanten durch. Löwen (*Panthera leo*) wurden vergleichsweise häufig gesichtet. Nach den Grasfeuern im August 1996 und Februar 1997 war die Nutzung durch Uganda Kobs hoch.

Hippo Pool (BG2) (Abb. 4b; Abb. A4)

Diese Untersuchungsfläche liegt im Bereich des ehemaligen Hippo Pools, einem Teich inmitten der Busch-/Graslandschaft, der von Flußpferden (*Hippopotamus amphibius*) intensiv genutzt wurde. Dieser Teich trocknete vor 25 Jahren vollständig aus und wird heute durch eine besonders hohe Dichte der Sträucher *Abutilon guineense* und *Ocimum suave* geprägt. Der Hippo Pool ist von dichten *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen umgeben. Hauptgräser dieser Fläche sind *Cynodon dactylon* und *Bothriochloa insculpta*. Die Beweidung der Fläche durch Großsäuger war gering; nur vereinzelt streiften Büffel- und Elefantenherden durch. Im Zeitraum von Juli 1996 bis Februar 1997 kam es regelmäßig zu vermehrtem Auftreten von Treiberameisen (*Anomma sp.*, Dorylidae). Grasfeuer gab es hier während der Untersuchungszeit nicht.



a) Crater Outer Slope (G1) im Mai 1995.



b) Kyambura Fig Tree (G2) im November 1995.



c) Crater Outer Slope (G1) im September 1995. 2 Wochen nach dem Feuer.



d) Crater Outer Slope (G1) im März 1997. 5 Wochen nach dem Feuer.
Imperata cylindrica in der Blüte. Vegetationsbestand ist noch nicht voll entwickelt.

Abb. 3a-d: Untersuchungsflächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands.



a) Crater Road (BG1) im Juni 1995.



b) Hippo Pool (BG2) im Oktober 1995.



c) Mweya Peninsula (BG3) im April 1996.



d) Queens Mile (BG4) im August 1996. 1 Tag nach dem Feuer.

Abb. 4a-d: Untersuchungsflächen des Buschland-Grasland-Mosaiks.

Mweya Peninsula (BG3) (Abb. 4c; Abb. A5)

Diese Untersuchungsfläche liegt an einem leichten Hang auf der Halbinsel Mweya, 500 m von der Forschungsstation. Die Fläche ist durch das Buschland-Grasland-Mosaik geprägt, wobei *Sporobolus pyramidalis*, *Cenchrus ciliaris* und *Heteropogon contortus* die häufigsten Grasarten sind. Das Grasland war aufgrund der sehr intensiven Nutzung durch Großsäuger wie Wasserböcke (*Kobus defassa*), Warzenschweine (*Phacochoerus aethiopicus*), insbesondere durch Flußpferde stark beweidet und zeigte eine sehr reduzierte Vegetationsdecke. Während der Untersuchungszeit gab es kein Feuer. Ein weiteres Charakteristikum dieser Fläche sind Erosionsschluchten, die sich an den Hängen der gesamten Halbinsel befinden. Diese entwickelten sich aus Flußpferdpfaden, die im Laufe der Jahrzehnte durch den Regen ausgewaschen wurden. Die Untersuchungsfläche umfaßte 1995 zwei Erosionsschluchten und wurde 1996 um 30 m verschoben, so daß sich dann insgesamt vier Schluchten auf der Untersuchungsfläche befanden. Die Schluchten sind steilwandig mit Tiefen von 1,5 bis 6,5 m. Auf dem Grund ist eine dichte Vegetation. Die Schluchten sind 40 bis 70 m lang und 2 bis 11 m breit.

Queens Mile (BG4) (Abb. 4d; Abb. A6)

Diese Untersuchungsfläche entspricht dem Erscheinungsbild der Fläche Crater Road (BG1), unterscheidet sich aber in ihrer Grasgesellschaft. Die dominanten Grasarten sind hier *Bracharia eminii*, *Bothriochloa insculpta* und *Sporobolus pyramidalis*. Die Fläche wurde stark durch Großsäuger genutzt, insbesondere durch Uganda Kob, Wasserbock und Warzenschwein. Büffel und Elefanten zogen gelegentlich durch, Buschböcke (*Tragelaphus scriptus*) wurden relativ häufig gesichtet. Aufgrund dieser Nutzung wies die Grasfläche eine lückenhafte Vegetationsdecke auf. Im August 1996 gab es hier ein Grasfeuer.

3 MATERIAL und METHODEN

3.1 Fangmethoden

3.1.1 Fallen und Köder

Für den Fang der Kleinsäuger wurden Lebendfallen des Typs SHERMAN-FOLDING[®] der Größe 23 x 8 x 9 cm eingesetzt. Für die Pilotuntersuchungen 1995 standen bis zu 100 SHERMAN-Fallen zur Verfügung, außerdem 12 TOMAHAWK[®]- (41 x 13 x 13 cm) und 4 HAVAHAART[®]-Fallen (45 x 12 x 14 cm). 1996 und 1997 wurden für die Untersuchungen ausschließlich SHERMAN-Fallen eingesetzt, bis zu 160 Stück gleichzeitig. Die geschlossene Aluminiumkonstruktion dieses Fallentyps schützt die gefangenen Tiere vor Regen, aber hat den Nachteil, sich bei direkter Sonneneinstrahlung stark aufzuheizen. Fallen in sonnenexponierter Lage wurden aus diesem Grund mit Karton, Papyrus oder Baumwolltüchern abgedeckt um die Hitzebelastung der Tiere zu reduzieren. Die Fallen wurden nach jeder Fangserie gereinigt. Interesse am Köder und Neugierde waren vermutlich Anlaß für Beschädigung und Verschleppung der Fallen durch Warzenschweine und Elefanten. Die demolierten Fallen konnten meist wieder funktionstüchtig gemacht werden.

Als Köder wurde ein Gemisch aus reifen Bananen (60 %), Maismehl (30 %) und gerösteten Erdnüssen (10 %) verwendet, das über Nacht fermentiert hatte. Beködert wurde beim Aufstellen der Fallen. Besetzte Fallen wurden neu beködert und dann wieder fängig gestellt. Nach zwei Fangtagen wurde der Köder aller Fallen erneuert, da er bei den hohen Temperaturen austrocknete und/oder von Ameisen und Diplopoden gefressen war. Bei sehr hohen Temperaturen wurden zusätzlich Ananasstückchen als Wasserangebot in die Fallen gelegt.

3.1.2 Fallenstandorte

Die Fallen wurden unabhängig von Habitatstrukturen wie Buschgruppen und Schluchten in einem Raster im Abstand von 10 x 10 m aufgestellt. Das Raster bestand aus 10 Fallenreihen mit je 10 Fallenstandorten und umfaßte 1 ha. In Hippo Pool (BG2) mußte aufgrund der örtlichen Gegebenheiten ein Raster von 8 Reihen mit je 12 Fallenstandorten angelegt werden, womit sich eine Fangfläche von 0,96 ha ergab. Während der Fangserien 1995 wurde die Verteilung der Fallen auf den Untersuchungsflächen nach verfügbarer Fallenzahl ausgerichtet.

Die Standorte wurden durch Markierungsstöcke gekennzeichnet, so daß die Fallen in den folgenden Fangserien an gleicher Position aufgestellt werden konnten. Wenn möglich wurden die Fallen unter das Gras geschoben oder in standortnahe Büsche gestellt, um sie vor direkter Sonneneinstrahlung und vor Großsäugern zu schützen. Innerhalb des Rasters wurden zusätzlich Fallen in bzw. an spezielle Habitatstrukturen wie Buschgruppen, Schluchten und Termitenbaue gestellt. Hier wurde die Anzahl der Fallen den Strukturausmaßen angepaßt. In die tieferen Bereiche der Schluchten wurden die Fallen mit Hilfe von Seilen heruntergelassen.

3.1.3 Fangserien

Die Untersuchungszeit erstreckte sich mit insgesamt 65 Fangserien und 4 Telemetrieperioden von April 1995 bis März 1997 (Tab. 1, detailliert: Tab. A1). Um Auskunft über die Entwicklung der Kleinsäugerpopulationen zu erhalten, wurden die Untersuchungsflächen 8- bis 14-mal im Abstand von 1-2 Monaten befangen. Die Fangserien der 6 Untersuchungsflächen erfolgten im Wechsel, wobei bei Auftreten eines Feuers die Reihenfolge verändert wurde.

Tab. 1: Fangserien und Telemetrieperioden der 6 Untersuchungsflächen.

Flächen	1995												1996												1997		
	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M			
G1		●	●			●		●			●	■	●	■		●	●		●	■		●	●	●			
G2						●		●			●		●		●		●		●		●	●	●	●			
BG1			●			●			●				●		●		■	●		●	●		●	●			
BG2		●		●			●					●		●		●		●	●		●		●				
BG3	●		●				●				●		●		●		●	●	●			●		●			
BG4						●							●		●		●	●		●		●	●				

● Fang ■ Telemetrie

Die Fangserien umfaßten jeweils 4 Nächte und 3 Tage. Ausnahmen: In Crater Outer Slope (G1) mußte die Fangserie im Januar 1997 nach 2 Nächten wegen Rebellentätigkeit abgebrochen werden. Kyambura Fig Tree (G2) wurde aus dem selben Grund im Februar 1997 nach dem Feuer nur über 2 Nächte befangen, 10 Tage später nochmals über 2 Nächte. Ergebnisse der ersten Periode werden dargestellt, Abweichungen der zweiten erwähnt.

Die Fallen wurden in der Regel 2-mal täglich kontrolliert, am frühen Morgen und am späten Nachmittag. Bei sehr starken Regenfällen waren die Wege im Park manchmal unpassierbar, so daß deshalb Kontrollen ausfallen mußten. Auch der Aufenthalt von

Elefanten oder Büffeln auf den Untersuchungsflächen verhinderte gelegentlich eine Fallenkontrolle. Um die Hauptaktivitätszeiten der Kleinsäuger aufzuzeigen, wurden in Crater Outer Slope (G1) in einer Nacht im März 1996 und an einem Tag im Mai 1996 mehrere Fallenkontrollen im Abstand von 2-3 Stunden durchgeführt.

3.1.4 Behandlung und Markierung der Tiere

Gefangene Tiere wurden im Feld in einem Klarsichtbeutel auf ihre Artzugehörigkeit bestimmt und mit einer PESOLA[®] Federwaage auf 0,5-1,0 g genau gewogen. Danach wurde das Tier in eine einseitig mit Watte verstopfte Glasröhre geschoben. Es standen 6 Röhren mit Durchmessern von 14-49 mm zur Verfügung, so daß alle Tiere für weitere Behandlungen ruhig gestellt werden konnten. Die fixierten Tiere konnten nun auf Geschlecht und Reproduktionsstatus überprüft werden. Bei Männchen wurden deutlich fühl- und sichtbare Hoden als Hinweis für sexuelle Aktivität angesehen. Trächtige und laktierende Weibchen sowie solche mit geöffneter, geschwollener, feuchter oder mit einem Schleimpfropf verschlossener Vagina wurden als sexuell aktiv eingestuft.

Darüber hinaus wurden Maße wie Hinterfuß- und Schwanzlänge sowie auffällige Merkmale des Tieres notiert: Wunden und Narben am Körper, ausgerissene Ohren oder der Teilverlust des Schwanzes. Diese Merkmale waren eine Ergänzung zur individuellen Markierung, konnten aber auch Aufschluß über agonistisches Verhalten geben.

Jedes Tier erhielt vor dem Freilassen am Fangort eine Markierung, die ein individuelles Wiedererkennen ermöglichte. Mit Einwegspritzen (1 ml; Kanüle 0,45 x 12 mm) wurde wasserlösliche Acrylfarbe (PRIMACRYL[®], Schmincke) in einem bestimmten Muster ventral unter die Schwanzhaut injiziert. Durch die Kombination von insgesamt 5 möglichen Markierungspunkten und 3 unterschiedlichen Farben erhält man eine ausreichende Anzahl individueller Markierungen (HUGO 1990). Sehr kleine Individuen erhielten gewöhnlich nur eine 2-Punkte-Kombination.

Diese Methode konnte bei *Lophuromys ansorgei* nicht angewandt werden, da sie eine fragile Schwanzhaut aufweist. Hier wurden andere Markierungsmethoden eingesetzt. Zu Beginn wurde die Ohrlochung verwendet, aber das Zuwachsen und Ausreißen der Löcher machte ein Wiedererkennen oft schwierig. Später ersetzte ich diese Methode durch Kürzen der Zehennägel in bestimmten Kombinationen. Das veränderte Nachwachsen der Nägel ermöglichte noch in der folgenden Fangserie ein individuelles Wiedererkennen.

Die markierten Tiere wurden nach der Behandlung am Fallenstandort wieder freigelassen. Nach Grasfeuern war es mir aufgrund der fehlenden Bodenvegetation möglich, einzelnen Tieren zu folgen, dabei ihr Verhalten zu beobachten und ihre Verstecke zu finden. Laufstrecken und Art der Verstecke sollten Hinweise auf Anpassungen der Tiere an die ökologischen Bedingungen nach einem Feuer geben.

Zur genaueren Bestimmung der Fortbewegungsweise habe ich die Fadenspulmethode eingesetzt (vgl. MILES et al. 1981, BERRY et al. 1987, ANDERSON et al. 1988). Die Tiere wurden mit einer Fadenspule auf dem Rücken versehen. Das Fadenende wurde am Fallenstandort, einem Termitenbau oder Zweig, befestigt und der Verlauf des Fadens sollte die zurückgelegte Laufstrecke als auch die Verstecke des jeweiligen Tieres beschreiben. In Crater Outer Slope (G1) wurden 2 *Lemniscomys striatus* nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn", in Kyambura Fig Tree (G2) 2 *Tatera valida* nach dem Feuer 2/97 sowie 1 *Mastomys natalensis* und 1 *Aethomys kaiseri* in Hippo Pool (BG2) im April 1996 mit einer Spule versehen.

3.1.5 Bestimmung und Systematik der Arten

Die gefangenen Rodentier wurden zunächst in Anlehnung an die Bestimmungsliteratur nach DELANY (1975) und KINGDON (1974b) bestimmt. Die Taxonomie wurde nach WILSON & REEDER (1993) aktualisiert. Einige Belegexemplare der gefangenen Arten wurden zur Nachbestimmung dem Zoologischen Forschungsinstitut am Museum Alexander Koenig (ZFMK) in Bonn übergeben. Von *Arvicanthis* und *Mastomys* wurde eine Bestimmung der Karyotypen anhand von Gewebeproben vom Forschungsinstitut am Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) in Paris durchgeführt (vgl. Methode in: DUCROZ et al. 1998).

Karyologische Untersuchungen an *Mastomys* ergaben unerwartete neue Erkenntnisse bezüglich der Artzuordnung. Der charakteristische Chromosomensatz für *M. natalensis* ist $2n=32$ (GRANJON et al. 1997); die Bestimmung der Karyotypen von 2 Individuen verschiedener Standorte (BG3, BG4) ergab aber $2n=38$ (GRANJON, pers. Mitt. 1998). Die „klassische“ Art für diesen Karyotyp ist *Mastomys erythroleucus* (GRANJON et al. 1997), allerdings ist bei den Proben die chromosomale Anordnung abweichend, so daß es sich wahrscheinlich um eine andere Art handelt (GRANJON, pers. Mitt. 1998). Trotz dieser Unsicherheit wird die Art in dieser Arbeit weiterhin unter dem Namen *M. natalensis* geführt.

Auch in der Gattung *Arvicanthis* ergaben sich systematisch-faunistische Neuerungen. Sowohl nach der morphologischen als auch nach der karyologischen Artbestimmung meiner Exemplare nördlich des Kazinga Channel (Abb. 2) handelt es sich um *A. nairobae* (GRANJON & HUTTERER, pers. Mitt. 1998), bei einem karyologisch bestimmten Exemplar vom Südufer um *A. niloticus* (GRANJON, pers. Mitt. 1998). Dies könnte bedeuten, daß der Channel die Verbreitungsgrenze für die beiden Arten darstellt. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß sie sympatrisch vorkommen. Zur Klärung dieser Frage wären gezielte Materialsammlungen erforderlich. Die morphologischen und geographischen Beziehungen zwischen *A. nairobae* und *A. niloticus* sind noch weitestgehend unbekannt, so daß die Zuordnung einzelner Populationen ohne karyologische Bestimmung nicht möglich ist (MUSSEY & CARLETON 1993). Neueste molekulare Analysen werden zur Aufklärung der Systematik dieser Gattung beitragen (DUCROZ et al. 1998). Zur Vermeidung von Fehlinterpretationen werden in dieser Arbeit *A. nairobae* und *A. niloticus* als Synonyme verwendet.

Lophuromys ansorgei wurde bisher als Synonym von *L. sikapusi* geführt (vgl. DELANY 1975, MUSSEY & CARLETON 1993); nach aktueller Nomenklatur (HUTTERER, pers. Mitt. 1998) ist *L. ansorgei* gültig.

Mus musculoides wurde in der Vergangenheit als Synonym von *M. minutoides* geführt (vgl. DELANY & NEAL 1966, KINGDON 1974b, DELANY 1975) und wird heute als eigene Art betrachtet (MUSSEY & CARLETON 1993). Da die geographische Verbreitung von *M. musculoides* und ihre biologische Beziehung zu *M. minutoides* noch weitestgehend ungeklärt ist, bleibt der *minutoides-musculoides* Komplex umstritten. *M. musculoides* hat ihre Verbreitung von südlich der Sahara bis nach Südafrika, wo sie mit *M. minutoides* zusammentrifft (MUSSEY & CARLETON 1993).

Graphiurus sp. ist derzeit nicht eindeutig bestimmbar (HUTTERER, pers. Mitt. 1998) und wird in dieser Arbeit unter ihrem bisherigen Namen *G. murinus* geführt.

Da sich die Taxonomie der Rodentier während der letzten Jahrzehnte ständig veränderte und Belegexemplare von den meisten ökologischen Arbeiten fehlen, ist die genaue Artzugehörigkeit von früheren Fängen nicht mehr zu ermitteln (HUTTERER, pers. Mitt. 1998). Nach ihm ist davon auszugehen, daß es sich bei den *Arvicanthis*-, *Mastomys*-, *Lophuromys*- und *Mus*-Arten früherer Arbeiten im gleichen Untersuchungsgebiet (DELANY 1964a,b, 1975, DELANY & NEAL 1966, 1969, NEAL 1967, CHEESEMAN 1975, FIELD 1975)

um die selben Arten handelte, wie sie hier nachgewiesen und bestimmt wurden; darüber hinaus besteht große Unsicherheit.

Folgende systematische bzw. nomenklatorische Änderungen ergeben sich damit für das Untersuchungsgebiet:

Aktuelle Nomenklatur	Frühere Nomenklatur
[GRANJON & HUTTERER, pers. Mitt. 1998]	[u.a. NEAL 1967, CHEESEMAN 1975, DELANY 1975]
<i>Arvicanthis nairobae</i> , <i>A. niloticus</i>	<i>Arvicanthis niloticus</i>
<i>Lophuromys ansorgei</i>	<i>Lophuromys sikapusi</i>
<i>Mus musculoides</i>	<i>Mus minutoides</i>

Die Artbestimmung der Spitzmäuse (*Crocidura spp.*) war im Feld nicht möglich. Es sind für Afrika über 100 *Crocidura*-Arten beschrieben (vgl. HUTTERER 1993), deren taxonomische Zuordnung meist nur über Schädel- und Zahnmerkmale möglich ist. Das gesammelte Material wurde dem ZFNK für faunistisch-systematische Untersuchungen übergeben.

3.1.6 Auswertung

Abundanz

Beobachtete Abundanz = Anzahl der erfaßten Individuen.

Relative Abundanz = Anzahl der erfaßten Individuen pro 100 Falleneinheiten. Letztere ergeben sich aus der Anzahl der Fangtage und -nächte multipliziert mit der Anzahl der gestellten Fallen.

MNA - Minimum Number Alive

Die Berechnung der Populationsdichte erfolgte mit der Zählung durch Minimum Number Alive (MNA), die im Vergleich zu anderen Schätzmethoden (vgl. Kap. 5.1.2) die Mindestpopulation ermittelt. Die MNA umfaßt die Anzahl gefangener Individuen einer betreffenden Fangserie plus der nicht gefangenen Individuen, die in früheren und späteren, aber nicht der betreffenden Fangserie erfaßt wurden.

Dominanzstruktur

Zur Beschreibung der relativen Häufigkeit einer Art in einer Artengemeinschaft wird die Dominanz angegeben. Mit der Dominanzstruktur werden die Arten ihrer relativen

Häufigkeit nach innerhalb der Artengemeinschaft geordnet. Die Dominanz (D_i) errechnet sich aus:

$$D_i = \frac{(\text{Individuenzahl der Art } i) \cdot 100}{\text{Gesamtzahl der Individuen in der Artengemeinschaft}}$$

Die Klassifizierung der Dominanz erfolgt nach einer logarithmischen Einteilung nach ENGELMANN (1978, in MÜHLENBERG 1993): Eudominante (32,0-100 %), dominante (10,0-31,9 %) und subdominante (3,2-9,9 %) Arten werden zu „Hauptarten“, rezedente (1,0-3,1 %), subrezedente (0,32-0,99 %) und sporadische (<0,32 %) Arten zu „Begleitarten“ zusammengefaßt. In dieser Arbeit werden die 3 Kategorien der Begleitarten vereint (<3,2 %).

Faunenvergleich

Um zu überprüfen, ob zwischen den verschiedenen Flächen Übereinstimmungen von gemeinsamen Arten und ihren relativen Häufigkeiten bestehen, wurden folgende Methoden eingesetzt:

CLUSTERANALYSE nach der WARD-Methode mit quadrierter euklidischer Distanz (vgl. BACKHAUS et al. 1996) mittels des Programmes SPSS 7.5.2 für Windows. Grundlage für die Analyse waren die relativen Häufigkeiten der Arten bezogen auf den Gesamtumfang der Kleinsäugerzönose jeder Fläche.

ÄHNLICHKEITSINDICES (vgl. MÜHLENBERG 1993):

- a) RENKONENSche Zahl (Re %): Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von 2 Artengemeinschaften.

$$Re(\%) = \sum_{i=1}^G \min D_{A,B} \quad D = \frac{n_A}{N_A} \quad \text{bzw.} \quad = \frac{n_B}{N_B}$$

$\min D_{A,B}$ = Summe der jeweils kleineren Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von zwei Standorten A und B

i = Art i

G = Zahl der gemeinsamen Arten

$n_{A,B}$ = Individuenzahl der Art i in Gebiet A bzw. B

$N_{A,B}$ = Gesamtindividuenzahl aus Gebiet A bzw. B

- b) SÖRENSEN-Quotient (QS %): berücksichtigt nur die Zahl gemeinsamer Arten und dient zum einfachen Vergleich von Artengemeinschaften.

$$QS(\%) = \frac{2 \cdot G}{S_A + S_B} \cdot 100$$

G = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S_A, S_B = Zahl der Arten in Gebiet A bzw. B

- c) WAINSTEIN-Index (K_w): berücksichtigt die gemeinsamen Arten und ihre relativen Häufigkeiten. Der WAINSTEIN-Index nimmt Werte zwischen 0 und 100 an, höhere Werte belegen größere Ähnlichkeit.

$$K_w = R_e \cdot JZ$$

R_e = RENKONENSche Zahl (s.o.)

JZ = JACCARD'sche Zahl (Artenidentität)

$$JZ = \frac{G \cdot 100}{S_A + S_B - G}$$

G = Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten

S_A, S_B = Zahl der im Gebiet A bzw. im Gebiet B vorkommenden Arten

Diversität und Evenness

Die Artendiversität entspricht dem Verhältnis zwischen Arten- und Individuenzahl einer Zoozönosen und wird allgemein als Strukturmerkmal eines Ökosystems angesehen. Zum Vergleich der Zoozönosen der verschiedenen Flächen wurde der am häufigsten verwendete SHANNON-WEAVER-Index (vgl. SCHRÖPFER 1988, KREBS 1989, MÜHLENBERG 1993) eingesetzt.

Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER (vgl. MÜHLENBERG 1993):

$$H_s = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

für alle $p_i = \frac{1}{S}$ ergibt sich: $H_s = H_{\max} = - \sum \frac{1}{S} \cdot \ln \frac{1}{S} = \ln S$

H_s = Diversität bezogen auf Artenzahlen

S = Gesamtzahl der Arten

p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i

N = Gesamtindividuenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

H_{\max} = maximaler Diversitätswert

Der SHANNON-WEAVER-Index (H_s) ist für nicht zufällige Stichproben wie sie Bodenfallenfänge darstellen eigentlich ungeeignet (SCHRÖPFER 1988, MÜHLENBERG 1993), daher werden die Werte des Diversitätsindex als Annäherungswerte betrachtet. Auf eine statistische Analyse des SHANNON-WEAVER-Indexes wird daher verzichtet. Der Diversitätsindex allein läßt nicht erkennen, ob sein Wert aufgrund einer hohen Artenzahl mit jeweils unterschiedlicher Individuenzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist. Als Vergleichsmaß wird deshalb die

Evenness (Es), die den "Ausbildungsgrad der Diversität" angibt, berechnet (vgl. KREBS 1989, MÜHLENBERG 1993). Sie kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen.

Evenness:
$$E = \frac{\text{berechneter Diversitätswert}}{\text{maximaler Diversitätswert}}$$

Für den SHANNON-Index gilt:
$$E_S = \frac{H_S}{H_{\max}} = \frac{H_S}{\ln S}$$

Turnover

Die Turnover-Rate beschreibt eine Faunenveränderung in Bezug auf die Arten- oder Individuenzusammensetzung und ist somit ein Maß für die Stabilität einer Lebensgemeinschaft. Für den Individuenturnover (T) wurde auf der Basis der MNA folgende Formel verwendet (vgl. MÜHLENBERG 1993):

$$T = \frac{I+E}{S_1+S_2}$$

- I = Zahl der Individuen, die zwischen Fangserie 1 und 2 hinzugekommen sind
- E = Zahl der Individuen, die zwischen 1 und 2 verschwunden sind
- S₁ = Zahl der Individuen der Fangserie 1
- S₂ = Zahl der Individuen der Fangserie 2

Der Turnover umfaßt Werte von 0 bis 1.

Verlust-, Gewinn- und Zuwachsraten (vgl. MÜLLER 1977):

Verlustrate der Fangserie 2:
$$V = \frac{E}{S_1}$$

Gewinnrate der Fangserie 2:
$$G = \frac{I}{S_1}$$

Zuwachsrate der Fangserie 2:
$$Z = G - V$$

Dispersion

Für die statistische Aussage über die Dispersion von Kleinsäugetern auf einer Fläche wurde der standardisierte MORISITA-Index (I_p) verwendet (vgl. KREBS 1989). Die Werte dieses Verteilungsindex liegen auf einer absoluten Skala von +1 bis -1, wobei eine 95 %ige Rückschlußwahrscheinlichkeit außerhalb des Indexbereiches [+0,5; -0,5] besteht. Die Berechnung erfolgte auf der Grundlage der Fänge für jede Fangserie der häufigsten Populationen.

a) MORISITA-Index der Dispersion:

$$I_d = n \cdot \left[\frac{\sum x^2 - \sum x}{(\sum x)^2 - \sum x} \right]$$

I_d = MORISITA-Index

n = Anzahl Rasterzellen (100 bzw. 96 bei Fläche BG2)

$\sum x$ = Summe der Fangzahlen einzelner Rasterzellen = $x_1 + x_2 + x_3 + \dots$

$\sum x^2$ = Summe der quadrierten Fangzahlen einzelner Rasterzellen = $x_1^2 + x_2^2 + x_3^2 + \dots$

b) Berechnung der zwei signifikanten Punkte des MORISITA-Indexes bei n-1 Freiheitsgraden:

Gleichmäßiger Index:
$$M_u = \frac{\chi_{,975}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$

$\chi_{,975}^2$ = CHI-Quadrat mit n-1 Freiheitsgraden mit 97,5 % Wahrscheinlichkeit

x_i = Fangzahl in Rasterzelle i (i = 1, ..., n)

n = Anzahl Rasterzellen

Geklumpter Index:
$$M_c = \frac{\chi_{,025}^2 - n + \sum x_i}{(\sum x_i) - 1}$$

$\chi_{,025}^2$ = CHI-Quadrat mit n-1 Freiheitsgraden mit 2,5 % Wahrscheinlichkeit

c) Berechnung des standardisierten MORISITA-Indexes (I_p):

wenn $I_d \geq M_c > 1,0$:
$$I_p = 0,5 + 0,5 \cdot \left(\frac{I_d - M_c}{n - M_c} \right)$$

wenn $M_c > I_d \geq 1,0$:
$$I_p = 0,5 \cdot \left(\frac{I_d - 1}{M_c - 1} \right)$$

wenn $1,0 > I_d > M_u$:
$$I_p = -0,5 \cdot \left(\frac{I_d - 1}{M_u - 1} \right)$$

wenn $1,0 > M_u > I_d$:
$$I_p = -0,5 + 0,5 \cdot \left(\frac{I_d - M_u}{M_u} \right)$$

Statistik des standardisierten MORISITA-Indexes (I_p):

$I_p = 0$ zufällige Verteilung

$I_p < 0$ gleichmäßige Verteilung, bei $I_p < -0,5$ signifikant ($p \leq 0,05$)

$I_p > 0$ geklumpfte Verteilung, bei $I_p > +0,5$ signifikant ($p \leq 0,05$)

Randeffekt

Zur Einschätzung, ob am Rand einer Untersuchungsfläche innerhalb eines homogenen Gebietes mehr Kleinsäuger gefangen werden als im Inneren, wurde hier die Methode konzentrischer Rechtecke nach PELIKAN (1968) angewandt. Dazu wurde das Fallenraster

in 3 Zonen – äußerste mit 36, mittlere mit 28 und innere mit 36 Fallenstandorten – eingeteilt, denen die Zahl der Kleinsäugerfänge zugeordnet wurde. Für verschiedene Populationen wurde die Verteilung des jeweiligen Gesamtfangs auf diese Zonen mit der zu erwartenden Verteilung auf signifikante Unterschiede überprüft [χ^2 -Test, d.f.2, $p \leq 0,05$].

Aktionsweiten und Aktivitätszentren

Zur Bestimmung der Aktionsbereiche verschiedener Arten wurden deren Aktionsweiten "observed range length" sowie die Aktivitätszentren "centre of activity" ermittelt (vgl. DEBLASE & MARTIN 1981, SCHRÖPFER 1988, LEIRS 1995). Für alle Individuen, die ich mindestens zweimal in einer Fangserie erfaßte, wurde die Aktionsweite (AW) als Abstand zwischen den zwei entferntesten Fallenstandorten (x_1, y_1) und (x_2, y_2) bestimmt.

$$AW = \sqrt{(x_2 - x_1)^2 + (y_2 - y_1)^2}$$

Das geometrische Zentrum aller Fallenstandorte eines Tieres entspricht dem Aktivitätszentrum (AZ). Die saisonale Verlagerung "shifting" der Aktionsbereiche wurde durch die Abstände der Aktivitätszentren aufeinanderfolgender Fangserien bestimmt (vgl. SCHRÖPFER 1988):

$$AZ = \sqrt{(a_2 - a_1)^2 + (b_2 - b_1)^2}$$

$$\text{mit } a = \frac{X_i}{n} \quad \text{und} \quad b = \frac{Y_i}{n}$$

- a, b = Koordinaten vom Aktivitätszentrum
- n = Anzahl der besuchten Fallen, einschließlich der Frequenz
- X_i = Abszissen-Summe der besuchten Fallenstandorte
- Y_i = Ordinaten-Summe der besuchten Fallenstandorte

Statistik

Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Statistikprogrammes SPSS 7.5.2. für Windows. Es wurden folgende Tests und Korrelationsanalysen angewandt: χ^2 -Vierfeldertest, χ^2 -Test, MANN-WHITNEY-U-Test, KRUSKAL-WALLIS-H-Test, SPEARMAN-Korrelation (2-seitig). Es galten die üblichen Signifikanzklassen von $p \leq 0,05$.

Für die Korrelation verschiedener Parameter mit der Regenmenge, wurde die der Fangmonate (R), die der zwei vorherigen Monate (R1, R2) als auch die der gemeinsamen Regenmenge der vorherigen Monate (R1+2) berücksichtigt.

3.2 Radiotelemetrie

3.2.1 Arten-, Individuen- und Flächenauswahl

Radiotelemetrische Ortungen wurden vor allem an Individuen der 3 häufigsten Arten *Lemniscomys striatus* (n=9), *Mastomys natalensis* (n=7) und *Arvicanthis nairobae*^{1) 2)} (n=8) durchgeführt, daneben auch an *Zelotomys hildegardeae* (n=2). Bei der Individuenwahl wurden adulte, selten auch subadulte Tiere selektiert, die zuvor wenigstens während 2 Fangserien gefangen worden waren. Tiere aus dem Randbereich der Untersuchungsfläche wurden nicht berücksichtigt. Da Aktionsräume und Aktivitäten der Tiere bestimmt werden sollten, mußte die Standortbestimmung der Tiere in möglichst kurzen Zeitabständen vorgenommen werden. Aus diesem Grund konnten maximal 4-5 Tiere gleichzeitig telemetriert werden. Meist wurden wenigstens 2 Tiere zusätzlich besendert, um Ausfälle abzufangen. Das Besendern der Tiere erfolgte am 3. oder 4. Tag der unmittelbar vor der Telemetrieperiode liegenden Fangserie.

Ich wählte die Flächen nach dem Vorkommen der jeweiligen Arten, wobei deren Aktionsräume in verschiedenen Graslandhabitaten und bei unterschiedlichen Populationsdichten untersucht werden sollten. Die radiotelemetrischen Ortungen wurden in Blöcken von jeweils bis zu 2 Wochen zwischen den Fangserien durchgeführt (Tab. A1). *L. striatus* wurde auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) bei hoher Populationsdichte im Mai 1996 und bei geringer Populationsdichte im November/Dezember 1996 telemetriert. Die Telemetrieperiode im November/Dezember 1996 konnte aufgrund von Rebellen-tätigkeit nicht kontinuierlich durchgeführt werden. *M. natalensis* wurde auf derselben Fläche (G1) im März 1996 sowie im August 1996 auf der Fläche Crater Road (BG1) telemetriert. Die Untersuchungen an *A. nairobae* erfolgten ebenfalls auf der Fläche BG1 im August 1996 und im September 1996 auf der Fläche Hippo Pool (BG2).

3.2.2 Technische Ausstattung

Von der Firma BIOTRACK (Wareham, England) wurden TW-4 Sender (Ausmaße 10 x 8 x 6 mm) mit Frequenzen im Bereich von 148 MHz bezogen. Die Montage von Batterie, Antenne und Halsband sowie das Einbetten des Senders in wasser- und tiergeprüftem Material wurden von mir vorgenommen. Als Energiequellen wurden 1,5 V

¹⁾ Die telemetrische Untersuchung an *A. nairobae* hat Katja Eckhoff in ihrer Diplomarbeit (ECKHOFF 1998) im Rahmen meines Projektes durchgeführt.

LR41 Silberzellen verwendet, die bei dem eingesetzten Transmittertyp mit einer theoretischen Lebensdauer von bis zu 3 Monaten angegeben werden. Die Wippantenne bestand aus 18 cm langem Gitarrendraht (MARTIN & CO. Acoustic Plain Steel, silvered steel, Größe M9). Die Sender wurden auf als Halsbänder fungierende Kunststoffkabelbinder mit Sekundenkleber befestigt und dann mit einer dünnen Kunstharzummantelung aus ARALDIT® versiegelt. Darüber hinaus kamen 3 komplett von BIOTRACK gefertigte Sender (TW-4, im Bereich von 149 MHz) zum Einsatz. Alle einsatzbereiten Sender wogen 2,5 g und lagen mit 2-7 % des Körpergewichtes der telemetrierten Tiere im Bereich des allgemein empfohlenen Richtwertes von <10 % (KENWARD 1987).

Das Empfangsgerät war ein YAESU FT290R All Mode Transceiver, umgebaut von Fa. Wagner, Köln, mit bis zu 10 programmierbaren Frequenzen. Die Energieversorgung erfolgte über aufladbare Batterien, die meistens nach einer Telemetrienacht bzw. -tag aufgeladen werden mußten. Als Empfangsantenne wurde eine 5-Element-Yagi-Antenne verwendet. Die Sender konnten aus Entfernungen von bis zu 80 m empfangen werden. Die Reichweite war abhängig von der Habitatstruktur, der Witterung und dem Zustand des Senders. Bei ungünstigen Bedingungen lag die Reichweite unter 30 m.

3.2.3 Anbringen der Sender

Die ausgewählten Individuen wurden im Labor besendert. Die Tiere wurden in einen mit Reißverschluß versehenen konischen Leinensack befördert. Das Öffnen des Reißverschlusses gab Kopf und Hals des Tieres frei und ermöglichte das Überstreifen und Befestigen des Halsbandes. Eine Immobilisation war nicht erforderlich (im Vergleich zu SANDERSON & SANDERSON 1964, HARDY & TAYLOR 1980, SCHWARZENBERGER 1992, PLESNER JENSEN 1993). Das Senderpaket befand sich auf der Ventralseite, die Antenne ragte dorsal nach hinten gerichtet (Abb. 5). Nach der Montage wurden die Tiere zur Beobachtung für einige Stunden in einem Käfig gehalten, so daß der Sitz des Halsbandes überprüft werden konnte. Dann wurden die Tiere am Fangort wieder freigelassen. Nach Abschluß jeder Telemetrieperiode waren Nester und Baue der besenderten Tiere bekannt und so konnten die Tiere ohne Schwierigkeiten wiedergefangen und vom Sender befreit werden. Die meisten Sender konnten für weitere Untersuchungen erneut verwendet werden.



Abb. 5: *Lemniscomys striatus* mit Senderhalsband.

3.2.4 Ortung im Gelände

Die Standortbestimmung der besenderten Tiere erfolgte während der Aufnahmezeit in 30- oder 60-Minuten-Intervallen, je nach Laufaktivität der Tiere und örtlichen Gegebenheiten. Die ersten Ortungen erfolgten in der Regel bevor die Tiere ihre Nester bzw. Baue verließen und endeten, wenn sie diese wieder aufgesucht hatten. *L. striatus* wurde in der Telemetrieperiode in G1 im Mai 1996 während 8 Tagen von 07:00-20:30 h und während 3 Nächten von 18:30-07:00 h telemetriert, in der Periode in G1 im November/Dezember 1996 während 7 Tagen von 07:00-19:00 h. *M. natalensis* wurde in G1 im März 1996 und in BG1 im August 1996 während 10 bzw. 9 Nächten zwischen 18:00-07:30 h und einem Tag verfolgt.

Die Ortung der besenderten Tiere erfolgte innerhalb eines 5 x 5 m Rasters. Dazu wurde das vorhandene Raster der Untersuchungsflächen (vgl. Kap. 3.1.2) um zwei Reihen mit Markierungsstöcken erweitert und alle 10 x 10 m Quadrate in je 4 Unterquadrate eingeteilt. Als Peilpunkte dienten die mit Kennzahlen versehenen Markierungsstöcke. Bei Ortungen weit außerhalb des Rasters wurde am Ort der Peilung ein mit Datum, Uhrzeit und Identifikationsnummer des jeweiligen Tieres versehenes Markierungsband angebracht. Zu einem späteren Zeitpunkt wurden die genauen Standorte ausgemessen und kartiert. Um die Beeinflussung durch Niedertreten der Vegetation so gering wie

möglich zu halten, erfolgten die Peilungen von den Rasterreihen aus und außerhalb von bereits vorhandenen Pfaden. Während der Telemetrie bei Nacht wurden Taschenlampen und Kerosinleuchten als Orientierungshilfe im Gelände eingesetzt; ein Halogenstrahler diente zum Ableuchten des Geländes, um Begegnungen mit Raubtieren vorzubeugen.

Die Peilung erfolgte nach der "Homing-in"-Technik (vgl. WHITE & GARROTT 1990). Dabei wurde dem lauter werdenden Sendesignal parallel im Raster so lange gefolgt, bis im rechten Winkel zu dieser Strecke das Intensitätsmaximum registriert wurde. Die Position des Tieres konnte mit Hilfe der Markierungsstöcke innerhalb einer 5 x 5 m Rasterzelle genau bestimmt werden, wobei auf diese Weise Verstecke und Freßplätze aufgefunden wurden. Jeder Standort wurde zusammen mit Datum, Uhrzeit, Licht- und Wetterverhältnissen protokolliert. Die Habitatstruktur jedes Standortes wurde kleinräumig beschrieben, Rast- und Freßplätze, Nester und Höhlen wurden verzeichnet.

3.2.5 Auswertung

Aktionsraumbestimmung

Die Auswertung von Größe und Form der Aktionsräume der telemetrierten Tiere erfolgte nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode. Nach HARRIS et al. (1990) ist sie die am häufigsten angewandte Methode und ermöglicht somit einen Vergleich von Aktionsraumberechnungen verschiedener Autoren. Zudem ist diese Methode besonders geeignet, Berechnungen aus dem Fallenfang mit denen aus der Telemetrie zu vergleichen (JONES & SHERMAN 1983). Bei der Minimum-Konvex-Polygon-Methode werden die äußersten Peilpunkte so miteinander verbunden, daß das Polygon 100 % aller Ortungen einschließt. Die Aktionsraumgröße wird somit deutlich von den peripheren Aufenthaltsorten bestimmt, unabhängig davon, wie stark diese und die Flächen zwischen diesen und den zentralen Teilen des Aktionsraumes genutzt wurden. Da nicht von einer gleichförmigen Nutzung der Aktionsräume ausgegangen werden kann (SAMUEL et al. 1985, SCHWARZENBERGER 1992, PLESNER JENSEN 1993, SERRANO PADILLA 1998), wurden hier Konvex-Polygone mit 100 %, 95 % und für Kerngebiete mit 60 % der äußersten Peilpunkte ermittelt. Die Berechnung der Aktionsräume wurde mit dem Software-Programm RANGES V[®] (KENWARD & HODDER 1995) durchgeführt, dabei lag das Schema des Rasters zugrunde.

Aktivität

Der Aktivitätsstatus der telemetrierten Tiere wurde über die Standortveränderung ermittelt (ASCHOFF 1957, SERRANO PADILLA 1998). Befand sich das Tier an seinem Schlafplatz galt es als inaktiv, nach Verlassen dieses Ortes als aktiv. Als Aktivitätsbeginn wurde der Zeitpunkt der ersten Ortung außerhalb des Versteckes gewertet, als Aktivitätsende wurde der Zeitpunkt des Aufsuchens und Verweilens am Schlafplatz betrachtet. Wurde das Tier während seiner Aktivitätszeit bei der halbstündlichen Standortermittlung mindestens 3-mal, bei der stündlichen mindestens 2-mal in Folge am selben Ort ermittelt, so wurden diese Ruhephasen ebenfalls als inaktiv gewertet.

3.3 Biotische und abiotische Parameter

3.3.1 Vegetations- und Strukturaufnahme

Der Lebensraum eines Kleinsäugers wird durch das Nahrungsangebot sowie durch Nist- und Versteckmöglichkeiten charakterisiert. Diese Faktoren werden vorwiegend durch die Vegetation bestimmt. Um Kausalzusammenhänge zwischen Kleinsäugerzönosen und Umweltfaktoren erfassen zu können, wurden parallel zu jeder Fangserie Vegetationsaufnahmen durchgeführt (vgl. Tab. A2-A8).

Pflanzensoziologische Bestandserfassung

Für die Charakterisierung des Pflanzenbestandes sind Häufigkeit der Arten und Größe des Deckungsgrades wichtig. Die Bestimmung der Pflanzenarten erfolgte nach den Präparaten im Herbarium des Uganda Institute of Ecology in Mweya/QENP sowie nach folgender Literatur: HARKER (1960), LOCK (1977), IBRAHIM & KABUYE (1987) und IVENS (1987). Die Florenliste der Untersuchungsflächen kann der Tab. A2 im Anhang entnommen werden.

Tab. 2: Modifizierte LONDO-Skala.

Skala	Deckung in [%]
10	90 - 100
9	80 - 90
8	70 - 80
7	60 - 70
6	50 - 60
5	40 - 50
4	30 - 40
3	20 - 30
2	10 - 20
1	5 - 10
+	2 - 5
r	1 - rar

Zur Schätzung des Deckungsgrades der Krautschicht verwendete ich eine modifizierte Skala (Tab. 2) nach LONDO (1975).

Für die Vegetationsaufnahmen wurden jeweils 10 Fallenstandorte auf einem festen Transekt ausgewählt. Innerhalb eines dort platzierten 2 m² großen Rahmens wurden die Arten erfaßt, ihre Artmächtigkeit nach der LONDO-Skala bestimmt und der horizontale Gesamtdeckungsgrad geschätzt.

Außerdem wurden die Pflanzen auf ihren Reifezustand überprüft. Die Arten der Buschgruppen und Schluchten wurden einmalig aufgenommen, ihre Phänologie wurde verfolgt.

Strukturanalyse der Krautschicht

Für Kleinsäuger ist nicht nur der Deckungsgrad entscheidend, sondern auch der Raumwiderstand (HUGO 1986, HOFFMANN 1993). Zur Beschreibung der Vertikalstruktur der Krautschicht wurden 2 Methoden eingesetzt:

Die Point-Intercept-Methode (vgl. MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974), bei der in die Krautschicht eine 1 m lange Schnur in 0 cm, 5 cm und 8 cm über dem Boden gespannt wird. Gezählt wurden die Kontakte der verschiedenen Pflanzen pro Meter Schnur, wobei die Zählung an 4 Standorten einer Fläche wiederholt wurde. Die gemittelte Halm- bzw. Spreitendichte pro Meter wurde auf den mittleren Halm- bzw. Spreitenabstand [cm] umgerechnet und beschreibt den Raumwiderstand der Vegetation.

Eine Foto-Methode, bei der ein 40 cm breiter Vegetationsstreifen horizontal gegen eine weiße Leinwand fotografiert wird (vgl. FRICKE 1991, MÜHLENBERG 1993). Für die Ermittlung der vertikalen Vegetationsdichte werden die Fotos in geeigneter Größe abgezogen und der prozentuale Anteil der Vegetation an der definierten Gesamtfläche bestimmt. Diese Methode erwies sich für den für Kleinsäuger relevanten Raumwiderstand in Bodennähe als ungeeignet, da der aufgenommene Vegetationsstreifen keine Details zuließ.

Die Aufnahmen zur Raumstruktur erfolgten einmalig auf jeder Fläche bei voll ausgebildetem Zustand der Bodenvegetation.

Aufnahme von Habitatstrukturen

Auffällige Strukturen der Untersuchungsflächen waren *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen, Erosionsschluchten und Termitenbaue. Buschgruppen und Erosionsschluchten wurden in ihren Ausmaßen abgeschätzt, kartiert und ihre Flächenanteile ermittelt (Tab. 4, Abb. A1-A6). Für die Auswertung der Habitatnutzung wurde vorausgesetzt, daß in allen Strukturen ausreichend Fallen standen, um möglichst alle Kleinsäuger zu erfassen. Die Fangzahlen der verschiedenen Strukturen wurden auf eine einheitliche Flächengröße bezogen und als relative Fangdichte beschrieben. In gleichem Maße wurde die Fangdichte nach dem "patchy-burn" im August 1996 auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) berechnet. Hier wurden die nach dem Feuer verbliebenen Grasinseln untersucht.

Termitenbaue konnten nur dort vollständig kartiert werden, wo sie durch ein Feuer freigelegt wurden. Ihre Ausmaße und die Anzahl von Luftschächten wurde protokolliert. Für die Einschätzung der Nutzung der Termitenbaue durch Kleinsäuger vor und nach dem Feuer wurde das Flächenraster in Rasterzellen mit und ohne Termitenbaue eingeteilt und der Fanganteil auf jeweils 100 Rasterzellen berechnet.

Auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) habe ich 3 von Kleinsäufern häufig besuchte Termitenbaue von *Odontotermes* sp. im Februar 1997, noch vor dem Feuer 2/97, vollständig ausgegraben und auf deren Kleinsäugerbestand überprüft. Vor der Grabung wurde ein dichter Zaun gesetzt, um ein Fliehen von möglichen Baubewohnern zu verhindern.

3.3.2 Erfassung epigäischer Arthropoden

Arthropoden gehören zum Nahrungsspektrum der meisten Kleinsäuger. Um eine eventuelle Korrelation zwischen der Abundanz und Diversität von Kleinsäufern und dem quantitativen Vorkommen epigäischer Arthropoden aufzeigen zu können, habe ich während jeder Fangserie von 1996-1997 Barberfallen aufgestellt. Mit dieser Methode erhält man eine relative, auf die Untersuchungsfläche bezogene Fangdichte. Da das Fangergebnis von der Laufaktivität der Arthropoden abhängt, wird die angetroffene Häufigkeit als "Aktivitätsdichte" bezeichnet (MÜHLENBERG 1993). Es wurden jeweils 10 Barberfallen (Ø 8 cm) über die Diagonale der Untersuchungsfläche angeordnet. Die Fallen waren mit Alkohol (75 %) versehen. Die Barberfallen wurden zeitlich parallel zum Fallenfang (Kap. 3.1.3) aufgestellt. Nach Abschluß der jeweiligen Fangserie wurde der Fang der 10 Fallen zusammen ausgewertet. Die erfaßten Arthropoden wurden nach Ordnungen klassifiziert, ausgezählt, über mehrere Tage luftgetrocknet und gewogen. Das Gesamtgewicht wird als relative Biomasse angesehen und wird zur Einschätzung des Vorkommens an Arthropoden verwendet.

3.3.3 Bodenanalyse

Faktoren wie Wasserhaushalt, Vegetationszusammensetzung und Bodenfauna sind stark von der Geologie und der Zusammensetzung der Böden eines Gebietes bestimmt (MÜHLENBERG 1993). Um einen eventuellen Zusammenhang zwischen Vorkommen von Kleinsäufern und Bodenqualität aufzeigen zu können, habe ich eine chemische und physikalische Bodenanalyse vom Department of Soil Science der Makerere University in Kampala/Uganda durchführen lassen.

Für die Bodenanalyse habe ich von jeder Untersuchungsfläche 2 Bodenproben in jeweils 5 cm und 15 cm Tiefe genommen. Anhand der ermittelten prozentualen Anteile der Kornfraktionen durch das Labor habe ich die Zuordnung zu den Bodenartenuntergruppen und deren Bindigkeit nach AG BODEN (1994) vorgenommen. Mit dem Grad der Bindigkeit und Formbarkeit läßt sich der Widerstand des Bodens gegen mechanische Eingriffe wie z. B. Anlage von Erdbauen durch Kleinsäuger beschreiben (Tab. 3).

Tab. 3: Definition der Bindigkeitsstufen [Bk] nach AG BODEN (1994).

Kennzeichnung der Stufen [Bk]	Zusammenhalt des Bodens	zerbrösel/ zerbricht
0	kein	sofort
1	sehr gering	sehr leicht
2	gering	leicht
3	mittel	nicht
4	stark	nicht
5	sehr stark	nicht

3.3.4 Grasfeuer

Feuer sind im QENP überwiegend anthropogenen Ursprungs, verursacht durch Bauern, Wilderer oder Touristen. Alle Feuer ereigneten sich am Ende der Trockenzeiten und breiteten sich großflächig aus. Es handelte sich bei allen Feuern um "langsame Feuer", die sich gegen den Wind ausbreiten. Aufgrund der geringen Ausbreitungsgeschwindigkeit von 1-2 Std./100 m wird die Krautschicht völlig vernichtet.

Crater Outer Slope (G1)

Im Gegensatz zum Feuer 8/95 und Feuer 2/97 erlosch das sich im August 1996 vom Norden her ausbreitende Feuer vor der Untersuchungsfläche. Auch das umliegende Gebiet war nicht vom Feuer betroffen. 10 Tage nach diesem Feuer wurde von mir auf dem Außenhang ein Feuer (8/96) gelegt. Aufgrund der feuchten Witterungsumstände brannte die Grasfläche unvollständig ab und es verblieben Grasinseln ("patchy-burn").

Kyambura Fig Tree (G2)

Im Dezember 1995 brannte das Gebiet großflächig ab, wobei das Feuer durch eine Piste 20 m vor der Untersuchungsfläche aufgehalten wurde. Hier breitete sich ein Feuer im Februar 1996 aus. Im Februar 1997 ereignete sich ein Feuer beidseitig der Piste im Abstand von einem Tag.

Crater Road (BG1)

Das Feuer vom August 1995 vernichtete die südlich der Piste gelegene Hälfte der Untersuchungsfläche, aber stoppte unmittelbar vor der anderen Hälfte. Das Feuer 8/97 ereignete sich während der Fangserie und breitete sich in einer Geschwindigkeit von 80 min/100 m über die Untersuchungsfläche aus.

Queens Mile (BG4)

Ein sich vom Norden her über die Untersuchungsfläche ausbreitendes Feuer im August 1996 erlosch 20 m dahinter an einer Piste.

3.3.5 Klimadaten

Die Niederschlagsmengen und Temperaturwerte wurden den meteorologischen Monatsberichten der Wetterstation in Mweya/QENP im Park entnommen. Dem langjährigen Mittel der Niederschlagsdaten liegen Daten von 1967-1977 zugrunde. Die Wetterstation begann erst wieder im August 1995 mit der meteorologischen Datenaufnahme.

Niederschlag

Zur Beurteilung der Fangergebnisse sind die Niederschlagsmengen im jährlichen Verlauf im Vergleich mit dem langjährigen Mittel dargestellt (Abb. 6). Während der Untersuchungszeit waren die höchsten Niederschlagsmengen von Oktober bis Dezember 1995, März bis Mai und Oktober/November 1996 zu verzeichnen. Auffällig ist der sehr

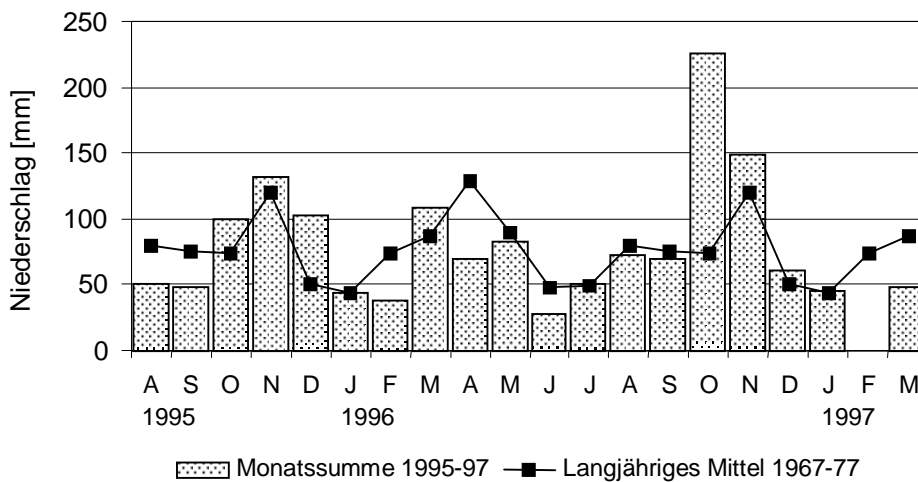


Abb. 6: Niederschlag: Monatssumme 1995-97 und langjähriges Mittel 1967-77. Wetterstation Mweya.

hohe Niederschlag im Oktober 1996, der das langjährige Mittel weit übersteigt. Die höchste Monatssumme für diesen Monat im Zeitraum von 1967-1977 lag nur bei 110 mm. Im Februar 1997 gab es keinen Niederschlag.

Drei weitere Regenmesser stellte ich am Rwengaga Crater, Kabatoro Gate und Kyambura Fig Tree Camp auf (Abb. 2). Regelmäßige Kontrollen waren aus organisatorischen Gründen nicht möglich, es werden hier die Niederschläge dieser Standorte als Jahressumme für 1996 vergleichend gegenübergestellt (Abb. 7). Die Niederschlagsmengen für 1996 waren für alle Standorte höher als die bekannten Niederschlagsmittel von 1967-1977. Der Jahresniederschlag 1996 der verschiedenen Standorte differierte bis zu 230 mm. Mweya hatte den niedrigsten Jahresniederschlag, Kyambura Fig Tree den höchsten.

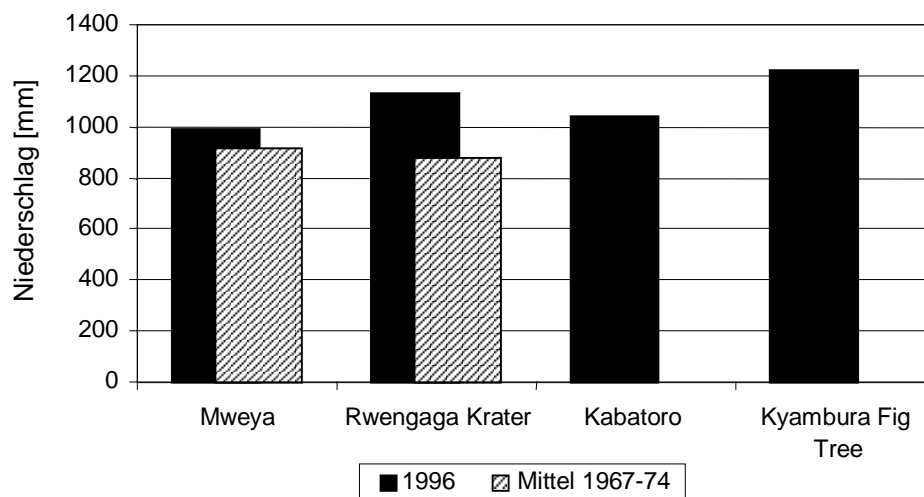


Abb. 7: Jahresniederschlag und langjähriges Mittel des QENP.

Temperatur

Die Temperatur-Maxima und -Minima sind als Monatsmittel im jährlichen Verlauf dargestellt (Abb. 8). Die Monatsmittel der Maxima lagen zwischen 27,3 °C bis 31,1 °C, dabei stellten 33,7 °C im März 1997 und 20,2 °C im März 1996 die extremsten Temperaturen dar. Die Monatsmittel der Minima lagen zwischen 18,0 °C und 19,9 °C, wobei hier 14 °C im Dezember 1995 und 24,4 °C im Mai 1996 die extremsten Tagestemperaturen darstellten. Der Jahresmittelwert der Maxima für 1996 war 28,1 °C ($\pm 1,9$) und der der Minima 19,1 °C ($\pm 1,2$).

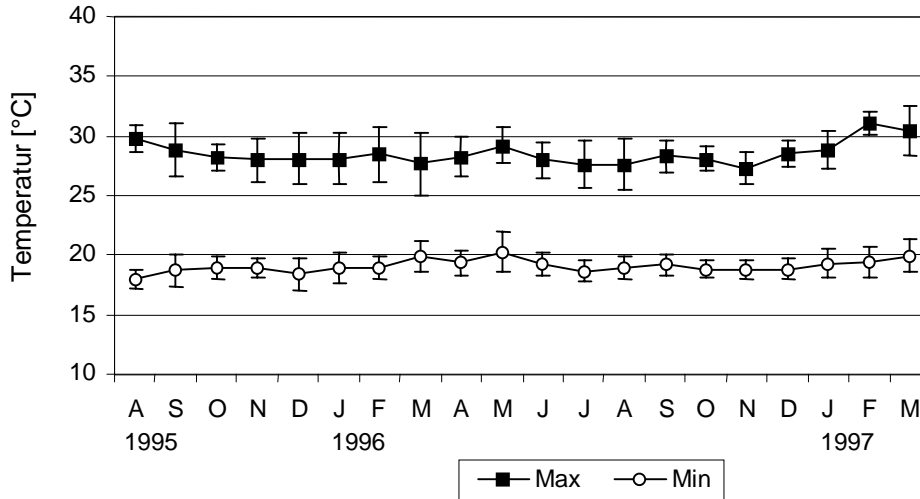


Abb. 8: Monatsmittel der Temperatur-Maxima und -Minima. Wetterstation in Mweya.

Während der Telemetrieperioden wurde die Temperatur stündlich abgelesen sowie die Maximum- und Minimumtemperatur von jedem Tag ermittelt. Für die Messungen befand sich das Thermometer auf der jeweiligen Untersuchungsfläche sonnengeschützt in dichter Vegetation in Bodennähe. Für die Fläche Crater Outer Slope (G1) ist der Temperatur-Tagesverlauf mit Mittelwerten und Extremwerten der 14-tägigen Meßreihe dargestellt (Abb. 9). Die Temperaturmittel lagen während der Dunkelphase (20:00-07:00 h) zwischen 17,6 °C und 19,9 °C, wobei die kühlsste Periode zwischen 02:00-05:00 h war. Nach Sonnenaufgang stieg die Temperatur kontinuierlich an, hatte ihre höchsten Temperaturmittel um 13:00-14:00 h und sank dann wieder ab. Die Temperaturen zwischen 12:00-17:00 h zeigten die größte Streuung, beispielsweise variierten die Temperaturen um 13:00 h zwischen 24,5 °C und 35 °C.

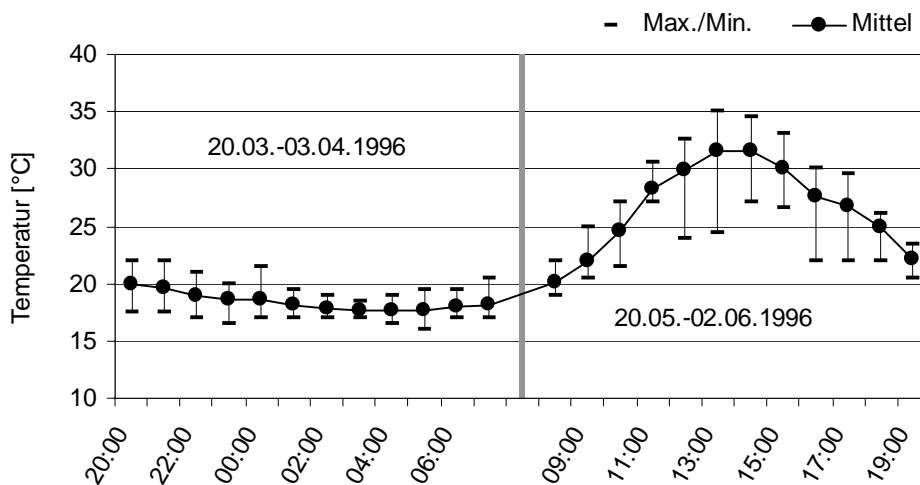


Abb. 9: Temperatur-Tagesverlauf der Fläche Crater Outer Slope (G1).

4 ERGEBNISSE

4.1 Flächenparameter

4.1.1 Habitatstrukturen

Von den 4 Untersuchungsflächen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4) hatte die Fläche Crater Road (BG1) mit 6 % den geringsten Flächenanteil an Buschgruppen, der der anderen Flächen war etwa doppelt so hoch (Tab. 4). Die Fläche Mweya Peninsula (BG3) wies darüber hinaus Erosionsschluchten auf und war von allen Untersuchungsflächen die strukturreichste.

Tab. 4: Anteile an Habitatstrukturen auf den Untersuchungsflächen.

Strukturen		G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4
Grasland	%	100	100	94	85	68	87
Buschgruppen	%	-	-	6	15	16	13
Schluchten	%	-	-	-	-	16	-
Termitenbaue							
<i>Odontotermes sp.</i>	n	41	18	15	≥8*	-	-
<i>Macrotermes sp.</i>	n	3	12	3	-	-	-

* genaue Anzahl unbekannt

Die höchste Dichte an Termitenbauen fand sich auf den Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2), auf den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4) wurden hingegen keine Termitenbaue nachgewiesen. Auf der Fläche Hippo Pool (BG2) konnte die genaue Anzahl an Termitenbauen aufgrund der dichten Vegetation und des ausbleibenden Feuers nicht bestimmt werden. Die Termitenbaue von *Odontotermes sp.* waren allgemein häufiger als die von *Macrotermes sp.*, wobei die Fläche Kyambura Fig Tree (G2) die höchste Dichte an *Macrotermes sp.* aufwies. Die Baue dieser Termiten sind bis zu 1 m hohe Hügel mit 1-3 Ventilationsöffnungen an der Basis. Die Baue von *Odontotermes sp.* hingegen sind unterirdisch und weisen jeweils 2-15 senkrecht in den Boden ragende Ventilationsschächte auf (Abb. 10). Diese Schächte haben Durchmesser von bis zu 15 cm und sind 20-60 cm tief. Das Freilegen von 3 Termitenbauen der Fläche G2 zeigte nur in einem Fall Abzweigungen der Schächte, die aber blind endeten und keine Querverbindungen darstellten.

Die Verteilung der verschiedenen Strukturen sowie deren Ausmaße sind den topographischen Abbildungen der Untersuchungsflächen zu entnehmen (Abb. A1-A6). Die Verteilung der Termitenbaue auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen G1 und G2 war nicht gleichmäßig und zeigte besonders auf der Fläche G2 eine starke Klumpung. Die Anzahl an Buschgruppen mit einem Durchmesser von >10 m lag bei den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks zwischen 6 und 8, wobei sich diese bei der Fläche Crater Road (BG1) ausschließlich am Rande des Rasters befanden. Die Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Hippo Pool (BG2) wiesen zusätzlich eine hohe Zahl sehr kleiner Buschgruppen auf. Alle Buschgruppen waren in sich geschlossene Einheiten mit dichter horizontaler Deckung und wuchsbedingtem geringen Raumwiderstand in Bodennähe.



Abb. 10: Bau von *Odontotermes* sp. nach einem Feuer auf der Fläche G1.

4.1.2 Vegetation

Über 140 Pflanzenarten aus 33 Familien wurden für die Untersuchungsflächen bestimmt (Florenliste: Tab. A2). Von den 28 Gramineen prägten vor allem folgende 10 Arten die Phänotypen der verschiedenen Graslandgesellschaften: *I. cylindrica*, *C. afronardus*, *B. insculpta*, *T. triandra*, *C. gayana*, *C. dactylon*, *B. eminii*, *S. pyramidalis*, *C. ciliaris*, *H. contortus* (vgl. Kap. 2 und Tab. A3-A8).

Die beiden *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) zeigten im Vergleich zu den übrigen Flächen (BG1-BG4) ein geringes Artenspektrum an Pflanzen. Ihr Phänotyp war fast ausschließlich von den breitblättrigen, bis zu 150 cm hohen Grasarten *I. cylindrica* und *C. afronardus* geprägt. Auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) kamen diese Arten bei voll ausgebildeter Bodenvegetation im Deckungsverhältnis von etwa 60 : 40 % vor, auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) war das Verhältnis umgekehrt. Auf beiden Flächen hinterließen die Feuer nur verkohlte Bulte des Grasses *C. afronardus*, lediglich nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" auf der Fläche G1 verblieben größere Grasinseln. Beide Grasarten trieben ohne Niederschlag bereits 3 Tage nach einem Feuer aus und erreichten schon nach 2 Woche eine Höhe von etwa 30 cm (Abb. 3c). Das Wachstum wurde durch geringen Weidedruck begünstigt. Nach 4 Wochen waren die Gräser bereits 50 cm hoch und zeigten einen Deckungsgrad von 50-70 % (Abb. 11).

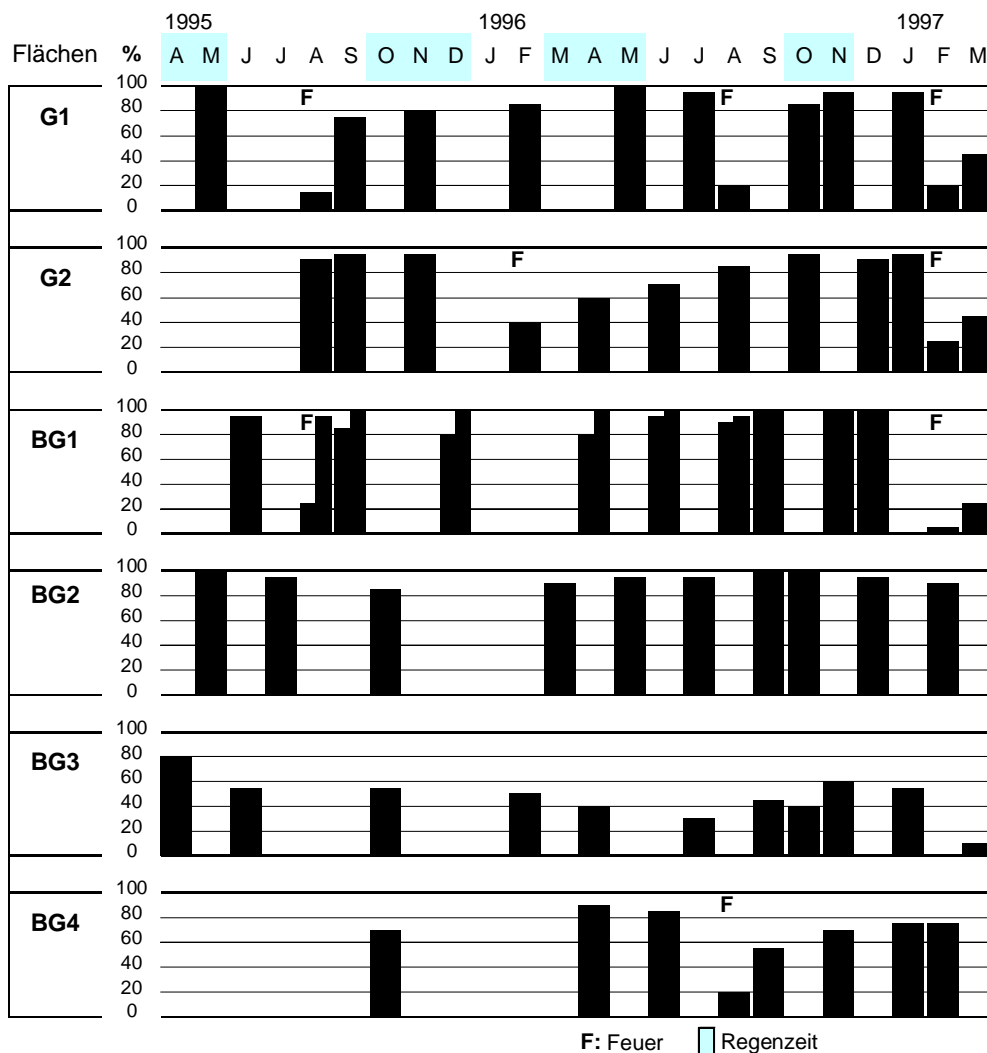


Abb. 11: Dynamik des Deckungsgrades der Bodenvegetation auf den Untersuchungsflächen.

I. cylindrica stand bereits 4 Wochen nach einem Feuer in Blüte (Abb. 3d), *C. afronardus* folgte etwa 1 Monat später. Beide Grasarten blühen nur nach einem Feuer, alle anderen hingegen meist während bzw. am Ende der Regenzeiten. Auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen hatte die Vegetation nach 3-4 Monaten den gleichen Zustand wie vor dem Feuer erreicht.

Die Flächen im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4) zeigten eine deutlich höhere Diversität an Grasarten. Zahlreiche Arten kamen nebeneinander vor, wobei auf den Flächen meist 3 Arten in verschiedenen Kombinationen dominierten (vgl. Kap. 2 und Tab. A3-A8). *I. cylindrica* und *C. afronardus* kamen hier nicht vor. Die Entwicklung der Bodenvegetation dieser Flächen war durch den unterschiedlichen Weidedruck der Großsäuger geprägt (vgl. Kap. 2). So hatte die Fläche Mweya Peninsula (BG3) im Mittel weniger als 50 % Deckung und besaß im März 1997 ihre geringste Bodenbedeckung von nur 10 % (Abb. 11). Die Hauptursache war hier die hohe Dichte an Flusspferden und deren starke Beweidung.

Die Fläche Hippo Pool (BG2) hingegen zeigte während der ganzen Untersuchungszeit eine dichte Bodenvegetation mit einer Deckung von meist 90-100 % (Abb. 11). Der offene Bereich zwischen den Buschgruppen war hier zu etwa 40 % von dieser Bodenvegetation und zu etwa 60 % von einer Strauchschicht aus *O. suave* und *A. guineense* geprägt.

Die Fläche Queens Mile (BG4) zeigte bei einer ausgebildeten Bodenvegetation von etwa 40 cm Höhe nur einen durchschnittlichen Deckungsgrad von 76 %. Nach einem Feuer trieben die Gräser schnell, aber die starke Beweidung ließ nur ein verzögertes Höhenwachstum zu. Bedingt durch eine geringere Weideintensität auf der Fläche Crater Road (BG1) erreichte hier die Vegetation wesentlich schneller den Zustand wie vor dem Feuer. Der Deckungsgrad dieser Fläche ist für beide Flächenhälften getrennt dargestellt (Abb. 11, Abb. A3).

Die vertikale Struktur der Bodenvegetation läßt sich durch den ermittelten Halm- bzw. Spreitenabstand als Raumwiderstand beschreiben (Tab. 5). Dabei wurden für die Betrachtung des Raumwiderstandes Vegetationshöhen über dem Boden gewählt, die für die Laufaktivität der Kleinsäuger als relevant angenommen werden können. Die Aufnahmen erfolgten bei allen Flächen bei ausgebildeter Bodenvegetation im Februar 1997.

Die Bodenvegetationen der Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2) hatten im Vergleich zu den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4) den weitesten Halm- bzw. Spreitenabstand und damit den geringsten Raumwiderstand am Boden. Aufgrund der großen Spaltenbreite beider Grasarten und der bultigen Wuchsform von *C. afronardus* wurden bei der Wuchshöhe von 90 bzw. 110 cm Deckungsgrade von über 90 % erreicht. In Kyambura Fig Tree (G2) war die Bultendichte mit ca. 5 Bulten (\varnothing 15-30 cm) pro 2 m² doppelt so hoch wie in Crater Outer Slope (G1).

Tab. 5: Raumwiderstand der Bodenvegetation nach der "Point-Intercept" Methode.

Flächen	Mittlerer Halm- /Spreitenabstand [cm] in Höhe vom Boden			Krautschicht	
	0 cm	5 cm	8 cm	Höhe [cm]	Deckung [%]
G1	11,4	11,8	12,5	110	94
G2	13,8	13,3	13,8	90	92
BG1	5,8	5,3	4,8	70	97
BG2	7,5	8,3	8,9	40	91
BG3	6,2	7,3	10,8	20	55
BG4	4,8	4,8	4,3	40	73

Die Bodenvegetationen der Flächen Crater Road (BG1) und Queens Mile (BG4) zeigten den größten Raumwiderstand. Sowohl hier als auch auf der Fläche Hippo Pool (BG2) waren in der dichten Bodenvegetation zahlreiche Laufgänge von Kleinsäugetern zu finden. Der Halm- bzw. Spreitenabstand der Bodenvegetation in einer Höhe von 0 und 5 cm über dem Boden unterschied sich auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3) nicht wesentlich von den übrigen Flächen des Buschland-Graslands. Allerdings verdeutlicht der verringerte Raumwiderstand in 8 cm Höhe unter Berücksichtigung der geringen Vegetationshöhe von 20 cm sowie der horizontalen Deckung von 55 % die Spärlichkeit dieser Bodenvegetation.

4.1.3 Boden

Die Böden der Untersuchungsflächen hatten allgemein ein leichtes Gefüge, bestehend aus lehmig-tonigem Sand, sandig-tonigem Lehm oder sandigem Ton (Tab. 6). Die Böden hatten eine geringe bis sehr starke Bindigkeit mit den Stufen 2-5 (vgl. Tab. 3). Die tiefere Bodenschicht zeigte in den meisten Fällen eine höhere Bindigkeit als die obere Schicht. Von den Untersuchungsflächen wies die Fläche Crater Outer Slope (G1) mit den Bindigkeitsstufen 2/3 den geringsten, die Fläche Hippo Pool (BG2) mit den Stufen 5/5 hingegen den stärksten Zusammenhalt des Bodens auf.

Details zu chemischen und physikalischen Bodenparametern sind dem Laborbericht des Department of Soil Science der Makerere University in Kampala/Uganda zu entnehmen (Tab. A9). Nach Aussagen des Labors lag der Gehalt an Pflanzennährstoffen bei den Proben mit wenigen Ausnahmen über dem Durchschnitt für Uganda. Danach stellten die Nährstoffe in diesen Böden keinen begrenzenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar.

Tab. 6: Bodenarten der Untersuchungsflächen.

Bodenarten	Tiefe [cm]	Kz	Bk	G1		G2		BG1		BG2		H.o. BG3		H.u.		BG4	
				5	15	5	15	5	15	5	15	5	15	5	15		
Mittel lehmiger Sand	SI3	2	x														
Stark lehmiger Sand	SI4	3			x												x
Mittel toniger Sand	St3	3		x									x				
Stark sandiger Lehm	Ls4	3				x	x			x							
Sandig-toniger Lehm	Lts	5				x				x	x						x
Stark sandiger Ton	Ts4	4											x				
Mittel sandiger Ton	Ts3	5													x		

Kz: Kurzzeichen **Bk:** Bindigkeit **H.o.:** Hang oben **H.u.:** Hang unten

Die ermittelten Bodenparameter lagen mit wenigen Ausnahmen außerhalb ihres kritischen Bereiches. Werte im kritischen Bereich können eine negative Auswirkung auf das Pflanzenwachstum haben. Die gefundenen pH-Werte variierten zwischen 6,3 bis 8,5. Die Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen wird durch den pH-Wert des Bodens beeinflusst (MÜHLENBERG 1993). Der Boden der Fläche Mweya Peninsula (BG3) wies im Vergleich zu den anderen Böden einen sehr hohen pH-Wert auf, der die Verfügbarkeit von Spurenelementen durchaus negativ beeinflusst. Darüber hinaus wies dieser Boden einen sehr geringen Anteil an Stickstoff und einen sehr hohen Anteil an Natrium auf, beide im kritischen Bereich.

Der Anteil an organischem Material lag bei einigen Böden, insbesondere bei der Fläche Mweya Peninsula (BG3), im kritischen Bereich. Der verminderte Anteil an organischem Material kann nach Aussagen des Labors (s.o.) die physikalischen sowie chemischen Bedingungen der Böden negativ beeinflussen.

4.1.4 Arthropoden

Die relative Arthropodenbiomasse ist für jede Fangserie der Untersuchungsflächen dargestellt (Tab. 7). Nicht berücksichtigt wurden hier die Diplopoden sowie die 2-mal in Massen erfaßten Treiberameisen (*Anomma sp.*, Dorylidae) der Fläche Hippo Pool (BG2), da diese mit ihrem hohen Gewicht aber kurzzeitigem Auftreten zu einer Verfälschung der Darstellung geführt hätten. Eine detaillierte Auflistung jeder Fangserie mit Fangzahlen der verschiedenen Ordnungen sind dem Anhang (Tab. A10) zu entnehmen.

Tab. 7: Relative Arthropodenbiomasse der Untersuchungsflächen.

	1996											1997			
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
G1		◆	◆	◆	◆		◆	F◆		◆	◆		◆	F◆	◆
G2		F◆	◆	◆	◆	◆		◆		◆	◆	◆	◆	F◆	◆
BG1			◆	◆	◆	◆		◆	◆	◆	◆	◆		F◆	◆
BG2			◆	◆	◆		◆		◆	◆	◆	◆		◆	
BG3		◆	◆	◆	◆		◆		◆	◆	◆	◆		◆	◆
BG4			◆	◆	◆	◆		F◆	◆	◆	◆	◆		◆	◆

F: Feuer ■ Regenzeit
 ◆ gering (0-2 g) ◆ mittel (2-4 g) ◆ hoch (4-8 g) ◆ sehr hoch (> 8 g)

Die Fläche Hippo Pool (BG2) zeigte im Vergleich zu den anderen Flächen eine deutlich höhere Fangdichte an Arthropoden. Gemittelt über die Anzahl der Fangserien lag ihre Biomasse um 2,5- bis 4,3-mal höher als auf den anderen Flächen. Der Unterschied zwischen den über die Fangserien gemittelten Biomassen der übrigen Buschland-Grasland-Flächen (BG1, BG3, BG4) und der *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) war geringfügig.

Während der Regenzeit März – Mai 1996 war die Biomasse hoch, während der Trockenzeit Dezember 1996 – Februar 1997 allgemein niedrig. Die Fläche Queens Mile (BG4) zeigte ihre höchsten Biomassen während der Regenzeit Oktober – November 1996. Direkt nach einem Feuer waren die Fangdichten auf den jeweiligen Flächen erhöht oder nur unwesentlich verändert. In der darauf folgenden Fangserie wurden deutlich höhere Fangdichten festgestellt (vgl. Tab. A10).

Auf allen Flächen waren die gleichen Ordnungen aber mit unterschiedlichen Häufigkeiten vertreten (Tab. A10). Die häufigsten Vertreter auf allen Flächen, mit Ausnahme von Mweya Peninsula (BG3), waren Arachniden, Formicoiden und Grylliden, wobei letztere den größeren Anteil an Biomasse ausmachten. Auf der Fläche BG3 war die Fangdichte an Grylliden und anderen Orthopteren im Vergleich sehr gering, aber die der Coleopteren recht hoch. Die Fläche Queens Mile (BG4) wies hohe Fangdichten an Coleopteren und Blattopteren, die Fläche Crater Road (BG1) eine hohe Fangdichte an Heteropteren auf. Die Fläche Kyambura Fig Tree (G2) hatte die größte Fangdichte an Dipteren, die Fläche Hippo Pool (BG2) dagegen die geringste an Lepidopteren.

Diplopoden wurden vor allem auf den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4) gefangen. Trotz der hohen Dichte an Termitenbauen der Flächen G1 und G2 (Tab. 4, Abb. A1, A2) wurden Termiten nur vereinzelt mit Barberfallen erfaßt. Das episodische Auftreten von Treiberameisen wurde auf der Fläche Queens Mile (BG4) im September 1996 und auf der Fläche Hippo Pool (BG2) bei allen Fangserien von Juli 1996 bis Februar 1997 beobachtet. Durch Treiberameisen wurden insgesamt 18 Kleinsäuger in ihren Fallen getötet.

4.2 Artengemeinschaften

4.2.1 Artenspektrum

Über den Untersuchungszeitraum von April 1995 bis März 1997 wurden während 65 Fangserien in 54.963 Falleneinheiten bei 5.702 Kleinsäugerfängen 1.295 Individuen aus folgenden 20 Arten erfaßt.

Tab. 8: Fangzahlen der erfaßten Arten.

	Individuen	Fänge
INSECTIVORA		
Soricidae		
<i>Crocidura elgonius</i> (Osgood, 1910)	12	12
<i>Crocidura hildegardeae</i> (Thomas, 1904)	1	1
<i>Crocidura luna</i> (Dollman, 1910)	27	27
<i>Crocidura nanilla</i> (Thomas, 1909)	1	1
<i>Crocidura nigrofusca</i> (Matschie, 1895)	5	5
<i>Crocidura olivieri</i> (Lesson, 1827)	5	5
<i>Crocidura roosevelti</i> (Heller, 1910)	5	5
<i>Crocidura sp.</i>	17	24
	<u>73</u>	<u>80</u>
RODENTIA		
Muridae		
<i>Aethomys kaiseri</i> (Noack, 1887)	62	186
<i>Arvicanthis nairobae</i> (J.A. Allen, 1909)	243	971
<i>Grammomys dolichurus</i> (Smuts, 1832)	3	4
<i>Lemniscomys striatus</i> (Linnaeus, 1758)	371	2.622
<i>Lophuromys ansorgei</i> (Temminck, 1853)	89	224
<i>Mastomys natalensis</i> (Smith, 1834)	294	1.128
<i>Mus musculoides</i> (Temminck, 1853)	30	50
<i>Mus triton</i> (Thomas, 1909)	37	167
<i>Mylomys dybowski</i> (Pousargues, 1893)	13	16
<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
<i>Tatera valida</i> (Bocage, 1890)	35	114
<i>Zelotomys hildegardeae</i> (Thomas, 1902)	21	70
Myoxidae		
<i>Graphiurus murinus</i> (Desmarest, 1822)	23	69
	<u>1.222</u>	<u>5.622</u>

Bei den gefangenen Tieren handelte es sich hauptsächlich um Arten der Ordnung Rodentia. Aus der Familie Muridae konnten 12 Arten und aus der Familie Myoxidae 1 Art nachgewiesen werden. Darüber hinaus wurden 7 Arten der Familie Soricidae, Ordnung Insectivora erfaßt. Crociduren, die nicht eingesammelt und bestimmt wurden, sind hier unter *Crocidura sp.* zusammengefaßt (Tab. 8). Die häufigsten Arten waren die Muriden *L. striatus*, *M. natalensis* und *A. nairobae*.

4.2.2 Zoonosen und Abundanzen

Die Artenzusammensetzung, die Anzahl erfaßter Individuen und die relativen Abundanzen sind für jede Untersuchungsfläche dargestellt (Tab. 9). Hierbei sind die Individuen über alle Fangserien einer Fläche zusammengefaßt. Mit den relativen Abundanzen (Individuen/100 Falleneinheiten) lassen sich die Fangzahlen der Arten verschiedener Flächen mit unterschiedlicher Anzahl von Fangserien vergleichen. Die Arten sind nach der Gesamthäufigkeit geordnet (vgl. Tab. 8), wobei hier alle Crociduren aufgrund der unvollständigen Artenbestimmung zu *Crocidura spp.* zusammengefaßt sind. Detaillierte Fangergebnisse zu den Crociduren der verschiedenen Flächen sind separat aufgeführt (Tab. 10).

Tab. 9: Fangzahlen und relative Abundanzen.

	G1		G2		BG1		BG2		BG3		BG4	
Fangserien	14		12		11		10		11		8	
Falleneinheiten	11.904		9.375		8.806		7.679		10.213		6.986	
Arten	Ind.	Rel. A.	Ind.	Rel. A.	Ind.	Rel. A.	Ind.	Rel. A.	Ind.	Rel. A.	Ind.	Rel. A.
<i>L. striatus</i>	208	1,75	117	1,25	5	0,06	9	0,12	17	0,17	15	0,21
<i>M. natalensis</i>	71	0,60	32	0,34	63	0,72	53	0,69	34	0,33	41	0,59
<i>A. nairobae</i>			6	0,06	59	0,67	158	2,06	12	0,12	8	0,11
<i>L. ansorgei</i>	11	0,09	65	0,69	7	0,08	6	0,08				
<i>Crocidura spp.</i>	33	0,28	7	0,07	15	0,17	10	0,13	5	0,05	3	0,04
<i>A. kaiseri</i>			3	0,03	2	0,02	17	0,22	24	0,23	16	0,23
<i>M. triton</i>	15	0,13	22	0,23								
<i>T. valida</i>	15	0,13	20	0,21								
<i>M. musculoides</i>			10	0,11	6	0,07	1	0,01	13	0,13		
<i>G. murinus</i>			2	0,02	10	0,11			10	0,10	1	0,01
<i>Z. hildegardae</i>	5	0,04	7	0,07	4	0,05	1	0,01	1	0,01	3	0,04
<i>M. dybowskii</i>	4	0,03	9	0,10								
<i>G. dolichurus</i>					1	0,01			1	0,01	1	0,01
<i>R. rattus</i>											1	0,01
gesamt	362	3,04	300	3,20	172	1,95	255	3,32	117	1,15	89	1,27
Σ Fänge	2.265		1.443		436		951		349		258	

Der Nachweis an Rodentia-Arten war für Kyambura Fig Tree (G2) mit 11 Arten am höchsten, für Crater Outer Slope (G1) und Hippo Pool (BG2) mit 7 Arten am geringsten. Hippo Pool (BG2) wies hingegen mit 5 *Crocidura*-Arten die höchste Vielfalt, Queens Mile (BG4) mit nur 2 *Crocidura*-Arten die geringste auf. Die höchste Gesamtartenzahl hatte Kyambura Fig Tree (G2) mit 14 Arten, die niedrigste Queens Mile (BG4) mit 10 Arten.

Bei Betrachtung des Gesamtfangs wiesen die Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2) und Hippo Pool (BG2) die höchsten relativen Abundanzen mit 3,04-3,32 Ind./100 Falleneinheiten auf. Die Abundanzen der übrigen Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1, BG3, BG4) waren dagegen um 1/3-2/3 geringer.

L. striatus zeigte ihre größte Abundanz im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) und kam im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4) in nur geringer Zahl vor. *M. natalensis* war ebenfalls auf allen Flächen vertreten. Ihre Abundanzen im Buschland-Grasland-Mosaik lagen deutlich über denen von *L. striatus*. *A. nairobae* zeigte die größte Spanne von fehlend in Crater Outer Slope (G1) bis zur höchsten Abundanz in Hippo Pool (BG2). *L. ansorgei* war mit Abstand am stärksten auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) vertreten, fehlte dagegen völlig auf den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4). *Crocidura* spp. war auf allen Flächen vertreten, am stärksten in Crater Outer Slope (G1).

Die weiteren Arten wurden mit wenigen Individuen nachgewiesen. *M. triton*, *T. valida* und *M. dybowskii* wurden ausschließlich im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) erfaßt, wobei diese Arten die höheren Abundanzen in Kyambura Fig Tree (G2) hatten. *A. kaiseri*, *G. murinus* und *G. dolichurus* wurden mit Ausnahmen vorwiegend im Buschland-Grasland-Mosaik nachgewiesen. *Z. hildegardeae* wurde auf allen Flächen sporadisch gefangen. *M. musculoides* wurde hauptsächlich in Kyambura Fig Tree (G2) und Mweya Peninsula (BG3) erfaßt. *R. rattus* in Queens Mile (BG4) blieb ein Einzelfang.

Tab. 10: Fangzahlen von *Crocidura* spp.

<i>Crocidura</i>	G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4	Σ
<i>C. elgonius</i>	--	1	2	3	4	2	12
<i>C. hildegardeae</i>	1	--	--	--	--	--	1
<i>C. luna</i>	15	4	5	1	1	1	27
<i>C. nanilla</i>	--	--	--	1	(*1)	--	1
<i>C. nigrofusca</i>	3	--	1	1	--	--	5
<i>C. olivieri</i>	--	2	--	3	--	--	5
<i>C. roosevelti</i>	2	--	3	--	--	--	5
<i>C. sp.</i>	12	--	4	1	--	--	17

*außerhalb von BG3

Die häufigsten *Crocidura*-Arten waren *C. luna* und *C. elgonius*. Erstere wurde als einzige Art auf allen Flächen gefangen. *C. hildegardeae* der Fläche Crater Outer Slope (G1) war ein Einzelnachweis. Die seltene Art *C. roosevelti* (HUTTERER 1981, pers. Mitt. HUTTERER

1998) wurde ausschließlich im Kratergebiet (G1, BG1) gefangen. Die größte von den aufgeführten Spitzmausarten *C. olivieri* (bis 47 g) wurde nur in Kyambura Fig Tree (G2) und in Hippo Pool (BG2) erfaßt; ein adultes Exemplar konnte für über 1 Jahr für weitergehende Beobachtungen im Labor gehalten werden.

4.2.3 Dominanzstruktur

Die Dominanzstrukturen der Kleinsäugerzönosen der 6 Untersuchungsflächen sind für alle Fangserien dargestellt (Abb. 12). Dabei wurde anhand der relativen Anteile der Arten an der Gesamtabundanz der jeweiligen Fangserie zwischen Haupt- und Begleitarten unterschieden (vgl. 3.1.6).

Crater Outer Slope (G1)

Die Anzahl an Hauptarten schwankte während der Untersuchungszeit zwischen 2 und 6, die an Begleitarten erreichte bis zu 3. *L. striatus* war die eudominante Art dieser Fläche, *M. natalensis* die dominante Art; in einigen wenigen Fangserien hatten beide Arten den gleichen Dominanzstatus. Die anderen Arten traten mit wenigen Ausnahmen mit Dominanzen von <10 % als subdominante Arten oder Begleitarten auf. Nach dem Feuer 2/97 war die höchste Anzahl an Hauptarten zu verzeichnen, dabei waren die Dominanzverhältnisse relativ ausgeglichen. *L. ansorgei* und *Crocidura spp.* zeigten nach diesem Feuer ihre höchsten Dominanzen, wobei *L. ansorgei* seit Juni 1995 erstmals wieder nachgewiesen wurde.

Kyambura Fig Tree (G2)

Die Anzahl an Hauptarten variierte bei den Fangserien zwischen 4 und 7. Begleitarten waren mit Ausnahme vom Oktober 1996 und Februar 1997 selten. Im Oktober 1996 wurde die höchste Artenzahl überhaupt registriert, dabei handelte es sich um 7 Hauptarten und 5 Begleitarten. *L. striatus* war fast während der gesamten Untersuchungszeit wie in Crater Outer Slope (G1) die eudominante Art, verlor diesen Status jedoch nach den Feuern 1996 und 1997. Nach dem Feuer 2/96 gab es bei den 5 nachgewiesenen Arten relativ ähnliche Dominanzverhältnisse. Nach dem Feuer 2/97 hingegen gab es eine deutliche Veränderung der Dominanzstruktur. *L. ansorgei* und *T. valida* waren zum ersten Mal eudominant, *L. striatus* dominant, und *M. natalensis* wurde gar nicht erfaßt. Bereits im folgenden Monat war die Dominanzstruktur ähnlich wie vor dem Feuer.

Crater Road (BG1)

Auf dieser Fläche waren *M. natalensis* und *A. nairobae* alternierend eudominant bzw. dominant. 2-7 Arten konnten in den verschiedenen Fangserien erfaßt werden, wobei es sich mit einer Ausnahme nur um Hauptarten handelte. Das Fehlen von Begleitarten war auch auf den Buschland-Grasland-Flächen BG3 und BG4 festzustellen. *A. kaiseri*, regelmäßig nachgewiesen auf den übrigen Buschland-Grasland-Flächen (BG2, BG3, BG4), wurde hier während der Untersuchungszeit nur 2-mal als subdominante Art erfaßt. Die Dominanzstruktur wies im Februar nach dem Feuer 2/97 eine Umstrukturierung auf, es gab keine eudominante Art, 4 waren dominant, 2 subdominant. *L. ansorgei* war nach einem Jahr spontan wieder dominant vertreten, auch *Crocidura spp.* hatte einen höheren Dominanzstatus als zuvor.

Hippo Pool (BG2)

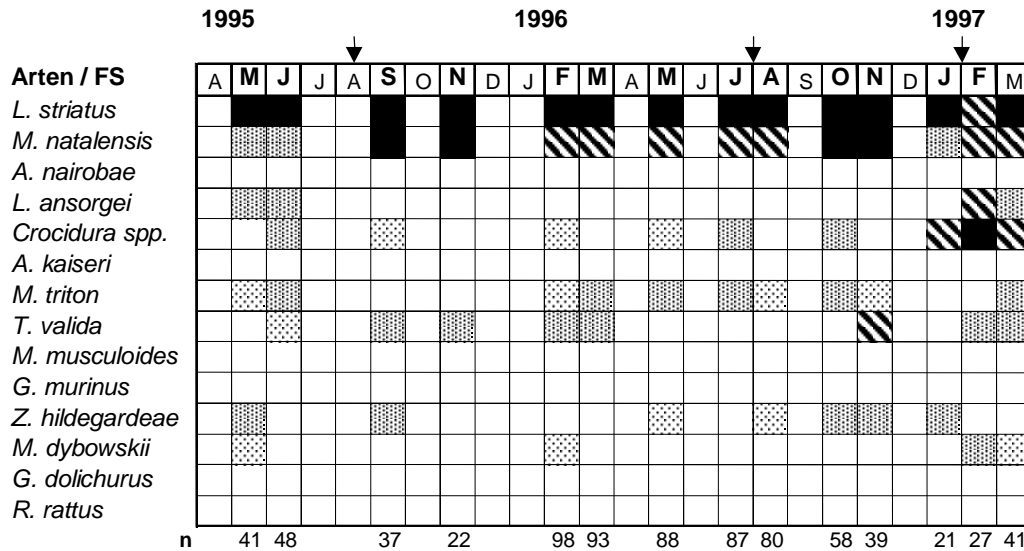
Diese Fläche hatte 2 bis 5, in der Regel 3 Hauptarten pro Fangserie, Begleitarten bis zu 2. Hippo Pool war die einzige Fläche mit nur je einer eudominanten und einer dominanten Art pro Fangserie. *A. nairobae* war hier stets eudominant, *M. natalensis* mit einer Ausnahme immer dominant. Der Dominanzstatus von *A. kaiseri* variierte über den Untersuchungszeitraum von Begleitart bis zur dominanten Hauptart. *L. striatus* wurde erst ab Juli 1996 nachgewiesen, mit Dominanzen <10 %.

Mweya Peninsula (BG3)

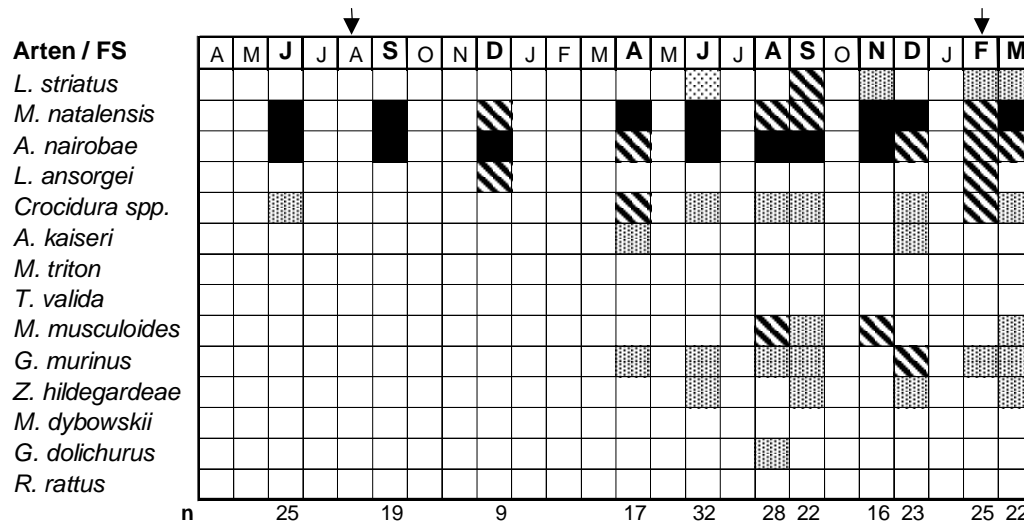
Die Anzahl an Hauptarten pro Fangserie lag 1995 nur bei 2, 1996-1997 dagegen zwischen 5 und 7, im Mittel bei 6 Arten. Begleitarten kamen nicht vor. Die Dominanzstrukturen der verschiedenen Fangserien zeigten keine großen Übereinstimmungen. Eine Eudominanz war nicht immer vorhanden, lag meist bei *M. natalensis*, aber auch gelegentlich bei *A. kaiseri*, *L. striatus* und/oder *A. nairobae*. Viele Arten besaßen gleichzeitig den dominanten Status. Im Vergleich zu den Buschland-Grasland-Flächen BG1 und BG4 war *L. striatus* mit hohen Dominanzen in der Zoozönose vertreten.

Queens Mile (BG4)

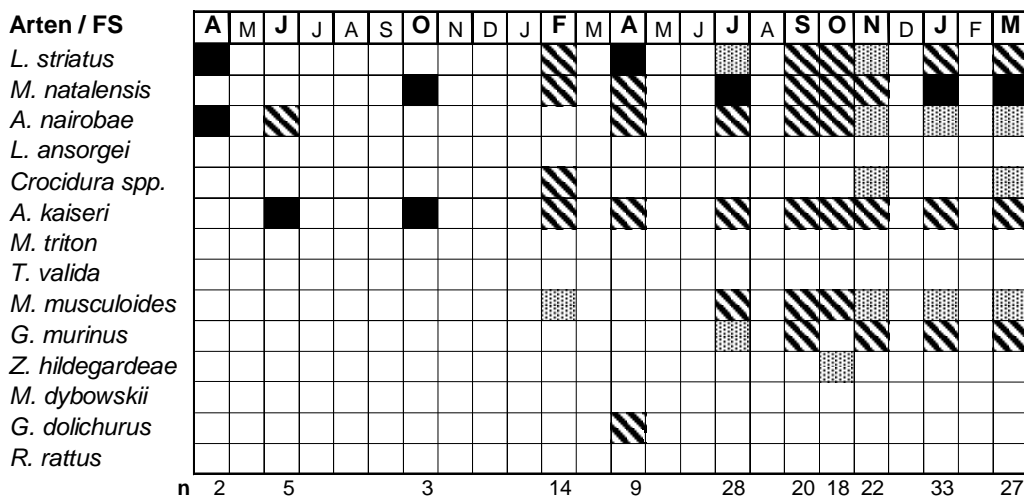
Bis zu 6 Hauptarten pro Fangserie und das generelle Fehlen von Begleitarten prägten hier die Dominanzstrukturen. *M. natalensis* war die eudominante Art, *A. kaiseri* und *L. striatus* waren die beständigen dominanten Arten. Im August 1996, nach dem Feuer, war die Dominanzstruktur nicht wesentlich verändert, aber im darauf folgenden Monat.



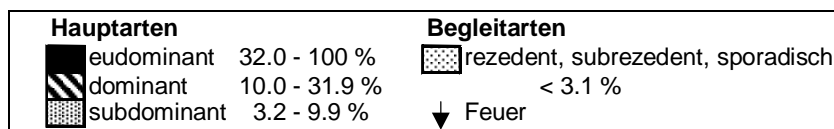
a)



b)



c)



Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß *L. striatus* ihren höchsten Dominanzstatus im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) hatte. *M. natalensis* war auf allen Flächen dominant bzw. eudominant vertreten, wobei die Art ihre höchsten Dominanzen in Crater Outer Slope (G1), Crater Road (BG1) und Queens Mile (BG4) hatte. *A. nairobae* war stets eudominant in Hippo Pool (BG2), dominant bis eudominant in Crater Road (BG1) und sub- bzw. dominant in Mweya Peninsula (BG3). *A. kaiseri* hatte ihre höchsten Dominanzen in Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4), war aber auch kontinuierlich als Begleitart bis hin zur dominanten Art in Hippo Pool (BG2) vertreten. *L. ansorgei* war nur in Kyambura Fig Tree (G2) kontinuierlich sub- bis eudominant. *M. triton* und *T. valida* wurden regelmäßig und mit ihren höchsten Dominanzen ebenfalls in Kyambura Fig Tree (G2) - nie im Buschland-Grasland-Mosaik erfaßt. *M. musculoides* und *G. murinus* hatten ihre höchsten Dominanzen in Crater Road (BG1) und Mweya Peninsula (BG3). *Crocidura spp.* wurde am regelmäßigsten in Crater Outer Slope (G1), Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2) in verschiedenen Dominanzzuständen nachgewiesen.

4.2.4 Faunenvergleich

Die Faunenähnlichkeit zwischen den Flächen wurde nach folgenden Methoden ausgewertet (vgl. 3.1.6):

- 1) Clusteranalyse nach der WARD-Methode (Abb. 13)
- 2) SÖRENSEN-Quotient: einfacher Vergleich für die Zahl gemeinsamer Arten (Tab. 11a)
- 3) RENKONENSche Zahl: Maß für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (Tab. 11b)
- 4) WAINSTEIN-Index: berücksichtigt beide Parameter 2) und 3) (Tab. 11c)

Mit der Clusteranalyse wurde die größte Faunenähnlichkeit zwischen den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4), zwischen Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2) sowie zwischen Crater Outer Slope (G1) und Kyambura Fig Tree (G2) ermittelt. In der folgenden Clusterebene zeigen die Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4) die nächst größere Übereinstimmung in der Faunenähnlichkeit, dagegen ist diese zwischen den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) und denen der Buschland-Grasland-Flächen (BG1-BG4) am geringsten.

Die Ergebnisse nach der WAINSTEIN-Methode bestätigen die der Clusteranalyse (Tab. 11, Abb. 13). Darüber hinaus geben sie Informationen zu den Faunenähnlichkeiten aller Flächenkombinationen. Die größte Übereinstimmung hatten die Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4) mit 61,4 %. Die Faunenähnlichkeiten zwischen Hippo Pool (BG2) und Crater Road (BG1) sowie die zwischen Hippo Pool (BG2) und Mweya Peninsula (BG3) waren annähernd gleich (Tab. 11c), was ebenfalls durch die zweite Clusterebene des Dendogrammes ausgedrückt wird (Abb. 13). Die Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2) zeigten eine Ähnlichkeit von 43,9 %, ihre Ähnlichkeiten mit den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks dagegen lagen meist deutlich unter 20 %.

Die RENKONENSche Zahl liegt für die verschiedenen Flächenkombinationen zwischen 22,6-76,8 % (Tab. 11). Die größte Übereinstimmung mit >50% liegt hier wie beim WAINSTEIN-Index bei den Flächenkombinationen BG3/BG4, BG1/BG2, G1/G2 sowie BG2/BG3 bzw. BG4. Der SÖRENSEN-Quotient variiert zwischen 47,1-94,7 % und zeigt dabei ebenfalls eine sehr hohe Übereinstimmungen bei selben Flächenkombinationen, darüber hinaus aber auch bei anderen Flächen (Tab. 11).

4.2.5 Diversität und Evenness

Zum Vergleich der Zoozönosen der verschiedenen Flächen wurden die Diversitätsindices [Hs] und die Evenness-Werte [Es] nach der SHANNON-WEAVER-Methode (vgl. 3.1.6) ermittelt und sind im Jahresverlauf für alle Flächen dargestellt (Abb. 14).

Die über die Fangserien gemittelte Diversität \overline{Hs} war für die Fläche Hippo Pool (BG2) mit 0,83 am geringsten, bei der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) mit 1,45 am höchsten. Für BG2 wurde der niedrigste Wert für die über die Fangserien gemittelte Evenness mit $\overline{Es}=0,6$ festgestellt. Die höchsten Werte hatten die anderen Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1, BG3, BG4) mit $\overline{Es}=0,82-0,90$.

	\overline{Hs}	\overline{Es}
G1	1,06	0,65
G2	1,45	0,77
BG1	1,26	0,82
BG2	0,83	0,60
BG3	1,34	0,90
BG4	1,18	0,86

Die 1995 ermittelten Diversitäten waren im Vergleich zu den von 1996-97 auf allen Flächen relativ niedrig, besonders auffällig in Crater Road (BG1), Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4). Die Flächen Crater Outer Slope (G1), Kyambura Fig Tree (G2), Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2) zeigten ihre höchsten Diversitäten zu Beginn

1997, wobei der maximale Diversitätsindex überhaupt in Kyambura Fig Tree (G2) im Januar 1997 mit $H_s=1,81$ festgestellt wurde.

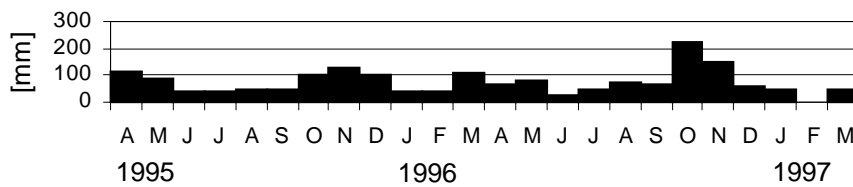
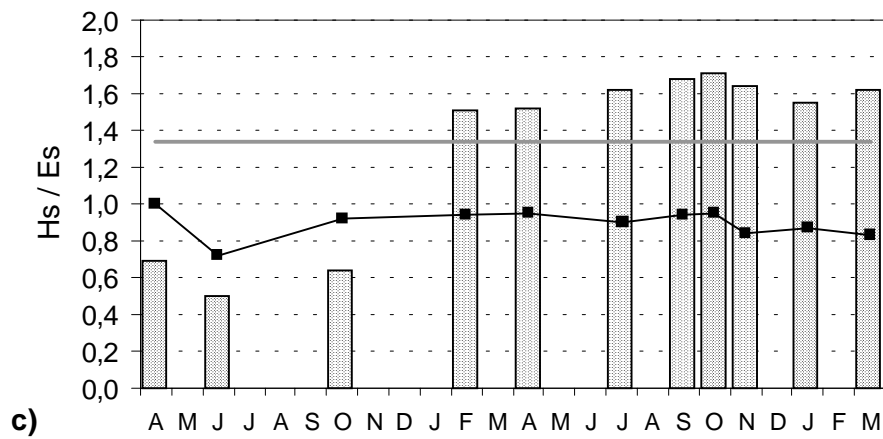
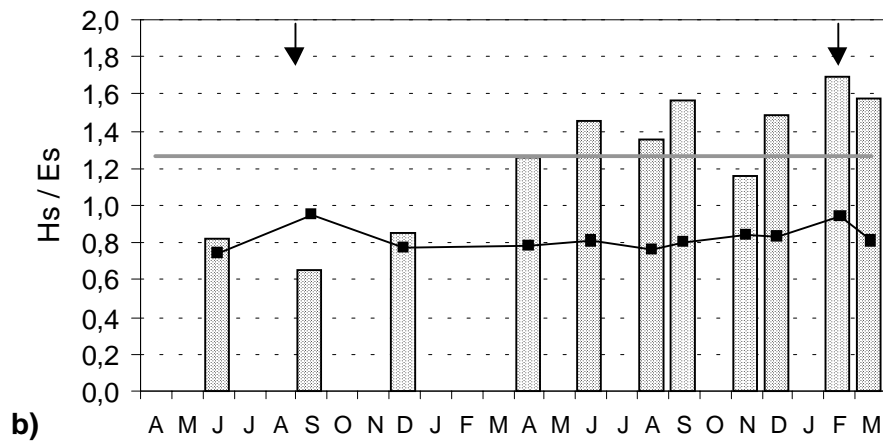
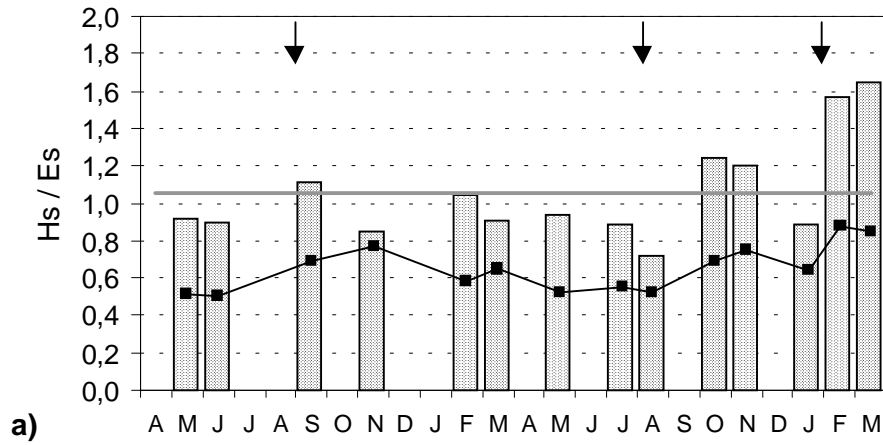
Im Untersuchungszeitraum 1996-1997 zeigte die Fläche Crater Outer Slope (G1), gefolgt von Hippo Pool (BG2), die größte Schwankung in der Diversität, Mweya Peninsula (BG3) dagegen die geringste. Letztere hatte stets hohe H_s -Werte von $>1,5$, Kyambura Fig Tree (G2) und Crater Road (BG1) stets H_s -Werte von $>1,0$. Hippo Pool (BG2) hatte mit einer Ausnahme stets geringe H_s -Werte von $<1,0$.

Nach Feuern waren die Diversitätsindices immer verändert. Einige Male war eine Zunahme der Diversität zu erkennen (G1: 8/95, 2/97; G2: 2/96, BG1: 2/97), andere Male eine Abnahme mit erneutem Anstieg nach 1-3 Monaten (G1: 8/96, G2: 2/97, BG1: 8/95, BG4: 8/96). Im allgemeinen war die Evenness nach einem Feuer erhöht und nahm in folgenden Monaten ab. Sie zeigte nur nach dem Feuer 2/97 in Kyambura Fig Tree (G2) eine deutliche Abnahme und blieb nach dem Feuer 8/96 in Crater Outer Slope (G1) unverändert.

Die Korrelation der Diversitäten 1996-1997 mit der Regenmenge war sowohl für die Fläche BG1 [R: $r=-0,810$, $p=0,015$; R1: $r=-0,738$, $p=0,037$] als auch für die Fläche BG2 [R: $r=-0,775$, $p=0,041$] negativ signifikant. Für BG2 bestand hingegen eine signifikante Korrelation für den gesamten Untersuchungszeitraum von 1995-1997 [R: $r=-0,743$, $p=0,035$]. Die Evenness war nicht signifikant mit der Regenmenge korreliert.

Es gab keine signifikante Korrelation der Diversität mit der Vegetationsdichte. Die Evenness von 1995-1997 der Fläche G1 [$r=-0,680$, $p=0,008$] und die der Fläche BG4 [$r=-0,795$, $p=0,018$] war signifikant negativ mit der Vegetationsdichte korreliert. Die Korrelation der Evenness von 1996-1997 mit der Vegetationsdichte ergab für die Flächen BG2 [$r=-0,782$, $p=0,038$] und BG4 [$r=-0,818$, $p=0,024$] eine Signifikanz.

Es wurde keine signifikante Korrelation der Diversität oder Evenness mit der relativen Arthropodenbiomasse festgestellt.



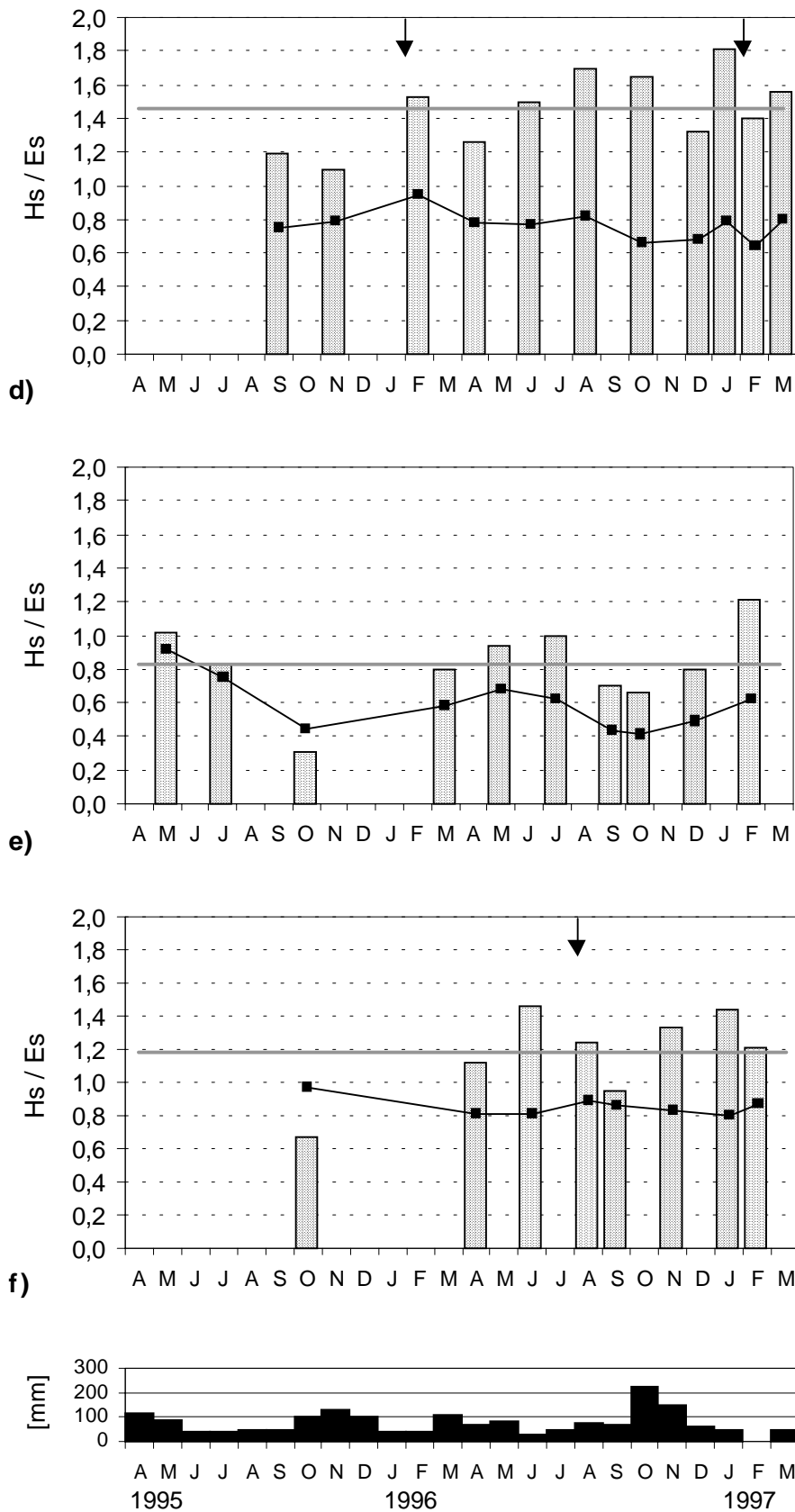


Abb. 14: Diversität [Hs] und Evenness [Es] der 6 Untersuchungsflächen im Jahresverlauf mit Niederschlagsverteilung. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Crater Road (BG1), **c)** Mweya Peninsula (BG3), **d)** Kyambura Fig Tree (G2), **e)** Hippo Pool (BG2), **f)** Queens Mile (BG4).

4.3 Populationsökologie

4.3.1 Populationsdynamik

Die beobachtete Gesamtabundanz sowie die Gesamt-MNA aller Arten (vgl. 3.1.6) sind für jede Fläche über den gesamten Untersuchungszeitraum dargestellt (Abb. 15). Die beobachteten Abundanzen der jeweils häufigsten Arten jeder Fläche sind einzeln dargestellt, die der selteneren Arten sind zusammengefaßt. Die Anzahl erfaßter Arten jeder Fangserie ist angegeben. Die detaillierte Artenzusammensetzung ist dem Kapitel 4.2.3 der Dominanz sowie dem Anhang (Tab. A11a-f) zu entnehmen. In Monaten ohne Angaben wurden keine Fangserien durchgeführt.

Die Abundanzdynamik auf den Untersuchungsflächen war unterschiedlich, die Schwankungen verliefen nicht synchron. Die Abweichungen der Gesamtabundanz von der MNA lagen für die meisten Fangserien deutlich <10 %, nur wenige Male bei 10-20 %, 2-mal dagegen waren die Abweichungen hoch: in G1 in 2/97 und in BG4 in 9/96. Der über die gesamte Untersuchungszeit gemittelte relative Fangerfolg war in G2 und BG4 mit jeweils 90,3 % am geringsten und lag auf den anderen Flächen bei 93,9 % (G1), 94,8 % (BG1), 95,8 % (BG3) und 96,8 % (BG2).

Die höchsten Gesamtabundanzen mit 80-98 Individuen/ha (Ind./ha) wies die Fläche G1 über einen vergleichsweise langen Zeitraum von 2/96-8/96 auf. Gesamtabundanzen von mehr als 80 Ind./ha kamen auch in G2 und BG2 vereinzelt vor. Auf den Flächen BG1, BG3 und BG4 wurden meist weniger als 30 Ind./ha erfaßt. 1995 wurden auf den Flächen BG2, BG3 und BG4 sehr wenige Tiere gefangen. Auffällig war das kontinuierliche Wachstum der Population in BG2 um 60 % allein für 1996-1997. Nach den Feuern auf den Flächen G1, G2, BG1 und BG4 nahm die Gesamtabundanz in der Regel ab und stieg frühestens 3 Monate danach wieder an. In G1 hingegen war nach dem Feuer 8/96 über ein halbes Jahr eine stetige Abnahme der Gesamtabundanz bis zum nächsten Feuer 2/97 festzustellen, wobei letzteres einen Anstieg nach sich zog.

Die Korrelationen der Gesamt-MNA waren weder mit der Regenmenge des Fangmonats und der des Vormonats, noch mit der Vegetationsdichte signifikant. Eine hohe signifikante Korrelation bestand zwischen MNA und relativer Arthropodenbiomasse auf den Flächen G1 [$r=+0,909$, $p<0,001$] und BG4 [$r=-0,936$, $p=0,002$].

Die Anzahl der Arten jeder Fläche variierte von Fangserie zu Fangserie. In G1 war die hohe Artenzahl in 3/97 bei relativ geringer Gesamtabundanz sowie das umgekehrte Verhältnis in den Monaten 7/96 und 8/96 auffällig. In G2 wurde in 10/96 mit 12 Arten nur eine Gesamtabundanz von 56 Ind./ha erreicht, hingegen in 1/97 mit 10 Arten die höchste Gesamtabundanz von 81 Ind./ha. In BG2 stieg die Gesamtabundanz von 7/96-12/96 bei gleichbleibender Artenzahl steil an.

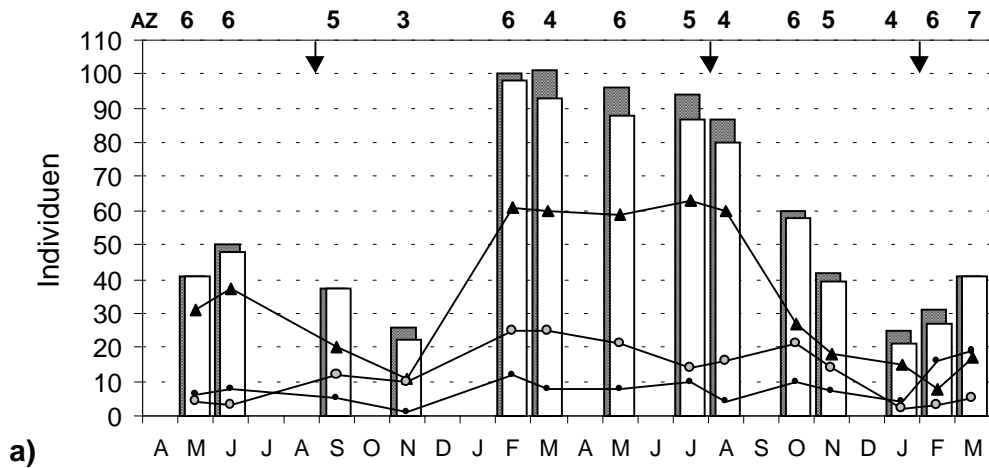
Die Gesamtabundanz der Flächen wurde hauptsächlich durch die Abundanzen von jeweils 2-3 Arten bestimmt. In G1 hatten *L. striatus* und *M. natalensis* über alle Fangserien einen mittleren Anteil von 84,9 % an der Gesamtabundanz aller Arten. In G2 hingegen machten diese beiden Arten nur 63,6 % aus, unter Hinzurechnen der dritthäufigsten Art *L. ansorgei* 74,6 % und einer weiteren Art *M. triton* 83,2 %. In BG1 und BG2 lag der Anteil an *M. natalensis* und *A. nairobae* an der Gesamtabundanz gemittelt über alle Fangserien bei 73,9 % bzw. 88,2 %. In BG3 und BG4 hatten *M. natalensis* und *A. kaiseri* den größten Anteil an der Gesamtabundanz, machten aber zusammen nur 52,5 % bzw. 66,9 % aus. Unter Berücksichtigung der dritthäufigsten Art *L. striatus* wurde hier ein Anteil von 66,3 % bzw. 84,6 % erreicht.

Der gemeinsame Anteil der übrigen Arten an der Gesamtabundanz war in G1 ab 2/97 nach dem Feuer besonders hoch. In G2 war der Anstieg des Anteils noch vor dem Feuer 2/97 im Januar auffällig. Auf den Flächen BG1 und BG2 zeigten die übrigen Arten ebenfalls einen Peak in 2/97. In BG3 und BG4 waren die übrigen Arten generell nur mit 0-10 Individuen pro Fangserie vertreten.

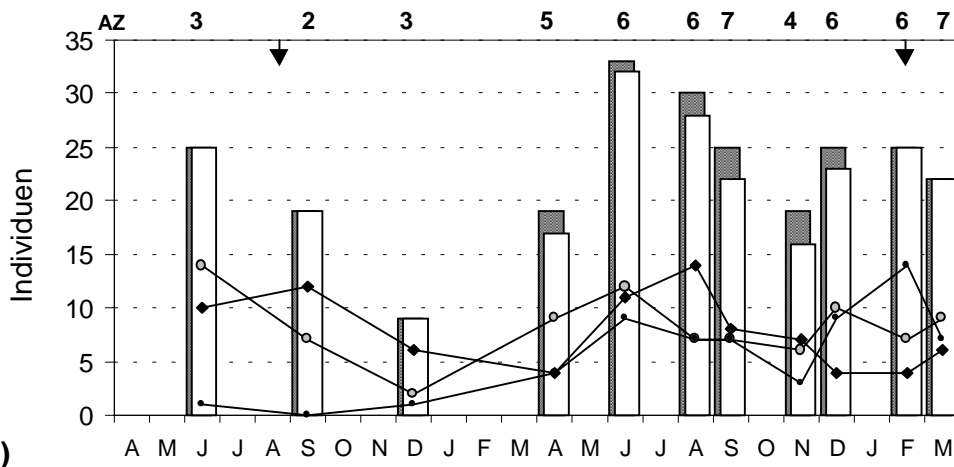
Auswirkung von Feuer auf die Artengemeinschaft

Die Artengemeinschaften der Flächen G1, G2, BG1 und BG4 wurden im Hinblick auf die Auswirkung von Feuer auf ihre signifikante Veränderung von Fangserie zu Fangserie überprüft [χ^2 -Test]. Der Berechnung liegen die beobachteten Abundanzen aller Arten jeder Fangserie zugrunde.

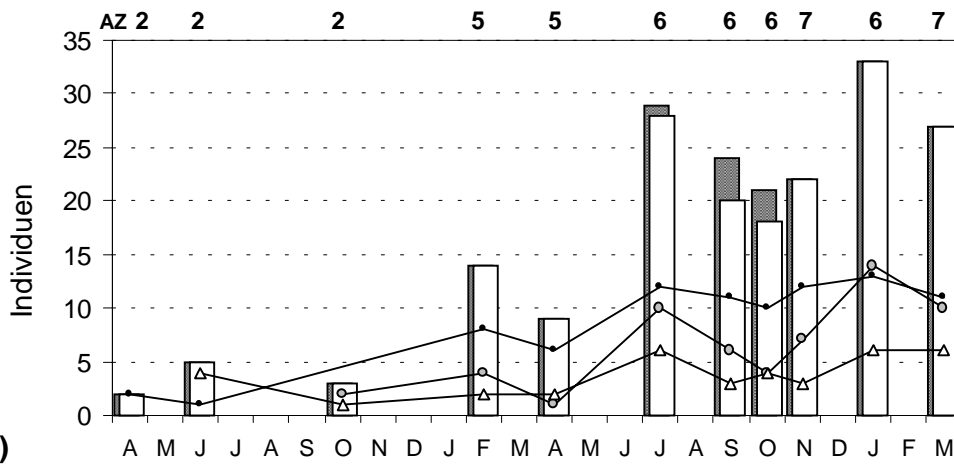
In G1 gab es einen signifikanten Wechsel in der Artenzusammensetzung nach dem Feuer 8/95 [$\chi^2=10,43$, d.f.=3, p=0,015]. Im Gegensatz dazu gab es keinen Wechsel direkt nach dem Feuer 8/96 "patchy burn", aber nachfolgend in 10/96 [$\chi^2=10,20$, d.f.3, p=0,017]. Nach dem Feuer 2/97 [$\chi^2=5,29$, d.f.2, p=0,071] wurde keine signifikante Änderung festgestellt. In G2 gab es einen signifikanten Wechsel sowohl nach dem Feuer



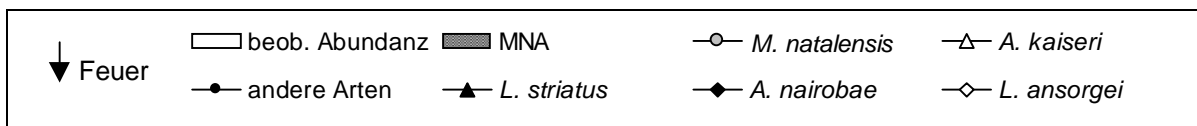
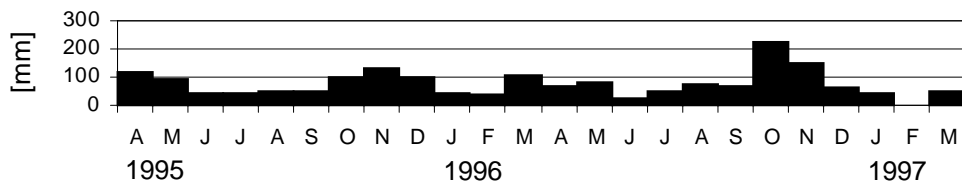
a)



b)



c)



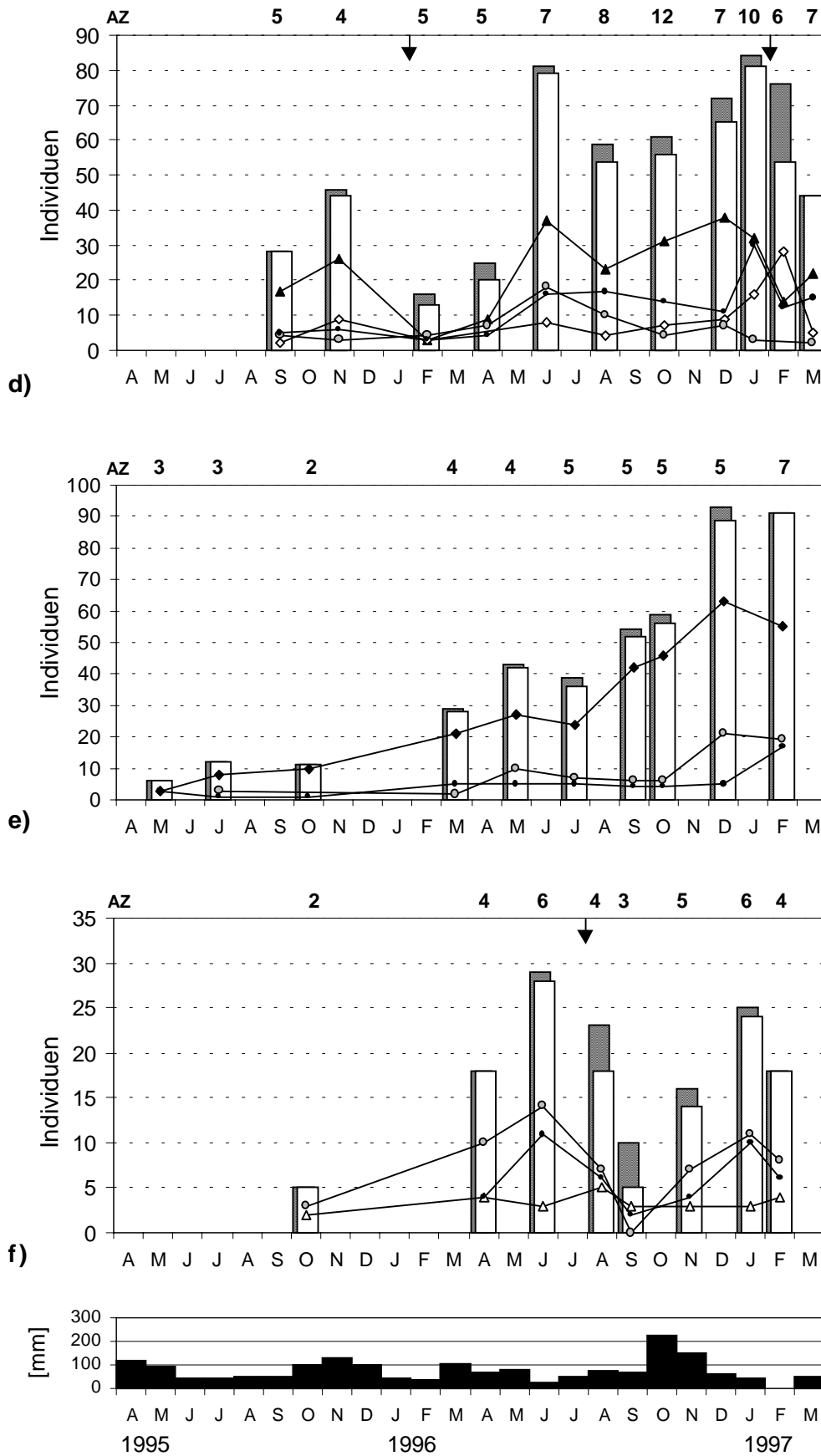


Abb. 15: Gesamtabundanz/-MNA und die Abundanz der häufigsten Arten der 6 Flächen im Jahresverlauf mit Niederschlagsverteilung. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Crater Road (BG1), **c)** Mweya Peninsula (BG3), **d)** Kyambura Fig Tree (G2), **e)** Hippo Pool (BG2), **f)** Queens Mile (BG4). Unterschiedliche Ordinatoreinteilung. AZ: Artenzahl.

Feuer 2/96 [$\chi^2=7,66$, d.f.2, $p=0,022$] als auch nach dem Feuer 2/97 [$\chi^2=13,91$, d.f.7, $p=0,053$]. Bereits vor dem Feuer 2/97 fand ein signifikanter Wechsel in der Artengemeinschaft von 12/96-1/97 [$\chi^2=12,03$, d.f.5, $p=0,034$] statt, darüber hinaus änderte sich die Artengemeinschaft [$\chi^2=20,72$, d.f.4, $p<0,001$] zwischen den beiden Fangserien in 2/97 signifikant (hier nur erste dargestellt!). In BG1 und BG4 war nach den Feuern kein signifikanter Wechsel in der Artengemeinschaft festzustellen.

Die mit MNA-Werten durchgeführte statistische Berechnung, ergab nur für G1 nach dem Feuer 8/95 [$\chi^2=11,31$, d.f.4, $p=0,023$] einen signifikanten Wechsel in der Artengemeinschaft.

4.3.2 Demographie der häufigsten Arten

Die Populationsstrukturen der häufigsten Arten *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* (vgl. 4.2.2 und 4.3.1) werden jeweils für 2 Flächen, die ihrer höchsten Abundanzen, vergleichend gegenübergestellt (Abb. 16-21). Dabei stehen Populationsentwicklung, Geschlechterverhältnis, Gewichtsverteilung sowie Reproduktion im Mittelpunkt der Betrachtung.

Zur Abgrenzung der Adulten von Juvenilen wurde für jede Art die physiologische Gewichtsgrenze ermittelt. Es wurden alle Tiere ab derjenigen Gewichtsklasse (5 g Schritte) als adult eingestuft, in der zum ersten Mal wenigstens ein sexuell aktives Tier nachgewiesen wurde. Die Abweichung der beobachteten Abundanz von der MNA beschreibt den relativen Fangerfolg. Für die Gewichtsverteilung gingen ausschließlich die Erstfänge aller Individuen jeder Fangserie ein. Beim Vergleich der Gewichte von adulten Männchen und Weibchen wurden eindeutig trächtige Tiere nicht berücksichtigt.

4.3.2.1 *Lemniscomys striatus*

Populationsentwicklung

In Crater Outer Slope (G1) wurden in 14 Fangserien insgesamt 101 ♂♂ und 107 ♀♀ erfaßt, in Kyambura Fig Tree (G2) insgesamt 55 ♂♂ und 62 ♀♀ in 12 Fangserien.

In G1 schwankten die beobachteten Abundanzen der Fangserien zwischen 8 und 63 Ind./ha (Abb. 16a). Die höchsten und stabilsten Abundanzen wurden im Zeitraum 2/96-8/96 registriert. Den Feuern 8/95 und 2/97 folgte eine sofortige, dem Feuer 8/96 "patchy-burn" eine verzögerte Populationsabnahme. In 11/95, 3 Monate nach dem Feuer,

lag die Abundanz bei 11 Ind./ha, 3 weitere Monate später war sie um das 5,5fache erhöht. Nach dem Feuer 8/96 erfolgte bis zum Feuer 2/97 kein Populationsanstieg. Die beobachteten Abundanzen stimmten weitestgehend mit der MNA überein. Der relative Fangserfolg, gemittelt über alle Fangserien, lag bei der Gesamtpopulation bei 94,6 % und war in 11/96 mit 76,6 % und in 2/97 mit 80,0 % am niedrigsten. Der Fangserfolg lag bei den Männchen bei 93,5 % und bei den Weibchen bei 95,3 %.

In G2 schwankten die beobachteten Abundanzen der Fangserien zwischen 3 und 38 Ind./ha (Abb. 17a). Im Vergleich zur Fläche G1 war keine stabile Abundanz über einen längeren Zeitraum zu erkennen. Den Feuern 2/96 und 2/97 folgte eine sofortige Abundanzabnahme mit darauffolgender schneller Zunahme. Darüber hinaus ist die Abnahme von 6/96-8/96 um fast 40 % auffällig. Die beobachtete Abundanz in 2/97 wies die größte Abweichung von der MNA auf. Der relative Fangserfolg lag bei der Gesamtpopulation bei 86,0 %. Der relative Fangserfolg bei den Männchen lag mit 91,6 % deutlich über dem bei den Weibchen mit 81,3 %. Der Fangserfolg bei den Weibchen in G2 lag um 14,0 % unter dem bei den Weibchen in G1.

Die Korrelation der MNA in G1 mit der Regenmenge zeigte keine Signifikanz, in G2 gab es eine schwache positive Korrelation [R1: $r=+0,516$, $p=0,086$; R2: $r=+0,568$, $p=0,069$; R1+2: $r=+0,599$, $p=0,052$]. Die MNA war weder in G1 noch in G2 mit der Vegetationsdichte signifikant korreliert. Eine hoch signifikante Korrelation bestand zwischen MNA und Arthropodenbiomasse in G1 [$r=+0,826$, $p=0,003$].

Juvenile (< 20 g) wurden in G1 nur in den Fangserien 5/95, 6/95, 2/96, 3/96 und 5/96 erfaßt, in G2 nur in 6/96, 10/96, 12/96 und 1/97. Ihr Anteil an der Gesamtabundanz über alle Fangserien war für beide Populationen ähnlich: 4,9 % in G1, 5,8 % in G2.

Geschlechterverhältnis

Die Geschlechterrate unterschied sich in G1 und G2 in keiner Fangserie signifikant von 0,5 [χ^2 -Test]. Die beobachtete σ^7 -Rate der adulten Tiere in G1 variierte in den Fangserien von 0,36-0,67 bei $\bar{x}=0,49 \pm 0,09$, war nur in 10/96 und 1/97-3/97 $>0,5$. Die σ^7 -Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,48 \pm 0,09$ und die der MNA mit $\bar{x}=0,49 \pm 0,08$ waren ähnlich. In G2 variierte die beobachtete σ^7 -Rate der Adulten von 0,43-0,67 bei $\bar{x}=0,51 \pm 0,08$. Die σ^7 -Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,49 \pm 0,08$ und die der MNA mit $\bar{x}=0,47 \pm 0,08$ unterschieden sich nur geringfügig. Das Geschlechterverhältnis von *L. striatus* in G1 und in G2 zeigte keinen signifikanten Unterschied [χ^2 -Test].

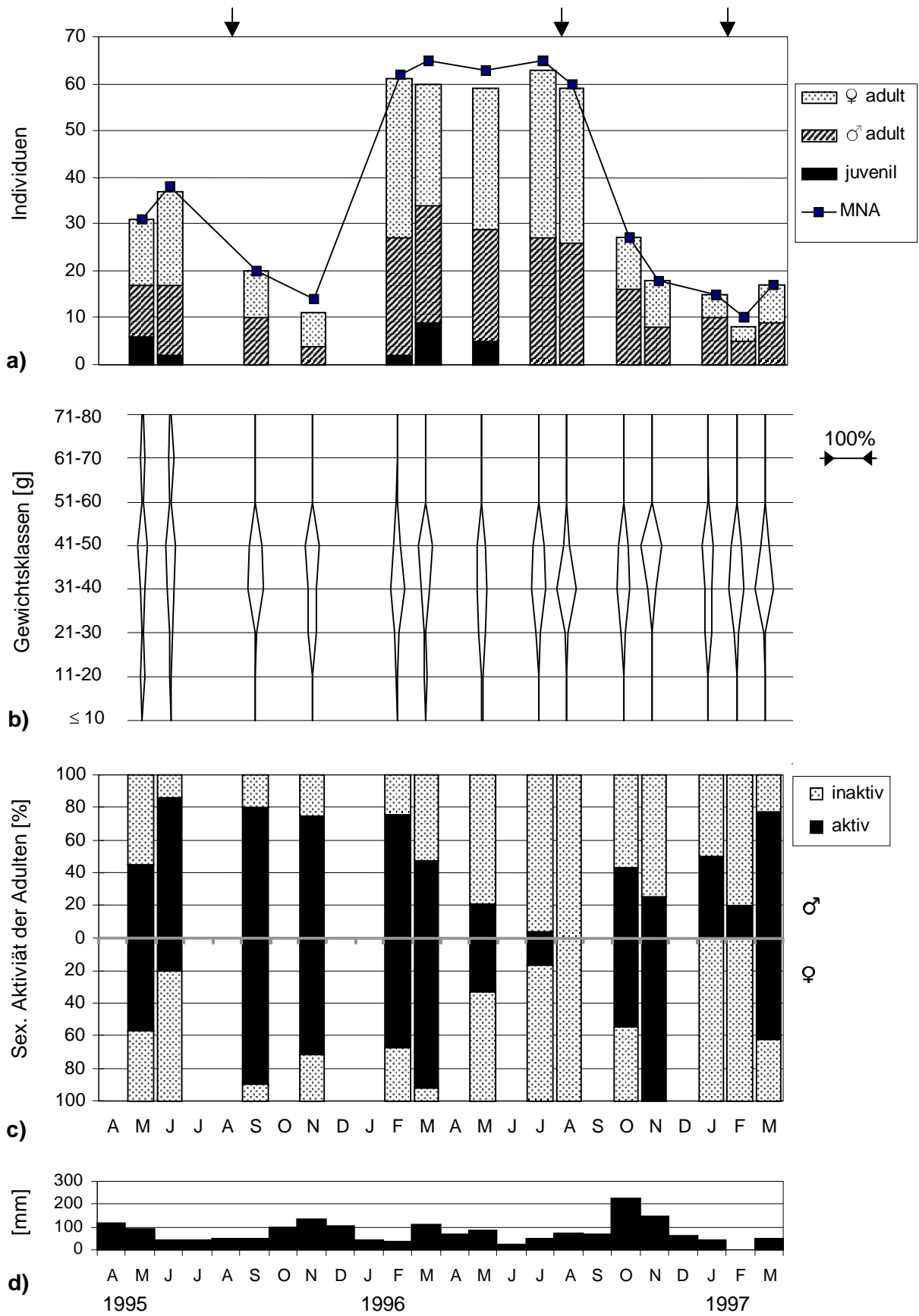


Abb. 16: Populationsstruktur von *L. striatus* der Fläche G1. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

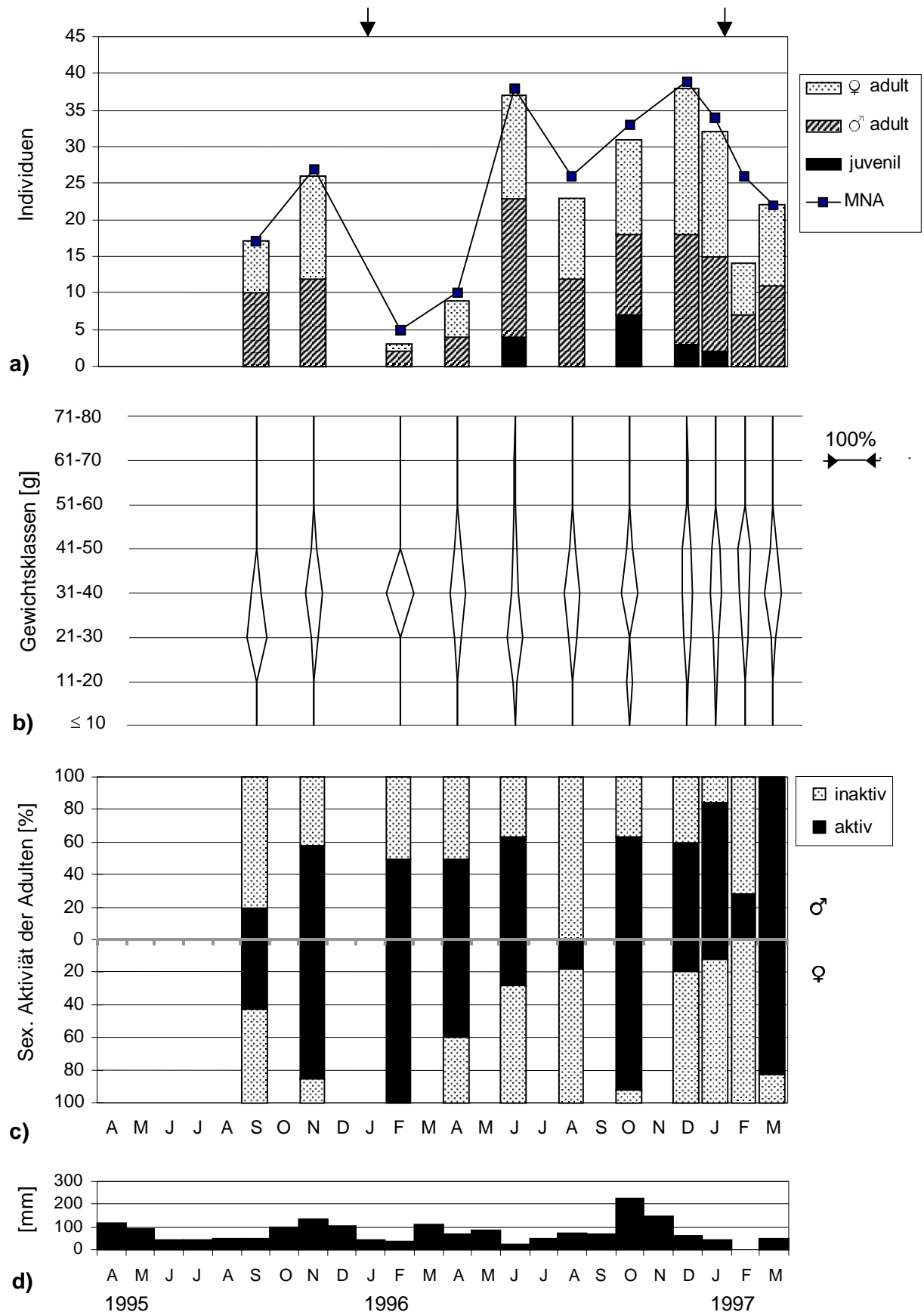


Abb. 17: Populationsstruktur von *L. striatus* der Fläche G2. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

Gewichtsverteilung

In G1 und G2 wurden in etwa gleichen Anteilen Tiere zwischen 30-40 g gefangen, aber in

Gewichte [g]	G1 [%]	G2 [%]
	n=486	n=252
< 20	4,9	6,3
20 - 30	13,6	26,6
30 - 40	41,8	44,0
40 - 50	35,4	21,0
> 50	4,3	2,0

G1 war der Anteil in der Klasse 20-30 g niedriger und in der Klasse 40-50 g höher als in G2; der Unterschied war höchst signifikant [$\chi^2=30,19$, d.f.4, $p<0,001$]. In G1 wurden die schwersten Tiere mit >65 g nur in 5/95 und 6/95 erfaßt, das schwerste Weibchen wog 69,5 g und das schwerste

Männchen 71 g. Das leichteste Tier hatte ein Gewicht von 8,5 g. In G2 wog das leichteste Tier 9 g, das schwerste Weibchen 58 g und das schwerste Männchen 68 g.

In G1 wurden nur in 5/95 und 6/95 große Gewichtsspannen von 11,5-71 g festgestellt, danach wurden hauptsächlich Tiere mit Gewichten zwischen 20-50 g erfaßt (Abb. 16b). Nach den Monaten mit dem Nachweis von Tieren <20 g war eine Verschiebung der Anteile in höhere Gewichtsklassen zu erkennen. Nach den Feuern war der Anteil an Tieren zwischen 30-50 g erhöht, wobei aber hauptsächlich Tiere zwischen 30-40 g gefangen wurden. In 11/96 wurden 72 % der Tiere (n=18) mit Gewichten zwischen 40-50 g erfaßt. Dabei beeinflusste hier der relativ hohe Anteil trächtiger Weibchen (60 %, n=10) das Ergebnis.

In G2 wurden hauptsächlich Tiere zwischen 20-45 g erfaßt (Abb. 17b), nur im Zeitraum 4/96-1/97 hatten einige Tiere Gewichte >45 g. Wie in G1 erfolgte nach den Fangmonaten mit Tieren <20 g eine Verschiebung zu höheren Gewichtsklassen. In 12/96 und 1/97 waren die Gewichtsklassen gleichmäßig verteilt. Nach dem Feuer 2/96 hatten die 3 erfaßten Tiere Gewichte zwischen 30-40 g, nach dem Feuer 2/97 hatten im März fast 90 % der Tiere Gewichte zwischen 30-50 g, davon 60 % zwischen 30-40 g.

In beiden Populationen waren die adulten Männchen (G1: $\bar{x}=39,6 \pm 8,8$ g, n=215; G2: $\bar{x}=37,1 \pm 7,6$ g, n=128) schwerer als die adulten Weibchen (G1: $\bar{x}=36,8 \pm 7,3$ g, n=225; G2: $\bar{x}=32,6 \pm 6,6$ g, n=123). Der Unterschied war für beide Populationen signifikant [G1: $U=19349,0$, $p<0,001$; G2: $U=4954,0$, $p<0,001$]. Die Gewichte von Männchen und Weibchen in G1 waren zudem signifikant höher als in G2 [σ^{σ} : $U=11600,5$, $p=0,015$; σ^{σ} : $U=9279,5$, $p<0,001$].

Reproduktionsstatus

In G2 wurden Männchen und Weibchen bereits bei niedrigeren Gewichtsklassen sexuell aktiv als in G1 [σ^2 : $\chi^2=6,17$, d.f.2, $p=0,046$; φ^2 : $\chi^2=12,34$, d.f.2, $p=0,002$]. Es bestand aber kein Unterschied zwischen den Geschlechtern der jeweiligen Populationen.

Die Anteile sexueller Aktivität der Männchen und Weibchen variierten in G1 und G2 saisonal von 0-100 % (Abb. 16c, Abb. 17c). Der Anteil sexuell aktiver Tiere an der Gesamtabundanz adulter Tiere über alle Fangserien lag in G1 bei 42,9 %, in G2 bei 46,5 %. In G2 war der Anteil sexuell aktiver Männchen mit 53,5 % signifikant größer als der der Weibchen mit 39,8 % [$\chi^2=4,89$, d.f.1, $p=0,027$]. In G1 war der Unterschied zwischen Weibchen (44,8 %) und Männchen (39,8 %) nicht signifikant. Signifikant verschieden waren die Anteile sexuell aktiver Männchen beider Flächen [$\chi^2=5,29$, d.f.1, $p=0,021$], aber nicht der der Weibchen.

Weibchen beider Flächen hatten in der Regenzeit (RZ: März-Mai, Oktober-November) einen signifikant höheren Anteil an sexuell aktiven Tieren als in der Trockenzeit (TZ): [G1: $\chi^2=26,66$, d.f.1, $p<0,001$; G2: $\chi^2=11,19$, d.f.1, $p=0,001$]. Die Anteile waren in G1 (RZ: 64,3 %, $n=98$; TZ: 31,5 %, $n=149$) höher als in G2 (RZ: 59,6 %, $n=52$; TZ: 29,7 %, $n=74$). In G1 waren in den Monaten 8/96, 1/97, 2/97 keine Weibchen sexuell aktiv. Visuell trächtig und/oder laktierende Weibchen wurden in den übrigen Fangserien mit Ausnahme in 9/95 nachgewiesen, dabei mit den höchsten Anteilen in der Regenzeit und in 2/96. In G2 war in 2/97 kein Weibchen sexuell aktiv; visuell trächtige und/oder laktierende Weibchen wurden in den Fangserien 4/96-1/97 festgestellt. Die saisonalen Anteile sexuell aktiver Männchen waren weder in G2 (RZ: 59,5 %, $n=42$; TZ: 53,8 %, $n=78$) noch in G1 (RZ: 38,6 %, $n=88$; TZ: 42,2 %, $n=128$) signifikant verschieden. In G1 und G2 war kein Männchen in 8/96 sexuell aktiv.

Für die Weibchen in G2 bestand eine positive Korrelation zwischen den Anteilen sexueller Aktivität und der Regenmenge (R) in den Fangmonaten [$r=+0,544$, $p=0,068$]. Die Anteile sexuell aktiver Männchen waren mit den beobachteten Abundanzen der Weibchen signifikant positiv korreliert [$r=+0,605$, $p=0,037$], aber nicht mit denen der Männchen [$r=+0,508$, $p=0,092$]. Signifikante Korrelationen zwischen den Anteilen sexueller Aktivität und der MNA konnten nicht festgestellt werden. Für G1 waren keine signifikanten Korrelationen der sexuellen Aktivität von Männchen und Weibchen mit einem dieser Parameter zu verzeichnen.

4.3.2.2 *Arvicanthis nairobae*

Populationsentwicklung

In Crater Road (BG1) wurden in 11 Fangserien insgesamt 25 ♂♂ und 34 ♀♀ erfaßt, in Hippo Pool (BG2) insgesamt 90 ♂♂ und 68 ♀♀ in 10 Fangserien.

In BG1 war die Populationsentwicklung 2-gipflig, wobei die beobachteten Abundanzen der Fangserien zwischen 4 und 14 Ind./ha schwankten (Abb. 18a). Den Feuern 8/95 und 2/97 folgte ein sofortiger Populationsanstieg. 4 Monate nach dem Feuer 8/95 war die Abundanz um 50 % reduziert, war in 4/96 mit 4 Ind./ha am geringsten und stieg bis 8/96 um das 3,5fache auf ein Maximum an. Die beobachteten Abundanzen stimmten weitestgehend mit der MNA überein, nur 1-2 Tiere wurden in einigen Monaten nicht erfaßt. Der relative Fangerfolg, gemittelt über alle Fangserien, lag bei der Gesamtpopulation bei 91,9 %, bei den Männchen bei 89,8 % und bei den Weibchen bei 92,9 %.

In BG2 stieg die Abundanz von 3 Ind./ha in 5/95 auf 63 Ind./ha in 12/96 kontinuierlich an und fiel zu 2/97 ab (Abb. 19a). Die beobachteten Abundanzen wichen nur geringfügig von der MNA ab. Der relative Fangerfolg lag hier bei der Gesamtpopulation bei 96,4 %, bei den Männchen bei 96,0 % und bei den Weibchen bei 96,7 %.

Die Korrelation der MNA mit der Regenmenge ergab in BG1 keine Signifikanz, in BG2 hingegen eine schwach positive Korrelation [R1+2: $r=+0,667$, $p=0,071$]. Die MNA in BG1 und BG2 war weder mit der Vegetationsdichte noch mit der Arthropodenbiomasse signifikant korreliert.

Juvenile (♀ <45 g, ♂ <50 g) wurden in BG1 in den Fangserien 6/95, 9/95, 6/96-9/96 und 3/97 erfaßt, in BG2 in 3/96 und von 9/96-12/96. Ihr Anteil an der Gesamtabundanz über alle Fangserien lag in BG1 bei 20,9 % und in BG2 bei 5,4 %.

Geschlechterverhältnis

Die Geschlechterrate unterschied sich in BG1 und in BG2 in keiner Fangserie signifikant von 0,5 [χ^2 -Test]. Die beobachtete ♂-Rate der adulten Tiere in BG1 variierte in den Fangserien von 0,29-0,75 bei $\bar{x}=0,49 \pm 0,14$ und war nur in 6/95, 8/96, 12/96 und 3/97 >0,5. Die ♂-Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,47 \pm 0,14$ und die der MNA mit $\bar{x}=0,48 \pm 0,11$ waren ähnlich. In BG2 variierte die beobachtete ♂-Rate der Adulten von 0,33-0,63 bei $\bar{x}=0,52 \pm 0,09$, wobei sich die ♂-Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,52 \pm 0,09$ und der MNA mit $\bar{x}=0,52 \pm 0,09$ nicht unterschieden. Das Geschlechter-

verhältnis von *A. nairobae* in BG1 und BG2 zeigte keinen signifikanten Unterschied [χ^2 -Test].

Gewichtsverteilung

In BG1 und BG2 wurden nur in der Klasse 80-100 g etwa gleich große Anteile an Tieren

Gewichte [g]	BG1 [%]	BG2 [%]
	n=86	n=301
< 40	12,8	4,0
40 - 60	22,1	9,0
60 - 80	36,0	15,0
80 - 100	27,9	26,5
> 100	1,2	45,5

erfaßt. In BG1 wogen etwa 70 % aller Tiere <80 g, in BG2 hingegen nur 28 %. In BG2 wurde etwa die Hälfte aller Tiere mit Gewichten von >100 g erfaßt. Die Gewichtsverteilung war höchst signifikant verschieden [$\chi^2=53,37$, d.f.3, $p<0,001$]. In BG1 wog das leichteste Tier 29 g, das schwerste Männchen

103,5 g und das schwerste Weibchen 93 g. Das leichteste Tier in BG2 hatte ein Gewicht von 11,5 g, das schwerste Männchen wog 143 g und das schwerste Weibchen 156 g.

In BG1 zeigte sich die Verteilung auf die Gewichtsklassen in den Fangserien dynamisch (Abb. 18b). Nach Monaten mit Anteilen an Juvenilen schloß sich eine Verschiebung zu höheren Gewichtsklassen an. Nach den Feuern war in den Fangserien 9/95 und 3/97 der Anteil an Tieren mit Gewichten <60 g mit 50 % vergleichsweise hoch. Nur im Monat 8/96 lag der Anteil dieser Gewichtsklasse mit 57,1 % darüber.

In BG2 war die Verteilung auf die Gewichtsklassen von 3/96-3/97 ähnlich (Abb. 19b), allerdings waren in 12/96 die Klassen 40-80 g vergleichsweise hoch belegt. Tiere mit Gewichten <40 g wurden nur in 9/96 und 10/96 erfaßt. 1995, mit den Fangserien geringster Abundanzen, wurden im Mai und Oktober ausschließlich Tiere von >80 g und im Juli von >60 g gefangen. In allen Fangserien wurden Tiere mit Gewichten >100 g erfaßt.

In beiden Populationen waren adulte Männchen (BG1: $\bar{x}=83,9 \pm 13,1$ g, $n=32$; BG2: $\bar{x}=101,3 \pm 22,3$ g, $n=153$) schwerer als adulte Weibchen (BG1: $\bar{x}=68,3 \pm 11,5$ g, $n=34$; BG2: $\bar{x}=88,5 \pm 20,2$ g, $n=106$). Der Unterschied war für beide Populationen signifikant [BG1: $U=218,0$, $p<0,001$; BG2: $U=5392,5$, $p<0,001$]. Die Gewichte von Männchen und Weibchen in BG2 waren zudem signifikant höher als in BG1 [$\sigma^1 \sigma^1$: $U=1252,5$, $p<0,001$; $\sigma^1 \sigma^2$: $U=713,5$, $p<0,001$].

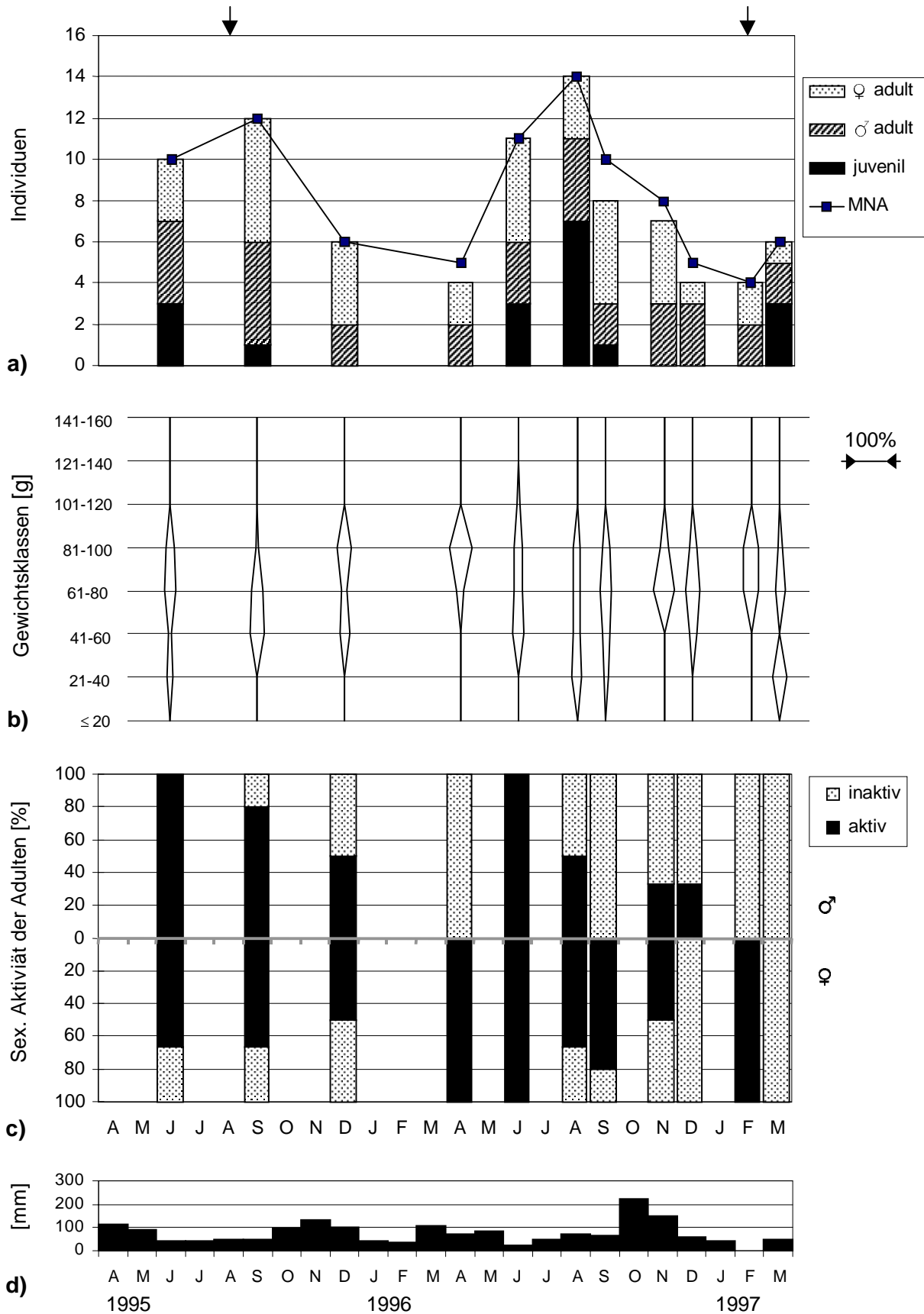


Abb. 18: Populationsstruktur von *A. nairobae* der Fläche BG1. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

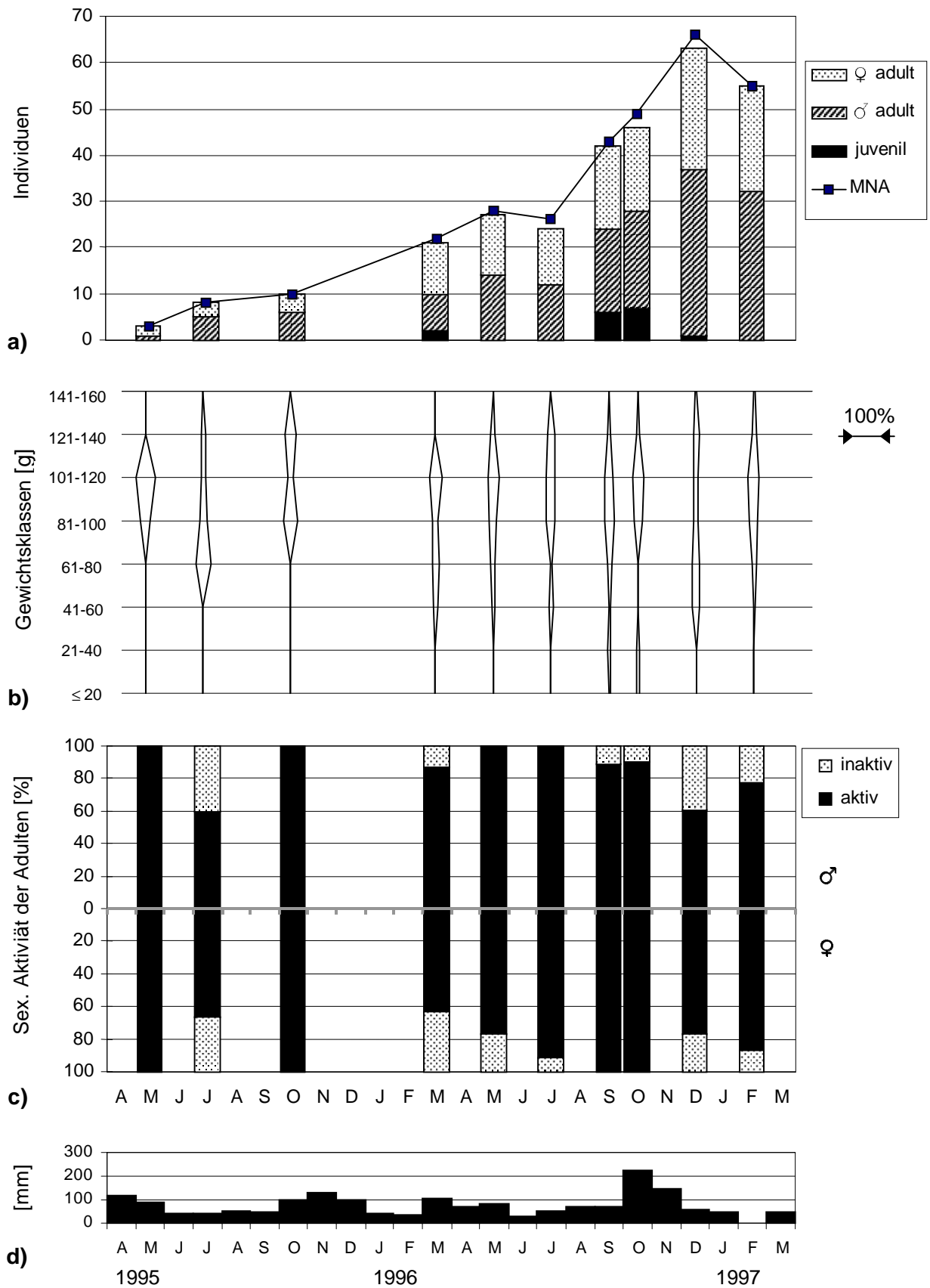


Abb. 19: Populationsstruktur von *A. nairobae* der Fläche BG2. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

Reproduktionsstatus

In BG1 waren die Weibchen bereits bei niedrigeren Gewichten sexuell aktiv als in BG2 [$\chi^2=10,81$, d.f.1, $p=0,001$]. Es bestand aber kein signifikanter Unterschied zwischen den Männchen beider Populationen bzw. zwischen den beiden Geschlechtern einer Population.

Die Anteile sexueller Aktivität der Männchen und Weibchen variierten in BG1 saisonal von 0-100 %, in BG2 von 60-100 % (Abb. 18c, Abb. 19c). Der Anteil sexuell aktiver Tiere an der Gesamtabundanz adulter Tiere über alle Fangserien lag in BG1 bei 60,3 %, in BG2 bei 83,2 %. Auf beiden Flächen war der Anteil sexuell aktiver Männchen (BG1: 50 %, BG2: 81,2 %) geringer als der der Weibchen (BG1: 69,4 %, BG2: 85,5%), aber nicht signifikant verschieden. Signifikant verschieden waren die Anteile sexuell aktiver Männchen in BG1 und BG2 [$\chi^2=14,03$, d.f.1, $p<0,001$], sowie die der Weibchen beider Flächen [$\chi^2=4,94$, d.f.1, $p=0,026$].

Männchen und Weibchen beider Flächen hatten in der Trockenzeit (TZ) einen etwas höheren Anteil an sexuell aktiven Tieren als in der Regenzeit (RZ: März-Mai, Oktober-November): Weibchen in BG1 (RZ: 54,5 %, $n=11$; TZ : 76,0 %, $n=25$) und BG2 (RZ: 82,4 %, $n=74$; TZ: 91,1 %, $n=56$); Männchen in BG1 (RZ: 30,0 %, $n=10$; TZ : 59,1 %, $n=22$) und BG2 (RZ: 80,2 %, $n=86$; TZ: 83,6 %, $n=67$). Die Unterschiede waren in keinem Fall signifikant [jeweils: χ^2 -Test, d.f.1]. In BG2 wurden in jeder Fangserie sexuell aktive Weibchen und Männchen gefangen. Visuell trächtige und/oder laktierende Weibchen wurden mit Ausnahme von 7/95 während der gesamten Untersuchungszeit festgestellt. In BG1 dagegen wurden in den Monaten 4/96, 9/96, 2/97 und 3/97 keine sexuell aktiven Männchen und in 12/96 und 3/97 keine sexuell aktiven Weibchen erfaßt. In den übrigen Fangserien mit Ausnahme von 9/96 wurden stets visuell trächtige und/oder laktierende Tiere nachgewiesen.

Für die Männchen in BG1 bestand eine signifikant positive Korrelation zwischen den Anteilen sexueller Aktivität und der gesamten MNA [$r=+0,651$, $p=0,030$], der MNA der Männchen [$r=+0,746$, $p=0,008$] und der Abundanzen der Männchen in den Fangmonaten [$r=+0,852$, $p=0,001$]; es bestand aber keine Korrelation mit der Abundanzen bzw. MNA der Weibchen. Weder für die Weibchen in BG1, noch für beide Geschlechter in BG2 konnte eine signifikante Korrelation der sexuellen Aktivität mit der Abundanz bzw. MNA nachgewiesen werden. Signifikante Korrelationen der Anteile sexueller Aktivität mit der Regenmenge konnten in keinem Fall festgestellt werden.

4.3.2.3 *Mastomys natalensis*

Populationsentwicklung

In Crater Outer Slope (G1) wurden in 14 Fangserien insgesamt 42 ♂♂ und 29 ♀♀ erfaßt, in Crater Road (BG1) insgesamt 34 ♂♂ und 29 ♀♀ in 11 Fangserien.

In G1 schwankten die beobachteten Abundanzen der Fangserien zwischen 2 und 25 Ind./ha (Abb. 20a). Die höchsten Abundanzen wurden im Zeitraum 2/96-11/96 mit Abnahmen in den Monaten 7/96 und 8/96 registriert. Den Feuern 8/95 und 2/97 folgte jeweils ein Populationsanstieg. Zwischen den Fangserien 11/95 und 2/96 stieg die Abundanz um das 2,5fache an. Dieser Anstieg wurde durch den enormen Zuwachs an Männchen bestimmt. Von 10/96-1/97 nahm die Abundanz von 21 Ind./ha auf 2 Ind./ha deutlich ab und erhöhte sich bis 3/97 nur leicht auf 5 Ind./ha. Die beobachteten Abundanzen lagen von 2/96-2/97 stets unter der MNA, wobei der relative Fangerfolg für die Männchen stets größer war als der für die Weibchen. Der relative Fangerfolg, gemittelt über alle Fangserien, lag bei der Gesamtpopulation bei 84,4 % und war in 1/97 und 2/97 mit 40 % bzw. 60 % am niedrigsten. Der relative Fangerfolg lag bei den Männchen mit 96,6 % deutlich über dem bei den Weibchen mit 73,5 %.

In BG1 lagen die beobachteten Abundanzen der Fangserien von 1995 zwischen 2 und 14 Ind./ha, 1996-1997 zwischen 6-12 Ind./ha (Abb. 21a). Nach dem Feuer 8/95 erfolgte eine Populationsabnahme und nach dem Feuer 2/97 ein leichter Anstieg. Die beobachteten Abundanzen wiesen ihre einzigen Abweichungen von der MNA in den Monaten 4/96 und 6/96 auf und wurden ausschließlich durch die Weibchen bestimmt. Der relative Fangerfolg lag bei der Gesamtpopulation bei 98,0 %, der bei den Männchen immer bei 100 %. Der relative Fangerfolg bei den Weibchen in BG1 war um 21,4 % höher als der bei den Weibchen in G1.

Die Korrelationen der MNA mit der Regenmenge und der Vegetationsdichte waren weder in G1 noch BG1 signifikant. Eine signifikant positive Korrelation zwischen der MNA und der Arthropodenbiomasse ergab sich für G1 [$r=+0,796$, $p=0,006$], aber nicht für BG1.

Juvenile (<30 g) wurden in G1 nur in den Fangserien 2/96 und 3/96 erfaßt, in BG1 hingegen in fast allen Fangserien. Ihr Anteil an der Gesamtabundanz über alle Fangserien lag in G1 bei 2,9 % und in BG1 bei 32,2 %. In BG1 war der Anteil an Juvenilen in 6/95 mit 71,4 % und in 3/97 mit 66,7 % am höchsten.

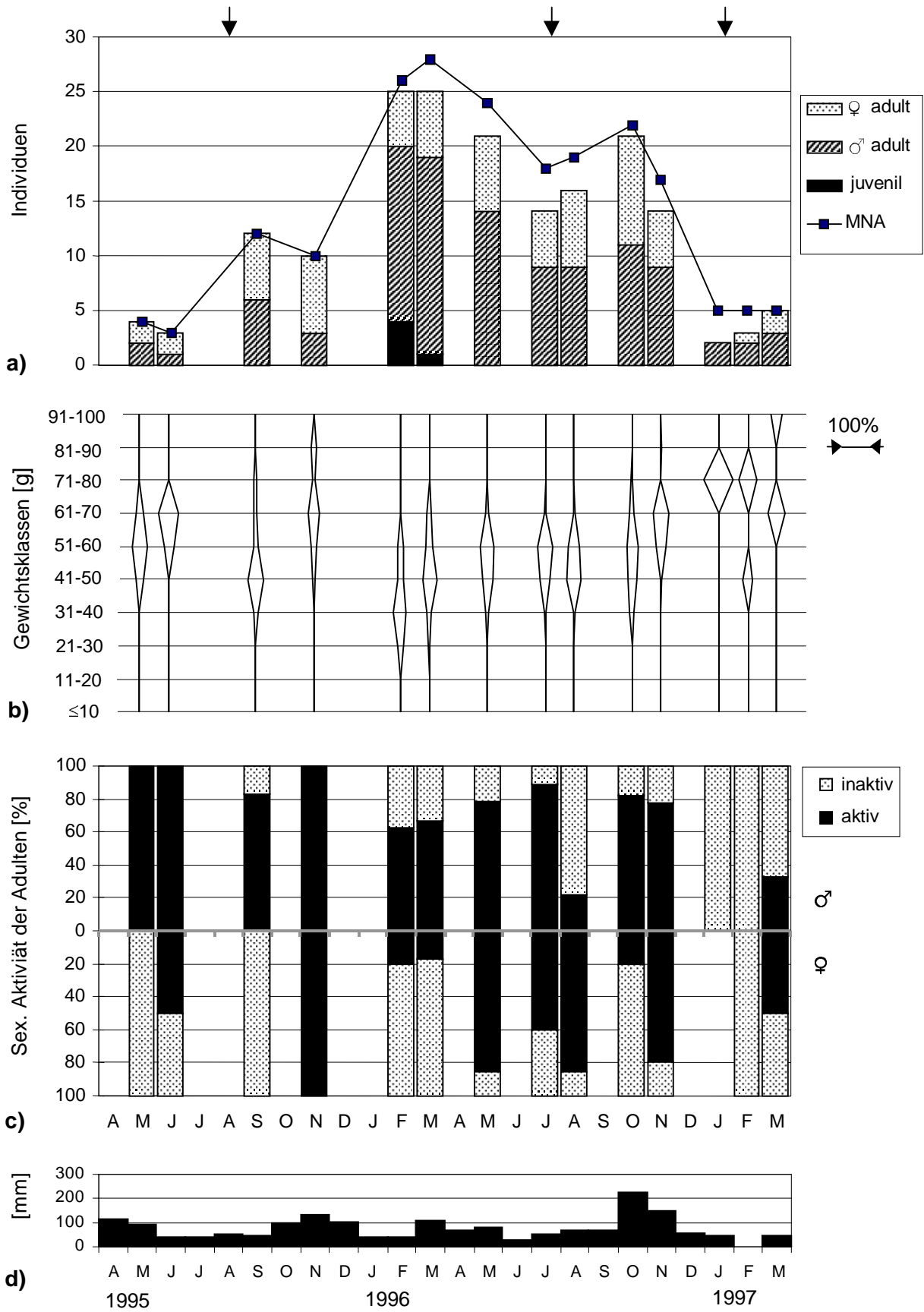


Abb. 20: Populationsstruktur von *M. natalensis* der Fläche G1. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

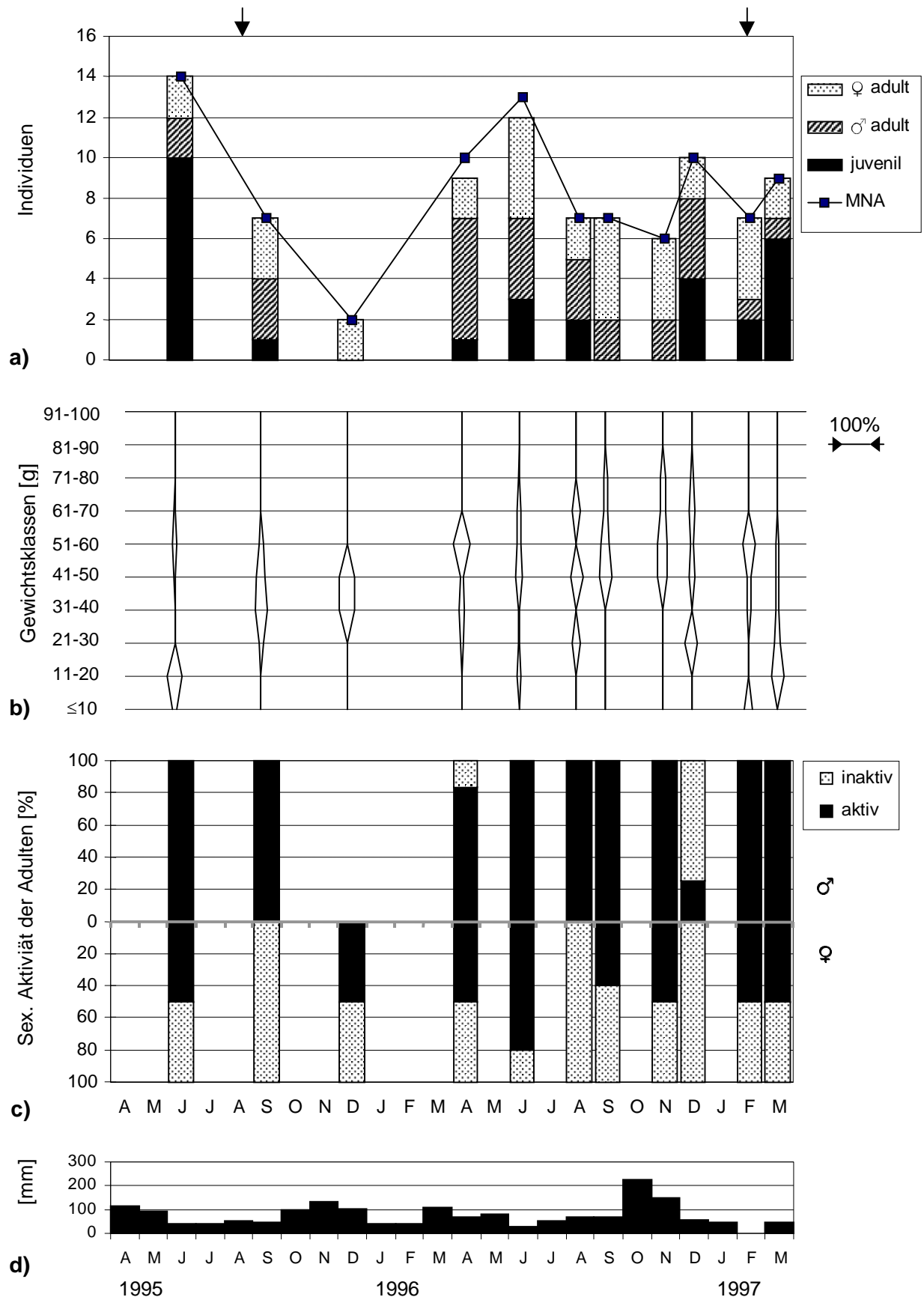


Abb. 21: Populationsstruktur von *M. natalensis* der Fläche BG1. **a)** Populationsentwicklung und Geschlechterverhältnis, **b)** Gewichtsverteilung, **c)** Reproduktionsstatus, **d)** Niederschlag. Feuer ↓

Geschlechterverhältnis

Die Geschlechterrate unterschied sich in BG1 in keiner Fangserie signifikant von 0,5 [χ^2 -Test]. Die beobachtete σ^7 -Rate der adulten Tiere variierte in den Fangserien von 0,00-0,75 bei $\bar{x}=0,42 \pm 0,22$, war nur in 4/96, 8/96 und 12/96 $>0,5$. Die σ^7 -Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,45 \pm 0,20$ und die der MNA mit $\bar{x}=0,44 \pm 0,19$ waren höher als die σ^7 -Rate der adulten Tiere. In G1 unterschied sich die σ^7 -Rate der adulten Tiere in 2/96 mit 0,76 [$\chi^2=4,76$, d.f.1, $p<0,05$] und in 3/96 mit 0,75 [$\chi^2=5,04$, d.f.1, $p<0,05$] signifikant von 0,5. Die adulte σ^7 -Rate variierte von 0,33-1,0 bei $\bar{x}=0,60 \pm 0,18$. Die σ^7 -Rate der Gesamtabundanz mit $\bar{x}=0,59 \pm 0,17$ war vergleichsweise hoch, aber die der MNA lag mit $\bar{x}=0,51 \pm 0,12$ deutlich darunter. Das Geschlechterverhältnis der MNA zeigte für keine Fangserie einen signifikanten Unterschied, aber für die Gesamtabundanz in 3/96 mit einer σ^7 -Rate von 0,72 [$\chi^2=4,00$, d.f.1, $p<0,05$]. Das Geschlechterverhältnis von *M. natalensis* in G1 und BG1 unterschied sich nicht signifikant [χ^2 -Test].

Gewichtsverteilung

In G1 war die Gewichtsklasse <30 g um ein Vielfaches geringer belegt als in BG1, die anderen Klassen lagen aber mit ihren Anteilen höher. Der Unterschied war höchst signifikant [$\chi^2=46,12$, d.f.4, $p<0,001$]. In G1 wog das schwerste Männchen 91 g, das schwerste Weibchen 88 g. Das leichteste Tier hatte ein Gewicht von 28 g. In BG1 wog das leichteste Tier 8,5 g, das schwerste Weibchen 67,5 g und das schwerste Männchen 79,5 g.

Gewichte [g]	G1 [%] n=175	BG1 [%] n=90
< 30	2,9	32,2
30 - 40	13,1	10,0
40 - 50	29,7	22,2
50 - 60	30,3	21,1
> 60	24,0	14,4

In G1 wurden etwa 60 % der Tiere mit Gewichten zwischen 40-60 g erfaßt. Den Monaten 2/96 und 3/96 mit Anteilen an Juvenilen folgte eine Verschiebung der Anteile in höhere Gewichtsklassen (Abb. 20b). Nach den Feuern 8/95 und 2/97 war jeweils der Anteil an Tieren zwischen 40-50 g erhöht, aber der höherer Klassen verringert. Nur in den Monaten 11/95, 11/96 und 3/97 wurden Tiere mit Gewichten >80 g erfaßt, wobei es sich in 11/95 um 2 trüchtige Weibchen handelte. In 1/97 und 3/97 gab es keine Tiere mit Gewichten <60 g. In 2/96 hatten 60 % der Tiere Gewichte <40 g, dabei zu 44 % zwischen 30-40 g. Die Gewichtsverteilung in den Fangserien 5/96 und 7/96 war annähernd gleich.

In BG1 wurden im Vergleich zu G1 nur etwa 40 % der Tiere mit Gewichten zwischen 40-60 g erfaßt. Nach den Fangmonaten mit Tieren <30 g, insbesondere nach 6/95, 6/96, 8/96 und 12/96, zeigte sich eine Verschiebung zu höheren Gewichtsklassen (Abb. 21b).

Im März, nach dem Feuer 2/97, hatten 66,6 % der Tiere Gewichte <30 g. Im Zeitraum 6/96-12/96 wurden mehr als 25 % der Tiere mit Gewichten >60 g erfaßt. In den Fangserien 9/96 und 11/96 war die gleichmäßige Verteilung auf die Gewichtsklassen ähnlich, zudem hatte hier kein Tier ein Gewicht <40 g.

In beiden Populationen waren adulte Männchen (G1: $\bar{x}=55,0 \pm 11,6$ g, n=105; BG1: $\bar{x}=57,5 \pm 7,6$ g, n=28) schwerer als adulte Weibchen (G1: $\bar{x}=45,5 \pm 8,8$ g, n=39; BG1: $\bar{x}=46,6 \pm 9,5$ g, n=25). Der Unterschied war für beide Populationen hoch signifikant [G1: U=1032,5, p<0,001; BG1: U=177,0, p=0,002]. Die Gewichte der Männchen bzw. der Weibchen in G1 und BG1 unterschieden sich nicht signifikant [U-Test].

Reproduktionsstatus

In G1 waren die Männchen bereits bei niedrigeren Gewichtsklassen sexuell aktiv als die Weibchen [$\chi^2=4,46$, d.f.1, p=0,035]. Für BG1 bestand kein Unterschied zwischen den Geschlechtern. Zwischen den Männchen bzw. den Weibchen beider Populationen wurde kein signifikanter Unterschied festgestellt.

Die Anteile sexueller Aktivität von Männchen und Weibchen in G1 und BG1 variierten saisonal von 0-100 % (Abb. 20c, Abb. 21c). Der Anteil sexuell aktiver Tiere an der Gesamtabundanz adulter Tiere über alle Fangserien lag in G1 bei 60,6 % und in BG1 bei 63,3 %. In G1 und BG1 war der Anteil sexuell aktiver Tiere bei den Männchen mit 67,6 % bzw. 85,7 % signifikant größer als bei den Weibchen mit 49,2 % bzw. 43,8 % [G1: $\chi^2=5,69$, d.f.1, p=0,017; BG1: $\chi^2=10,25$, d.f.1, p=0,001].

In G1 war der Anteil sexuell aktiver Männchen und Weibchen in der Regenzeit (RZ: März-Mai, Oktober-November) größer als in der Trockenzeit (TZ). Für die Männchen (RZ: 77,2 %, n=57; TZ: 56,3 %, n=48) war der Unterschied signifikant [$\chi^2=5,2$, d.f.1, p=0,022], für die Weibchen (RZ: 54,1 %, n=37; TZ: 42,9 %, n=28) nicht. Die Daten der vier Buschland-Grasland-Flächen (BG1-BG4) wurden aufgrund geringer Stichproben zusammengefaßt. So hatten auch hier beide Geschlechter einen höheren Anteil an sexuell aktiven Tieren in der Regenzeit: Männchen (RZ: 60,0 %, n=40; TZ: 58,6 %, n=70), Weibchen (RZ: 55,0 %, n=40; TZ: 46,2 %, n=65). Der Unterschied war nicht signifikant.

In G1 wurde in den Monaten 1/97 und 2/97 kein sexuell aktives Männchen erfaßt und in BG1 wies der Fangmonat 12/96 den geringsten Anteil an sexuell aktiven Männchen auf. In G1, nach den Feuern 8/95 und 2/97, war in der jeweils folgenden Fangserie kein

Weibchen sexuell aktiv. In den Fangserien 6/95, 11/95 und 5/96–10/96 wurden visuell trächtige und/oder laktierende Tiere nachgewiesen. In BG1 war weder in 9/95 nach dem Feuer 8/95, noch in 8/96 und 12/96 ein Weibchen sexuell aktiv. In den anderen Fangserien wurden visuell trächtige und/oder laktierende Tiere festgestellt.

Für die Männchen in G1 bestand eine schwach positive Korrelation zwischen den Anteilen sexueller Aktivität und der Regenmenge (R) in den Fangmonaten [$r=+0,553$, $p=0,062$]. Darüber hinaus konnten für G1 und BG1 keine weiteren signifikanten Korrelationen zwischen sexueller Aktivität und Regenmenge, Abundanz oder MNA nachgewiesen werden.

***Mastomys natalensis* auf anderen Flächen**

Populationsentwicklung

In BG4 schwankten die beobachteten Abundanzen der Fangserien von 1996-1997 zwischen 7 und 14 Ind./ha. Die Populationsentwicklung in BG1 verlief ähnlich wie in BG4. In BG4 erfolgte nach dem Feuer 8/96 eine Populationsabnahme und in 9/96 wurde kein mehr Tier erfaßt. Die beobachtete Abundanz wich in 8/96 um 40 % und in 9/96 um 100 % von der MNA ab. Ein Populationsanstieg erfolgte wieder zu 11/96. Der relative Fang-erfolg, gemittelt über alle Fangserien, war hier im Vergleich zu den anderen Populationen am geringsten: Männchen 72,0 %, Weibchen 62,5 %, Gesamtpopulation 66,6 %.

Die Populationsentwicklung in G2 zeigte sich im Zeitraum 1995-1997 1-gipflig. Nach dem Feuer 2/96 erfolgte eine steile Populationszunahme bis zur höchsten Abundanz mit 18 Ind./ha in 6/96, danach nahm die Abundanz ab. Nach dem Feuer 2/97 wurden keine Tiere erfaßt, aber in 3/97 wurden wieder 2 Tiere gefangen. Die beobachtete Abundanz wich nur in 3 Fangserien von der MNA ab. Der relative Fangerfolg lag bei den Männchen bei 100 %, bei den Weibchen bei 81,7 % und bei der Gesamtpopulation bei 86,3 %.

Die Populationen der Flächen BG2 und BG3 zeigten eine ähnliche Entwicklung. 1995 wurden keine oder nur wenige Individuen gefangen, 1996-1997 erfolgte in BG2 ein Anstieg bis auf 20 Ind./ha in 12/96 und in BG3 bis zu 14 Ind./ha in 1/97. Beide Populationen zeigten von 9/96-10/96 einen Einbruch der Abundanzen. In BG3 lagen die beobachteten Abundanzen von 9/96-10/96 unter der MNA, wobei diese Abweichungen ausschließlich durch das Fehlen der Männchen verursacht wurde. Der relative Fangerfolg lag bei den Männchen bei 89,3 %, bei den Weibchen bei 100 % und bei der Gesamtpopulation bei 95,7 %. In BG2 wichen die beobachteten Abundanzen nur wenig

von der MNA ab. Der relative Fangerfolg lag hier bei den Männchen bei 96,4 %, bei den Weibchen bei 95,0 % und bei der Gesamtpopulation bei 95,5 %.

Die MNA in G2 und BG2 zeigte einen signifikanten Zusammenhang mit der Regenmenge: G2 [R1: $r=+0,621$, $p=0,031$]; BG2 [R: $r=-0,738$, $p=0,037$; R2: $r=+0,755$, $p=0,031$; R1+2: $r=+0,643$, $p=0,086$]. MNA und Arthropodenbiomasse waren in BG4 signifikant negativ [$r=-0,919$, $p=0,003$] und in BG2 schwach korreliert [$r=-0,714$, $p=0,071$].

Der Anteil an Juvenilen an der Gesamtabundanz über alle Fangserien lag in BG2 bei nur 8,2 %, in G2 bei 19,4 %, in BG4 bei 20,0 % und in BG3 bei 32,8 %. In BG3 wurden in fast jeder Fangserie Tiere <30 g erfaßt, wobei der höchste Anteil in 1/97 mit 57,1 % festgestellt wurde. In G2 waren in 6/96 50 % der Tiere juvenil und bestimmten den Abundanzpeak, in BG4 lag der höchste Anteil mit 60 % in 4/96.

Geschlechterverhältnis

Das Geschlechterverhältnis von *M. natalensis* unterschied sich nicht signifikant zwischen den Populationen [χ^2 -Test]. Das Geschlechterverhältnis der adulten Tiere war in G2 mit $\bar{x}=0,61 \pm 0,19$ (Gesamtabundanz: $\bar{x}=0,58 \pm 0,11$, MNA: $\bar{x}=0,51 \pm 0,19$) wie in G1 zugunsten der Männchen verschoben. Die \bar{x} -Raten in BG2 mit $\bar{x}=0,58 \pm 0,19$ (Gesamtabundanz: $\bar{x}=0,49 \pm 0,10$, MNA: $\bar{x}=0,49 \pm 0,10$) und BG3 mit $\bar{x}=0,53 \pm 0,29$ (Gesamtabundanz: $\bar{x}=0,51 \pm 0,28$, MNA: $\bar{x}=0,53 \pm 0,27$) zeigten ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis. Die Männchen in BG4 waren mit einer \bar{x} -Rate von $\bar{x}=0,47 \pm 0,13$ (Gesamtabundanz: $\bar{x}=0,46 \pm 0,08$, MNA: $\bar{x}=0,44 \pm 0,06$) ebenso wie in BG1 unterrepräsentiert.

Gewichtsverteilung

Sowohl in BG1 als auch in BG3 war die Gewichtsklasse <30 g im Vergleich zu den anderen Populationen deutlich höher belegt. In BG3 hatten 63,8 % der Tiere Gewichte bis

Gewichte [g]	G1 [%]	G2 [%]	BG1 [%]	BG2 [%]	BG3 [%]	BG4 [%]
	n=175	n=63	n=90	n=73	n=58	n=60
< 30	2,9	19,0	32,2	8,2	32,8	20,0
30 - 40	13,1	15,9	10,0	17,8	31,0	13,3
40 - 50	29,7	14,3	22,2	17,8	13,8	13,3
50 - 60	30,3	15,9	21,1	23,3	20,7	30,0
> 60	24,0	34,9	14,4	32,9	1,7	23,3

40 g, bei den anderen Populationen nur 16,0-42,2 %. Die Gewichtsverteilung in BG3 unterschied sich signifikant von allen anderen Populationen [jeweils: χ^2 -Test, d.f.4,

$p \leq 0,01$]. In G1 wurden im Vergleich zu den anderen Flächen insgesamt 16,7–29,8 % mehr Tiere in der Gewichtsklassen 40-60 g erfaßt. In G2 und BG2 hatten sogar 1/3 der Populationen Gewichte >60 g. In BG1, BG3 und BG4 wurden keine Tiere >80 g erfaßt, in BG3 war das schwerste Tier ein Männchen mit 61 g. Die Gewichtsverteilungen von G1, G2 und BG1 waren signifikant verschieden ebenso wie die von BG1 und BG2 und die von G1 und BG4 [jeweils: χ^2 -Test, d.f.4, $p \leq 0,01$].

	G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4
♂ [g]	55,0 ±11,6	61,5 ±18,1	57,5 ±7,6	56,3 ±13,8	43,6 ±10,6	54,6 ±11,9
♀ [g]	45,5 ±8,8	48,0 ±10,7	46,6 ±9,5	48,5 ±12,0	44,1 ±7,0	47,1 ±11,7
n	144	45	53	57	37	38

Wie in G1 und BG1 waren auch in G2 und BG2 die adulten Männchen signifikant schwerer als die adulten Weibchen [G2: $U=128,5$, $p=0,014$; BG2: $U=247,0$, $p=0,030$], in BG3 und BG4 war der Unterschied nicht signifikant.

Reproduktionsstatus

Auf den Flächen G2, BG2, BG3 und BG4 wurden jeweils beide Geschlechter bei gleich niedrigen Gewichtsklassen sexuell aktiv; es gab keinen signifikanten Unterschied [χ^2 -Test]. Allerdings waren die Männchen in BG3 im Vergleich zu denen in G2, BG1, BG2, BG4 bereits mit niedrigeren Gewichten sexuell aktiv, so auch die Weibchen in BG3 im Vergleich zu denen in G1, BG1, BG2, BG4. Diese Unterschiede waren signifikant [jeweils: χ^2 -Test, d.f.1, $p \leq 0,05$]. Männchen in BG2 und BG4 waren erst bei höheren Gewichten sexuell aktiv als in G1.

Die Anteile sexueller Aktivität von Männchen und Weibchen variierten auch in G2, BG2 und BG4 saisonal von 0-100 %. Der Anteil sexuell aktiver Tiere an der Gesamtabundanz adulter Tiere über alle Fangserien lag in G2 bei 51,0 %, in BG2 bei 47,8 %, in BG3 bei 48,7 % und in BG4 bei 60,4 %. Damit waren diese Anteile geringer als in G1 und BG1. Die Anteile sexuell aktiver Männchen waren in G2, BG2 und BG4 größer als die der Weibchen, während es in BG3 mehr aktive Weibchen gab. Die Unterschiede waren nicht signifikant [χ^2 -Test, d.f.1]. Zwischen dem Anteil sexuell aktiver Männchen im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2, $n=134$) mit insgesamt 64,2 % und dem im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4, $n=110$) mit 60,0 % gab es keinen signifikanten Unterschied. Das gleiche galt für die Weibchen mit insgesamt 49,4 % in G1 und G2 ($n=87$) und mit 50,0 % in BG1-BG4 ($n=104$) [jeweils: χ^2 -Test, d.f.1].

Auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G2, G1) und auf den zusammengefaßten Buschland-Grasland-Flächen (BG1-BG4), waren die Anteile an sexuell aktiven Männchen und an sexuell aktiven Weibchen in der Regenzeit größer als in der Trockenzeit. Die Unterschiede waren aber nicht signifikant [jeweils: χ^2 -Test, d.f.1].

In G2 wurden weder in 8/96 noch in 3/97 nach dem jeweiligen Feuer sexuell aktive Tiere erfaßt, sowie keine sexuell aktiven Weibchen nach dem Feuer 2/96. In BG2 war kein Weibchen in 12/96 aktiv, in BG4 keines nach dem Feuer 8/96 und kein Männchen in 2/97. In BG3 wurden keine sexuell aktiven Männchen von 11/96-3/97 nachgewiesen, sowie keine sexuell aktiven Weibchen in 3/97.

Für die Männchen in BG4 bestand eine schwach positive Korrelation zwischen den Anteilen sexueller Aktivität und der Regenmenge (R) in den Fangmonaten [$r=+0,741$, $p=0,057$]. Für die Weibchen in G2 ergab sich eine signifikante Korrelation zwischen den Anteilen sexueller Aktivität in den Fangmonaten und der Regenmenge des Vormonats (R1) [$r=+0,735$, $p=0,01$]. Die monatlichen Anteile sexueller aktiver Männchen in BG3 waren signifikant negativ mit der jeweiligen Gesamt-MNA [$r=-0,798$, $p=0,018$], der gesamten Abundanz [$r=-0,760$, $p=0,029$], der MNA der Männchen [$r=-0,730$, $p=0,040$] sowie mit der Abundanz und MNA der Weibchen [MNA; Abundanz: $r=-0,903$, $p=0,002$] korreliert. Die Anteile sexueller aktiver Weibchen waren in BG2 signifikant mit den Abundanzen [$r=-0,738$, $p=0,058$] sowie der MNA der Weibchen korreliert [$r=-0,849$, $p=0,016$].

4.3.3 Besiedlung und Überleben

4.3.3.1 Fängigkeit

Wiederfangrate

Für *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* ist der jeweilige Anteil des Wiederfangs am Gesamtfang für jede Fläche dargestellt (Abb. 22). Die Wiederfangrate für *L. striatus* lag insgesamt bei 85,1 %, für *A. nairobae* bei 75,0 % und für *M. natalensis* bei 74 %. Für *L. striatus* im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2; n=2801) war die Wiederfangrate mit 86,9 % signifikant höher als die für *L. striatus* im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4; n=192) mit 68,5 % [$\chi^2=25,26$, d.f.1, $p<0,001$]. Für *A. nairobae* war der Unterschied zwischen den beiden Graslandtypen mit 79,3 % (G1, G2; n=35) und 74,8 % (BG1-BG4; n=1179) nicht signifikant. Für *M. natalensis* (G1, G2, n=677; BG1-BG4, n=747) war der Unterschied hoch signifikant [$\chi^2=23,24$, d.f.1, $p<0,001$]. Für die einzelnen Populationen bestand kein signifikanter Unterschied zwischen Männchen und Weibchen [χ^2 -Test, d.f.1].

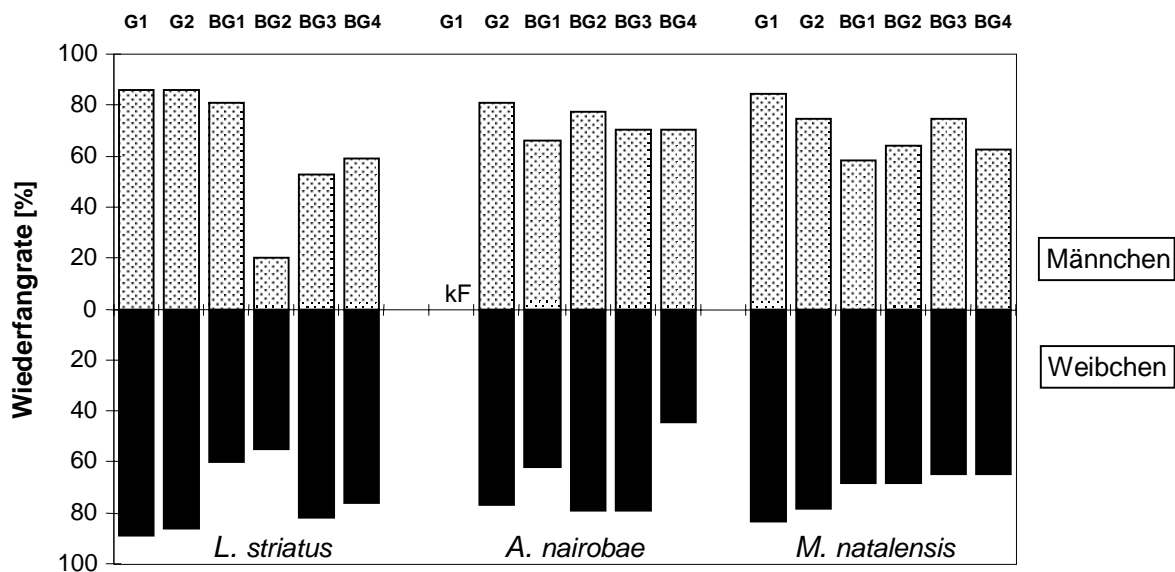


Abb. 22: Wiederfangraten von *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* aller Flächen über den gesamten Untersuchungszeitraum. kF: kein Fang.

Fängigkeitsrate

Für den Vergleich der Fängigkeit der häufigsten Populationen wurde jeweils die durchschnittliche Anzahl an Fängen pro Individuum (MNA) in einer Fangserie berechnet und über alle Fangserien gemittelt (Tab. A12). Die Individuen von *L. striatus* hatten mit einem durchschnittlichen Wiederfang von $\bar{x}=3,0 \pm 0,8$ pro Fangserie in G1 sowie mit $\bar{x}=2,6 \pm 1,0$ in G2 die höchsten Fängigkeitsraten. In G1 waren die Weibchen deutlich

fängiger als die Männchen. Die Fängigkeit von *A. nairobae* in BG1 war mit $\bar{x}=1,8 \pm 1,0$ geringer als in BG2 mit $\bar{x}=2,1 \pm 1,0$. In BG1 wiesen die Weibchen eine höhere Rate auf als die Männchen. Für *M. natalensis* lagen die Raten für alle Flächen bei $\bar{x} \leq 2,0$, mit der niedrigsten in BG4 mit $\bar{x}=1,5 \pm 0,7$. Die Raten zwischen den Geschlechtern der einzelnen Populationen waren ausgeglichen bzw. für die Männchen höher, in G1 war der Unterschied signifikant [$U=42,5$ $p=0,011$, $n=14$]. Die Fängigkeit von *L. ansorgei* in G2 war mit $\bar{x}=1,7 \pm 0,8$ gering, wobei die Männchen fängiger waren als die Weibchen. Die Fängigkeit der einzelnen Populationen variierte von Fangserie zu Fangserie, aber ein Zusammenhang mit der Reproduktion oder dem Nahrungsangebot war nicht erkennbar. *L. striatus* und *L. ansorgei* zeigten nach Feuern eine verringerte Fängigkeit, was auf eine reduzierte Tagfängigkeit zurückzuführen war. *M. natalensis* und *A. nairobae* reagierten, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nach einem Feuer mit einer erhöhten Fängigkeit.

4.3.3.2 Fangkohorten und Turnover

Für *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* ist die zeitliche Veränderung der Populationsstruktur anhand von Fangkohorten für jeweils 2 Flächen dargestellt (Abb. 23, 24, 25). Dabei umfaßt jede Kohorte die neuen Individuen einer Fangserie und ist als MNA angegeben. Zur Beschreibung des Populationsaustausches wurden Turnover-Raten sowie Verlust-, Gewinn- und Zuwachsraten ermittelt (vgl. 3.1.6 und Tab. A13).

Lemniscomys striatus

In Crater Outer Slope (G1) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 2-52 Individuen, die umfangreichsten wurden in 2/96 ($n=52$) und 5/96 ($n=24$) festgestellt (Abb. 23a). Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie variierte zwischen 20-50 %, lag aber in 2/96 mit 83,9 % höher, in 8/96 mit 11,7 % niedriger. In den Kohorten 5/95, 11/95, 2/96 und 5/96 waren die Anteile an Tieren die siedelten, d. h. in späteren Fangserien wiedergefangen wurden, mit >70 % am größten. Die mittlere Überlebensdauer war bei diesen Kohorten mit 11 Wochen (5/95, 5/96) bzw. 17 Wochen (11/95, 2/96) am höchsten. Von den Kohorten 2/96 und 3/96 wurde noch jeweils 1 Individuum bis 3/97 erfaßt.

Die größte Zuwachsrate wurde in 2/96 registriert, die Turnover-Rate war hier mit 0,74 am höchsten (Tab. A13). Im Zeitraum von 3/96–8/96 waren Verlust- und Gewinnraten relativ ausgeglichen, die Turnover waren gering. Von 10/96–2/97 waren die Zuwachsraten negativ. Erst in 3/97 wurde wieder eine positive Zuwachsrate verzeichnet. Nach den

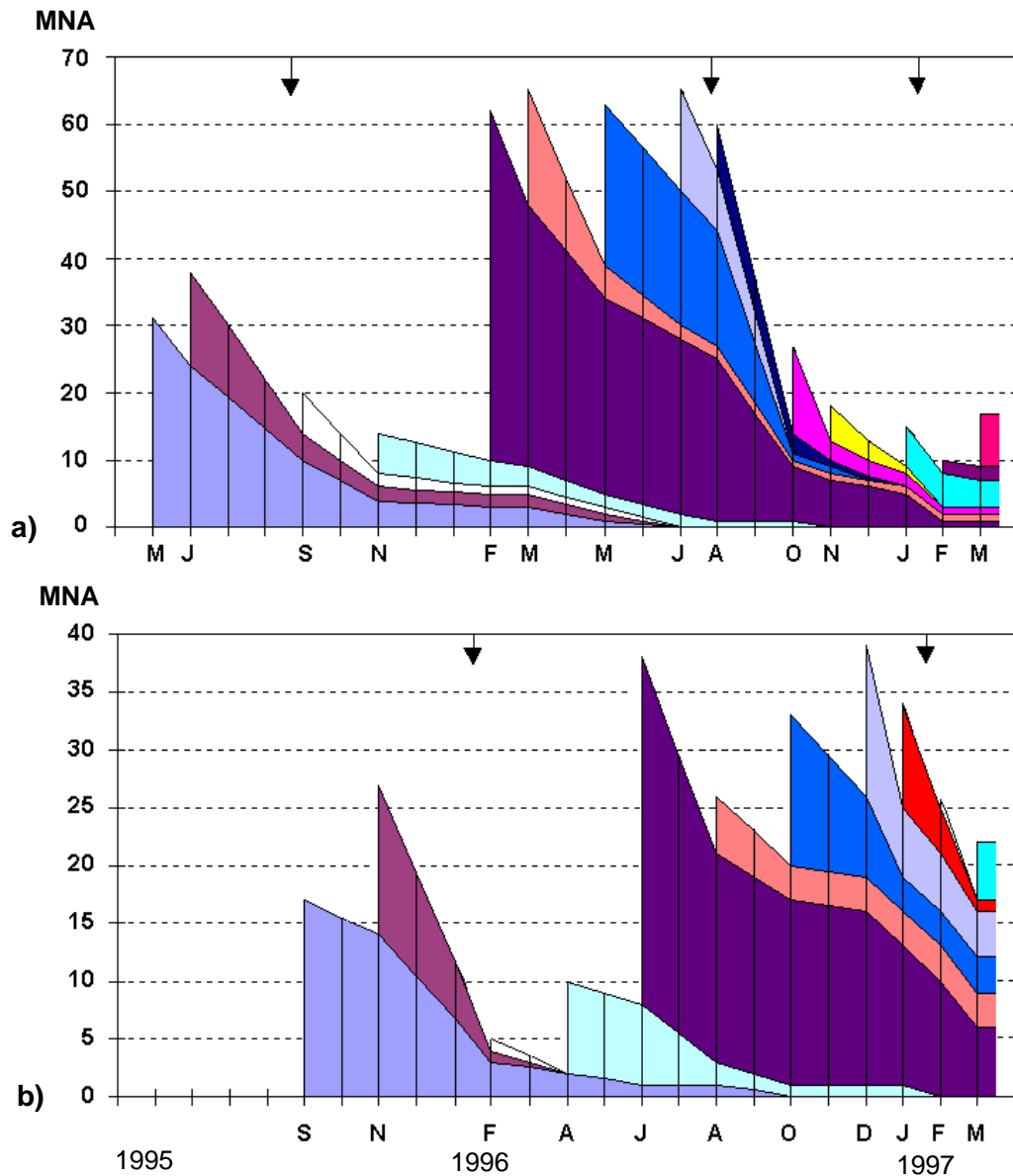


Abb. 23: Entwicklung der Fangkohorten von *L. striatus* über den Untersuchungszeitraum. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Kyambura Fig Tree (G2). Monate der Fangserien sind gekennzeichnet. Feuer ↓

Feuern 8/95 und 8/96 wurden in jeweils nachfolgenden Fangserien relativ hohe Turnover festgestellt, die hier durch hohe Verlustraten geprägt waren. Nach dem Feuer 2/97 war kein erhöhter Turnover festzustellen.

In Kyambura Fig Tree (G2) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 1-30 Individuen, die umfangreichste war in 6/96 (Abb. 23b). Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie variierte auch hier zwischen 20-50 %, lag in 4/96 mit 80,0 % und in 6/96 mit 78,9 % höher, in 2/97 mit 3,8 % am niedrigsten. In den Kohorten 9/95 und 4/96 waren die Anteile an Tieren die siedelten mit >80 % am größten,

schwankten sonst zwischen 0-60 %. Die mittlere Überlebensdauer dieser Kohorten lag bei 11 bzw. 12 Wochen, war aber in 6/96 und 8/96 mit >17 Wochen am höchsten. Von den Kohorten 6/96–12/96 wurden noch Tiere bis zu 3/97 erfaßt.

Nach dem Feuer 2/96 war die höchste Verlustrate zu verzeichnen, die Turnover-Rate war hier mit 0,75 am höchsten (Tab. A13). Nachfolgend in 4/96 und 6/96 waren die Turnover ähnlich hoch, wurden aber dann durch hohe Zuwachsraten bestimmt. Im Zeitraum von 8/96–3/97 lagen die Turnover-Raten zwischen 0,17-0,34, wobei die Zuwachsraten meist schwach negativ waren. Nach dem Feuer 2/97 war kein erhöhter Turnover festzustellen.

Arvicanthis nairobae

In Crater Road (BG1) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 2-11 Individuen, die umfangreichste war in 9/95 (Abb. 24a). Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie variierte zwischen 40-60 %, lag aber in 9/95 mit 91,7 % und in 2/97 mit 75,0 % höher, in 11/96 mit 25,0 % niedriger. Nur wenige Tiere wurden in späteren Fangserien wiedergefangen, im Mittel zu 31,5 %. Ein Männchen der Kohorte 9/95 wurde bis 12/96 erfaßt. Aufgrund der geringen Datenmenge ließ sich eine mittlere Überlebensdauer der Kohorten nicht berechnen. Die Turnover-Raten lagen mit Ausnahme von 11/96 stets >0,5, wobei sie nach den Feuern 8/95 und 2/97 am höchsten waren (Tab. A13). Nach diesen Feuern sowie in 6/96 wurden die höchsten Gewinnraten registriert, aber nur in 6/96 ergab sich eine hohe Zuwachsrate.

In Hippo Pool (BG2) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 3-36 Individuen, die umfangreichsten wurden in 9/96 (n=27) und 12/96 (n=36) festgestellt (Abb. 24b). Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie variierte zwischen 40-70 %, lag aber in 7/95 mit 87,5 % und in 3/96 mit 77,3 % höher und war in 10/96 mit 32,7 % am niedrigsten. In den Kohorten 3/96 und 9/96 waren die Anteile an Tieren, die in späteren Fangserien wiedergefangen wurden, mit >70 % am größten. Die mittlere Überlebensdauer lag bei diesen Kohorten bei 14 bzw. >11 Wochen, in 5/96 bei >13 Wochen und war in 10/95 mit 15 Wochen am höchsten. Von den Kohorten 5/96–12/96 wurden noch bis 2/97 Tiere erfaßt. Die größten Zuwachsraten wurden für 7/95, 3/96 und 9/96 ermittelt, wobei in 7/95 die Turnover-Rate mit 0,82 am höchsten war (Tab. A13). Der geringste Populationsaustausch fand in 10/96 statt. Nur in 7/96 und 2/97 waren die Zuwachsraten negativ.

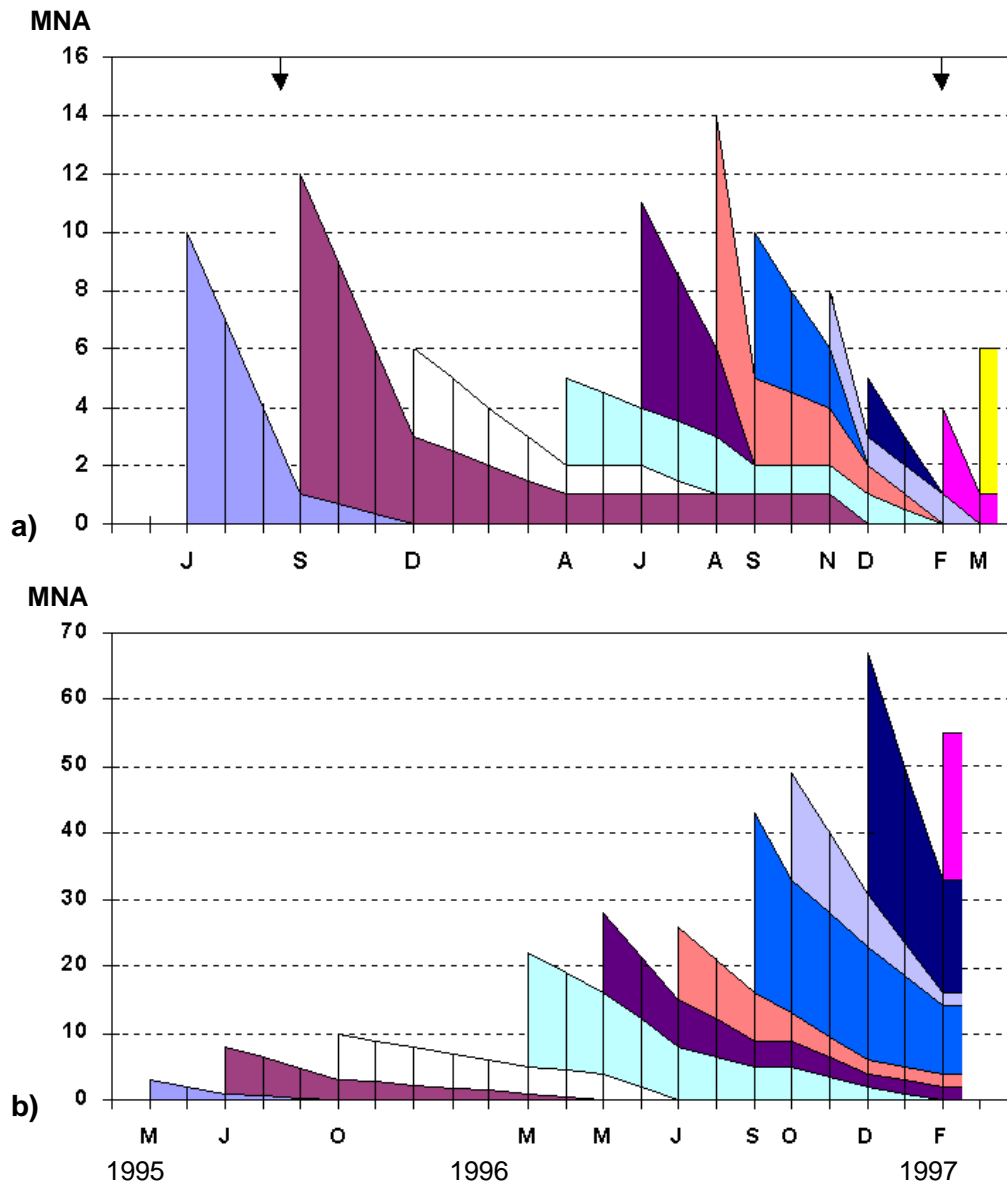


Abb. 24: Entwicklung der Fangkohorten von *A. natalensis* über den Untersuchungszeitraum. **a)** Crater Road (BG1), **b)** Hippo Pool (BG2). Monate der Fangserien sind gekennzeichnet. Unterschiedliche Ordinatoreinteilung. Feuer ↓

Mastomys natalensis

In Crater Outer Slope (G1) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 0-21 Individuen, die umfangreichsten wurden in 9/95 (n=11), 2/96 (n=21) und 10/96 (n=11) festgestellt (Abb. 25a). Es gab keine neuen Kohorten in 1/97 und 2/97. Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie lag 1995 sowie in 2/96 bei >60%, dagegen in 10/96 bei 50 %, sonst bei <20 %. In der Kohorte 2/96 war der Anteil an Tieren die in späteren Fangserien wiedergefangen wurden mit >85 % am größten. Die mittlere Überlebensdauer dieser Kohorte war mit >19 Wochen zusammen mit der von 7/96 mit 21

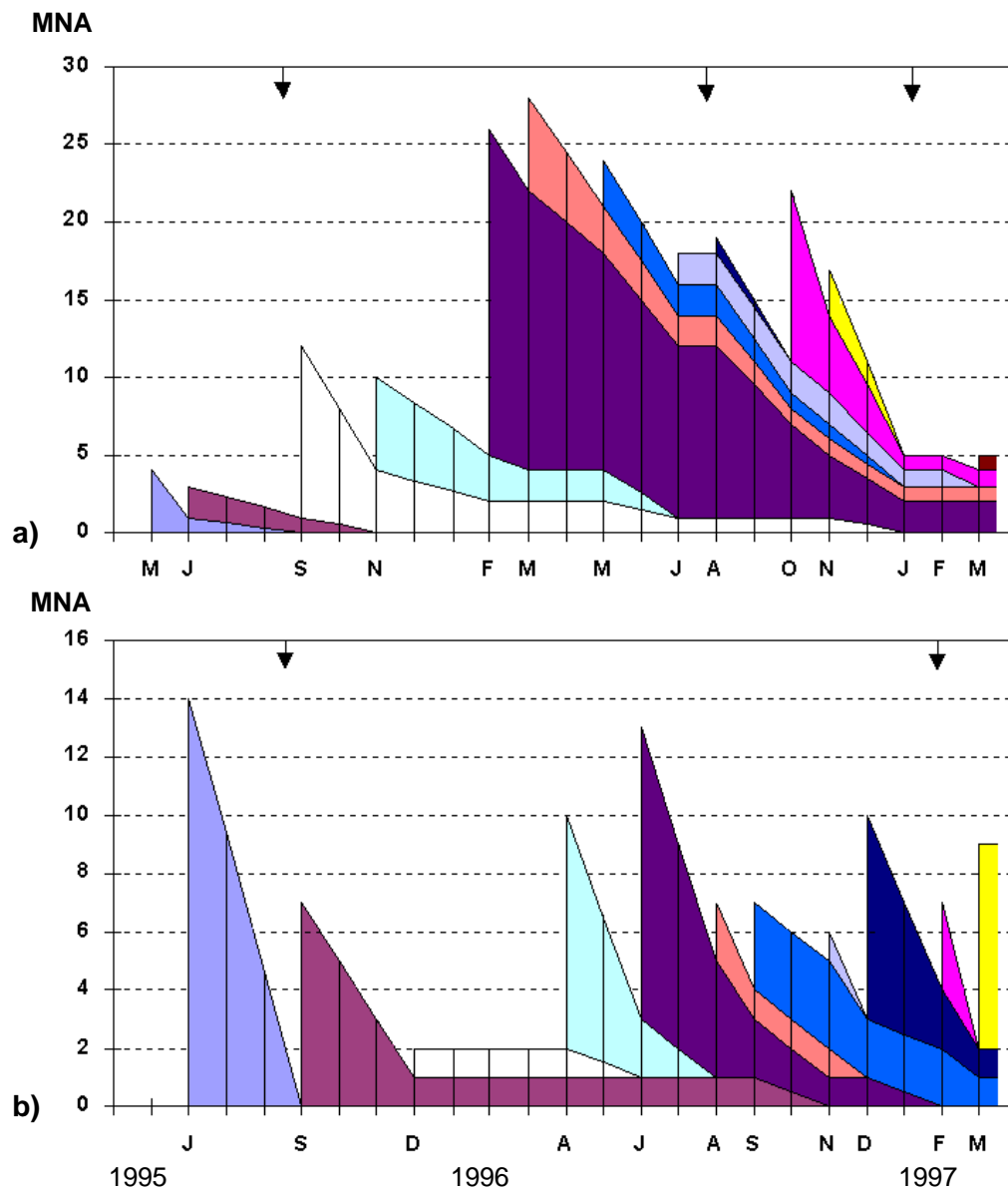


Abb. 25: Entwicklung der Fangkohorten von *M. natalensis* über den Untersuchungszeitraum. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Crater Road (BG1). Monate der Fangserien sind gekennzeichnet. Feuer ↓

Wochen am höchsten, auch die von 3/96 und 5/96 mit >14 bzw. 12 Wochen waren vergleichsweise hoch. 3 Tiere aus 2/96 und 3/96 wurden noch in 3/97 erfaßt.

Die höchsten Turnover-Raten wurden für die Fangserien 1995 und 2/96 registriert, wobei diese in 9/95, nach dem Feuer, und in 2/96 durch hohe Zuwachsraten geprägt waren (Tab. A13). Nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" war kein Populationsaustausch zu verzeichnen, dieser erfolgte erst zu 10/96. Einen Monat vor dem Feuer 2/97 war die Verlustrate sehr hoch und es gab zudem keinen Neuzugang. Nach dem Feuer 2/97 war die Zuwachsrate sowohl in 2/97 als auch in 3/97 gleich Null.

In Crater Road (BG1) umfaßten die einzelnen Fangkohorten zwischen 1-14 Individuen, die umfangreichsten wurden in 6/95 (n=14) und in 6/96 (n=10) festgestellt (Abb. 25b). Der Anteil der Kohorten an der Gesamtindividuenzahl einer Fangserie variierte zwischen 40-100 %, lag aber in 8/96 mit 28,6 % und in 11/96 mit 16,7 % niedriger. Von den meisten Kohorten wurden bis zu 50 % der Tiere in späteren Fangserien wiedergefangen, aber die Tiere der Kohorten 12/95 und 9/96 zu 100 %. Von der Kohorte 9/95 wurde ein Tier bis 9/96 erfaßt. Die mittlere Überlebensdauer der Kohorte 9/96 lag bei >15 Wochen, dabei wurde ein Individuum aus dieser Kohorte noch in 3/97 gefangen.

Die größte Zuwachsrate wurde nach einer 4-monatigen Fangpause in 4/96 verzeichnet (Tab. A13). Die Turnover-Rate lag bei den meisten Fangserien deutlich >0,5, war in 11/96 mit 0,23 am geringsten. Nach dem Feuer 8/95 war die Verlustrate in 9/95 und 12/95 hoch, die Zuwachsrate negativ. Gleiches galt nach dem Feuer 2/97. Die Zuwachsrate in 3/97 war wieder positiv. Darüber hinaus war die erhöhte negative Zuwachsrate in 8/96 sowie die erhöhte positive Zuwachsrate in 12/96 auffällig.

4.3.3.3 Residenzstatus

Zur Beurteilung der Besiedlungsstruktur einer Population wurden die Individuen jeder Fangserie nach folgendem Residenzstatus eingestuft:

- Residente: Tiere, die bereits in einer vorherigen Fangserie erfaßt wurden
- Siedler: Tiere, die erstmals erfaßt und in wenigstens einer späteren Fangserien wiedergefangen wurden
- Besucher: Tiere, die nur während dieser Fangserie gefangen wurden, aber mehr als einmal
- Durchzügler: Tiere, die nur während dieser Fangserie gefangen wurden, aber nur einmal

Der über alle Fangserien gemittelte Residenzstatus ist für *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* für verschiedene Flächen vergleichend gegenübergestellt (Abb. 26). Die jeweils erste und letzte Fangserie blieb dabei aufgrund ihrer unbekannt Besiedlungsstruktur unberücksichtigt.

Die Besiedlungsstrukturen von *L. striatus* auf den Flächen G1 und G2, über die Fangserien gemittelt, zeigten keinen signifikanten Unterschied [$\chi^2=3,44$, d.f.3, p=0,329]. Insgesamt siedelten von den neu markierten Individuen in G1 (n=167) 57,5 %, in G2 (n=97) 46,4 %. Der Unterschied war nicht signifikant [$\chi^2=3,04$, d.f.1, p=0,082]. Der Anteil

an Residenten war mit >60 % bei *L. striatus* im Vergleich zu *A. nairobae* und *M. natalensis* relativ hoch.

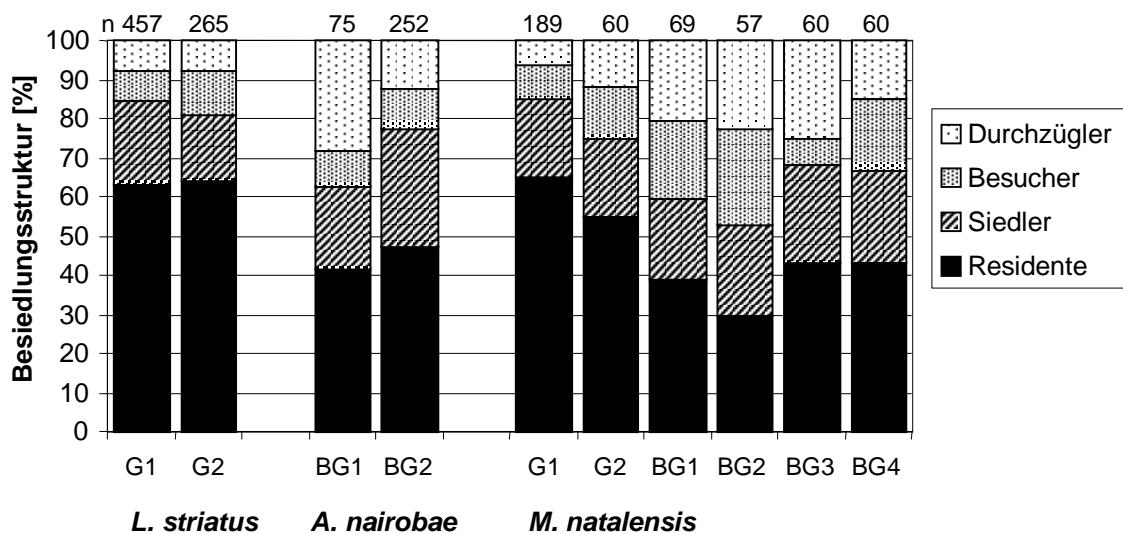


Abb. 26: Besiedlungsstruktur von *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* auf verschiedenen Flächen, gemittelt über alle Fangserien.

A. nairobae wies in BG1 und BG2 eine unterschiedliche Besiedlungsstruktur auf [$\chi^2=11,05$, d.f.3, $p=0,011$], wobei der Anteil an Durchzüglern in BG1 mit 28,0 % auffällig hoch war. Insgesamt siedelten von den neu markierten Individuen in BG1 ($n=44$) 36,4 %, in BG2 ($n=132$) 59,1 %. Der Unterschied war hoch signifikant [$\chi^2=6,85$, d.f.1, $p=0,009$].

Für *M. natalensis* waren die Besiedlungsstrukturen der *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) sowie die der Buschland-Grasland-Flächen (BG1-BG4) untereinander nicht signifikant verschieden. Die Struktur in G1 unterschied sich aber signifikant von denen in BG1-BG4 [BG1: $\chi^2=21,68$, BG2: $\chi^2=30,69$, BG3: $\chi^2=18,91$, BG4: $\chi^2=11,96$; d.f.3, $p\leq 0,001$], sowie die in G2 von der in BG2 [$\chi^2=8,53$, d.f.3, $p=0,036$]. Der Anteil an Residenten war in G1 mit 65,1 % am höchsten, mit 29,8 % in BG2 am geringsten. Der Anteil an Siedlern war für die 6 Populationen ähnlich und lag zwischen 20-25 %. Der Anteil an Besuchern war in BG1-BG3 vergleichsweise hoch, in BG4 mit 6,7 % sehr gering, wobei hier 25 % der Tiere Durchzügler waren. Insgesamt siedelten von den neu markierten Individuen im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2; $n=93$) 55,9 %, im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4; $n=150$) nur 37,3 %. Der Unterschied war hoch signifikant [$\chi^2=8,03$, d.f.1, $p=0,005$].

Es gab weder für *L. striatus* noch für *A. nairobae* und *M. natalensis* einen signifikanten Unterschied in der Besiedlungsrate zwischen Männchen und Weibchen [χ^2 -Test]. Auch die Gewichtsverteilung bei Siedlern und Nichtsiedlern dieser Populationen zeigte für beide Geschlechter keinen Unterschied [U-Test].

4.3.3.4 Aufenthaltsdauer

Die Aufenthaltsdauer von *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* ist für Populationen verschiedener Untersuchungsflächen dargestellt (Abb. 27, 28, 29). Die Aufenthaltsdauer repräsentiert die minimale bekannte Überlebenszeit eines Tieres auf einer Fläche. Es wurden die Aufenthaltsdauern aller Individuen, mit Ausnahme der Neufänge der jeweils letzten Fangserie, unabhängig von ihrem Alter zusammengefaßt.

***L. striatus*:** Eine Aufenthaltsdauer von ≥ 5 Wochen wurde bei 56,1 % der Tiere in G1 und bei 50,9 % der Tiere in G2 gefunden. In G1 hielten sich 8,6 %, in G2 10,7 % der Tiere

Aufenthaltsdauer in Wochen [\bar{x}]				
Flächen	♂	♀	gesamt	n
G1	9,3	10,5	9,9	198
G2	9,6	9,5	9,9	112

≥ 30 Wochen auf der Fläche auf (Abb. 27). In G1 wurde ein Weibchen über 1 Jahr lang erfaßt. Die Aufenthaltsdauer der Männchen und Weibchen unterschied sich in keiner Population, auch gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Populationen [U-Test].

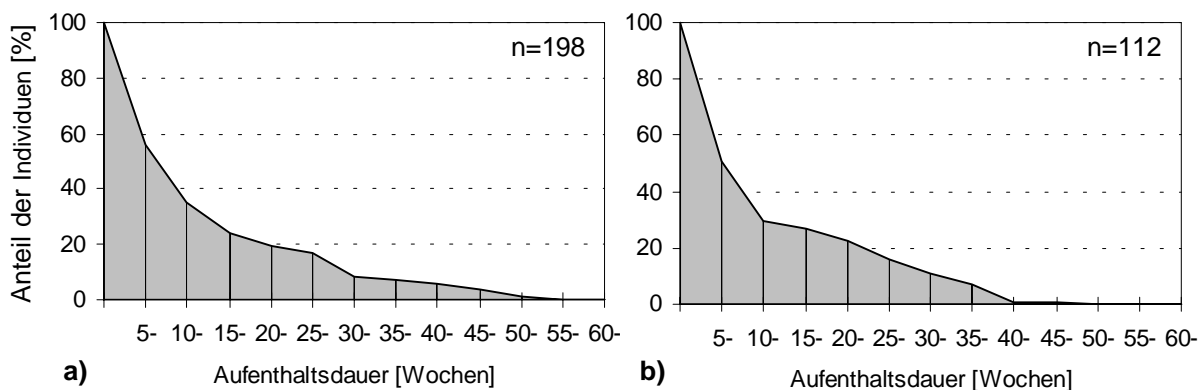


Abb. 27: Aufenthaltsdauer von *L. striatus* im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Kyambura Fig Tree (G2).

A. nairobae: Eine Aufenthaltsdauer von ≥ 5 Wochen wurde bei nur 29,6 % der Tiere in BG1 und bei 58,1 % der Tiere in BG2 ermittelt. In BG1 hielten sich 3,7 %, in BG2

Aufenthaltsdauer in Wochen [\bar{x}]				
Flächen	♂	♀	gesamt	n
BG1	6,4	4,5	5,4	54
BG2	7,7	10,3	8,8	135

5,9 % der Tiere ≥ 30 Wochen auf der Fläche auf (Abb. 28). In BG1 wurde ein Männchen über 53 Wochen lang erfaßt. Sowohl in BG1 als auch in BG2 gab es keinen signifikanten Unterschied in der Aufenthaltsdauer zwischen Männchen und Weibchen. Beide Geschlechter hielten sich in BG2 signifikant länger auf als in BG1 [$\bar{\sigma} \bar{\sigma}$: U=694,0, p=0,049; $\bar{\sigma} \bar{\sigma}$: U=583,0, p=0,005].

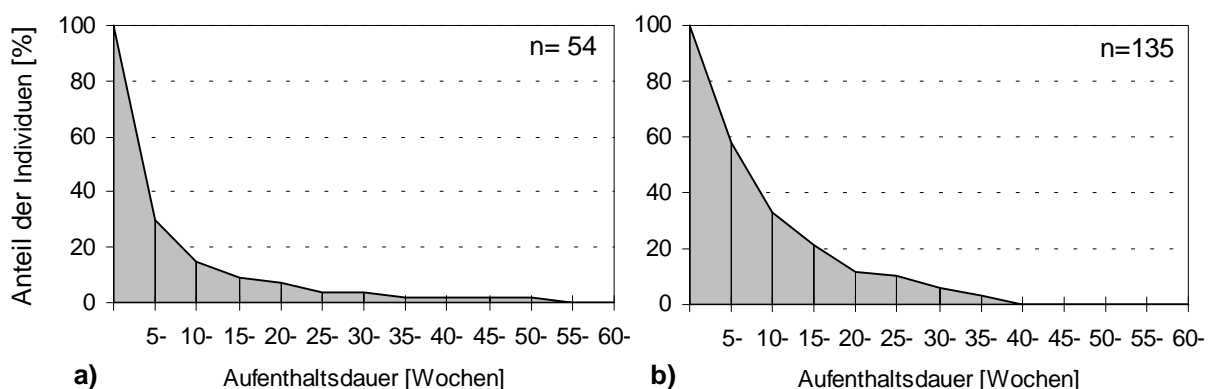


Abb. 28: Aufenthaltsdauer von *A. nairobae* im Buschland-Grasland-Mosaik. **a)** Crater Road (BG1), **b)** Hippo Pool (BG2).

M. natalensis: In G1 und G2 wurden mit 55,7 % bzw. 51,6 % die größten Anteile an Tieren mit Aufenthaltsdauern von ≥ 5 Wochen ermittelt, in BG1 war der Anteil mit 25 % am geringsten. Der Anteil an Tieren, die über ≥ 30 Wochen lang erfaßt wurden, war ebenfalls in G1 und G2 mit jeweils 12,9 % am höchsten.

Aufenthaltsdauer in Wochen [\bar{x}]				
Flächen	♂	♀	gesamt	n
G1	11,3	13,5	12,2	70
G2	7,5	10,0	8,6	31
BG1	3,0	6,3	4,5	56
BG2	4,2	5,8	4,9	42
BG3	6,7	5,1	5,9	34
BG4	5,5	7,1	6,3	37

In BG1-BG4 hatten nur 1 bzw. 2 Tiere eine Aufenthaltsdauer von ≥ 30 Wochen (Abb. 29). Nur in G1 konnten 3 Individuen über 1 Jahr lang erfaßt werden. Auf allen Flächen gab es keinen signifikanten Unterschied in der Aufenthaltsdauer zwischen Männchen und Weibchen [U-Test]. Die mittlere Aufenthaltsdauer der Weibchen und der Männchen lag im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) höher als im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4). Der Unterschied zwischen den Flächen war nur bei den Männchen signifikant [Kruskal-Wallis-Test: $\chi^2=16,0$, d.f.5, p=0,007]. Dabei hatten die Männchen in G1, G2 und

BG3 eine signifikant längere Aufenthaltsdauer als die in BG1 und BG2 [jeweils: U=Test, $p \leq 0,05$].

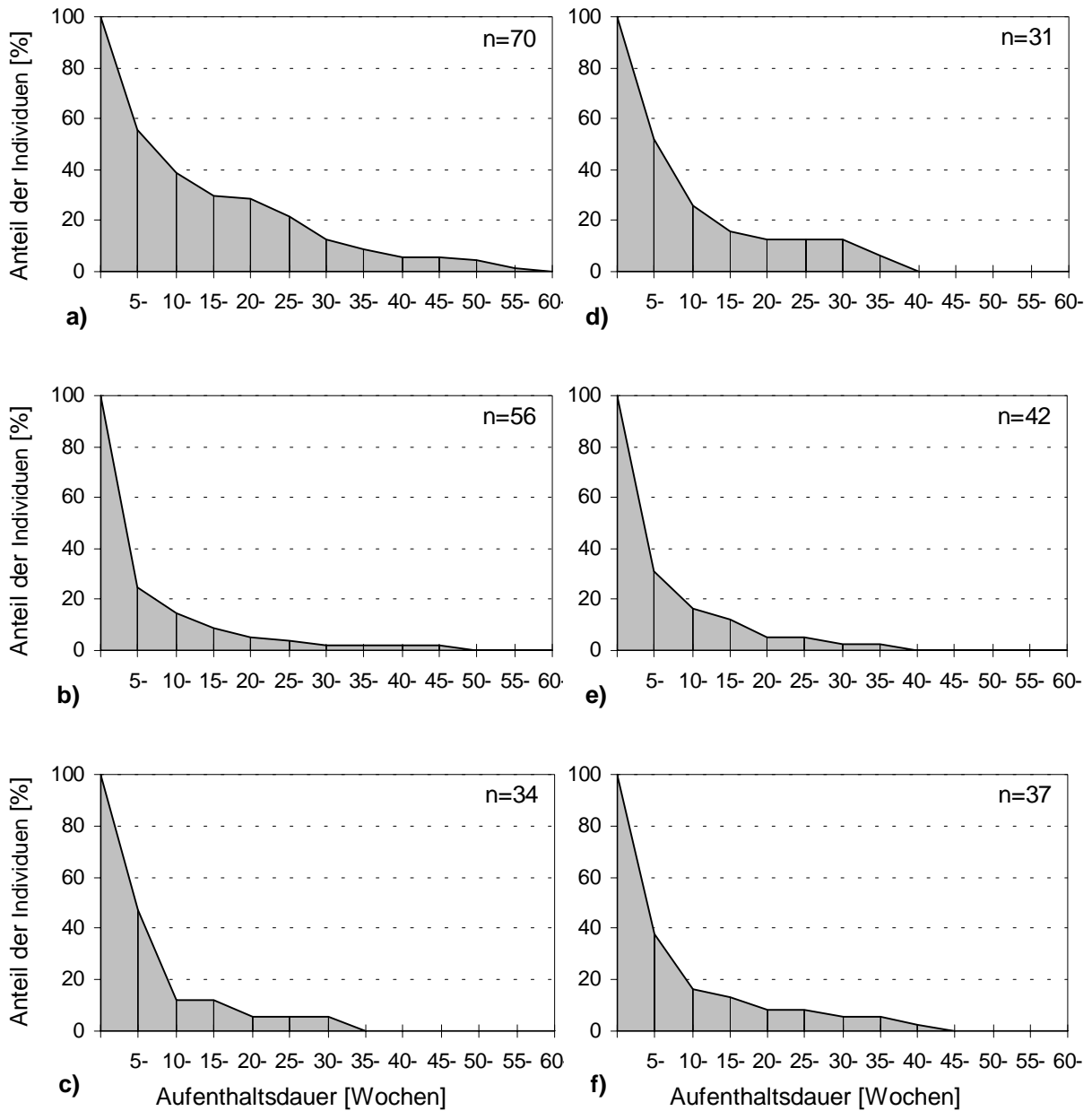


Abb. 29: Aufenthaltsdauer von *M. natalensis* auf allen Flächen. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Crater Road (BG1), **c)** Mweya Peninsula (BG3), **d)** Kyambura Fig Tree (G2), **e)** Hippo Pool (BG2), **f)** Queens Mile (BG4).

4.4 Raumnutzungsmuster

4.4.1 Randeffekt und Dispersion

Randeffekt

Um die Wirkung des Randeffektes auf die Dichteschätzung und Raumnutzung beurteilen zu können, wurde für *L. striatus* in G1 und G2, für *A. nairobae* in BG1 und BG2 sowie für *M. natalensis* aller Flächen der Randeffekt ermittelt (Tab. A14). Dazu wurde das Fallenraster in 3 konzentrische Zonen unterteilt und die ermittelte Verteilung des Gesamtfangs mit der zu erwartenden Verteilung verglichen (vgl. 3.1.6).

Mit Ausnahme von *A. nairobae* in BG1 und *M. natalensis* in BG2 und BG3 zeigten alle anderen Populationen eine signifikante Abweichung von der zu erwartenden Verteilung [jeweils: χ^2 -Test, d.f.2, $p \leq 0,05$]. In fast allen Fällen war der Randeffekt sehr deutlich ausgeprägt, dagegen lag der Anteil in der inneren Zone weit unter dem Erwartungswert (Tab. A14).

Dispersion

Die Kenntnis über die Siedlungsverteilung der Individuen einer Population in ihrem Lebensraum ermöglicht einen Einblick in Raumnutzung und soziale Organisation. Für die statistische Aussage über die Dispersion der Tiere auf einer Fläche wurde der standardisierte MORISITA-Index [I_p] (vgl. 3.1.6) verwendet. Der Index wurde auf der Grundlage aller Fänge für jede Fangserie für *L. striatus* in G1 und G2, für *A. nairobae* in BG1 und BG2 sowie für *M. natalensis* in G1 und BG1 ermittelt (Abb. 30).

Die monatlichen Dispersionsindices variierten bei *L. striatus* mit $I_p = -0,561$ bis $+0,501$ in G1 und mit $I_p = -0,564$ bis $+0,569$ in G2 stärker als bei *A. nairobae* und *M. natalensis*, bei denen selten negative Indices erreicht wurden. Damit wiesen alle Populationen meist eine zufällige Verteilung auf, wobei *M. natalensis*, insbesondere *A. nairobae* einen Trend zur geklumpten Verteilung aufzeigten.

Nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" in G1 und den Feuern 2/96 und 2/97 in G2 wies *L. striatus* eine signifikant geklumpfte Verteilung ($p=0,05$) auf. *M. natalensis* zeigte nach den Feuern in G1 eine Aufgabe der geklumpten Verteilung. In BG1 hatte *M. natalensis* die geklumpfteste Verteilung, wenn die Abundanz am höchsten war. *A. nairobae* zeigte in

BG2 in allen Fangserien eine geklumpfte Verteilung, in BG1 in den Fangserien, in denen Juvenile nachgewiesen wurden.

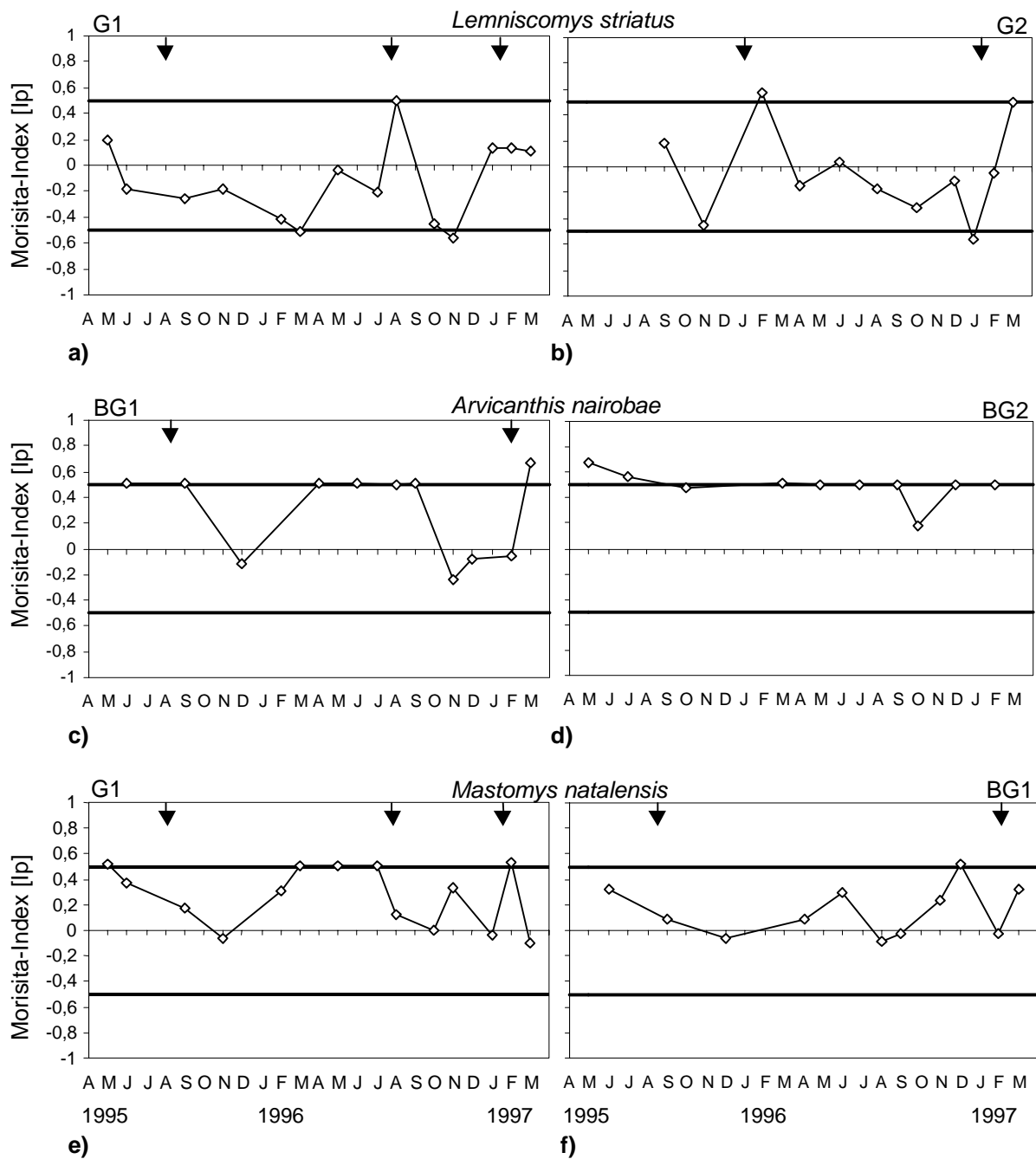


Abb. 30: Dispersion nach MORISITA [Ip] für die häufigen Arten. **a)** *L. striatus* in G1, **b)** *L. striatus* in G2, **c)** *A. nairobae* in BG1, **d)** *A. nairobae* in BG2, **e)** *M. natalensis* in G1, **f)** *M. natalensis* in BG1. Die Indices liegen auf einer absoluten Skala von +1 bis -1. Ip=0: zufällige Verteilung, Ip>0: geklumpfte Verteilung, Ip<0: gleichmäßige Verteilung. Bei Ip>+0,5 und Ip<-0,5 besteht Signifikanz (p≤0,05). Feuer ▼

4.4.2 Aktionsweiten und Aktivitätszentren

Zur Bestimmung der Aktionsbereiche von *L. striatus* (G1, G2) und *M. natalensis* (G1, BG1) wurden deren Aktionsweiten und Aktivitätszentren ermittelt (vgl. 3.1.6). Die saisonale Verlagerung "shifting" der Aktionsbereiche wurde durch die Abstände der Aktivitätszentren aufeinanderfolgender Fangserien bestimmt. Die monatlichen Aktionsweiten [Median] von *L. striatus* sind für beide Geschlechter dargestellt, aber bei *M. natalensis* aufgrund des geringen Datenmaterials zusammengefaßt (Abb. 31, Abb. 32).

Lemniscomys striatus

Für *L. striatus* variierten die monatlichen Aktionsweiten im Median bei den Männchen in G1 von 10-40 m und bei den Weibchen von 14-32 m, dagegen bei den Männchen in G2 von 14-52 m und bei den Weibchen von 0-41 m (Abb. 31). In G1 wurden direkt nach den Feuern keine signifikanten Veränderungen der gesamten Aktionsweiten festgestellt, allerdings waren sie in 10/96 signifikant größer als in 8/96 [gesamt: $U=247,0$, $p=0,002$, $n=65$]. In G2 waren die Aktionsweiten nach dem Feuer 2/97 signifikant verringert [gesamt: $U=130,0$, $p=0,001$, $n=49$], in 3/97 wieder erhöht. Die Weibchen in G1 wiesen zudem in 3/96 signifikant größere Aktionsweiten auf als in 2/96 [$U=245,0$, $p=0,008$, $n=58$] und 5/96 [$U=222,0$, $p=0,020$, $n=53$].

In G1 bestand eine signifikant positive Korrelation der Aktionsweiten der Männchen und Weibchen mit ihren Gewichten [σ^{σ} : $r=+0,165$, $p=0,036$, $n=163$; φ^{φ} : $r=+0,203$, $p=0,003$, $n=214$]. Darüber hinaus gab es einen signifikanten negativen Zusammenhang mit der MNA [σ^{σ} : $r=-0,166$, $p=0,034$, $n=163$; φ^{φ} : $r=-0,140$, $p=0,041$, $n=214$]. Ausschließlich die Aktionsweiten der Weibchen in G1 zeigten eine positive Korrelation mit den Regenfällen [$r=+0,205$, $p=0,006$, $n=182$]. In der Regenzeit hatten sie signifikant größere Aktionsweiten als in der Trockenzeit [$U=4272,5$, $p=0,002$, $n=214$]. In G2 waren die Aktionsweiten der Weibchen positiv mit der Vegetationsdichte korreliert [$r=+0,220$, $p=0,022$, $n=108$].

Die Aktionsweiten von Männchen und Weibchen in G2 waren signifikant größer als die in G1 [σ^{σ} : $U=5542,0$, $p<0,001$, $n=260$; φ^{φ} : $U=9713,0$, $p=0,019$, $n=322$] (Tab. 12). In G2 hatten die Männchen deutlich größere Aktionsweiten als die Weibchen [$U=4193,0$, $p=0,014$, $n=205$], in G1 gab es keinen signifikanten Unterschied. Der Anteil an Aktionsweiten von >30 m lag für die Männchen in G2 bei 58,8 %, für die Männchen in G1 bei 35,8 %. Die Weibchen in G2 hatten zu 49,1 % Aktionsweiten von >30 m, die Weibchen in G1 nur zu 13,6 % (Tab. A15).

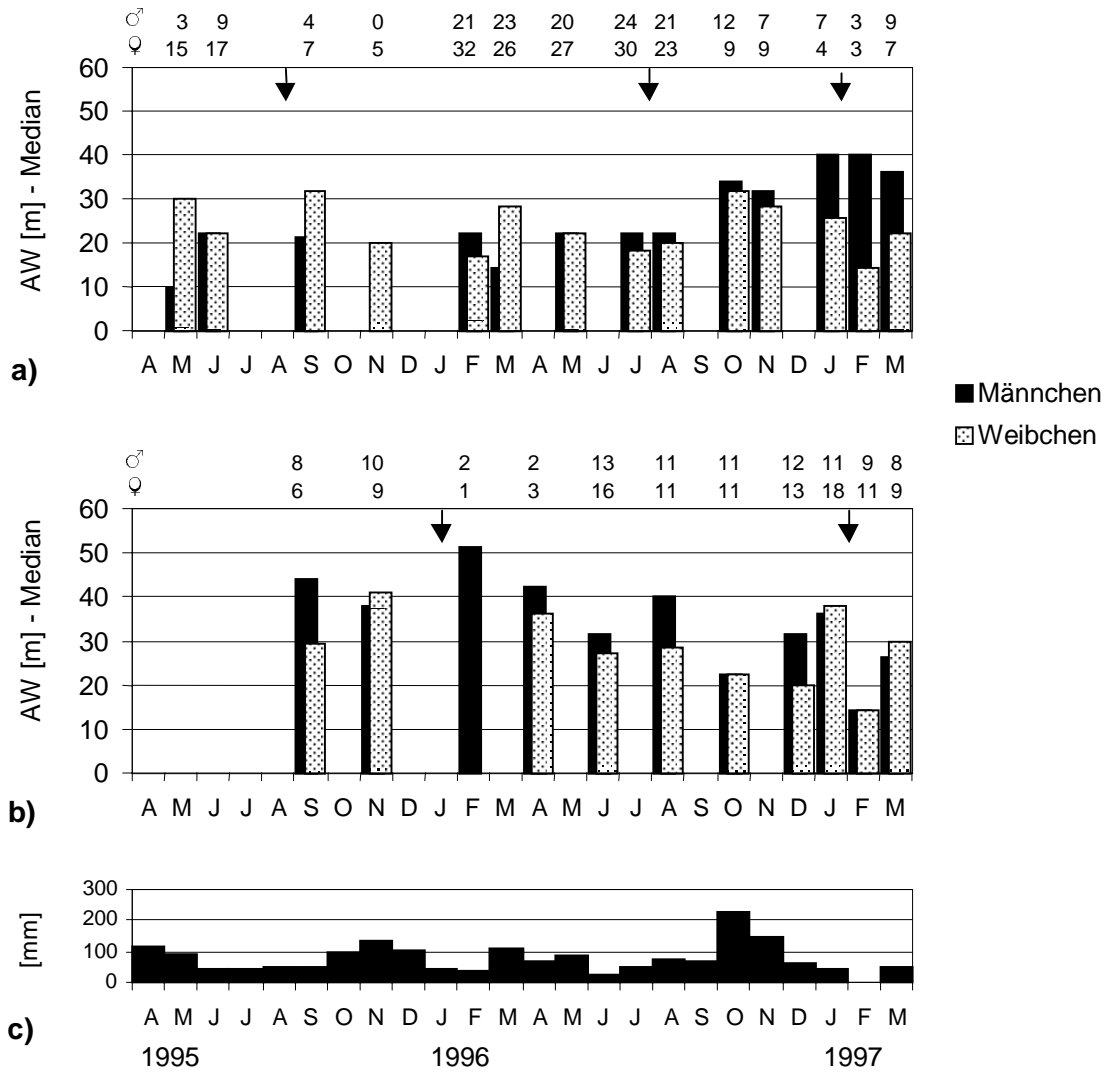


Abb. 31: Aktionsweiten (AW) von *L. striatus*. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Kyambura Fig Tree (G2), **c)** Niederschlag. Für jede Fangserie ist die mediane Aktionsweite für Männchen und Weibchen angegeben. Feuer ▼

Sexuell aktive und inaktive Tiere (Tab. 12) in G2 unterschieden sich nicht signifikant in ihren Aktionsweiten. In G1 wiesen sexuell aktive Tiere größere Aktionsweiten auf als sexuell inaktive [$\sigma^7 \sigma^7$: $U=2597,0$, $p=0,035$, $n=163$; $\sigma^7 \sigma^7$: $U=4053,0$, $p<0,001$, $n=214$]. Die Aktionsweiten sexuell aktiver Tiere waren in G1 und G2 nicht signifikant verschieden, allerdings waren die Aktionsweiten sexuell inaktiver Tiere in G2 signifikant größer als in G1 [$\sigma^7 \sigma^7$: $U=2949,5$, $p=0,006$, $n=184$; $\sigma^7 \sigma^7$: $U=1095,0$, $p<0,001$, $n=139$].

Tab. 12: *L. striatus*: Aktionsweiten sexuell aktiver und inaktiver Tiere.

Aktionsweiten		♂			♀		
		inaktiv	aktiv		inaktiv	aktiv	
G1	Median [m]	22,4	22,4	28,3	22,4	20,0	22,4
	n	163	96	67	214	118	96
G2	Median [m]	31,6	40,0	30,0	29,3	30,0	29,3
	n	97	43	54	108	66	42

Die Verlagerung der Aktivitätszentren lag bei den Fangserien in G1 im Median bei 7,8-32,6 m, in G2 bei 9,3-31,7 m. Die größte Verlagerung der Aktivitätszentren erfolgte in G1 nach den Feuern 8/96 und 2/97. Dabei war der Unterschied sowohl zwischen 8/96 und 10/96 [U=69,5, p=0,014, n=47] als auch zwischen 1/97 und 2/97 [U=5,0, p=0,042, n=12] signifikant. Männchen und Weibchen zeigten weder in G1 noch in G2 einen signifikanten Unterschied in der Verlagerung ihrer Aktivitätszentren. In G1 wies *L. striatus* eine höchst negative signifikante Korrelation zwischen der Veränderung der Aktivitätszentren und der MNA [r=-0,308, p<0,001, n=178] sowie der MNA des Vormonats [r=-0,222, p=0,003, n=178] auf.

Mastomys natalensis

Für *M. natalensis* variierten die monatlichen Aktionsweiten im Median in G1 von 10-40 m und in BG1 von 5-51 m (Abb. 32). In G1 wie auch in BG1 wurden weder nach den Feuern noch für die anderen Fangserien signifikante Veränderungen der Aktionsweiten festgestellt.

In G1 waren die Aktionsweiten von Männchen und Weibchen signifikant mit den Körpergewichten korreliert [gesamt: r=+0,255, p=0,003, n=130]. Darüber hinaus gab es einen signifikanten negativen Zusammenhang der Aktionsweiten mit der MNA [gesamt: r=-0,182, p=0,038, n=130; ♂♂: r=-0,246, p=0,029, n=79]. Ausschließlich die Aktionsweiten der Männchen in BG1 zeigten eine positive Korrelation mit den Regenfällen des Vormonats [r=+0,546, p=0,019, n=18] und der Vegetationsdichte [r=+0,547, p=0,012, n=27]. Die Aktionsweiten in der Regen- und Trockenzeit unterschieden sich weder in G1 noch in BG1 [U-Test].

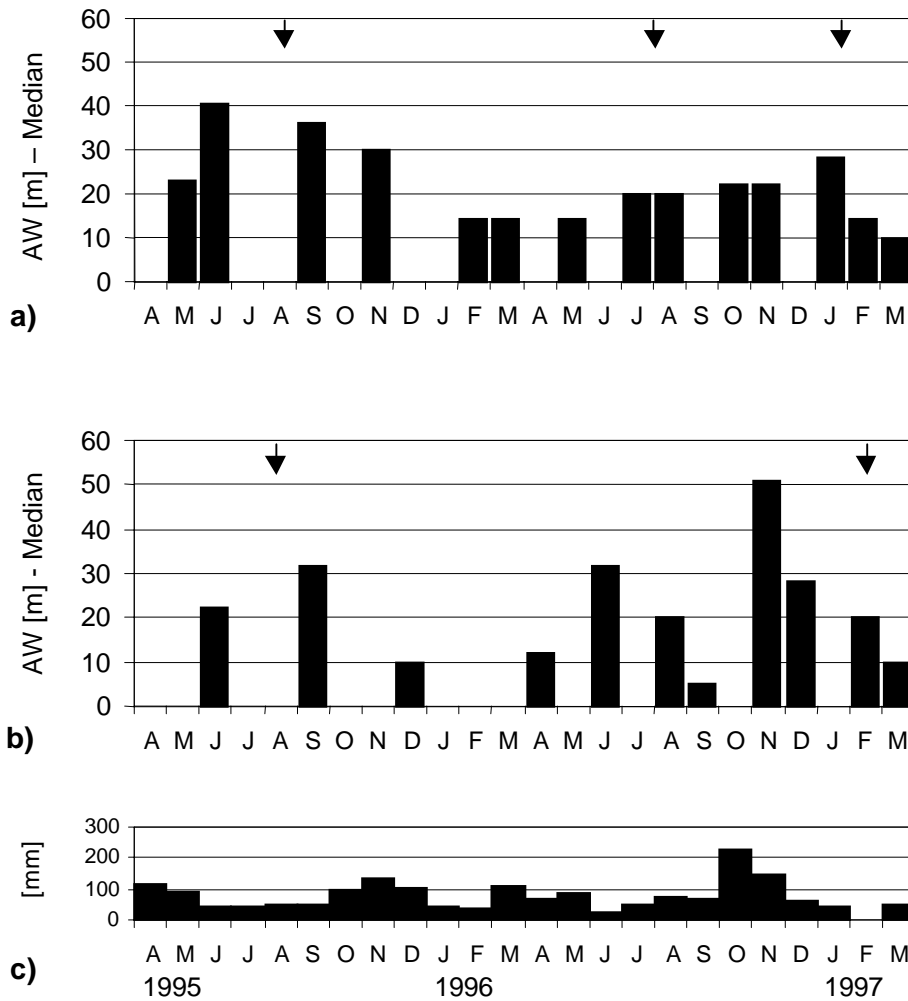


Abb. 32: Aktionsweiten (AW) von *M. natalensis*. **a)** Crater Outer Slope (G1), **b)** Crater Road (BG1), **c)** Niederschlag. Für jede Fangserie ist die mediane Aktionsweite aller Individuen angegeben. Feuer ↓

Die Aktionsweiten von Männchen und Weibchen in G1 und BG1 unterschieden sich nicht signifikant voneinander (Tab. 13). In G1 und BG1 hatten die Männchen größere Aktionsweiten als die Weibchen, der Unterschied war in G1 signifikant [G1: $U=1449,5$, $p=0,009$, $n=130$; BG1: $U=187,0$, $p=0,071$, $n=47$]. Der Anteil an Aktionsweiten von >30 m lag für die Männchen in G1 bei 34,2 %, für die in BG1 bei 50,0 %. Die Weibchen in G1 hatten nur zu 9,8 % Aktionsweiten von >30 m, die in BG1 zu 33,3 % (Tab. A15). Auf beiden Flächen waren die Aktionsweiten von sexuell aktiven Tieren größer als die von sexuell inaktiven Tieren, wobei die Unterschiede nicht signifikant waren (Tab. 13).

Tab. 13: *M. natalensis*: Aktionsweiten sexuell aktiver und inaktiver Tiere.

Aktionsweiten		♂	inaktiv	aktiv	♀	inaktiv	aktiv
G1	Median [m]	22,4	20,0	22,4	14,1	14,1	17,1
	n	79	18	61	51	27	24
BG1	Median [m]	29,1	26,2	30,0	10,0	10,0	12,1
	n	20	10	10	27	17	10

Die Verlagerung der Aktivitätszentren lag bei den Fangserien in G1 im Median bei 5,6-22,7 m. Für *M. natalensis* in BG1 konnten aufgrund zu geringer Daten keine Aktivitätszentren berechnet werden. In G1 zeigten Männchen und Weibchen keinen signifikanten Unterschied in der Verlagerung ihrer Aktivitätszentren, auch gab es keine signifikante Veränderung zwischen den Fangserien bzw. nach den Feuern. Es konnte keine signifikante Korrelation zwischen der Veränderung der Aktivitätszentren und der MNA, dem Regen oder der Vegetationsdichte nachgewiesen werden.

4.4.3 Aktionsraumgrößen

Insgesamt wurden 9 *L. striatus* und 7 *M. natalensis* während 4 Telemetrieperioden in G1 und BG1 erfolgreich telemetriert. Die Auswertung der Aktionsräume erfolgte nach der Minimum-Konvex-Polygon-Methode (vgl. 3.2.5) auf der Basis von insgesamt 635 verschiedenen Ortungen bei 2.676 Peilungen (vgl. Tab. A16). Um die Aktionsraumgrößen nicht durch seltene Exkursionen zu verfälschen, wurden die Polygone mit 95 % und für die Kerngebiete mit 60 % der äußersten Peilpunkte berechnet. Für alle telemetrierten Individuen werden zum Vergleich die berechneten Aktionsräume aus dem Fallenfang angegeben (Tab. 14, Tab. 15). Hierfür wurden jeweils die Fallenstandorte aus den Fangserien zwischen den Feuern zusammengefaßt. Damit basieren die berechneten Aktionsräume auf Fangperioden von 2-6, einmal von 9 Monaten (vgl. Tab. A16).

Radiotelemetrie

Lemniscomys striatus

Für *L. striatus* wurden im ausgereiften *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1) im Mai 1996 Aktionsraumgrößen (95 %) von 0,070 - 0,114 ha ermittelt (Tab. 14). Die Männchen wiesen größere Aktionsräume auf als die Weibchen. Die Aktionsräume von ♀1 und ♀2 grenzten aneinander, überlappten sich aber nicht. Die Aktionsräume von ♂1 und ♀1 überlappten hingegen fast vollständig, die von ♂1 und ♀2 bzw. von ♂2 und ♀2 nur geringfügig.

Tab. 14: Aktionsraumgrößen von *L. striatus*. AW=Aktionsweite.

Radiotelemetrie					Fallenfang	
Periode	Individuum	Aktionsraumgröße [ha]			AW [m]	[ha]
		100%	95%	60%	100%	100%
G1 Mai 96	♀ 1	0,128	0,070	0,020	54	0,115
	♀ 2	0,101	0,065	0,023	39	0,138
	♂ 1	0,145	0,106	0,051	46	0,185
	♂ 2	0,161	0,114	0,038	50	0,150
G1 Nov.-Dez. 96	♀ 3	0,864	0,803	0,343	138	0,210
	♀ 4	0,191	0,101	0,053	64	0,135
	♂ 2	0,244	0,244	0,144	75	0,275
	♂ 3	0,360	0,351	0,118	75	0,175
	♂ 4	0,864	0,620	0,173	166	0,250

Im gleichen Untersuchungsgebiet (G1) wurden für *L. striatus* 3 Monate nach dem Feuer 8/96 Aktionsraumgrößen (95 %) von 0,101 - 0,803 ha ermittelt (Tab. 14). Damit waren sie im Mittel 4,8-mal größer als die der telemetrierten Tiere im Mai 1996. Alle Aktionsräume erstreckten sich weit über das Fallenraster hinaus. Das Männchen ♂2, das während beider Perioden telemetriert wurde, hatte zu diesem Zeitpunkt einen doppelt so großen Aktionsraum (95 %). Selbst die Kerngebiete der Tiere dieser Periode waren im Mittel noch um 19,5 % größer als die 100 %-Aktionsräume im Mai 1996. Der Aktionsraum von ♂2 lag fast vollständig in dem von ♂4 und der von ♂3 in dem von ♀3. Die Aktionsräume von ♂4 und ♀3 überlappten sich, der von ♀4 zeigte keinerlei Überlappung.

Mastomys natalensis

Für *M. natalensis* wurden im ausgereiften *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1) im März 1996 Aktionsräume (95 %) von 0,119 - 0,255 ha gefunden (Tab. 15). Die Aktionsräume von ♂1 und ♂3 überlappten sich, wogegen der von ♂2 keine Überlappung mit denen der anderen Männchen aufwies. Der Aktionsraum von ♀1 überlappte zu 50 % mit ♂1, wobei sich die Schlafplätze beider Tiere im Überlappungsbereich befanden. Die Tiere ♀1 und ♂2 unternahmen gelegentlich spontane kurzzeitige Exkursionen. ♂2 konnte bei einem 1,5-stündigen Ausflug bis zu 130 m vom Nest entfernt beobachtet werden. Im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1) hatten die telemetrierten Tiere im August 1996 Aktionsräume (95 %) von 0,656 - 0,840 ha (Tab. 15). Damit waren diese Aktionsräume im Mittel 4-mal größer als die im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland. Die ermittelten

Aktionsräume lagen bis zu 2/3 der Fläche außerhalb des Rasters der Untersuchungsfläche BG1. Die Aktionsräume (100 %) von ♂ 4 und ♀ 3 überlappten sich geringfügig.

Tab. 15: Aktionsraumgrößen von *M. natalensis*. AW=Aktionsweite.

Radiotelemetrie					Fallenfang	
Periode	Individuum	Aktionsraumgröße [ha]			AW [m]	[ha]
		100%	95%	60%	100%	100%
G1 März 96	♀ 1	0,315	0,163	0,073	86	0,120
	♂ 1	0,291	0,255	0,068	80	0,135
	♂ 2	0,603	0,201	0,064	155	0,043
	♂ 3	0,153	0,119	0,021	45	0,090
BG1 Aug. 96	♀ 2	1,018	0,840	0,246	163	0,293
	♀ 3	0,765	0,701	0,338	150	- -
	♂ 4	0,726	0,656	0,164	115	0,275

Weder für *L. striatus* noch für *M. natalensis* gab es einen eindeutigen Hinweis auf einen Zusammenhang zwischen Aktionsraumgröße und Geschlecht oder sexueller Aktivität (vgl. Tab. A16). Allerdings bestand ein inverses Verhältnis zwischen Aktionsraumgröße und Populationsdichte.

Fallenfang

Die über den Fallenfang errechneten Aktionsraumgrößen lagen mit Ausnahme der von *L. striatus* in G1 im Mai 1996 deutlich unter den telemetrisch ermittelten Aktionsraumgrößen (Tab. 14, Tab. 15). Die Größe der meisten durch Fallenfang ermittelten Aktionsräume entsprach den telemetrisch gefundenen Werte für die Kerngebiete, wenige lagen darüber.

4.4.4 Habitatnutzung

4.4.4.1 Buschland-Grasland-Mosaik

Habitatpräferenzen der häufigsten Arten

Für die 4 häufigsten Arten des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4) wurden die Habitatpräferenzen auf der Grundlage der Fallenfänge ermittelt (Abb. 33). Um die Ergebnisse nicht durch die unterschiedliche Fängigkeit einzelner Individuen zu verfälschen, wurden jeweils nur die Erstfänge einer Fangserie berücksichtigt. Unter der Annahme, daß ausreichend Fallen in den Strukturen standen, wurden die Fänge auf die

Flächenanteile von Grasland, Buschgruppen und Schluchten (diese nur in BG3) der jeweiligen Fläche (vgl. Tab. 4) bezogen und als relative Fangdichte [%] angegeben.

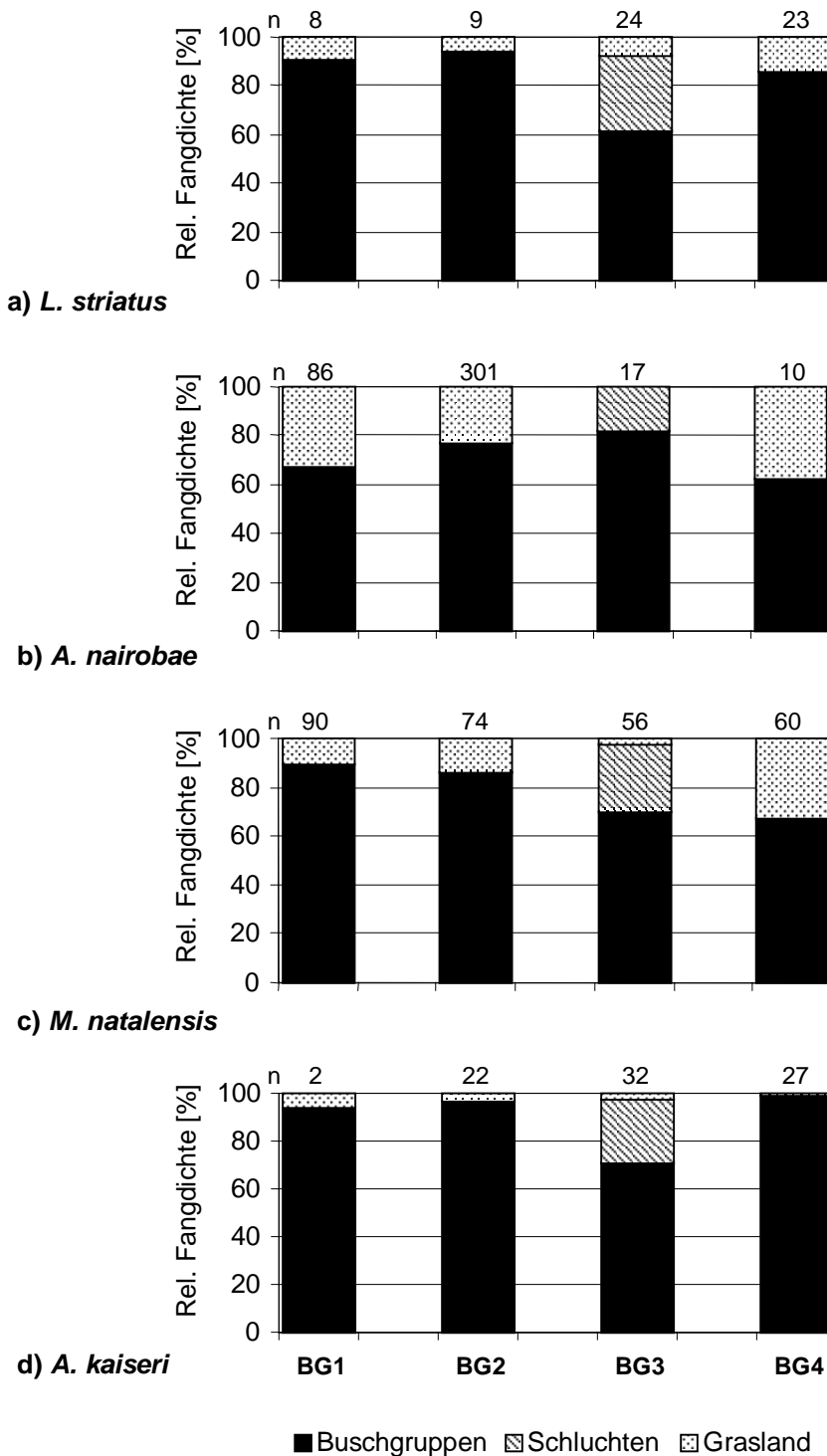


Abb. 33: Habitatpräferenzen der häufigsten Arten auf den Flächen im Buschland-Grasland-Mosaik.

Auf allen Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks hatten die 4 häufigsten Arten ihre höchsten relativen Fangdichten in den Buschgruppen. *A. kaiseri* hatte im Vergleich zu den anderen Arten im offenen Grasland die geringsten Fangdichten. Hingegen wies *A. nairobae* im offenen Grasland der Flächen BG1, BG2 und BG4 die höchsten Fangdichten auf, wurde aber in BG3 ausschließlich in den Buschgruppen und Schluchten erfaßt. Die Fangdichten im Grasland in BG3 waren generell niedrig, wobei die von *L. striatus* mit 7,4 % am höchsten war. Im Grasland in BG4 waren die Fangdichten mit Ausnahme von *A. kaiseri* am höchsten. Die Schluchten in BG3 wurden dagegen von allen Arten relativ stark genutzt.

Sowohl für *L. striatus* als auch für *A. kaiseri* bestand kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Flächen in Bezug auf ihre Präferenz für Buschgruppen und offenes Grasland. Für *A. nairobae* [$\chi^2=40,97$, d.f.3, $p<0,001$] sowie für *M. natalensis* [$\chi^2=78,13$, d.f.3, $p<0,001$] war der Unterschied höchst signifikant. Bei getrennter Betrachtung unterschied sich die Habitatpräferenz von *A. nairobae* nicht zwischen BG4 und BG1 bzw. BG2 und die von *M. natalensis* nicht zwischen BG1 und BG2 [jeweils: χ^2 =Test, d.f.1].

Der Versuch mit der Fadenspule (vgl. 3.1.4) ergab für *M. natalensis* (♂) und *A. kaiseri* (♀) aufgrund des frühzeitigen Verlustes der Spule keine bzw. sehr wenig Informationen über die Habitatnutzung. Für *A. kaiseri* wurde ein in einem *Panicum maximum*-Bestand befindlicher Termitenbau von *Odontotermes* sp. als Versteck nachgewiesen. *A. kaiseri* bewegte sich in der dichten Vegetation in selbst angelegten Tunneln fort. Bei fehlender Deckung wurde zielstrebig die nächste Buschgruppe aufgesucht.

Grasfeuer

Für die häufigen Arten in BG1 und BG4 wurde die Habitatpräferenz während der Fangserie vor mit der nach einem Feuer verglichen. Auf beiden Flächen zeigten alle Arten nach einem Feuer einen höheren Fanganteil in den Buschgruppen. Für *M. natalensis* war der Unterschied jedoch nicht signifikant (Tab. 16).

Tab. 16: Fanganteil [%] in den Buschgruppen vor und nach dem Feuer.

BG1: Feuer 2/97	vor [%]	nach [%]	n	χ^2	p
<i>L. striatus</i>	33,3	100	13	7,88	0,005
<i>A. nairobae</i>	18,2	90,5	32	16,73	0,000
<i>M. natalensis</i>	23,3	42,9	58	2,51	0,113
BG4: Feuer 8/96	vor [%]	nach [%]	n	χ^2	p
<i>L. striatus</i>	16,7	100	25	18,06	0,000
<i>A. kaiseri</i>	100	100	29	kein Unterschied	
<i>M. natalensis</i>	10,7	28,6	46	1,13	0,289

Habitatpräferenzen der selteneren Arten

Für die Betrachtung der Habitatpräferenzen der selteneren Arten wurde die relative Fangdichte [%] wie die der 4 häufigsten Arten bestimmt, wobei hier die Strukturanteile der Flächen BG1-BG4 zusammengefaßt wurden (Tab. 17). Die Fangzahlen der einzelnen Arten sind nach Habitatstruktur und Fläche im Anhang (Tab. A17) aufgeführt.

G. murinus und *M. musculooides* wiesen die größte Fangdichte in den Schluchten, die anderen Arten in den Buschgruppen auf. *G. dolichurus* wurde als einzige Art ausschließlich in den Buschgruppen erfaßt. *Z. hildegardeae* wies im Vergleich zu allen Arten eine relative hohe Präferenz für das Grasland auf.

Tab. 17: Habitatpräferenz der selteneren Arten im Buschland-Grasland-Mosaik.

Arten	Relative Fangdichte [%]			n
	Grasland	Buschgruppen	Schluchten	
<i>G. murinus</i>	0,7	23,0	76,3	36
<i>M. musculooides</i>	5,0	23,0	72,0	24
<i>L. ansorgei</i>	17,2	82,8	0,0	14
<i>Z. hildegardeae</i>	40,7	59,3	0,0	11
<i>G. dolichurus</i>	0,0	100,0	0,0	4
<i>Crocidura spp.</i>	14,9	69,6	15,5	35

G. murinus wurde in BG1 zu 93 % ihres Gesamtfangs in den Buschgruppen erfaßt, in BG3 zu 91 % in den Schluchten. Die Individuen beider Flächen wurden während einer Fangserie in der jeweils gleichen Buschgruppe bzw. Schlucht gefangen; auch beim Wiederfang in weiteren Fangserien wurde selten ein Ortswechsel festgestellt. In BG1 wurde ein Weibchen während 4 Fangserien von Juli 1996 bis März 1997 stets (n=9) in der selben Buschgruppe erfaßt (einzige Ausnahme im September 1996: Fang (n=2) in

Buschgruppe 60 m entfernt). In BG3 wurde ebenfalls ein Weibchen über die gleiche Zeitspanne stets in zwei 15 m voneinander entfernten Schluchten gefangen. Im Februar 1996 und Juni 1996 wurden in G2 2 *G. murinus* am Boden des 30 m vom Fallenraster entfernten Feigenbaumes erfaßt (vgl. Abb. A2). Nach Beginn von Bauarbeiten an diesem Ort wurde im Oktober 1996 letztmalig ein Tier im Raster gefangen. Danach wurde kein Tier mehr nachgewiesen.

Aktionsraumnutzung von *A. nairobae* und *M. natalensis* auf der Fläche BG1

Zur Beschreibung der Aktionsraumnutzung der telemetrierten Tiere in Crater Road (BG1) wurden alle Ortungen während ihrer aktiven Phase, d. h. zwischen Verlassen und Aufsuchen der jeweiligen Schlafplätze, gewertet. Dabei wurde zwischen den Habitatstrukturen Buschgruppen, offenem Grasland und kleinen Gehölzen im Grasland, wie Akazien und Sträuchern, unterschieden.

A. nairobae und *M. natalensis* zeigten ein deutlich unterschiedliches Nutzungsmuster (Abb. 34). *A. nairobae* (1♂, 3 ♀♀) hielt sich während der Aktivitätsphase hauptsächlich im Grasland auf und wurde nur äußerst selten in Buschgruppen angetroffen (Abb. 34a). Das Nutzungsmuster der 4 Individuen unterschied sich nicht signifikant voneinander [$\chi^2=10,29$, d.f.6, $p=0,113$, $n=542$]. Als Schlafplätze nutzten diese Tiere im Gras versteckte Termitenbaue, die während der Telemetrieperiode häufiger gewechselt wurden (vgl. ECKHOFF 1998).

M. natalensis (♀2, ♀3, ♂4, vgl. Tab. 15) wurde insgesamt häufiger in Buschgruppen geortet als im offenen Grasland (Abb. 34b). Der Anteil der Nutzung von Buschgruppen lag beim ♂4 mit 60 % deutlich über dem des adulten ♀2 mit 35 % bzw. dem des subadulten ♀3 mit 45 %. Der Unterschied zwischen den Nutzungsmustern der 3 Individuen war signifikant [$\chi^2=14,30$, d.f.6, $p=0,006$, $n=230$]; dabei unterschied sich das Nutzungsmuster der Weibchen nicht signifikant voneinander, aber das des Männchens von denen der Weibchen [♀2: $\chi^2=9,24$, d.f.2, $p=0,01$, $n=144$; ♀3: $\chi^2=6,96$, d.f.2, $p=0,031$, $n=164$]. Es ist anzumerken, daß die in den Aktionsräumen gelegenen, 5-7 Buschgruppen unterschiedliche Flächenanteil bei ♀2 (4 %), ♀3 (7 %) und ♂4 (10 %) ausmachten. Der Schlafplatz von ♀2 sowie der von ♂4 waren Erdbaue in unterschiedlichen Buschgruppen, der von ♀3 war ein Erdbau im offenen Grasland. Die Schlafplätze lagen am Rande der Aktionsräume weit außerhalb des Fallenrasters und wurden im Verlauf der gesamten Telemetrieperiode nicht gewechselt. Für kurze Ruhepausen während der Aktivitätsphasen wurden die Schlafplätze nie aufgesucht.

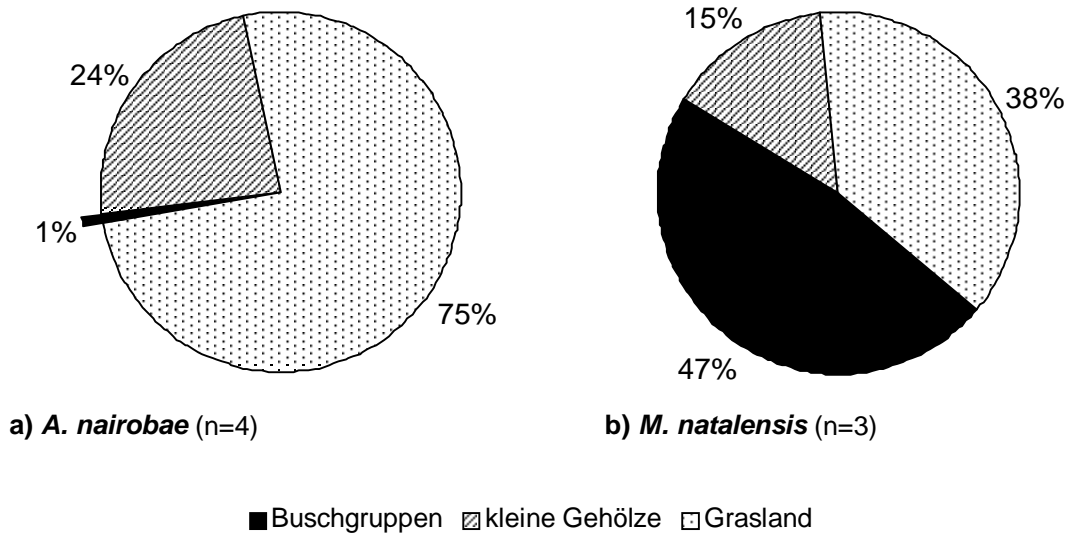


Abb. 34: Habitatnutzung [%] von *A. nairobae* und *M. natalensis* auf der Fläche BG1.

Unter Berücksichtigung der Flächenanteile von BG1 mit 94 % Grasland und 6 % Buschgruppen ergab sich für *A. nairobae* eine relative Flächennutzung der Buschgruppen von 10,5 % und des gesamten Graslands von 89,5 %. *M. natalensis* nutzte hingegen die Buschgruppen insgesamt zu 94,4 %, das Grasland nur zu 6,6 %. Beide Arten benutzten für die Fortbewegung im dichten Gras Lauftunnel.

4.4.4.2 *Imperata-Cymbopogon*-Grasland

Nutzung von Termitenbauten

Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) wurden die unregelmäßig im Gelände verteilten Termitenbaue (vgl. Tab. 4, Abb. A1, Abb. A2) von den Kleinsäugetieren als Verstecke oder/und Nahrungsressource genutzt. Für die Einschätzung der Nutzung wurde der Gesamtfang pro Art aus den Rasterzellen ohne Termitenbaue (G1=64, G2=75) sowohl mit dem Gesamtfang aus den Rasterzellen mit Termitenbauten (G1=36, G2=25) als auch mit dem aus den Rasterzellen (G1=22, G2=10), die keine zusätzlichen Fallen um ausgewählte Termitenbaue hatten, verglichen (Tab. 18 und vgl. 3.1.2).

Die relative Fangdichte in den Rasterzellen mit Termitenbauten (G1=22, G2=10) lag für *L. ansorgei*, *M. natalensis*, *M. triton*, *Z. hildegardeae* und *Crocidura* spp. z. T. deutlich >50 %, war für *L. striatus* ausgeglichen und lag für *M. musculoides* und *T. valida* bei <40 %. Unter Berücksichtigung der Rasterzellen mit zusätzlichen Fallen (G1=36, G2=25) war für alle Arten die Fangdichte höher, wobei die Abweichungen in G1 geringer waren als in G2.

Tab. 18: Relative Fangdichte [%] in den Rasterzellen mit Termitenbauen (Tb).

	Fläche G1				Fläche G2			
	Tb-Zellen (22)		Tb-Zellen (36)		Tb-Zellen (10)		Tb-Zellen (25)	
	[%]	Σ n	[%]	Σ n	[%]	Σ n	[%]	Σ n
<i>L. striatus</i>	49,7	1.111	55,4	1.408	51,6	531	61,2	710
<i>L. ansorgei</i>	geringe Fangzahlen				60,5	100	75,4	168
<i>M. natalensis</i>	52,4	309	55,3	380	57,4	46	84,5	110
<i>M. triton</i>	57,8	35	64,5	49	55,8	83	55,0	100
<i>T. valida</i>	39,7	32	44,6	38	38,5	52	54,3	67
<i>Z. hildegardeae</i>	90,3	7	94,0	19	47,6	9	86,1	25
<i>M. musculoides</i>	geringe Fangzahlen				34,5	15	55,8	20
<i>Crocidura spp.</i>	63,9	13	85,2	35	geringe Fangzahlen			

Bei der Ausgrabung von 3 Bauen von *Odontotermes sp.* in G2 (vgl. 3.3.1), an denen zuvor regelmäßig Tiere verschiedener Arten gefangen wurden, wurde weder ein Tier erfaßt, noch gab es deutliche Zeichen einer momentanen Nutzung der Termitenbaue durch Kleinsäuger. Dort, wo Termitennester fehlten, gab es flache Kuhlen, die möglicherweise Schlafplätze von Kleinsäufern waren. In einem Termitenbau befanden sich räumlich getrennt 2 winzige, unordentliche Nester, die nur von einem sehr kleinen Tier wie *M. musculoides*, *M. triton* oder *Crocidura spp.* stammen konnten.

Für 2 telemetrierte *Z. hildegardeae* in G1 konnten noch vor dem vorzeitigen Ausfall der Sender nach 3 Tagen, die Schlafplätze dieser einzigen im Raster erfaßten Tiere ermittelt werden. Beide Tiere wurden nicht in den Termitenbauen nachgewiesen, an denen sie während des Fallenfangs erfaßt wurden. Das Weibchen war tagsüber in einem Termitenbau am Rande des Fallenrasters. Dagegen wurde das Männchen in 3 verschiedenen Termitenbauen in etwa 80 m Entfernung vom Weibchen nachgewiesen, wobei diese Baue dicht beieinander lagen und sich bis zu 20 m außerhalb des Rasters befanden.

Grasfeuer

Für den Vergleich der Nutzung von Termitenbauen durch *L. striatus*, *M. natalensis* und *L. ansorgei* vor und nach einem Feuer, wurden die relativen Fangdichten [%] der Rasterzellen mit Termitenbauen (G1=36, G2=25) der betreffenden Fangserien betrachtet. In G2 war die relative Fangdichte nach dem Feuer 2/97 in den Rasterzellen mit Termitenbauen bei *L. striatus* mit 60,4 % und bei *L. ansorgei* mit 80,2 % nicht signifikant verschieden von der Fangdichte vor dem Feuer [jeweils: χ^2 -Test, d.f.1]. In G1 zeigte sich bei *L. striatus* hingegen nach dem Feuer 2/97 ein Anstieg der relativen Fangdichte von

56,5 % auf 62,1 % und bei *M. natalensis* von 44,6 % auf 72,8 %. Der Unterschied war jedoch nur für den Gesamtfang aller Arten von 55,9 % auf 67,5 % signifikant [$\chi^2=4,94$, d.f.1, $p=0,026$]. Nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" war die relative Fangdichte bei *L. striatus* von 57,5 % auf 48,0 % in den Rasterzellen mit Termitenbauen signifikant verringert [$\chi^2=8,42$, d.f.1, $p=0,004$]. Für *M. natalensis* war der Unterschied von 57,8 % auf 56,1 % nicht signifikant verschieden.

In G1 hinterließ das Feuer 8/96 "patchy-burn" Grasinseln, die bei Berücksichtigung aller Grasinseln mit $>6 \text{ m}^2$ insgesamt einen Flächenanteil von 17 % ausmachten. *L. striatus* ($n=232$) und *M. natalensis* ($n=43$) zeigten mit relativen Fangdichten von 80,6 % bzw. 74,0 % eine hohe Präferenz für diese Strukturen.

Auf den gebrannten Flächen wurden die gefangenen Tiere nach dem Freilassen vom Fallenstandort aus verfolgt. Bis zum Versteck liefen die meisten Tiere von einem zum anderen *Cymbopogon*-Bult und bewegten sich auch unterhalb der frischen Ascheschicht fort. Die meisten Tiere verschwanden in den nächstgelegenen Termitenbauen, einzelnen Löchern oder in den vom Feuer verschonten Grasinseln (G1). Von *L. ansorgei* legten aber einige Tiere bis zum Versteck Strecken von bis zu 100 m zurück, ein Tier von *M. dybowskii* lief sogar bis zu einem 250 m entfernten Termitenbau. Beim Wiederaufbruch wurde nur in wenigen Fällen beobachtet, daß der gleiche Unterschlupf wiederholt aufgesucht wurde. Verbliebene Grasbulte in G1 und G2 wurden nicht als Unterschlupf genutzt. Nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" in G1 fand ich 2 verbliebene und 2 neue Nester sowie ein im Bau befindliches Nest in den vom Feuer verschonten Grasinseln. In G2 wurden nach dem Feuer 2/97 zwei unterirdisch in einem Schacht eines Termitenbaues bzw. eines Einzelloches angelegte Nester von *L. striatus* entdeckt.

Eine mit einer Fadenspule (vgl. 3.1.4) versehene *L. striatus* (♀), konnte in G1 nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" im Anschluß an die Fangserie für max. 24 Stunden verfolgt werden. Das Tier lief nach dem Freilassen zunächst zu einer 20 m entfernten Grasinsel (20 m^2), überquerte dabei ein Loch, erklomm Grashalme und passierte 3 Löcher, ohne sie zu besuchen. In der Nähe wiesen abgeessene Grasstücke auf einen Futterplatz hin. Von dieser Grasinsel lief das Tier auf direktem Weg zur nächsten 10 m entfernten Grasinsel (12 m^2), wo es sein Nest aufsuchte. Das Tier legte vom Fallenstandort bis zum Nest 46 m zurück, der direkte Weg betrug indessen 10 m. Das Nest wieder verlassend, besuchte das Tier eine weitere 15 m entfernte Grasinsel (12 m^2) und kehrte zurück zum Nest, wo es die Spule verlor. Diese Laufstrecke betrug 53 m. Weitere Tiere im Experiment,

1 *L. striatus* und 2 *T. valida*, konnten nicht erfolgreich verfolgt werden, da sie sich vorzeitig von der Spule befreiten.

Aktionsraumnutzung von *L. striatus* und *M. natalensis* auf der Fläche G1

Während beider Telemetrieperioden in Crater Outer Slope (G1) konnten für *L. striatus* (n=9) keine Rast- oder Schlafplätze in Termitenbauen nachgewiesen werden. Die Schlafplätze von *L. striatus* waren Nester an der Basis von *Cymbopogon*-Bulten, in einem Fall ein Loch in einem Bult. Die Tiere kehrten nach den täglichen Aktivitätsphasen zu ihren Nestern zurück, wobei diese nach etwa 3 Nächten gewechselt wurden. Die Nester lagen im zentralen Bereich der Aktionsräume. Während der gesamten Telemetrieperiode bewohnten ♀ 1 und ♂ 1 (vgl. Tab. 14) die selben Nester, bewegten sich aber während ihrer täglichen Aktivitätsphase getrennt und trafen sich erst wieder an den Schlafplätzen. Diese wurden nie für die Ruhepausen während der Aktivitätsphase aufgesucht (vgl. Tab. 20). Der große Aktionsraum des ♀ 3 umfaßte eine 70 m vom Fallenraster entfernte Buschgruppe (750 m²), die an einigen Tagen für Ruhepausen genutzt wurde. Dieses Weibchen wurde 3 Tage nach Abschluß der Telemetrie an ihrem letzten beobachteten Schlafplatz, einem relativ großen Nest, gefangen; mit ihr das ♂ 3. Obwohl sich die Aktionsräume dieser beiden Tiere deckten, wurden sie zuvor nie zusammen geortet. Das Weibchen war hoch trächtig.

Die Schlafplätze von *M. natalensis* lagen zentral in den Aktionsräumen. ♀ 1 und ♂ 3 (vgl. Tab. 15) hatten ihre Schlafplätze in jeweils einem Termitenbau, ♂ 2 in einem einfachen Erdbau und ♂ 1 benutzte einen Bau an der Basis eines *Cymbopogon*-Bultes. Mit wenigen Ausnahmen kehrten die Tiere jeden Morgen zum gleichen Schlafplatz zurück und benutzten ihren Schlafplatz auch für die Ruhepausen während der Aktivitätsphase (vgl. Tab. 20). ♀ 1 und ♂ 1 benutzten einmal den Schlafplatz von ♂ 1 gemeinsam, ein anderes Mal den des ♀ 1.

4.5 Aktivitätsmuster

4.5.1 Tag- und Nachtfängigkeit

Die Anteile des Gesamtfangs während der Morgen- und Nachmittagskontrolle sind hier für alle Arten als Nacht-/Dämmerungs- bzw. Tagaktivität über alle Flächen zusammengefaßt (Abb. 35). Die Vertreter der meisten Arten wurden zum größeren Anteil während der Nacht bzw. Dämmerung erfaßt, wobei *D. dolichurus* und *M. musculoides* ausschließlich zu diesen Zeiten aktiv waren. *A. nairobae* und *M. dybowskii* wiesen mit 55,6 % bzw.

68,6 % die höchsten Anteile an tagaktiven Tieren auf. Auch *L. striatus* und *A. kaiseri* lagen mit ihren Anteilen der Tagaktivität von 44,7 % und 36,9 % deutlich über den der anderen Arten mit <20 %.

Die Anteile des Tagfangs auf den verschiedenen Flächen wurden für *L. striatus*, *A. nairobae* und *A. kaiseri* statistisch überprüft. *A. kaiseri* wies keinen signifikanten Unterschied zwischen den Flächen BG2-BG4 auf. Für *A. nairobae* war der Anteil des Tagfangs in BG1 (n=162) mit 61,3 % signifikant größer als in BG2 (n=715) mit 55,3 % [$\chi^2=5,44$, d.f.1, p=0,020] und BG3 (n=46) mit 48,4 % [$\chi^2=6,16$, d.f.1, p=0,013], aber nicht größer als in BG4 (54,5 %; n=19). *L. striatus* hatte mit dem gemeinsamen Anteil des Tagfangs der Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2; n=2.476) von 45,2 % einen signifikant höheren Anteil als im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4; n=146) mit 29,6 % [$\chi^2=36,98$, d.f.1, p<0,001].

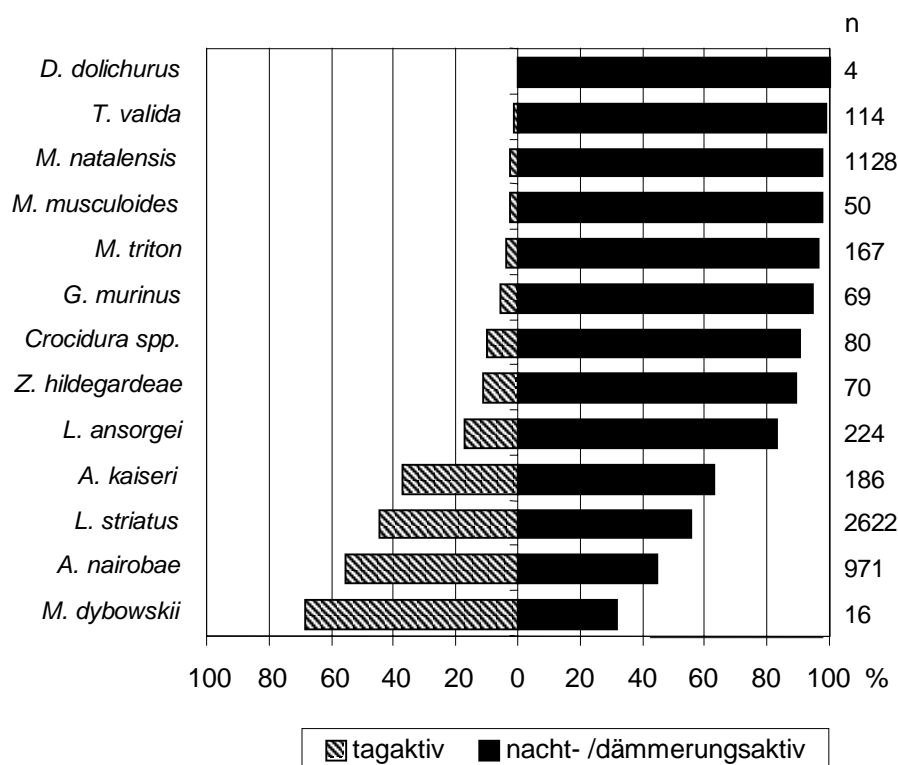


Abb. 35: Tag- und Nachtfängigkeit der verschiedenen Arten.

L. striatus zeigte während der Fangserien nach den Feuern in G1 (8/95), G2 (2/96, 2/97) und BG4 (8/96) eine ausschließliche Nacht-/Dämmerungsfängigkeit, und nach dem Feuer 2/97 in G1 war die Tagfängigkeit auf 14,3 % reduziert. In G1 war die Fängigkeit von *L. striatus* nach dem Feuer 8/96 "patchy-burn" aber unverändert. *A. nairobae* wurde

in BG1 nach dem Feuer 2/97 nur noch zu 14,3 % am Tag erfaßt, *A. kaiserii* nach dem Feuer 8/96 in BG4 gar nicht mehr am Tag.

Aktivitätsmuster mit Fallenfängen

Auf der Fläche G1 wurden während einer Nacht im März 1996 und während eines Tages im Mai 1996 Fallenkontrollen in Zeitintervallen von 2-3 Stunden durchgeführt. Dieses Experiment gab einen Hinweis auf das Aktivitätsmuster von *L. striatus* und *M. natalensis* zwischen den sonst üblichen Kontrollen von 07:30 h und 15:30 h (Tab. 19). *L. striatus* wies den höchsten Fanganteil in den Kontrollen um 15:30 h und 19:00 h sowie um 07:30 h und 11:30 h auf und war in der Nacht zwischen 22:00 h und 04:00 h inaktiv. *M. natalensis* war nachtaktiv und hatte ihre größten Aktivitätsphasen zwischen 19:00 h und 22:00 h sowie zwischen 01:00 h und 04:00 h.

Tab. 19: Fanganteil [%] von *L. striatus* und *M. natalensis* in mehreren Fallenkontrollen einer Nacht und eines Tages auf der Fläche G1.

Fallenkontrollen		<i>L. striatus</i>		<i>M. natalensis</i>	
		n=26	[%]	n=36	[%]
Nacht/	19:00		46,2		5,6
Dämmerung	22:00		3,8		47,2
	01:00		0,0		13,9
	04:00		7,7		22,2
	07:30		42,3		11,1
		n=30	[%]		
Tag	11:30		40,0		kein Fang
	13:30		13,3		
	15:30		46,7		

4.5.2 Aktivitätsrhythmik

Als Maß für die Aktivität wurden die Ortsveränderungen der telemetrierten Tiere zugrunde gelegt (vgl. 3.2.5). Die Aktivitätsmuster der Tiere einer Telemetrieperiode stimmten weitestgehend überein und wurden für die Darstellung der 24 h - Aktivitätsrhythmik zusammengefaßt (Abb. 36). *L. striatus* und *M. natalensis* hatten eine monophasische Aktivitätsperiodik. *L. striatus* war tagaktiv mit einer verlängerten Aktivitätsphase nach Sonnenuntergang, und *M. natalensis* war ausschließlich nachtaktiv.

Die Aktivitätsrhythmik von *L. striatus* wies bei den Tieren in G1 im Mai 1996 und in G1 im November/Dezember 1996 zwei Maxima auf, wobei diese im Mai 1996 ungleich

ausgeprägt waren (Abb. 36a, b). Hier waren die Tiere während der zweiten Tageshälfte aktiver als in der ersten. Im Mai 1996 begannen die Tiere ihre Aktivität frühestens zwischen 06:30 h und 07:00 h, im November/Dezember 1996 waren bereits 90 % die Tiere um 07:00 h aktiv.

Der genaue Aktivitätsbeginn war hier nicht bekannt, da die Peilung erst um 07:00 h beginnen konnte. Das 1. Aktivitätsmaximum im Mai 1996 war um 09:00 h, das Aktivitätsminimum gegen 12:00 h und das 2. Maximum hatte seinen Peak um 16:00 h. Um 21:00 h waren alle Tiere wieder in ihren Nestern. Im November/Dezember 1996 lagen die beiden Maxima jeweils 1 Stunde früher, aber das Aktivitätsminimum war zeitgleich mit dem im Mai 1996. Das Aktivitätssende der Tiere im November/Dezember 1996 konnte nicht eindeutig ermittelt werden, da nur zwei Peilungen für 19:00 h durchgeführt werden konnten.

Die Aktivitätsminima von *L. striatus* fielen mit den Temperaturmaxima zusammen (Abb. 36a, b). Während der Telemetrieperiode im Mai 1996 lagen die stündlich am Boden gemessenen, mittleren Temperaturen im Zeitraum von 07:00-19:00 h um 0,4 bis 3,8°C ($\bar{x}=2,1^{\circ}\text{C}$) über denen im November/Dezember 1996. Der mittlere Aktivitätsanteil für diese Zeitspanne war bei den Tieren im Mai 1996 mit 63,1 % geringer als bei denen im November/Dezember 1996 mit 82,5 %, was gegebenenfalls im Zusammenhang mit der saisonalen Temperaturdifferenz stand.

Die Aktivitätsrhythmik von *M. natalensis* zeigte im März 1996 bei den Tieren in G1 zwei Maxima, wobei das der ersten Nachthälfte stärker ausgeprägt war (Abb. 36c, d). In BG1 im August 1996 gab es hingegen nur ein Maximum zu Beginn der Aktivitätsphase und während der 2. Nachthälfte ausschließlich kleine Nebenmaxima. In G1 hatten 79 % der Tiere ihre Baue zwischen 19:00 h und 19:30 h verlassen, wenige bereits kurz zuvor. Die Aktivitätspeaks lagen hier bei 20:00 h und 06:00 h, das Aktivitätsminimum lag zwischen 23:00 h und 02:00 h. Um 07:00 h waren die Tiere meist wieder in ihren Bauen. In BG1 hatten die Tiere kürzere Aktivitätsphasen als in G1. Das Aktivitätsmaximum wurde um 21:00 h erreicht, danach nahm die Aktivität bis zum Aufsuchen des Schlafplatzes fast kontinuierlich ab.

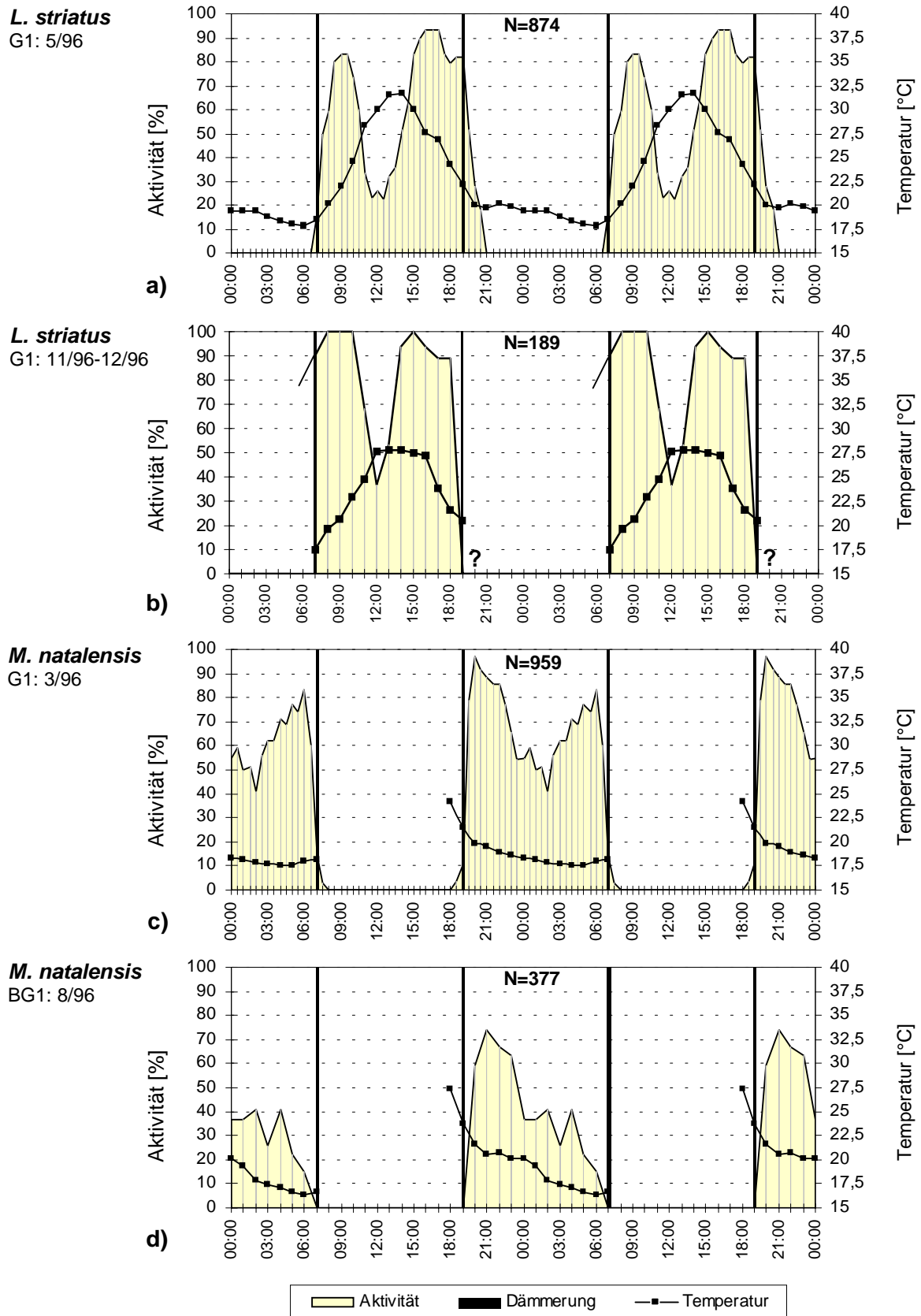


Abb. 36: Duplizierte Aktivitätskurven von *L. striatus* und *M. natalensis* über 24 Stunden. **a)** *L. striatus* (n=4) in G1, 5/96. **b)** *L. striatus* (n=5) in G1, 11/96-12/96. Aktivitätsbeginn <07:00 h, Aktivitätsende \geq 19:00 h. **c)** *M. natalensis* (n=4) in G1, 3/96. **d)** *M. natalensis* (n=3) in BG1, 8/96. N=Anzahl der Ortungen, n=Anzahl Individuen.

Die in BG1 im August 1996 stündlich gemessenen, mittleren Temperaturen wichen im Zeitraum von 20:00-06:00 h mit Differenzen von $-1,6$ bis $+2,2^{\circ}\text{C}$ [$\bar{x}=0,6^{\circ}\text{C}$] von denen in G1 im März 1996 ab (Abb. 36c, d). Der mittlere Aktivitätsanteil für diese Zeitspanne war bei den Tieren in BG1 mit 43,8 % geringer als bei denen in G1 mit 69,6 %. Es wird hier kein Zusammenhang zwischen der Temperatur und den unterschiedlichen Aktivitätsanteilen der Tiere in G1 und BG1 angenommen.

4.5.3 Aktivitätszeit

Für die telemetrierten Individuen wurden Beginn und Ende ihrer Aktivitätsphasen ermittelt und die Aktivitätsdauer und der Anteil an Ruhepausen bestimmt (Tab. 20). Für *L. striatus* in G1 im November/Dezember 1996 können aufgrund unvollständiger Beobachtungstage keine Angaben gemacht werden.

Tab. 20: Aktivitätszeiten von *L. striatus* und *M. natalensis* mittels der Telemetrie. n=Anzahl vollständiger Beobachtungstage, h=Stunde, AZ=Aktivitätszeit, Bg= Buschgruppen, n.v.=nicht vorhanden.

L. striatus

Fläche	Tier	n	Aktivitätsbeginn		Aktivitätsende		Dauer [h]		Ruhepause [%]		
			\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	während AZ	im Nest	in Bg
G1	♀ 1	3	07:55	± 00:34	19:45	± 00:00	11:50	± 00:34	30,4	0,0	n.v.
G1	♀ 2	3	08:25	± 00:34	19:25	± 00:17	11:00	± 00:30	39,0	0,0	n.v.
G1	♂ 1	5	08:09	± 00:44	19:33	± 00:26	11:24	± 00:57	19,5	0,0	n.v.
G1	♂ 2	3	08:25	± 00:45	19:05	± 00:17	10:40	± 00:45	32,0	0,0	n.v.
gesamt		14	08:15	± 00:38	19:27	± 00:22	11:15	± 00:48			

M. natalensis

Fläche	Tier	n	Aktivitätsbeginn		Aktivitätsende		Dauer [h]		Ruhepause [%]		
			\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	während AZ	im Nest	in Bg
G1	♀ 1	10	19:34	± 00:20	06:39	± 00:30	11:04	± 00:42	41,1	56,8	n.v.
G1	♂ 1	10	19:10	± 00:24	06:33	± 00:35	11:22	± 00:51	13,5	33,3	n.v.
G1	♂ 2	9	19:15	± 00:19	06:35	± 00:33	11:20	± 00:29	21,1	94,4	n.v.
G1	♂ 3	6	19:10	± 00:12	06:40	± 00:12	11:30	± 00:18	31,6	93,0	n.v.
gesamt		25	19:18	± 00:22	06:36	± 00:29	11:18	± 00:38			
BG1	♀ 2	8	20:07	± 00:31	03:52	± 01:03	07:45	± 01:23	39,7	0,0	48,1
BG1	♀ 3	9	19:30	± 00:00	05:10	± 00:51	09:40	± 00:51	44,8	0,0	79,5
BG1	♂ 4	9	20:10	± 00:30	04:56	± 01:25	08:46	± 01:23	48,1	0,0	63,2
gesamt		26	19:55	± 00:30	04:41	± 01:14	08:46	± 01:25			

L. striatus in G1 im Mai 1996 begann ihre Aktivität zwischen 06:45 h und 09:15 h und beendete sie zwischen 18:15 h und 20:45 h. Die Aktivitätsdauer lag zwischen 10-12,5 Stunden. Die Männchen wiesen bei größeren Aktionsräumen als die Weibchen (vgl. Tab. 14) während der Aktivitätszeit kürzere Ruhepausen auf, wobei diese immer außerhalb des eigenen Nestes verbracht wurden.

Die Aktivitätszeiten von *M. natalensis* und *L. striatus* schlossen sich in G1 weitestgehend voneinander aus. *M. natalensis* begann ihre Aktivität in G1 zwischen 18:15 h und 20:15 h und suchte ihren Bau zwischen 05:15 h und 07:45 h wieder auf. Die Aktivitätsdauer lag bei diesen Tieren zwischen 9,7-13 Stunden. In BG1 verließen die Tiere ihren Bau später – 19:30-20:30 h - und kamen früher - 01:30-06:30 h - zu ihm zurück. In BG1 lag die Aktivitätsdauer zwischen 6-11 Stunden und war im Mittel um 2,7 Stunden geringer als die in G1. Insbesondere das ♀2 mit dem größten Aktionsraum in BG1 wies die kürzeste Aktivitätsdauer mit dem kleinsten Anteil an Ruhepausen auf. Auch bei den Männchen in G1 zeichnete sich dieser Zusammenhang ab, denn ♂1 und ♂2 hatten auch hier bei größeren Aktionsräumen die kürzesten Ruhepausen (vgl. Tab. 15). *M. natalensis* hatte in BG1 bei größeren Aktionsräumen als in G1 längere Ruhepausen, die die Tiere in BG1 zum größten Teil in den Buschgruppen, in G1 im eigenen Nest verbrachten.

5 DISKUSSION

5.1 Methodenkritik

5.1.1 Fangmethoden

Bei Untersuchungen, bei denen populationsdynamische Aspekte von Kleinsäugetern im Mittelpunkt stehen, kann nur mit Lebendfallen sinnvoll gearbeitet werden. Dabei sollten die Fallen eine optimale Gängigkeit bei optimaler Tierverträglichkeit aufweisen (MÜLLER-STIESS 1992), und der Köder sollte für möglichst viele Arten attraktiv sein (SCHRÖPFER 1988). Für die Vergleichbarkeit der Fangergebnisse ist es zudem sinnvoll, gleiche Fallentypen, Köder und Fallenraster zu verwenden (WEILE 1994).

Fallen und Köder

Der Fang mit SHERMAN-Fallen, beködert mit dem Gemisch aus Bananen, Maismehl und gerösteten Erdnüssen, erwies sich als erfolgreich. Dieser Fallentyp hat sich bereits im Vergleich mit anderen Lebendfallentypen durch einen hohen Fangerfolg ausgezeichnet (HOFFMANN 1993, 1995), und es wurden Tiere mit Gewichten von 4 bis 200 g erfaßt (CHEESEMAN 1975, KITYO 1991). Dennoch muß eingeräumt werden, daß die Fangeffizienz leichter Tiere von <10 g (HOFFMANN 1993, 1995, WEILE 1994) verringert ist, da der Wipp-Mechanismus hier nicht mehr zuverlässig auslöst. Daher muß angenommen werden, daß Insektivoren sowie *M. musculoides*, *M. triton* und Jungtiere anderer Arten aufgrund ihres geringen Gewichtes unterrepräsentiert sind. HERRCHEN (1989) konnte bei seiner Untersuchung z. B. *Sorex minutus* mit Barberfallen deutlich häufiger fangen als mit Kastenfallen. Auch in der vorliegenden Arbeit wurden allein 14 % der Crociduren in den wenigen für den Arthropodenfang bestimmten Barberfallen (vgl. 3.3.2) erfaßt.

Ein weiteres Problem ist das individuell unterschiedliche Verhalten der Tiere gegenüber den Fallen. Die Bereitschaft, eine Falle zu betreten oder zu meiden, kann individuell so verschieden sein, daß man von "trap-prone"- und "trap-shy"-Tieren spricht (z. B. ANDRZEJEWSKI et al. 1971). Allgemein wird zudem ein direkter Zusammenhang zwischen Fängigkeit und sozialer Stellung eines Tieres gesehen, wobei Subdominante eine geringere Fangeffizienz zeigen als Dominante (CROWCROFT & JEFFERS 1961, ANDRZEJEWSKI et al. 1967). Unmittelbare Konsequenz daraus ist, daß die ermittelten Daten nur für einen Teil der Population gültig sind.

Verschiedenste Köder wurden zum Fang von afrikanischen Nagern verwendet (vgl. CHEESEMAN 1975), aber über Präferenzen gibt es nur wenige Arbeiten (PIRLOT & VAN DEN BULCKE 1952 in LEIRS 1995, DELANY 1971). Der von mir verwendete Köder wurde bereits bei früheren Kleinsäugeruntersuchungen in Uganda mit gutem Fangerfolg eingesetzt (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975, ISABIRYE-BASUTA & KASENENE 1987, MUGANGA 1989, KITYO 1991). Ein weiterer Aspekt für die Wahl dieses Köders war, daß die Zutaten über das gesamte Jahr verfügbar waren. Eine durch den Köder bedingte unterschiedliche Fangeffizienz ist anzunehmen, da die Attraktivität des Lockmittels nicht nur art- sondern auch jahreszeitenabhängig ist, wobei der Köder gleichsam zu dem jeweiligen Nahrungsangebot der Untersuchungsflächen in Konkurrenz tritt. Allerdings konnte ich einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Nahrungsangebot und Fängigkeit nicht nachweisen (vgl. 4.3.3.1). Möglicherweise sind Crociduren sowie insektivore Nager wie *L. ansorgei* (vgl. 5.3.4) und *Z. hildegardae* (vgl. 5.3.10) in meiner Untersuchung aufgrund des Köders unterrepräsentiert. *L. striatus* dagegen schien den Köder sehr attraktiv zu finden.

Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen im gleichen Gebiet (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975) konnte ich die Arten *Otomys sp.* und *Dendromus sp.* nicht erfassen. *Otomys sp.* (≤ 122 g, in DELANY 1975) wurde von beiden Autoren nur mit Schlagfallen erfaßt und erwies sich bei einer Untersuchung am Mount Elgon/Uganda mit SHERMAN-Fallen als äußerst schwer fängig (mdl. Mitt. CLAUSNITZER 1999). Da die Art sich mit einem Köder schwer locken läßt, müssen die Fallen für den Fang in die Laufgänge oder vor die Baue gestellt werden (DIETERLEN 1967a, KINGDON 1974b, mdl. Mitt. CLAUSNITZER 1999). *Dendromys sp.* (≤ 8 g, in DELANY 1975) hingegen wurde von CHEESEMAN (1975) mit wenigen Exemplaren auch mit SHERMAN-Fallen erfaßt. Es ist zu vermuten, daß die Art äußerst selten geworden oder ganz verschwunden ist, da sie im gleichen Untersuchungsgebiet trotz identischer Fangmethode nicht erfaßt werden konnte.

Fallenraster und Fangrhythmus

Qualität und Quantität der Fänge werden stark vom Fallenabstand und dem Fangrhythmus beeinflusst. Eine feste Regel für die Fallenabstände gibt es dabei nicht; in der Literatur werden Abstände zwischen 5 und 20 m angegeben (NIETHAMMER & KRAPP 1978, SCHRÖPFER 1988). Der hier verwendete Fallenabstand von 10 m eignet sich, um auch Tiere mit geringeren Aktionsräumen zu erfassen. Eine Fläche sollte nach Meinung verschiedener Autoren während einer Fangperiode für 3 bis 4 Nächte befangen werden. Durch eine kürzere Stelldauer wird die Fangausbeute zu gering, durch eine

längere würde sich der Fanganteil an Zuwanderern erhöhen (GURNELL & FLOWERDEW 1982, SCHRÖPFER 1988). Mit Ausnahme der in einigen Habitatstrukturen zusätzlich gestellten Fallen (vgl. 3.1.2) wurden die Fallen auf allen Flächen zur Vergleichbarkeit konsequent im 10x10 m Raster ausgelegt, ohne Rücksicht auf Baue und Laufgänge der Tiere. Möglicherweise sind dadurch die Abundanzwerte einiger Arten (u. a. *A. nairobae*, *A. kaiseri*, *M. natalensis*, evtl. *Otomys sp.*) insbesondere der Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks geringer ausgefallen, als sie tatsächlich waren. Der Fangrhythmus in dieser Arbeit von etwa 6 Wochen auf jeder Fläche, als Kompromiß von Anzahl der zur Verfügung stehenden Fallen und der Anzahl an Probeflächen, ist nach GURNELL & FLOWERDEW (1982) durchaus gut geeignet, auch populationsdynamische Aspekte der Kleinsäuger zu erfassen. Dennoch erschweren die zeitlich versetzten Untersuchungen der verschiedenen Flächen einen Vergleich der populationsdynamischen Ergebnisse.

Markierung

Die Wahl der Markierungsmethode hängt von der Dauer sowie der Fragestellung der Untersuchung ab (TWIGG 1975, MADER & PAURITSCH 1981). In der vorliegenden Arbeit wurde die Markierungsmethode nach HUGO (1990) verwendet, für die WEILE (1994) eine Wiedererkennungsrate von 96,5 % angibt. Obwohl dieser Wert unter den Wiedererkennungsraten von 99 % bei der Ohrtätowierung nach BOYE & SONDERMANN (1992) und 100 % bei der Transpondermarkierung liegt, ist sie völlig ausreichend und leichter anzuwenden. Für die bei Kleinsäufern meist angewandte Methode der Zehenamputation (u. a. REICHSTEIN 1960, CHEESEMAN 1975, SYKORA 1978) liegt keine Angabe über die Wiedererkennungsraten vor, ebenso ist der Einfluß der Amputation auf das Verhalten der Tiere noch nicht näher untersucht. Die Markierungsmethode nach HUGO (1990) hat sich auch in Bezug auf Tierverträglichkeit bewährt und ist zudem kostengünstig. Schwierigkeiten traten nur auf, wenn die Schwanzhaut sehr dunkel, schuppig (z. B. bei *A. kaiseri* und *A. nairobae*) oder fragil war (wie bei *L. ansorgei*). Bei nicht optimaler Markierung halfen zusätzlich natürliche Marken wie Körpermaße, Ohrkerben und/oder Teilverlust des Schwanzes für eine eindeutige Wiedererkennung.

Fallentod

Der Fang in Lebendfallen soll die Kleinsäuger nur vorübergehend und wenig beeinflussen (SCHRÖPFER 1988). Da der Fallentod einen Eingriff in die Populationszusammensetzung bedeutet, muß er so gut wie möglich vermieden werden. Die Hauptursachen für Totfänge sind Regen, sehr hohe oder sehr geringe Luftfeuchtigkeit, Kälte und Überhitzung (PERRIN 1975). Eine thermische Isolierung der Fallen mit Styropor oder Hartfaserplatten brachte

nach HOFFMANN (1993, 1995) nicht den gewünschten Erfolg. Ungeeigneter Köder und Streß spielen ebenfalls eine Rolle. Ein weiterer Faktor für den Fallentod kann der Verlust des Köders sein. Dieser kann durch den Fraß von Ameisen oder durch den Verzehr leichter, die Falle nicht auslösende Tiere bedingt sein.

In meiner Untersuchung war der Anteil an Totfängen der Rodentier am Gesamtfang mit nur 0,7 % (n=41) sehr gering, davon starb die Hälfte der Tiere nicht direkt den Fallentod. 18 Tiere wurden in den Fallen von Treiberameisen (*Anomma sp.*, Dorylidae) gefressen, 2 Tiere kamen durch die Zerstörung der Fallen durch Elefanten zu Tode und eine *M. triton* wurde in der Fallentür eingeklemmt. Trotz der Vorbeugung gegen Überhitzung der Fallen (vgl. 3.1.1) heizten sich diese zu den Mittagsstunden auf und verursachten bei am Tage aktiven Tieren wie *A. kaiseri* und *A. nairobae* einen Hitzetod. Auch CHEESEMAN (1975) beschreibt diesen für 67 % (n=6) seiner Totfänge (Totfangrate 0,17 %). Um einen Köderverlust bzw. einen zu geringen Feuchtigkeitsgehalt des Köders zu vermeiden, wechselte ich diesen in allen Fallen immer nach 2 Tagen. Totfänge bei den Insektivoren gab es bei dieser Arbeit im Vergleich zu Untersuchungen in gemäßigten Breiten (vgl. HOFFMANN 1993, WEILE 1994) nur wenige. Das ist auf die unterschiedliche Artenzusammensetzung zurückzuführen: in Afrika kommen ausschließlich Crocidurinen vor, die im Vergleich zu Soricinen eine flexible Regulation der Körpertemperatur und eine bei Nahrungsmangel eintretende energiesparende Lethargie aufweisen (NAGEL 1985).

5.1.2 Populationsanalyse

Fangdichten

Eine weitere Problematik ergibt sich durch die saisonal- und/oder flächenbedingte Ausprägung der Fangdichten. Je höher die Abundanzen, desto stärker ist die Konkurrenz der Kleinsäuger um die Fallen. Jede besetzte Falle ist dabei als inaktiv zu werten. Mit Zunahme an inaktiven Fallen ist die Fanghäufigkeit und somit die ermittelte Dichte unterrepräsentiert (BRIEDERMANN 1982). MÜHLENBERG (1993) empfiehlt daher mindestens 2 Fallen pro Standort. WEILE (1994) vermutet, daß sich die Fallenkonkurrenz primär auf die Erstfänge auswirkt. Die hohe Anzahl an Wiederfängen (vgl. 4.3.3.1) läßt vermuten, daß bevorzugt ortsansässige Tiere in die Fallen gehen. So waren von *L. striatus* oft dieselben Individuen zweimal täglich in den Fallen. Auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) wurden mit den relativen Fangdichten (Fänge/Falleneinheiten) von 25,4 bis 36,5 % in den Fangserien 1996 die höchsten überhaupt ermittelt. Nach SOUTHERN (1964, in SCHRÖPFER 1988) ist eine Erhöhung der Fallenzahl notwendig, wenn mehr als 80 % der

Fallen belegt sind. Während der Fangnächte im März 1996 waren die Fallen zu 43-48 % belegt, während einer Nacht im Februar 1996 sogar zu 51 %, wobei *L. striatus* bis zu 70 % des Fangs ausmachte. Da *L. striatus* tag- und dämmerungsaktiv ist (vgl. Abb. 35, Abb. 36), gehe ich davon aus, daß ein Großteil der Tiere bereits nach der Nachmittagskontrolle die Fallen belegte und nachtaktive Arten insbesondere während dieser Fangserien möglicherweise unterrepräsentiert waren. Allerdings konnte WEILE (1994) durch Spuren im Schnee belegen, daß eine vorher nur einmal gefangene *Apodemus sylvaticus* drei bereits besetzte und somit geschlossene Fallen kontrollierte, bevor sie in eine unbesetzte vierte Falle lief.

Dispersion

Eine weitere Verfälschung der Fangergebnisse kann auch dadurch zustande kommen, daß die Arten und Populationen auf einer homogen erscheinenden Fläche nicht gleichmäßig verteilt sind, was sich in den Fangzahlen auswirken kann. Zur Ermittlung von Verteilungsmustern sind verschiedene Methoden gebräuchlich (z. B. POISSON-Verteilung, Varianz-Mittelwert-Vergleich oder MORISITA-Index), wobei der von mir verwendete „Standardisierte MORISITA-Index“ (nach SMITH-GILL 1975, in KREBS 1989) sich in einer Simulationsstudie von MYERS (1978) als eins der besten Maße für die Dispersion erwies, da er unabhängig von der Populationsdichte und Probengröße ist. Selten ist ein Gebiet gleichmäßig besiedelt, und kommt am ehesten bei territorialen Säugetierarten vor (SCHRÖPFER 1988). *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* wiesen in dieser Arbeit überwiegend zufällige oder geklumpfte Verteilungsmuster auf (vgl. 4.4.1), was vermutlich einen Einfluß auf die Fangeffizienz hatte.

Populationsschätzung

Populationsdichten werden gewöhnlich bei Berücksichtigung aller Tiere des Rasters überschätzt, da die Population nicht nur aus sesshaften/residenten Tieren besteht. An den Rändern und insbesondere an den Ecken des Rasters werden mehr Tiere als im Inneren des Rasters erfaßt. Erklärt werden kann dieses Phänomen des Randeffektes „edge effects“ durch die Wanderung von Tieren vom Zentrum zum Rand des Rasters als auch durch Tiere deren Aktionsräume am Rand des Rasters liegen und damit eher in äußeren Fallenreihen erfaßt werden (PELIKAN 1968). Je kleiner die Fläche, desto größer ist dabei die Gefahr einer möglichen Überschätzung (OTIS et al. 1978). HANSSON (1969), SMITH et al. (1969) und PELIKAN (1970) empfehlen daher den Vergleich der Fangwahrscheinlichkeit bei äußeren Fangstationen und der bei im Rasterinneren befindlichen Fallen. GRODZINSKI et al. (1966) und RYSZKOWSKI et al. (1966) stellten

zudem nur während der letzten Tage der Fangserie einen Randeffect fest. Dagegen beobachteten AULAK (1967) und PELIKAN (1968) diesen bereits am ersten Fangtag. Der Randeffect ist dabei abhängig von der Populationsgröße, Untersuchungsfläche und Jahreszeit sowie vom Anteil residenter und nicht ortsansässiger Tiere (CHELKOWSKA & RYSZKOWSKI 1966, 1967 in PELIKAN 1968).

Bei meinen Untersuchungen zeigten fast alle Populationen von *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* einen Randeffect (vgl. 4.4.1), wobei der über die gesamte Untersuchungszeit gemittelte Wert offen läßt, inwieweit saisonale Schwankungen bestanden. Der meist sehr geringe Fang auf den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks machte eine Ermittlung des Randeffectes für eine Fangserie unmöglich und nach PELIKAN (1968) ist zu bezweifeln, ob dann überhaupt einer bestand.

LEIRS (1995) konnte für *M. natalensis* zeigen, daß Residente auf allen Zonen des Rasters (1 ha) gleichmäßig verteilt waren, aber Siedler und Durchzügler in den äußeren Zonen häufiger gefangen wurden. Damit waren letztere zusammen mit den Residenten der äußeren Zone für die höhere lokale Dichte am Rand verantwortlich. Durch einen in 50 m Entfernung vom Raster ausgelegten Fallenring konnte LEIRS (1995) nachweisen, daß nur 6 % der im Fallenring erfaßten Tiere Residente der äußeren Rasterzone waren, wobei diese Beobachtung den Einfluß auf den Randeffect abschwächt. Für meine Untersuchungen nehme ich aber aufgrund der großen Aktionsräume von *M. natalensis* und *A. nairobae* im Buschland-Grasland-Mosaik (vgl. 4.4.3 und 5.3) an, daß ein wesentlicher Teil der Residenten der äußeren Rasterzone weit außerhalb lebten und den Randeffect gemeinsam mit den großen Anteilen an Durchzüglern/Besuchern stark mit beeinflussen.

Um die Wirkung des Rand- und Eckeneffektes auf die Dichteschätzung auszuschließen, empfiehlt PELIKAN (1968) die Eliminierung von äußeren Fallenreihen. Eine weitere häufig angewandte Methode ist die Ergänzung eines sogenannten Grenzstreifens „boundary strip“ zur Rastergröße, dessen Breite sich durch die Fangwahrscheinlichkeit der verschiedenen Rasterzonen ermitteln läßt. (vgl. DEBLASE & MARTIN 1981). CHEESEMAN (1975) und GURNELL & GIPPS (1989) korrigierten eine mögliche Populationsüberschätzung durch einen Grenzstreifen, der auf errechnete mittlere Fallenabstände „average distance“ einzelner Arten beruht. Eine Simulationsstudie von BONDRUP-NIELSEN (1983) zeigte, daß, wenn eine Rastergröße etwa 16x größer ist als die mittlere Aktionsraumgröße, eine Korrektur des Randeffectes dann für eine zuverlässige Populationsdichteschätzung

unnötig ist. Übertragen auf meine Arbeit wären aufgrund der für *L. striatus* und *M. natalensis* mittels Fallenfang ermittelte Aktionsraumgrößen (vgl. Tab. 14, Tab. 15) je nach Art, Jahreszeit und Habitat, Rastergrößen von 2-4 ha erforderlich, bei Berücksichtigung der Telemetriedaten sogar Größen von 5-13 ha. Solch große Rastergebiete zu verwenden ist für ein gewöhnliches Monitoring unpraktikabel, zudem wären überhaupt erst einmal die Aktionsraumgrößen der Tiere zu ermitteln.

Die Bestimmung der Populationsdichte mit der Fang-Wiederfang-Methode ist äußerst problematisch, da die genaue Zahl der Individuen im Gegensatz zum Wegfang durch Schlagfallen (vgl. SCHRÖPFER 1988) oder durch Einzäunung mit anschließendem Totalfang der Tiere (DIETERLEN 1967a) schwer feststellbar ist. Zur Schätzung von Populationsgrößen sind verschiedene Methoden gebräuchlich (z. B. PETERSEN- oder JOLLY-SEBER-Methode), unter anderem auch die von mir verwendete Zählung mit MNA (Minimum Number Alive). Diese Methode berücksichtigt auch die Tiere, die in einer Fangserie nicht erfaßt werden, aber deren Vorkommen durch einen späteren Wiederfang dokumentiert ist.

Die Erfassung von Populationsgrößen ist ein Problem, das bereits seit langem kontrovers diskutiert wird (vgl. DEBLASE & MARTIN 1981, KREBS 1989). BRONNER & MEESTER (1987) kommen beim Vergleich verschiedener Methoden zu dem Ergebnis, daß die MNA-Methode die wahre Populationsgröße sehr akkurat wiedergibt, wogegen die PETERSEN- und JOLLY-SEBER-Methode sie stets überschätzt, was mit den Ergebnissen von CHEESEMAN & DELANY (1979) übereinstimmt. SEBER (1986) und NICHOLS & POLLOCK (1983) halten dagegen die JOLLY-SEBER-Schätzung insbesondere in Fällen mit ungleicher Fangwahrscheinlichkeit gegenüber der MNA-Methode für überlegen. HILBORN et al. (1976) zeigten aber, daß die MNA-Methode ausreichend akzeptable Ergebnisse liefert, wenn die Fangwahrscheinlichkeit nicht unter 0,5 fällt. Die tatsächlichen Populationsgrößen sind in meiner wie in anderen Untersuchungen unbekannt. Da aber immer deutlich mehr als die Hälfte der bekannten Tiere (MNA) gefangen wurden, in den meisten Monaten lag der Fangerfolg sogar bei >90 % (vgl. 4.3.1 und 4.3.2), sind die Werte als beste Näherung für die Populationsgröße anzusehen. Da der fängige Teil der Populationen einen hohen Fangerfolg aufwies, besteht kein Grund zur Annahme, daß ein wichtiger Teil der jeweiligen Population nicht repräsentiert war.

Bei CHEESEMAN (1975) und LEIRS (1995) zeigen die verschiedenen Methoden sehr ähnliche Muster, und beide Autoren halten die MNA für eine sehr zuverlässige

Schätzung, die auf „wahren“ Daten beruht. Die MNA unterschätzt zwar die Populationszahlen, ist in meiner Untersuchung gegenüber den anderen Verfahren zum einen aufgrund des vorliegenden Datenmaterials vorzuziehen, zum anderen aber deshalb, weil hier in erster Linie Änderungen von Individuenzahlen und nicht absolute Zahlen von Bedeutung sind.

Alle statistischen Schätzmethoden basieren auf der Voraussetzung, daß der Anteil der markierten Tiere einer Probe dem Anteil markierter Tiere in der Gesamtpopulation gleich ist. Das kann aber nur zutreffen, wenn alle Individuen die gleiche Wahrscheinlichkeit haben, gefangen zu werden. Es ist klar, daß in den untersuchten Populationen die Fängigkeit nicht für alle Individuen gleich ist (vgl. 5.1.1), was sich nachteilig auf die Interpretation der erhaltenen Populationsgrößenschätzung auswirkt und diese daher immer mit Vorsicht betrachtet werden muß. Meine Untersuchungen bestätigen dabei LEIRS (1995) Beobachtungen, daß die Männchen von *M. natalensis* fängiger sind als die Weibchen. Bei *A. nairobae* waren die Weibchen fängiger. *L. striatus* zeigte auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) eine etwa gleiche Fängigkeit der Geschlechter, aber die Weibchen der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) waren schlecht fängig (vgl. 4.3.2).

5.1.3 Radiotelemetrie

Die Aktionsraumanalyse ist für die Betrachtung von ethologischen und ökologischen Fragen unerlässlich. Radiotelemetrie ist eine weit verbreitete Technik, die geeignete Daten zur Aktionsraum- sowie Aktivitätsanalyse liefert. Der Vorteil der Radiotelemetrie im Vergleich zum Fallenfang oder dem Einsatz kurzfristiger "tracking"-Methoden, wie z. B. das Verwenden von Fluoreszenz-Pulver (LEMEN & FREEMAN 1985, McMILLAN & KAUFMAN 1995, SERRANO PADILLA 1998) oder der "Spool-and-line"-Technik (MILES et al. 1981, BERRY et al. 1987, ANDERSON et al. 1988, vgl. 3.1.4 und 4.4.4), ist, daß besenderte Tiere zu jedem Zeitpunkt und überall im Untersuchungsgebiet lokalisiert werden können. Regelmäßige Ortsbestimmungen der Tiere ermöglichen Aussagen über die circadiane Aktivitätsrhythmik im Freiland, die sonst nicht möglich sind. Die Nachteile der Radiotelemetrie sind die hohen Kosten der Sender (selbstmontierte ca. 120,- DM; komplett gelieferte ca. 180,- DM) sowie der große Zeit- und Personalaufwand. Aus diesen Gründen basieren die Ergebnisse über telemetrisch ermittelte Aktionsräume in der Regel auf wenige Individuen, also einem Bruchteil der Gesamtpopulation, und die Ergebnisse können daher nur einen Einblick in die Problematik geben.

Technische Ausstattung

Die Leistungsfähigkeit der Telemetrie-Ausstattung ist von entscheidender Bedeutung für die Erhebung der Daten. Die selbstmontierten Sender hatten meist eine geringere Reichweite (bis 50 m) als die von BIOTRACK gefertigten Sender (bis 90 m). Geringere Reichweiten erwiesen sich insbesondere während der Telemetrieperiode in Crater Outer Slope (G1) im November/Dezember 1996 und in Crater Road (BG1) im August 1996 als nachteilig, da hier die Tiere oft innerhalb kurzer Zeitabstände große Strecken zurücklegten und die Ortsbestimmung zeitaufwendiger wurde. Die Lötstellen der Antennen selbstmontierter Sender erwiesen sich als Schwachstellen. Beschädigte Senderantennen verminderten zusätzlich die Reichweite (vgl. ECKHOFF 1998). Einen kompletten Senderausfall gab es dennoch nur bei 2 *L. striatus*, wobei die Sender möglichst schnell ersetzt wurden. Die Beschädigung bzw. der Verlust der Antenne konnte durch Artgenossen erfolgt oder aber durch Hängenbleiben in der Vegetation verursacht worden sein. SCHWARZENBERGER (1992) empfiehlt deshalb trotz verringerter Leistungsfähigkeit die widerstandsfähigeren Loop-Antennen-Konstruktionen oder aber Sender mit integrierter Halsbandantenne.

Die Reichweiten können darüber hinaus durch mehrere Faktoren wie Höhe der Vegetation, niedrige Temperaturen und Taufeuchte negativ beeinflusst werden (SERRANO PADILLA 1998). Ich konnte in meiner Arbeit keinen Unterschied in den Reichweiten zwischen den verschiedenen Graslandtypen bzw. den von den kühleren (≥ 14 °C), taufeuchten Nächten und den warmen, trockenen Tagen feststellen. Abgeschwächt war das Signal, wenn sich Tiere im Bau befanden, z. B. *M. natalensis*.

Der plötzliche Ausfall eines Sendesignals war bei 3 von insgesamt 20 eingesetzten Sendern zu verzeichnen. Solch ein Ausfall kann entweder durch einen Defekt an der Sendeeinheit auftreten, das Tier hat sich binnen kurzer Zeit sehr weit vom Untersuchungsgebiet entfernt oder ist der Prädation zum Opfer gefallen. Vermutlich traf letzteres auf eine *L. striatus* der Fläche G1 im November/Dezember 1996 zu, die über 10 Monate regelmäßig gefangen wurde, aber nach dem Besendern für immer verschwand. Eine *M. natalensis* der Fläche G1 im März 1996 war vermutlich nur ein Besucher auf der Untersuchungsfläche, denn sie wurde ausschließlich in der Fangserie vor dem Besendern erfaßt. In einem weiteren Fall von *M. natalensis* der Fläche BG1 im August 1996 war offenbar ein Defekt der Sendeeinheit für den Ausfall verantwortlich – dieses Tier wurde in der folgenden Fangserie wieder erfaßt, allerdings ohne Senderhalsband. Um den Ausfall

von Sendern abzufangen, sollten nach HARRIS et al. (1990) zusätzlich 1/3 mehr Tiere besendert werden. Für meine Untersuchungen war ein Zusatz von 1/4 ausreichend.

Wesentlich erfolgreicher als erwartet gestaltete sich der Wiederfang der sendermarkierten Tiere, wodurch der Verlust an Senderhalsbändern nur gering ausfiel (vgl. ECKHOFF 1998).

Einfluß des Senders auf die Tiere

Der Einfluß eines Senders und dessen Anbringung auf die Lebens- und Verhaltensweisen der betroffenen Tiere ist nur schwer erfaßbar und nicht völlig auszuschließen (vgl. WHITE & GARROTT 1990). Daten über negative Auswirkungen von Sendern an markierten Tieren sind kaum verfügbar, sicherlich auch deshalb, weil es fast unmöglich ist, Vergleichsdaten von nicht markierten Tieren zu erhalten. WOLTON (1985) untersuchte diese Beeinflussung an *Apodemus sylvaticus*, indem er die Wiederfangrate von besenderten und unbesenderten Tieren verglich. Besenderte Tiere wurden in der Regel seltener wieder gefangen. Vermutet wird, daß eine höhere Mortalitätsrate bzw. erhöhte Fallenscheue verantwortlich ist. HAMLEY & FALLS (1975) fanden hingegen bei *Microtus sp.* keinen Unterschied in der Fangfrequenz.

Die Aufmerksamkeit der meisten Autoren richtet sich vor allem auf das Verhältnis zwischen Sender- und Körpergewicht. Mit durchschnittlich 5,8 % des Körpergewichtes der markierten Tiere lag das Sendergewicht in dieser Arbeit im Rahmen der in der Literatur veröffentlichten Empfehlungen. KENWARD (1987) hält für Kleinsäuger von <50 g eine Zuladung von bis zu 10 % des Körpergewichtes für unbedenklich.

Eine deutliche Gewichtszunahme nach der Sendermarkierung stellte KENWARD (1982) bei Grauhörnchen (*Sciurus carolinensis*) und SCHWARZENBERGER (1992) bei Gelbhalsmäusen (*Apodemus flavicollis*) fest. Wie bei *A. nairobae* (ECKHOFF 1998), *Arvicola terrestris* (LEUZE 1980) und *Microtus pennsylvanicus* (WEBSTER & BROOKS 1980) wiesen auch in meiner Untersuchung *L. striatus* und *M. natalensis* keine wesentlichen Gewichtsveränderungen nach der Besenderung auf. Es ist anzunehmen, daß die Besenderung hier keinen negativen Einfluß hatte.

Eine vorübergehende Aktivitätsabnahme als Folge der Senderbefestigung am Tier wird in einer Reihe von Untersuchungen beschrieben: u. a. für *Mus domesticus* (POULIQUEN et al. 1990), *M. pennsylvanicus* (WEBSTER & BROOKS 1980) und *A. terrestris* (LEUZE 1980). Diesen Kurzzeiteffekt (KENWARD 1987) konnte ich weder bei *L. striatus* noch bei

M. natalensis beobachten, und er wurde auch nicht für *A. nairobae* (vgl. ECKHOFF 1998) beschrieben. Um Verfälschungen der Aktivitätsmuster zu unterbinden, wurde erst nach einigen Stunden nach der Freilassung der Tiere mit der Datenaufnahme begonnen.

Streß war bei den Tieren während des Anbringens der Halsbänder festzustellen, wobei sie sich meist innerhalb der folgenden Stunde beruhigten. Auffällig sensibel reagierte *L. striatus* während der Telemetrieperiode in Crater Outer Slope (G1) im November/Dezember 1996. Einigen Tieren mußte der angebrachte Sender zunächst wieder abgenommen werden, damit sie sich erholten. Möglicherweise ist ein Zusammenhang mit den veränderten Lebensraumbedingungen nach dem Feuer 8/96 zu sehen: Abnahme der Populationsdichte, Veränderung des Sozialgefüges, Vergrößerung der Aktionsräume usw. Inwieweit sich die kurzzeitige Abwesenheit und die Besenderung der Tiere negativ auf ihr Territorialverhalten und sozialen Bindungen auswirkt, ist kaum bekannt. POULIQUEN et al. (1990), WOLTON (1985) und LEUZE (1980) fanden heraus, daß die Besenderung keinen Einfluß auf die Dominanzbeziehung bzw. den sozialen Status von besenderten und unbesenderten Tieren ausübt. Ob ein solcher Einfluß bei dieser Untersuchung bestand, ist schwer abzuschätzen, aber der zweimalige Nachweis bei *L. striatus* sowie der bei *M. natalensis* vom gemeinsamen Aufenthalt im Nest bzw. Bau von wenigstens 2 Tieren deutet nicht auf einen Verlust an sozialen Kontakten.

Bewertung der Aktionsräume

Für die Berechnung von Aktionsräumen – basierend auf radiotelemetrisch erhobenen Daten - wurden in der Vergangenheit verschiedene Modelle entwickelt (vgl. DEBLASE & MARTIN 1981, MACDONALD et al. 1980, KENWARD 1987, HARRIS et al. 1990). Da jedes dieser Modelle in Abhängigkeit seiner Methodik, aber auch die Art der Datenaufnahme und die Stichprobengröße zu einem anderen Flächenergebnis führt, ist die Auswahl der Methode für das Ergebnis mitbestimmend. Sie kann somit immer nur als Richtwert angesehen werden (BERBERICH 1988).

Die in dieser Arbeit verwendete Konvex-Polygon-Methode ist weit verbreitet, wodurch ein Vergleich der ermittelten Aktionsraumgrößen mit den Angaben anderer Autoren erleichtert wird. Zudem ist sie eine der wenigen Methoden, bei der sich Ergebnisse aus dem Fallenfang und der Telemetrie vergleichen lassen (JONES & SHERMAN 1983). Da aber die Aktionsraumgröße in einem nicht näher zu bestimmenden Ausmaß mit dem Stichprobenumfang wächst, ist die Vergleichbarkeit nur eingeschränkt gegeben (WHITE & GARROTT 1990). Die Aktionsraumgröße wird bei dieser Methode stark von den peripheren

Peilpunkten bestimmt, wobei auch vom Tier ungenutzte Bereiche als Teile des Aktionsraumes ausgewiesen werden. Um Fehleinschätzungen der Aktionsraumgröße durch Exkursionen zu korrigieren, wurde die Berechnung der Aktionsraumgröße für 95 % der äußersten Peilpunkte durchgeführt; um die Größe der konzentriert genutzten Gebiete zu beschreiben, wurden Kerngebiete definiert (vgl. SAMUEL et al.1985).

Neben der Auswahl eines geeigneten Verfahrens zur Berechnung der Aktionsraumgröße ergibt sich die Problematik der praktischen Auslegung der "home range" Definition nach BURT (1943). Hiernach sollen "gelegentliche Ausflüge" von den "normalen Aktivitäten" eines Tieres abgegrenzt werden. Für diese Unterscheidung existieren allerdings keine allgemeingültigen Kriterien, und sie unterliegt der subjektiven Einschätzung des Untersuchers. Zudem ist kein zeitlich festgelegter Rahmen eines Aktionsraumes definiert (vgl. WHITE & GARROTT 1990).

5.2 Artengemeinschaften

Die verschiedenen Savannentypen wie Gras-, Busch- und Baumsavanne sind aufgrund ihres Feuerzyklus mit nachfolgender Regeneration in ihrer Physiognomie ähnlich, aber kleinräumig gesehen doch sehr heterogen. Die Heterogenität bietet den Kleinsäufern verschiedenste Lebensräume, die durch eine Reihe von Umweltfaktoren geprägt sind. Die Vielfalt an Habitaten ergibt sich durch die unterschiedlich starke Ausprägung der Pflanzendecke, die Diversität der Pflanzen, die Bodenbeschaffenheit, das Vorkommen von Termitenbauten und durch die lokale Topographie (HAPPOLD 1983). Die Vegetationsdecke stellt dabei den bedeutendsten biotischen Faktor dar, da sie das Vorhandensein von Nahrung, Nist- und Versteckmöglichkeiten bestimmt (NIETHAMMER & KRAPP 1978, SCHRÖPFER 1988). Von den abiotischen Faktoren sind Temperatur, Luft- und Substratfeuchtigkeit sowie Bodenbeschaffenheit von größter Bedeutung (NIETHAMMER & KRAPP 1978).

Die Habitatpräferenzen der Kleinsäuger und ihre saisonalen Abundanzschwankungen hängen von den im Biotop nutzbaren Ressourcen ab (UNRUH 1991). Kann sich eine Art in einem bestimmten Lebensraum fortpflanzen und über einen längeren Zeitraum eine stabile Population bilden, so gelten ihre artspezifischen Umweltansprüche als erfüllt (KNORRE & BARNIKOW 1981). Entsprechend ihrer ökologischen Ansprüche siedeln sich unterschiedliche Arten in unterschiedlichen Habitaten an. Dabei sind die Kleinsäuger auf bestimmte Strukturen in ihrem Lebensraum angewiesen, zeigen aber nach MÜLLER-STIESS (1992) keine strenge Bindung an bestimmte Biotoptypen. So vermieden die

meisten Arten im Buschland-Grasland-Mosaik das offene Grasland und zeigten Präferenzen für die Buschgruppen (vgl. 4.4.4.1). Dies läßt sich damit erklären, daß die Mikrohabitate unter oder am Rande von Büschen den Kleinsäufern eine hohe Futterdichte, darüber hinaus einen relativ guten Prädationsschutz (KOTLER 1984) und für tagaktive Tiere zudem ein günstigeres Mikroklima bieten.

Die Untersuchungsflächen, die sich in Habitatstrukturen, Vegetation und Deckungsgrad unterschieden, zeigten für die erfaßten Kleinsäuger unterschiedliche Abundanz- und Dominanzverhältnisse (Tab. 9, Abb. 12). Nach SCHRÖPFER (1990) ist in einem saisonal stabilen Habitat immer eine Artenkombination von 2-3 Hauptarten und mindestens einer Begleitart vertreten, wobei sich die größte Zahl an Individuen (>75%) auf die Hauptarten verteilt. Nach der Klassifizierung der Dominanz nach ENGELMANN (1978, in MÜHLENBERG 1993) wurden zwar für die Untersuchungsflächen bis zu 7 Hauptarten in einer Fangserie beschrieben (vgl. 4.2.3), aber nach der 75 %-Schranke nach SCHRÖPFER (1990) bildete sich auf allen Flächen, mit Ausnahme der Fläche Mweya Peninsula (BG3), ein System von 2-3 Hauptarten aus, die zusammen 75 % der Gesamtabundanz ausmachten. So gehörte *M. natalensis* auf allen Flächen zu diesem System; im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland waren es zudem *L. striatus* (G1, G2) und *L. ansorgei* (G2), im Buschland-Grasland-Mosaik zudem *A. nairobae* (BG1, BG2), *A. kaiseri* und/oder *L. striatus* (BG3, BG4). Nach SCHRÖPFER (1990) setzt sich in Europa das System der Hauptarten aus unterschiedlichen Lebensformtypen zusammen (Wühlmaus-, Echtmaus- und Spitzmaustyp), wobei sich Arten desselben Lebensformtyps bei ähnlicher Körpergröße fast immer ausschließen. In Afrika sind keine Arten der Wühler (Arvicolinae) vertreten. Nach DIETERLEN (1967a) entspricht nur *Otomys* unter den Muriden eindeutig dem Wühlmaustyp, die aber in meinem Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen werden konnte. Die aufgeführten Arten entsprechen bei dieser Arbeit ausschließlich dem Echtmaustyps, wobei der Unterschied ihrer Körpergewichte auffällig ist.

Seit langem wird die Verschiedenheit der Körpergröße als Möglichkeit der Koexistenz ähnlicher Arten betrachtet (LACK 1947, in ADLER 1995). Nach GLIWICZ (1987) führen unterschiedliche Körpergrößen sympatrisch lebender Arten zu einer ersten Nischentrennung, wobei sich hier die Körpergröße auf die Wahl des Unterschlupfes, der bevorzugten Größe von Nahrungspartikeln oder auf potentielle Prädatoren und die Möglichkeit ihrer Vermeidung auswirkt. Darüber hinaus ermöglichen die Unterschiede in der Habitatnutzung, im Nahrungsspektrum und in den Aktivitätsmustern die Koexistenz von mehreren Arten (GLIWICZ 1987, KERLEY 1992). Die Artenzusammensetzung beruht

weniger auf interspezifischer Konkurrenz um verfügbare Ressourcen (NEL 1978), sondern ist durch äußere Faktoren wie Regen, Feuer oder Präsenz von Großsäugern und den begleitenden Veränderungen im Habitat bedingt. Arten wie *L. striatus*, *M. natalensis* und *A. nairobae*, die im Grasland des Queen Elizabeth National Park stets gegenwärtig oder sehr häufig waren, haben offenbar eine weitere Nischendimension als die selteneren oder nur gelegentlich anwesenden Arten.

Insgesamt wurden 13 Nagerarten erfaßt, wobei auf den einzelnen Flächen 7-9 Arten vorkamen, in Kyambura Fig Tree (G2) sogar 11 Arten. Letzteres bedingte im Gegensatz zur anderen *Imperata-Cymbopogon*-Fläche (G1) eine hohe Übereinstimmung gemeinsamer Arten mit den Buschland-Grasland-Flächen (BG1-BG4). Die meisten Arten zeigten eine überlappende Verbreitung in beiden Habitattypen, wenn auch mit unterschiedlichen Abundanzen, die ihre Präferenzen verdeutlichen. Einige Arten waren aber strikt an einen der beiden Graslandtypen gebunden: So wurden *M. triton*, *T. valida* und *M. dybowskii* ausschließlich im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland erfaßt, *G. dolichurus*, aber auch *G. murinus*, *A. kaiseri* und *A. nairobae* waren eindeutige Vertreter des Buschland-Grasland-Mosaiks (Tab. 9).

Für den Vergleich von ökologisch verschiedenen Lebensräumen ist es aber wichtig, die relative Abundanz der Arten und nicht allein ihre Präsenz in einem Lebensraum zu werten (HEYDEMANN 1960). Unter Beachtung der Dominanzverhältnisse bestand die größte Übereinstimmung in der Faunenähnlichkeit (vgl. 4.2.4) tatsächlich zwischen den jeweiligen Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2) und denen des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4). Erstaunlich ist dabei die sehr starke Übereinstimmung der Fauna der Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4) als auch die der Flächen Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2), da sich diese Flächenpaare physiognomisch sehr unterschieden. Gemeinsamkeiten fanden sich aber in ihrem Deckungsgrad sowie dem Ausmaß des Weidedrucks durch Großsäuger. Offensichtlich bestimmen insbesondere diese Faktoren direkt oder/und indirekt die Artenzusammensetzung im Grasland.

5.3 Lebensräume der Arten

5.3.1 *Lemniscomys striatus*

Diese in Afrika weit verbreitete Art besiedelt verschiedenste Savannentypen (vgl. DELANY 1972, KINGDON 1974b, HAPPOLD 1975) mit Präferenz für dichte Vegetation. *L. striatus* wurde von mir auf allen Untersuchungsflächen nachgewiesen (Tab. 9), wobei sie ihre höchsten Abundanzen in den dichten *Imperata-Cymbopogon*-Beständen hatte. Auch NEAL (1970) beschreibt sie als Art aller Vegetationstypen, aber mit Präferenzen für *Capparis*-Büsche sowie für die Gräser *Themeda* und *Hyparrhenia*, weniger für *Imperata* und *Cymbopogon*. MARTIN & DICKINSON (1985) fanden eine positive Korrelation der Art mit *Themeda*, aber keine mit physikalischen Parametern wie Bodenqualität und Vegetationshöhe bzw. -decke. Im Buschland-Grasland-Mosaik konnte ich eine eindeutige Präferenz für die *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen sowie für die Schluchten auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3) feststellen (Abb. 33a). Nach Feuern auf den Flächen Crater Road (BG1) und Queens Mile (BG4) wurde *L. striatus* ausschließlich in den Buschgruppen erfaßt (Tab. 16). Die Bevorzugung dieser geschlossenen Strukturen sowie die der *Imperata-Cymbopogon*-Bestände bestätigt, daß *L. striatus* positiv mit dichter Vegetation assoziiert ist.

Auf den Buschland-Grasland-Flächen Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2), wo *A. nairobae* eudominant war, trat *L. striatus* nur sporadisch oder als subdominante Art auf (Abb. 12b, e). Auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) und auf der Fläche Queens Mile (BG4), wo *A. nairobae* nicht oder nur selten anzutreffen war, hatte *L. striatus* einen dominanten oder eudominanten Status. Verschiedene Autoren (MISONNE 1963, DELANY 1964b, RAHM 1967, DELANY & ROBERTS 1978) beschreiben ebenfalls eine reziproke Abundanz für *L. striatus* und *Arvicanthis* bzw. *Otomys*, was möglicherweise auf Konkurrenzvermeidung beruht. Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen (DELANY 1964b, NEAL 1967) konnte ich *L. striatus* auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3) nachweisen, wo sie mit anderen Arten, auch mit *A. nairobae*, den Dominanzstatus teilte (Abb. 12c). Offenbar bietet diese strukturreiche Fläche genügend Nischen für die Koexistenz ähnlicher Arten. ECKHOFF (1998) fand dagegen *L. striatus* im Bereich großer Schluchten auf der Halbinsel Mweya Peninsula als häufigste Art (44,2 %), wobei hier *A. nairobae* aber fehlte.

Bereits bei früheren Untersuchungen im gleichen Gebiet war *L. striatus* die dominante Art im Kratergebiet (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975), jedoch nur wenige Jahre zuvor waren es

M. dybowskii und *L. ansorgei* (DELANY 1964b). Die mittlere Abundanz von 35 Ind./ha auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) lag um 20 % über der Abundanz nach CHEESEMAN (1975) im gleichen Gebiet und um 34 % über der in Kyambura Fig Tree (G2). Nach Feuern wurden die Populationen beider Untersuchungsflächen drastisch reduziert, wobei *L. striatus* aber die dominante Art blieb (Abb. 12, Abb. 15). Etwa 5 Monate nach einem Feuer konnte ich wie CHEESEMAN (1975) einen enormen Anstieg der Abundanz um ein Vielfaches von der vor dem Feuer feststellen (Abb. 16, Abb. 17). Da es sich hier um fast ausschließlich adulte Tiere handelte, beruht dieser Anstieg offenbar nicht nur auf Reproduktion sondern auch auf Immigration. So beschreibt NEAL (1970) nach einem Feuer eine Immigration in nicht gebrannte Gebiete, sowie eine spätere Emigration zurück in die einige Monate zuvor gebrannten *Imperata*-Bestände. Direkt nach dem Feuer 8/96 „patchy-burn“ in Crater Outer Slope (G1) war die Population zunächst fast unverändert. Die verbliebenen Grasinseln wurden von *L. striatus* als Rückzugsmöglichkeit intensiv genutzt (vgl. 4.4.4.2), was sich auch in einer geklumpten Dispersion ausdrückt (Abb. 30). Trotz dieser Rückzugsmöglichkeit war die Population nach 6 Wochen auf 45 % reduziert. Das zeigt, daß *L. striatus* das Feuer zwar gut überlebte, dann aber eine Populationsabnahme aufgrund von Migration und Prädation erlitt. Die dichte Aufeinanderfolge der Feuer 8/96 und 2/97 dieser Fläche (G1) wirkte offenbar einer Wiederbesiedlung entgegen. So vermute ich, daß die Tiere nach der Emigration in die 10 Tage zuvor gebrannte Umgebung seßhaft wurden und eine Immigration bzw. Rückkehr dieser Tiere aufgrund des nach wenigen Monaten angeglichenen Vegetationszustandes nicht erfolgte.

Nach einem Feuer fand NEAL (1970) *L. striatus* zwar in allen Vegetationstypen, aber dann mit einer Präferenz für *Cymbopogon*. Die nach Feuern verbliebenen Grasbulte auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen boten den Tieren die einzige oberirdische Deckung. *L. striatus* hat gewöhnlich ihre Nester an der Basis von *Cymbopogon*-Bulten (vgl. DELANY 1975), aber auch ein regelmäßiges Benutzen von Bauen wurde beobachtet (CHEESEMAN & DELANY 1979). Letzteres konnte ich nur nach Feuern nachweisen, wobei dann alle Tiere nach dem Freilassen am Fallenstandort Termitenbaue oder einzelne Löcher aufsuchten. Hierbei gab es Hinweise, daß sich *L. striatus* in diesen Bauen Nester anlegt. Die Ergebnisse der radiotelemetrischen Untersuchung sowie das Experiment mit der Fadenspule lassen annehmen, daß *L. striatus* bei gutem Deckungsgrad ihre Nester wieder an der Basis von *Cymbopogon*-Bulten baut (vgl. 4.4.4.2). Auch MARTIN & DICKINSON (1985) konnten für *L. striatus* keine Assoziation mit Termitenbauen feststellen, wobei die leichte Präferenz für die Baue in Kyambura Fig Tree (G2) (Tab. 18) eventuell auf den geringeren Deckungsgrad (Abb. 11) dieser Fläche zurückzuführen ist.

L. striatus ist omnivor, mit hauptsächlich vegetarischer Kost (DELANY 1964b, NEAL 1970, FIELD 1975), wobei ihre Hauptnahrung aus Blättern und Stengeln verschiedener Gräser besteht. Das Nahrungsspektrum verschiebt sich zur Regenzeit: Zum Ende der Regenzeit werden vermehrt Samen gefressen, und bedingt durch die nun während des Tages erhöhte Feuchtigkeit im Grasland ist auch eine erfolgreiche Nahrungsaufnahme von Insekten gegeben. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Termiten (FIELD 1975). Ein im Labor gehaltenes Tier fraß neben angebotenem Gras auch verschiedenste Obstsorten, Brot, Erdnüsse und Motten, mied hingegen Gemüse, Fleisch und Käse, was die Aussagen zur natürlichen Ernährungsweise unterstützt. Ihr regelmäßiger Bedarf an Wasser läßt vermuten, daß ihre Präferenz für dichtere Vegetation auch mit der erhöhten Feuchtigkeit zusammenhängt.

Nach KINGDON (1974b) ist *L. striatus* nicht gesellig, obwohl sie bei gemeinsamer Nahrungsaufnahme beobachtet wurde. Die von mir (vgl. 4.4.3) und CHEESEMAN (1975) festgestellte Überlappung der Aktionsräume schließt eine Territorialität aus. Die radiotelemetrische Untersuchung zeigte in 2 Fällen eine gemeinsame Nestnutzung beider Geschlechter, wobei die Tiere außerhalb des Nestes unterschiedliche Raumnutzungsmuster zeigten (vgl. 4.4.4.2). Da beide Beobachtungen während der Reproduktionsphase erfolgten (Abb. 16c), ist es denkbar, daß die Tiere nur während dieser Periode Wohngemeinschaften bilden. CHEESEMAN (1975) beobachtete dagegen in einem Fall eine Nestverteidigung.

Aktionsräume

Angaben zu Aktionsräumen afrikanischer Nager sind kaum vorhanden, und so sind meines Wissens die von CHEESEMAN (1975) ermittelten Aktionsräume von *L. striatus* im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland des gleichen Untersuchungsgebietes die einzigen vergleichbaren Daten. Die von mir anhand des Fallenfangs ermittelten Aktionsräume (Tab. 14) liegen im Bereich der Angaben dieses Autors: ♂♂ $\bar{x}=0,237$ ha (0,090-0,450 ha), ♀♀ $\bar{x}=0,213$ ha (0,080-0,385 ha), wobei auch die telemetrisch ermittelten Aktionsräume von Mai 1996 in diesem Bereich liegen. Daß die Aktionsraumgrößen im gleichen Lebensraum durchaus variieren, zeigten die telemetrisch ermittelten Aktionsräume im November/Dezember 1996, 3 Monate nach dem Feuer, wo sie im Mittel fast 5-mal größer waren. Daß es sich hier nicht um individuelle Varianten handelte, beweist ein Männchen, das in beiden Perioden telemetriert wurde und seinen Aktionsraum in der 2. Periode verdoppelt hatte. Da die Untersuchungsfläche zu beiden Telemetrieperioden aufgrund des vorangegangenen Regens den Tieren vergleichbar

gute Habitatbedingungen wie z. B. Vegetationsdecke, Nahrung und Feuchtigkeit bot, muß die durch das Feuer bedingte Abnahme der Populationsdichte von etwa 60 auf 18 Ind./ha die Veränderung der Aktionsraumgröße beeinflusst haben. Auch CHEESEMAN (1975) fand einen inversen Zusammenhang zwischen Aktionsraumgröße und Populationsdichte. Insbesondere nach einem Feuer beobachtete er eine Ausdehnung des Aktionsraumes einzelner Tiere bei verringerter Populationsdichte. Die Aktionsweiten (vgl. 4.4.2), als Maß für die Aktionsräume, bestätigen diesen Zusammenhang in Crater Outer Slope (G1) zwar nur nach dem Feuer 8/96, aber darüber hinaus wurde eine negative signifikante Korrelation zwischen Aktionsweiten und Populationsdichte (MNA) sowohl für Männchen als auch für Weibchen gefunden. Auf der anderen *Imperata-Cymbopogon*-Fläche (G2), wo die Populationsdichte generell geringer war als auf der Fläche G1, wurden dementsprechend signifikant größere Aktionsweiten für beide Geschlechter nachgewiesen. Im Gegensatz zu CHEESEMAN (1975) fanden auf der Fläche G1 nach den Feuern deutliche Verlagerungen der Aktivitätszentren statt, wobei dieses mit der Ausdehnung ihrer Aktionsräume bei geringerer Populationsdichte zusammenhing. Die durch Feuer vernichteten oberirdischen Schlafplätze wurden in unterirdische Baue verlagert.

Der Vergleich der Aktionsweiten und der Telemetriedaten zeigte, daß es offenbar keine geschlechtsspezifischen Aktionsraumgrößen gibt, was mit den Angaben von CHEESEMAN (1975) übereinstimmt. Auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) hatten die Männchen aber größere Aktionsweiten als die Weibchen (Tab. 12), wobei dieser Unterschied insbesondere durch die großen Aktionsweiten der mobileren inaktiven Männchen beeinflusst wurde. Dies steht im Gegensatz zu dem Ergebnis der Fläche G1, auf der sexuell aktive Tiere größere Aktionsräume hatten als inaktive Tiere. Da reproduktive Tiere älter und damit schwerer sind, erklärt sich auch die positive Korrelation mit dem Körpergewicht. Überraschend war die positive Korrelation der Aktionsräume der Weibchen der Fläche G1 mit dem Regen sowie der Weibchen der Fläche G2 mit dem Deckungsgrad der Vegetation, der wiederum im Zusammenhang mit dem Regen zu sehen ist. Daß gerade die Weibchen während der Fortpflanzungsperiode größere Aktionsräume haben läßt sich schwer erklären, denn es wäre eher zu erwarten, daß sie während dieser Zeit die Nestumgebung nicht verlassen. Hingegen wären die Männchen mobiler zu erwarten, in der Annahme, daß sie auf der Suche nach sexuell aktiven Weibchen sind.

Aktivität

L. striatus wird als tag- und nachtaktiv angesehen, wobei die Angaben zu den Aktivitätsmustern sehr variieren. DELANY (1964a) und NEAL (1970) beschreiben sie anhand des Fallenfangs als hauptsächlich tagaktiv. CHEESEMAN (1975, 1977) hingegen stuft sie aufgrund seiner Laborergebnisse als eher dämmerungsaktiv ein und fand sie auch nachts aktiv. Ein anderer Laborversuch fand dagegen für *L. striatus* Hauptaktivitätsperioden zwischen 16:00-20:00 h und 22:00-02:00 h (PETTER et al. 1964). In der vorliegenden Untersuchung wurden 44,7 % der Tiere am Tag in der Nachmittagskontrolle erfaßt (Abb. 35), und bereits bei den Versuchen mit Fallenkontrollen in kurzen Zeitabständen (Tab. 19) zeichnete sich ab, daß die Tiere ihre Hauptaktivität am Tag und während der Abend- und Morgendämmerung haben. Die telemetrischen Untersuchungen ergaben ein völlig anderes Aktivitätsmuster. Danach ist *L. striatus* hauptsächlich tagaktiv mit Aktivitätsmaxima zwischen 08:00-09:00 h und 15:00-16:00 h mit einer verlängerten Aktivitätsphase in die Dämmerung hinein (Abb. 36). Nachtaktivität wurde nicht nachgewiesen. Der erhöhte Aktivitätsanteil im November/Dezember 1996 könnte auf die niedrigeren Lufttemperaturen zurückgeführt werden. Im Vergleich zu Laborversuchen, wo Einzeltiere im kleinen Käfig wahrscheinlich nicht die gleiche Aktivität zeigen wie in ihrer natürlichen Umwelt, entsprechen die Ergebnisse aus der Telemetrie schon eher der Realität. Dennoch ist anzunehmen, daß die Aktivität von *L. striatus* vom Habitat abhängig ist. So konnte ich nach Feuern eine Verschiebung der Aktivität in die Nacht nachweisen, die offenbar aufgrund der nun fehlenden Vegetationsdecke erfolgte, die sonst Schutz vor Prädatoren und intensiver Strahlung bietet.

5.3.2 *Arvicanthis nairobae*, *A. niloticus* (vgl. Kap. 3.1.5)

A. niloticus und *A. nairobae* sind im tropischen Afrika weit verbreitet (ROSEVEAR 1969, KINGDON 1974b, DELANY 1986, MUSSER & CARLETON 1993). *A. nairobae* ist bisher nur für wenige Standorte in Kenya und Tanzania beschrieben worden (vgl. MUSSER & CARLETON 1993), was auf Bestimmungsprobleme zurückzuführen sein dürfte (vgl. 3.1.5). Beide Arten sind typische Graslandbewohner, die aber auch im Busch- und Kulturland vorkommen (DELANY & NEAL 1966, NEAL 1967, KINGDON 1974b). Grasland mit guter Deckung und dem Vorkommen von Termitenbauten und vereinzelt Bäumen oder Büschen wird von SENZOTA (1982) als idealster Lebensraum für die Kolonisation der beiden Arten beschrieben, wobei sehr dichte Buschvegetation und insbesondere offenes Grasland weniger geeignet sind. *A. nairobae* wurde auch bei meiner Untersuchung nur auf den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks erfaßt. Bereits NEAL (1967) beschreibt

die Präferenz von *A. niloticus* (*A. nairobae*) für die Gräser *Hyparrhenia* und *Themeda*, weniger für *Imperata*-Gras und *Capparis*-Büsche, wobei letztere nach einem Feuer bevorzugt aufgesucht wurden. Durch den Fallenfang sowie durch die radiotelemetrische Untersuchung kann ich diese Beobachtung bestätigen (Abb. 33b, Abb. 34a, Tab. 16), wobei auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3) bei sehr geringem Deckungsgrad (Abb. 11) Tiere ausschließlich in den Buschgruppen und den dicht bewachsenen Erosionsschluchten erfaßt wurden.

Ihre höchsten Abundanzen hatte *A. nairobae* im Buschland-Grasland-Mosaik auf den Flächen Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2), wo die Bodenbedeckung am höchsten (Abb. 11) und die Nutzung durch Großsäuger gering war (vgl. 2.2.2). Auch CHEESEMAN (1975) konnte durch Versuche mit Einzäunung zeigen, daß *A. niloticus* (*A. nairobae*) dichte Bodenbedeckung vorzieht. Auf beiden Flächen (BG1, BG2) war sie trotz unterschiedlicher Abundanz die dominante Art (Tab. 9, Abb. 12). Auf der Fläche BG2 erreichte sie sogar eine Dominanz von im Durchschnitt 62 %. Die hohe Abundanz von bis zu 63 Ind./ha sowie die vergleichsweise lange Aufenthaltsdauer der Art auf dieser Fläche (Abb. 28) läßt den Schluß zu, daß die Tiere hier einen optimalen Lebensraum fanden. Allerdings wiesen 25 % der Tiere beider Geschlechter verstümmelte Schwänze auf, was auf intraspezifische Auseinandersetzungen hindeutet. Dieses ist aber vermutlich nicht wie bei *Lophuromys* auf territoriales Verhalten zurückzuführen (vgl. KINGDON 1974b), da die Überlappung von Aktionsräumen (vgl. ECKHOFF 1998) als auch die meist geklumpte Dispersion (Abb. 30) diesem widerspricht und *Arvicanthis* zudem auch von anderen Autoren als gesellig beschrieben wird (VESEY-FITZGERALD 1966, SENZOTA 1982, ECKHOFF 1998). Auch DELANY & ROBERTS (1978) fanden hohe Abundanzen in ähnlichen mit *Ocimum suave* verbuschten Flächen und beschreiben dieses Habitat als Reservoir für die Besiedlung/Ausbreitung in größere Gebiete.

Nach KINGDON (1974b) lebt *A. niloticus* unter einer dichten Vegetationsdecke, wo sie Tunnel anlegt, die von ihrem Versteck aus radiär nach außen verlaufen (KINGDON 1974b, SENZOTA 1990). Im Rahmen der telemetrischen Untersuchung hat ECKHOFF (1998) diese ebenfalls entdeckt. Sie ermöglichen die schnelle Fortbewegung im dichten Grasbestand, und ihre Anzahl steigt nach SENZOTA (1990) während der Trockenzeit. Auf der Fläche Crater Road (BG1), die Fläche mit dem höchsten Raumwiderstand (Tab. 5), war die Anzahl der Tunnel entsprechend höher. *A. niloticus* scheint wie auch die Feldmaus *Microtus arvalis* diese Gänge in dichter Vegetation selbst freizuhalten (LEICHT 1979, NIETHAMMER & KRAPP 1982, SENZOTA 1990). Als Verstecke dienen kommunale Bau-

systeme (SENZOTA 1982), selten haben sie Nester an der Oberfläche (DELANY & NEAL 1966). Auf den Flächen BG1 und BG2 wurden Termitenbaue, selbstgegrabene Baue und mit Gras ausgepolsterte Mulden als Verstecke benutzt (vgl. ECKHOFF 1998). Auf den Flächen Queens Mile (BG4) und Mweya Peninsula (BG3), wo keine Termitenbaue oder Löcher im Grasland zu finden waren, muß *A. nairobae* ihre Verstecke in den Buschgruppen bzw. Schluchten gehabt haben. Wie SENZOTA (1990) sehe ich die Assoziation der Tiere mit Termitenbauen und die mit Buschgruppen als Überlebensstrategie der Art gegen Prädation, zum Schutz vor grasenden Großsäugern und vor Grasfeuern.

Im Kulturland findet man *A. niloticus* (*A. nairobae*) in Hütten oder Getreidespeichern (DELANY 1975). Auch wurden in der Vergangenheit ernsthafte Schäden in landwirtschaftlichen Gebieten durch *A. niloticus* beschrieben (vgl. DELANY & MONRO 1986). In den Siedlungen Mweya und Kyambura konnte ich *A. nairobae* regelmäßig in der Nähe der Häuser beobachten. Mit Beginn der Errichtung eines Zeltlagers in unmittelbarer Nähe zur Untersuchungsfläche (vgl. 2.2.1) wurden neben einer *Rattus rattus* auch 6 *Arvicanthis* temporär im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland erfaßt, dabei stets in Nähe des Zeltlagers, durch dessen Nahrungsabfälle sie offenbar angelockt wurden.

Die Nahrung der hauptsächlich herbivoren Art besteht vorwiegend aus Stengeln und Wurzeln verschiedener Gräser, sowie aus Blättern und Samen (SENZOTA 1982, DIETERLEN 1988). Verschiedene Autoren geben unterschiedliche Gräser als bevorzugte Futterpflanze an (DELANY & NEAL 1966, KINGDON 1974b), wobei ECKHOFF (1998) für die Fläche Crater Road (BG1) mit den Grasarten *B. insculpta*, *T. triandra*, *C. gayana*, *S. pyramidalis* zum Teil die gleichen Futterpflanzen bestimmt hat. Die Freßplätze lagen häufig in den bereits beschriebenen Tunneln. Dennoch ist *A. niloticus* in Bezug auf die Nahrungsaufnahme opportunistisch, und nimmt zu Beginn der Trockenzeiten vermehrt Samen und zu Beginn der Regenzeiten mehr Insekten auf (TAYLOR & GREEN 1976, NEAL 1981, SENZOTA 1982, DELANY & MONRO 1986). Die Fläche Hippo Pool (BG2) wies ein besonders hohes Angebot an Samen und Insekten (Tab. 7) auf, wobei diese reichhaltige Kost hier vermutlich für die überdurchschnittlich hohen Körpergewichte der Tiere verantwortlich ist (KINGDON 1974b, DELANY 1975, vgl. 4.3.2.2).

Aktionsräume

Die telemetrisch ermittelten Aktionsräume von *A. nairobae* zeigten wie bei *L. striatus* und *M. natalensis* eine inverse Proportionalität zwischen Aktionsraumgröße und Populationsdichte. So hatten nach ECKHOFF (1998) die Tiere in Crater Road (BG1) bei einer Dichte von nur 14 Ind./ha eine mittlere Aktionsraumgröße (95 %) von 1,0 ha (n=4), in Hippo Pool (BG2) bei 42 Ind./ha nur eine mittlere Aktionsraumgröße (95 %) von 0,18 ha (n=4). Auch DELANY & ROBERTS (1978) beschreiben größere Aktionsweiten bei höheren Dichten. Demnach ist die Populationsdichte und damit indirekt die Habitatqualität für die Größe der Aktionsräume verantwortlich. So nimmt auch SENZOTA (1990) an, daß die Aktionsräume kleiner sind, wenn die Nahrung im Überfluß vorhanden ist. Weitere Informationen zu Aktionsräumen dieser Art sind bis dato leider nicht verfügbar. Die telemetrisch ermittelten Aktionsraumgrößen in Crater Road (BG1) gaben keinen Hinweis, daß ein Unterschied zwischen den Geschlechtern oder deren sexueller Aktivität bestand, wohingegen die Männchen in Hippo Pool (BG2) deutlich größere Aktionsräume hatten als die Weibchen (vgl. ECKHOFF 1998). Auch von anderen Muriden ist bekannt, daß die Aktionsräume der Männchen größer sind als die der Weibchen (MÜLLER 1977, GENEST-VILLARD 1978, WOLTON 1985, KEESING 1998). Besonders deutlich ist der Unterschied bei sexuell aktiven Männchen von *Apodemus flavicollis* (RADDA 1969, SCHWARZENBERGER 1992).

Die Aktionsräume von *A. nairobae* waren im Vergleich zu *L. striatus* und *M. natalensis* bei jeweils ähnlichen Populationsdichten größer. CHEESEMAN (1975) fand bei Arten mit ähnlicher Ernährungsweise einen Zusammenhang zwischen Größe der Art und Aktionsraumgröße, was vermutlich mit dem unterschiedlichen Energiebedarf zusammenhängt (WILSON 1976).

Aktivität

A. niloticus (*A. nairobae*) wird von DELANY & NEAL (1966) als tag- und nachtaktiv beschrieben, hingegen andere Autoren sie als hauptsächlich tagaktiv einstufen (DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970, SENZOTA 1990). In dieser Untersuchung wurden 55,6 % der Tiere am Tag (Nachmittagskontrolle) erfaßt, und damit zeigte *A. nairobae* im Vergleich zu den anderen Arten eine überwiegende Tagaktivität (Abb. 35). Die telemetrischen Untersuchungen in Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2) bestätigten dieses, wobei ein zusätzlicher Aktivitätspeak kurz vor Sonnenaufgang und nach Sonnenuntergang festgestellt wurde und die eigentliche Ruhephase in der 2. Nachthälfte lag (vgl. ECKHOFF 1998).

5.3.3 *Mastomys natalensis*

M. natalensis ist die am weitesten verbreitete Nagerart in Afrika. Ihr Lebensraum ist die Savanne (vgl. DELANY 1972), wobei sie eine weite Toleranz für unterschiedliche Habitattypen, einschließlich Sumpf, Kulturland und Siedlungen, aufzeigt (DELANY & NEAL 1966, HAPPOLD 1983). In einigen Regionen Afrikas ist *M. natalensis*, bekannt als Überträger von Krankheiten wie Pest und Lassa-Fieber (LEIRS et al. 1990b), aus menschlichen Siedlungen von der Hausratte (*Rattus rattus*) verdrängt worden (DELANY & NEAL 1966, KINGDON 1974b). In anthropogenen Habitaten wie Feldern und Brachland erreicht *M. natalensis* im Vergleich zu natürlichen Habitaten oft sehr hohe Dichten und kann hier als Ernteschädling zur Plage werden (HAPPOLD 1975, LEIRS 1995).

M. natalensis (vgl. 3.1.5) besiedelte neben *L. striatus* als einzige Art alle Untersuchungsflächen (Tab. 9) und wurde dort regelmäßig als meist dominante oder eudominante Art erfaßt (Abb. 12). NEAL (1967), der sie ebenfalls in allen Vegetationstypen nachweisen konnte, gibt als bevorzugten Standort *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen an. Im Buschland-Grasland-Mosaik konnte ich diese Präferenz (Abb. 33c, Abb. 34b) ebenfalls feststellen. Auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3), wo die Bodenbedeckung sehr gering war (Abb. 11), wurde sie zudem häufig in den dicht bewachsenen Schluchten erfaßt, selten im offenen Gelände. Unverständlich ist, weshalb *M. natalensis* auf der Fläche Queens Mile (BG4) bei ebenfalls reduzierter Pflanzendecke eine vergleichsweise hohe Präferenz für das offene Grasland hatte.

Die höchste Abundanz mit 25 Ind./ha erreichte *M. natalensis* auf der Fläche Crater Outer Slope (G1), wo sie nach *L. striatus* die zweithäufigste Art war. Bereits bei früheren Untersuchungen im gleichen Gebiet (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975) war *M. natalensis* eine dominante Art im Kratergebiet, wobei sie bei CHEESEMAN (1975) nach *L. striatus* und *L. ansorgei* die dritthäufigste war. Die mittlere Abundanz von 13 Ind./ha der Fläche G1 lag um 44 % über der von CHEESEMAN (1975) im gleichen Gebiet, aber die der anderen Flächen war mit 5-8 Ind./ha seinen Befunden ähnlich.

Dichte Vegetation wird nach LEIRS (1995) von *M. natalensis* bevorzugt und ist wahrscheinlich auch eine gute Voraussetzung für eine erfolgreiche Reproduktion. In Uganda und Congo wurden die höchsten Abundanzen von *M. natalensis* im Grasland mit zahlreichen Büschen nachgewiesen (DIETERLEN 1967a, NEAL 1970). Auch in Kenya wurde eine Korrelation der Abundanz mit dem Bestand von hohem Gras festgestellt (MARTIN & DICKINSON 1985). Dennoch fand LEIRS (1995) hohe Abundanzen auch in

deckungslosem Grasland, wobei die Überlebensrate nicht reduziert war. Auch in Queens Mile (BG4) wies die Population im Vergleich zu den übrigen Buschland-Grasland-Flächen trotz verminderter Vegetationsdecke eine relativ hohe Aufenthaltsdauer bzw. „Überlebensrate“ auf (Abb. 29).

Der Einfluß von dichter Deckung bleibt unklar, und auch über das Feuer gibt es gegensätzliche Angaben. In Zambia fand CHIDUMAYO (1980, 1984) eine drastische Populationsabnahme nach Zerstörung der Vegetationsdecke durch das Feuer, aber in Gebieten mit permanenten Büschen blieb die Abundanz fast unverändert. Auch in Uganda und Kenya blieb die Abundanz nach einem Feuer gleich oder stieg sogar stark an (NEAL 1970, CHEESEMAN & DELANY 1979, MARTIN & DICKINSON 1985). Letzteres beobachtete ich ebenfalls tendenziell im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2), wohingegen Feuer im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1, BG4) die Populationen drastisch reduzierten und ein Anstieg nicht vor 4 Monaten erfolgte. Auf der Fläche Queens Mile (BG4) kam es im Laufe der nächsten 4-6 Monate zur Rückkehr einiger Individuen, die vermutlich im benachbarten, nicht gebrannten Gebiet Zuflucht gefunden hatten (vgl. 3.3.4). Die Regenerierung der Vegetationsdecke im Buschland-Grasland-Mosaik erfolgte aufgrund des starken Weidedrucks durch Großsäuger deutlich langsamer als im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland. So nehme ich an, daß die spärliche Deckung sowie die Störung durch Großsäuger einer schnellen Wiederbesiedlung entgegenwirkte. So fand CHEESEMAN (1975) durch Versuche mit Einzäunung, daß *M. natalensis* dichte Vegetation ohne Einfluß von Großsäugern bevorzugt. Die nach NEAL (1970) und BRONNER (1986 in LEIRS 1995) festgestellte Migration aus nicht gebrannten zu gebrannten Gebieten innerhalb eines Monats konnte in dieser Untersuchung nur bedingt beobachtet werden, was auf die Großflächigkeit der Feuer zurückgeführt werden kann (vgl. 3.3.4).

Nach Feuern wurde im Buschland-Grasland-Mosaik eine erhöhte Nutzung der Buschgruppen durch *M. natalensis* (Tab. 16), sowie die der nach dem „patchy-burn“ verbliebenen Grasinseln in Crater Outer Slope (G1) festgestellt (vgl. 4.4.4.2). Nach CHEESEMAN & DELANY (1979) sind diese Grasinseln für „gestrandete“ Tiere temporäre Standorte. Eine Präferenz für Termitenbaue im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland war insbesondere auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) bereits vor dem Feuer vorhanden (Tab. 18), verstärkte sich in Crater Outer Slope (G1) nach dem Feuer 2/97, aber nicht nach dem „patchy-burn“ 8/96, wo offensichtlich die Grasinseln guten Schutz boten.

Für *M. natalensis* ist bekannt, daß sie ihre Baue unterirdisch hat und verlassene Baue von anderen Gräbern dem Selbstbau vorzieht (VEENSTRA 1958, KINGDON 1974b, DELANY 1975). So bewohnte sie im Kratergebiet neben einfachen Bauen auch Termitenbaue (vgl. 4.4.4), wobei sie diese durchaus mit anderen Tieren gemeinsam nutzt (HANNEY 1965, COETZEE 1975). Gegenseitige Besuche von 2 Individuen während der telemetrischen Untersuchung (vgl. 4.4.4.2) sowie die Beobachtung von kurzzeitig im Labor gehaltenen Tieren bestätigt sie als gesellige Art mit geringer intraspezifischer Aggression (VEENSTRA 1958, COETZEE 1975).

M. natalensis ernährt sich als omnivore Art hauptsächlich von Samen und Arthropoden. Gräser machen nur einen geringen, aber regelmäßigen Anteil der Nahrung aus (VEENSTRA 1958, DELANY 1964b, TAYLOR & GREEN 1976, OGUGE 1995). Bei Futterknappheit, insbesondere bei geringer Verfügbarkeit von Samen, legt *M. natalensis* durchaus weite Strecken zurück (VEENSTRA 1958, OGUGE 1995). *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen sind neben ihrer Schutzfunktion für sie eine wichtige Nahrungsnische, denn hier ist ein vielfältiges Nahrungsangebot fast das ganze Jahr über gegeben. So fand FIELD (1975) eine Vorliebe dieser Art für die Früchte von *Erythrococcus bongensis*, eine Pflanze, die mit diesen Buschgruppen assoziiert ist. Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland wird sich das Nahrungsspektrum aber aufgrund des strikt saisonalen Samenangebots von dem im Buschland-Grasland-Mosaik unterscheiden. Das Angebot an Arthropoden ist jedoch vermutlich für diese nachtaktive Art aufgrund der hohen nächtlichen Feuchtigkeit im Gras über das ganze Jahr auf allen Flächen verfügbar. So fand FIELD (1975) für *M. natalensis* im gleichen Gebiete keine Beziehung zwischen Regenmenge und Konsum von Insekten, indessen MONADJEM (1998) für diese Art im südlichen Afrika eine vermehrte Aufnahme von Samen und Arthropoden in der Regenzeit feststellte. Die tierische Kost scheint unspezifisch zu sein, wobei DELANY (1964b) Ameisen, Orthopteren und Coleopteren als Nahrungsbestandteile fand. Andere Autoren berichten über einen regelmäßigen Konsum von Termiten (FIELD 1975, TAYLOR & GREEN 1976). Letzteres könnte somit auch die gefundene Präferenz für die Termitenbaue erklären, die auch von anderen Autoren festgestellt wurde (CHIDUMAYO 1980, MARTIN & DICKINSON 1985).

Neben der Verfügbarkeit von Futter werden auch der relativen Feuchtigkeit und dem Wassergehalt der Nahrungsbestandteile eine große Bedeutung für die Habitatpräferenz zugesprochen (COETZEE 1975, HUBERT et al. 1977). So fanden HANSSON (1971) und BOMFORD (1987a,b), daß die Fortpflanzung bei verschiedenen Arten abhängig ist von der

Verfügbarkeit der Nahrung, wobei trockene Samen bei *M. natalensis* kaum Einfluß auf die Fortpflanzung haben, frisch wachsende Gräser dagegen diese initiieren können (TAYLOR & GREEN 1976). Der Reproduktionserfolg auf allen Flächen zeigt, daß *M. natalensis* aufgrund ihrer flexiblen Ressourcennutzung in beiden Habitattypen trotz verschiedener physikalischer und struktureller Gegebenheiten ihre Nische gefunden hat. Trotzdem scheinen die Buschland-Grasland-Flächen im Vergleich zu den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen einen weniger optimalen Lebensraum darzustellen, was sich durch weniger residente Tiere, die geringere Aufenthaltsdauer sowie durch große Aktionsräume ausdrückt (Abb. 26, Abb. 29, Tab. 15).

M. natalensis entwickelte sich aber auch innerhalb der *Imperata-Cymbopogon*-Bestände (G1, G2) verschieden. So stellten MEESTER et al. (1979) fest, daß sich *M. natalensis* als Pionierart auf suboptimalen Flächen zunächst etabliert, aber im Grasland, wo die Sukzession sehr schnell erfolgt, innerhalb von Monaten von einem „Spezialisten“ verdrängt wird. Bereits SHORTRIDGE (1934, in VEENSTRA 1958) beschreibt das Abwandern von *M. natalensis* bei einer durch Futterknappheit bedingten interspezifischen Konkurrenz.

Dieser Zusammenhang könnte gegebenenfalls auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) zwischen *M. natalensis* und *L. ansorgei* bestanden haben (Abb. 15d) und die geringeren Abundanzen von *M. natalensis* auf dieser Fläche erklären.

Aktionsräume

Die von CHEESEMAN (1975) für *M. natalensis* mit Fallenfang ermittelten Aktionsräume im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland des gleichen Untersuchungsgebietes waren mit $\bar{x} = 0,260$ ha (0,130-0,400 ha); $\bar{x} = 0,240$ ha (0,210-0,270 ha) geringfügig größer als die von ihm für *L. striatus* bestimmten Werte. Die von mir anhand des Fallenfangs ermittelten Aktionsräume beider Untersuchungsflächen (G1, BG1) sowie die telemetrisch ermittelten Aktionsräume in Crater Outer Slope (G1) (Tab. 15) liegen im Bereich der Angaben von CHEESEMAN (1975). Allerdings waren die telemetrisch ermittelten Aktionsräume im Buschland-Grasland-Mosaik 4-mal größer. Auch hier ist ein inverser Zusammenhang mit der Populationsdichte zu erkennen, denn in Crater Outer Slope (G1) wurden zur Zeit der Telemetrie 25 Ind./ha erfaßt, in Crater Road (BG1) hingegen nur 7 Ind./ha. Auch die Aktionsweiten der Fläche G1 bestätigen dieses Verhältnis zur Dichte. Auf Brachland in Tanzania ermittelte LEIRS (1995) für *M. natalensis* anhand von Fallenfängen sehr kleine Aktionsräume (Median <0,06 ha) bei sehr hohen Populations-

dichten von im Mittel 155 Ind./ha. Auch die telemetrisch bestimmten Aktionsräume des gleichen Gebietes bei Dichten von 403 Ind./ha (LEIRS et al. 1996), lagen mit ihren Medianen von 0,112 ha (0,046-0,258 ha) für ♂♂ und 0,121 ha (0,022-0,203 ha) für ♀♀ deutlich unter den von mir ermittelten Aktionsraumgrößen (Tab. 15). Diese Ergebnisse lassen darauf schließen, daß höhere Dichten aufgrund verringerter Abstände zum nächsten Nachbarn mit kürzeren Laufstrecken korreliert sind.

Daß die mit Fallenfang ermittelten Größen von Aktionsräumen und Aktionsweiten in Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1) vergleichbar waren, aber die telemetrisch ermittelten Aktionsräume deutliche Unterschiede aufwiesen, ist methodisch bedingt. Die Bestimmung der Aktionsräume durch die Fangmethode ist limitiert durch das Fallenraster sowie durch die Fangzahlen an sich. So werden nach Beobachtungen einiger Autoren (OGUGE 1995, LEIRS et al. 1996) von *M. natalensis* gelegentlich lange Strecken während kurzer Exkursionen zurückgelegt, was auch durch meine Beobachtungen bestätigt werden kann (vgl. 4.4.3). Dieses Verhalten wird durch die Fangmethode weniger deutlich, da hier Tiere möglicherweise noch bevor sie ihr normales Aktivitätsfeld verlassen, abgefangen werden, eventuell aber auch während einer Exkursion eine größere Fallenscheuheit haben als in ihrer gewohnten Umgebung.

Ein saisonaler Unterschied der Aktionsweiten bestand nicht (vgl. 4.4.2) und bestätigt die Angaben anderer Autoren (OGUGE 1995, CHRISTENSEN 1996, LEIRS et al. 1996). Dennoch waren die Aktionsweiten der Männchen in Crater Road (BG1) positiv mit den Regenfällen sowie Vegetationsdichten korreliert. Allgemein war in dieser Population ein Weibchenüberschuß zu verzeichnen (vgl. 4.3.2.3). Es ist denkbar, daß deshalb die wenigen Männchen während der mit der Regenzeit gekoppelten Fortpflanzung weitere Strecken liefen, um Geschlechtspartner zu finden. Auch nach Feuern konnte keine signifikante Veränderung der Aktionsweiten festgestellt werden. Es ist zu vermuten, daß die wichtigsten Ressourcen wie Nahrung, Unterschlupf und Deckung durch *Cymbopogon*-Bulte, Grasinseln und Buschgruppen noch ausreichend waren und ein Expandieren „überflüssig“ machten. BOWLAND & PERRIN (1988) fanden für *M. natalensis* nach einem „clean-burn“ einen Anstieg der Aktionsweiten, nach einem „patchy-burn“ eine tendentielle Abnahme, wobei dies auch mit dem Wechsel der Populationsdichten zusammenhing. Auch für andere Arten wie *Gerbillurus paebe* und *Desmodillus auricularis* (CHRISTIAN 1977) und *Tatera leucogaster* (KERN 1977, in BOWLAND & PERRIN 1988) wurde ein Anstieg der Aktionsweiten nach einem Feuer beschrieben. Die erhöhte Mobilität direkt

nach einem Feuer erklärt CHRISTIAN (1977) als Folge der Suche nach geeignetem Futter und nach Deckung.

Sexuell aktive Tiere hatten generell größere Aktionsweiten, was die positive Korrelation der Aktionsweiten mit den Körpergewichten erklären kann, da in der Regel reproduktive Tiere älter und damit schwerer sind. Im Gegensatz zu CHEESEMAN (1975) und LEIRS et al. (1996) waren hier die Aktionsweiten der Männchen größer als die der Weibchen (Tab. 13). Allerdings konnte auch CHRISTENSEN (1996) größere Aktionsräume für reproduktive Männchen als für Weibchen oder Subadulte nachweisen; er erklärt dies mit dem promiskuitiven Paarungssystem.

Aktivität

M. natalensis wird von mehreren Autoren als nachtaktiv beschrieben (DELANY 1964b, DELANY & NEAL 1966, COETZEE 1975). Dies kann ich aufgrund der Fallenfänge (Abb. 35, Tab. 19) und der telemetrischen Untersuchung bestätigen (Abb. 36). Im Vergleich zu den Ergebnissen aus Laborversuchen (DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970, CHEESEMAN 1975, 1977) zeigten die telemetrierten Tiere eindeutige Aktivitätspeaks während der Nacht. Der erste Peak war in beiden Habitaten kurz nach Sonnenuntergang, wenn nach DELANY & KANSIIMERUHANGA (1970) die Hauptnahrungsaufnahme erfolgt. Auf der Fläche Crater Outer Slope (G1) zeigten die Tiere einen weiteren Aktivitätspeak kurz vor Sonnenaufgang, wohingegen die Aktivität der Tiere auf der Fläche Crater Road (BG1) vom Peak zu Beginn der Nacht bis zum Wiederaufsuchen des Schlafplatzes während der 2. Nachthälfte fast kontinuierlich abnahm. Diese unterschiedliche Ausprägung der Aktivitätsmuster steht im Zusammenhang mit der Habitatnutzung. So haben die Tiere in der relativ homogenen, dichten Vegetation der Fläche G1 kleine Aktionsräume, die es ihnen erlauben, ihre Ruhepausen im eigenen Bau zu verbringen und in der 2. Nachthälfte nochmals in der näheren Umgebung aktiv zu werden. Auf der Fläche BG1 nutzten die Tiere intensiv die relativ weit voneinander entfernten Buschgruppen, so daß ein Aufsuchen des eigenen Baues für eine Ruhepause während der Aktivitätszeit nicht sinnvoll wäre. Die intensive Nutzung der Buschgruppen, die relativ langen Ruhepausen und die kurzen Aktivitätsphasen (Tab. 20) können auf jeden Fall das Prädationsrisiko, insbesondere das durch Greifvögel, reduzieren.

5.3.4 *Lophuromys ansorgei*

Das Verbreitungsgebiet von *L. ansorgei* (vgl. 3.1.5) beschränkt sich auf einen schmalen Streifen zwischen Sahel- und Regenwaldzone (KINGDON 1974b). Die Art ist im Vergleich zu anderen afrikanischen Nagern extrem euryök und eurytherm und kommt von Regenwäldern auf Meereshöhe bis in die Schneeregionen über 4000 m vor, ist dabei aber selten in Gebieten mit weniger als 800 mm Niederschlag anzutreffen (DIETERLEN 1976). Ihr bevorzugtes Habitat ist die Gras-/Buschsavanne (vgl. DELANY 1972), wo sie nach NEAL (1970) insbesondere Präferenzen für die *Imperata-Cymbopogon*-Bestände aufweist, dagegen *Capparis*-Buschgruppen meidet. Im Buschland-Grasland-Mosaik konnte ich *L. ansorgei* nur sporadisch auf den Flächen Crater Road (BG1) und Hippo Pool (BG2) erfassen, wobei der relativ hohe Fang von jeweils 6 Ind./ha im Februar 1997 im Zusammenhang mit dem Feuer in der Umgebung zu sehen ist. Das Buschland-Grasland-Mosaik wird zwar als Zufluchtsort genutzt, bietet aber der Art offenbar aufgrund verminderter Deckung (BG3, BG4), zu starker Verbuschung (BG2) und reduzierten Feuchtigkeitsgehalts keinen optimalen Lebensraum. Allerdings konnte ich im Gegensatz zu DELANY (1964a) und NEAL (1970) für *L. ansorgei* mit einer relativen Fangdichte von 83 % in den *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen eine Präferenz für diese Struktur in diesem Habitattyp feststellen (Tab. 17).

Die Abundanzen von *L. ansorgei* waren auch im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) sehr verschieden. Während die Art in Kyambura Fig Tree (G2) mit 2-28 Ind./ha als sub-/eudominant kontinuierlich auf der Fläche vertreten war, trat sie in Crater Outer Slope (G1) nur sporadisch auf (Abb. 12a,d, Abb. 15d). Ein spontaner kurzfristiger Populationsanstieg gleich nach Feuern wie auf den beiden *Imperata-Cymbopogon*-Flächen im Februar 1997, wurde bei früheren Untersuchungen (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975) nicht beobachtet, dagegen wurde die nachfolgende Abnahme der Abundanz auch von diesen Autoren festgestellt. NEAL (1967) konnte *L. ansorgei* bis zu 5 Monaten nach einem Feuer nicht mehr erfassen, CHEESEMAN (1975) hingegen noch kontinuierlich in geringer Anzahl, was ich auch für die Population in Kyambura Fig Tree (G2) nachweisen konnte. In Crater Outer Slope (G1) wurde nach dem Feuer 8/95 bis zum Feuer 2/97 kein Individuum erfaßt. Auffällig ist, daß die Art im Vergleich zu früheren Untersuchungen im Kratergebiet ihren Dominanzstatus mehrmals änderte. So beschreibt DELANY (1964b) *M. dybowskii* und *L. ansorgei* als die dominanten Arten dieses Gebietes, wenige Jahre später waren es *L. striatus*, *M. natalensis* und *M. triton* (NEAL 1967, 1970). Bei CHEESEMAN (1975) war *L. ansorgei* wieder neben *L. striatus* eine dominante Art. Es scheint, daß Feuer auf *L. ansorgei* wie auf *M. dybowskii* einen tiefgreifenden,

limitierenden Effekt haben, da sie heute nur noch als Begleitarten zu finden sind. Dafür ist wahrscheinlich ein Komplex verschiedener Faktoren, wie z. B. Schwankungen der Nahrungsressource, Zunahme des Prädationsdruckes durch Deckungsverlust sowie physiologischen Faktoren für die Populationsabnahme dieser Art verantwortlich. MISONNE (1963) machte die Beobachtung, daß mit Zunahme einer herbivoren Art der Anteil an *Lophuromys* stark sinkt. Tatsächlich ist ein solcher Zusammenhang für die Fläche Crater Outer Slope (G1) denkbar. *L. striatus* (herbivor) und *M. natalensis* waren dort die dominanten Arten und zeigten dabei weit höhere Abundanzen als CHEESEMAN (1975) sie für das gleiche Gebiet beschreibt. Wie RAHM (1967) halte ich es auch für möglich, daß die omnivore *M. natalensis* einen bedeutsamen Konkurrenten darstellt und die insektivore *L. ansorgei* von der Fläche verdrängte.

Die Nahrung dieser insektivoren Art besteht vorwiegend aus Ameisen, Lepidopteren-Puppen und Orthopteren, wobei auch Frösche, Aas und geringe Mengen an pflanzlicher Kost aufgenommen werden (DELANY 1964b, KINGDON 1974b). Ein im Labor gehaltenes Tier zeigte ebenfalls eine Präferenz für tierische Kost, aber auch für Banane, Passionsfrucht und Avocado. Einen eindeutigen Zusammenhang zwischen Qualität und Quantität des Arthropodenbestandes der Flächen und dem Vorkommen von *L. ansorgei* konnte ich nicht feststellen (Tab. 7, Tab. A10). Der plötzliche Anstieg der Populationsdichte auf der Fläche G2 bei geringster Arthropodenbiomasse im Januar 1997 sowie nach dem Feuer 2/97 kann vielleicht damit erklärt werden, daß die immigrierenden Tiere auf der Suche nach Nahrungsressourcen bzw., nach dem Feuer, nach geeigneteren Habitaten waren. Im Vergleich zu CHEESEMAN & DELANY (1979) fand ich Hinweise, daß *L. ansorgei* die Termitenbaue im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland als Verstecke nutzt. Nach dem Feuer wurden Termitenbaue in 50-100 m Entfernung vom Fallenstandort aufgesucht. Diese Strukturen sind vermutlich wie bei der insektivoren Art *Z. hildegardeae* nicht nur geeignete Verstecke sondern dienen möglicherweise auch als Nahrungsquelle. Andere Autoren fanden hingegen Nester an der Basis der Vegetation, unter kleinen Steinen und Gehölzen sowie in kurzen selbst gegrabenen Bauen (VERHEYEN & VERSCHUREN 1966, KINGDON 1974b).

L. ansorgei ist tag- und nachtaktiv, wobei die Tiere den größten Aktivitätsanteil während der Nacht haben, mit Aktivitätspeaks zur Dämmerung (DELANY 1964a, NEAL 1970, CHEESEMAN 1975, 1977). Der sehr hohe Anteil des Nacht-/Dämmerungsfangs von 83,1 % in meiner Untersuchung (Abb. 35) ist durch die hohe Abundanz nach einem Feuer mit fast ausschließlich nachtaktiven Tieren zu erklären.

5.3.5 *Aethomys kaiseri*

Der Lebensraum dieser im südlichen Zentralafrika verbreiteten Art (KINGDON 1974b) ist die Gras- und Buschsavanne (DELANY & NEAL 1966). *A. kaiseri* wurde von mir fast ausschließlich in *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen des Buschland-Grasland-Mosaiks erfaßt, wobei die dicht bewachsenen Schluchten der Fläche Mweya Peninsula (BG3) ebenfalls bevorzugt wurden (Abb. 33d). Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland wurde *A. kaiseri* aber wie bei CHEESEMAN (1975) nur sporadisch erfaßt und konnte sich dort nicht etablieren. Die Präferenz für die Buschgruppen stellten bereits NEAL (1967), DELANY (1972) und CHEESEMAN (1975) fest. *A. kaiseri* erreichte ihre größten relativen Abundanzen auf den Flächen, wo der Flächenanteil an Buschgruppen am höchsten war (Tab. 4, Tab. 9). Auf diesen war sie eine dominante Art, wobei sie auf den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4) nach *M. natalensis* die zweithäufigste Art war (Abb. 12). Als Verstecke werden für *A. kaiseri* Bodenspalten und Termitenbaue beschrieben (KINGDON 1974b). Durch einen einmaligen Versuch mit einer Fadenspule (vgl. 3.1.4 und 4.4.4.1) konnte ich für *A. kaiseri* ebenfalls einen Termitenbau als Versteck nachweisen, der sich in einem inselartigen *Panicum maximum*-Bestand auf der Fläche Hippo Pool (BG2) befand. Eine Habitat- und Nahrungspräferenz von *A. kaiseri* für *Panicum sp.* zeichnete sich auch bei der Untersuchung von DELANY & KANSIIMERUHANGA (1970) ab.

A. kaiseri wird wie *A. niloticus* (*A. nairobae*) als herbivor beschrieben (DELANY & NEAL 1966, DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970), weist aber ein breiteres Nahrungsspektrum auf, wobei Samen bevorzugt werden. Das Buschland-Grasland-Mosaik bietet dieser Art daher einen optimalen Lebensraum. Ein Labortier vertilgte allerdings nicht nur vegetarische Kost, sondern fraß auch Fleisch, Motten, Eier und Käse. Deshalb kann angenommen werden, daß die Art eine eher omnivore Ernährungsweise hat. Wie der Spulenversuch weiter zeigte, bewegt sich *A. kaiseri* unter der dichten Vegetationsdecke in angelegten Tunneln fort; wo aber die Deckung fehlte, wurde die nächste Buschgruppe zielstrebig aufgesucht. *A. kaiseri* wird als nicht sehr sozial beschrieben (KINGDON 1974b), was meinen Beobachtungen widerspricht. Auf allen Flächen konnten bis zu 4 Tieren in Buschgruppen ($\geq 100 \text{ m}^2$) erfaßt werden. Dabei war auffällig, daß sich maximal 1 Weibchen darunter befand. Nach OSTFELD (1990) wäre es denkbar, daß die Weibchen dieser Art territorial sind, und dadurch ihren vom Nahrungserwerb abhängigen Fortpflanzungserfolg optimieren. Das erscheint in diesem Habitat naheliegend, da Samen und Früchte als ihre Hauptnahrungskomponenten eingeschränkt bzw. inselartig, hier in *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen, vorkommen.

A. kaiseri wird von einigen Autoren als fast ausschließlich nachtaktiv beschrieben (DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970, KINGDON 1974b, CHEESEMAN 1975, 1977, DELANY & HAPPOLD 1979), wobei die Aktivität besonders intensiv in den frühen Abend- und Morgenstunden ist. Der hohe Anteil an Tagfängen in meiner Untersuchung von 37 % (Abb. 35) steht dazu im Widerspruch und lässt sich vielleicht durch abweichende Habitatbedingungen erklären.

5.3.6 *Mus triton*

M. triton ist eine weitverbreitete Art in Afrika (MUSSEY & CARLETON 1993) mit einer geringeren ökologischen Toleranz als *M. musculooides*. Ihre hauptsächliche Verbreitung findet sie im Gras- und Buschland, wo sie feuchtere Gebiete vorzieht (DELANY 1975). Bei früheren Untersuchungen im Queen Elizabeth National Park (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975, DELANY 1975) wurde die Art ausschließlich im Kratergebiet erfaßt. NEAL (1967) fand sie zwar in allen Grasgesellschaften, aber wies eine eindeutige Präferenz für *Imperata* nach. Ich fing *M. triton* ausschließlich in *Imperata-Cymbopogon*-Beständen (G1, G2). Obwohl die Art wie bei NEAL (1967) und CHEESEMAN (1975) die vierthäufigste Art war, wurden deren Abundanzen in dieser Untersuchung nie erreicht. Vor einem Feuer fand CHEESEMAN (1975) 1-10 Ind./ha mit einem Anstieg auf maximal 27 Ind./ha ein halbes Jahr nach dem Feuer. Mit einer Abundanz von bis zu 7 Ind./ha erreichte *M. triton* in Crater Outer Slope (G1) nur den Status einer Begleit- oder subdominanten, in Kyambura Fig Tree (G2) hingegen auch den einer dominanten Art (Abb. 12a, d).

M. triton zeigte sich wie *M. musculooides* wenig durch Feuer beeinträchtigt, was auch von verschiedenen anderen Autoren beobachtet wurde (HANNEY 1965, NEAL 1967, CHEESEMAN 1975). Nach Feuern wurden von ihr Termitenbaue, aber auch kleine Löcher als Verstecke aufgesucht. Darüber hinaus war die Präferenz für Termitenbaue nur gering (Tab. 18). Die *Imperata-Cymbopogon*-Flächen mit ihrer dichten Vegetationsdecke boten der Art vermutlich eine höhere Feuchtigkeit als die Buschland-Grasland-Flächen. MARTIN & DICKINSON (1985) fanden eine positive Korrelation zwischen *M. triton* und der Grasart *Brachiaria sp.* Obwohl *Brachiaria sp.* auf den Flächen Queens Mile (BG4) und Hippo Pool (BG2) sogar dominant war (Tab. A6 und Tab. A8) und Hippo Pool (BG2) darüber hinaus über eine dichte Vegetationsdecke verfügte, war *M. triton* hier nicht zu finden. Andere Parameter müssen hier ausschlaggebend sein. MARTIN & DICKINSON (1985) fanden zudem eine positive Assoziation zwischen *M. triton* und den beiden Arten *M. natalensis* und *L. striatus*, was ihr ausschließliches Vorkommen im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland

erklären könnte. VESEY-FITZGERALD (1966) postuliert, daß die hohe Dichte von *M. natalensis* einen „Prädationsschutz“ für die *Mus* Arten darstellt.

M. triton ist wie *M. musculooides* omnivor und weist ähnliche Nahrungspräferenzen auf (NEAL 1967, DELANY 1972, OGUGE 1995). Sie gilt ebenfalls als nachtaktiv (NEAL 1970, CHEESEMAN 1975, 1977), was meine Ergebnisse belegen (Abb. 35).

5.3.7 *Mus musculooides*

M. musculooides (vgl. 3.1.5) hat ihre Verbreitung von südlich der Sahara bis nach Südafrika. Die Art wird als euryök beschrieben (DELANY 1964a, 1972, HAPPOLD 1975, KINGDON 1974b), und bewohnt von Wäldern über Savannen bis hin zum semi-ariden Buschland alle Habitate. DELANY & KANSIIMERUHANGA (1970) haben sie selbst in einer Kaffeeplantage nachgewiesen. Bei früheren Untersuchungen im Queen Elizabeth National Park (NEAL 1967, 1970, CHEESEMAN 1975) wurde *M. musculooides* hauptsächlich im Kratergebiet erfaßt, wo sie Präferenzen für die Gräser *Themeda* und *Imperata* zeigte, aber *Cymbopogon* mied. Obwohl die Art bei diesen Arbeiten als Begleitart mit bis zu 5 Ind./ha erfaßt wurde, konnte ich sie im gleichen Untersuchungsgebiet nicht nachweisen. Die Hypothese von VESEY-FITZGERALD (1966), daß die Population von *M. musculooides* mit der von *M. natalensis* steigt bzw. fällt, kann hier aufgrund der höheren Dichte von *M. natalensis* im Vergleich zu CHEESEMAN (1975) nicht bestätigt werden. Da auch Feuer die Art offenbar nur geringfügig beeinträchtigt (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975), bleiben die Ursachen des Verschwindens unbekannt.

Ihre höchsten Abundanzen hatte *M. musculooides* auf der anderen *Imperata-Cymbopogon*-Fläche Kyambura Fig Tree (G2) sowie in Mweya Peninsula (BG3) und Crater Road (BG1) (Tab. 9). Diesen Flächen gemein war das plötzliche Auftreten der Art im Juli/August 1996, wobei auch von CHEESEMAN (1975) die höchsten Abundanzen während dieser trockenen Monate festgestellt wurden. Während für *M. musculooides* eine kontinuierliche Reproduktion (DELANY 1964a, KINGDON 1974b) beschrieben wird, fand VESEY-FITZGERALD (1966) einen Peak der Reproduktion während der Trockenzeit; andere Autoren (MARTIN & DICKINSON 1985) beobachteten diesen am Ende der Regenzeit. Hier kann die hohe Abundanz nicht auf Reproduktion zurückgeführt werden; vielmehr handelte es sich um eine Männchenmajorität von 63 %, davon 58 % sexuell aktiv, die aus ungeklärten Gründen plötzlich einwanderten.

Nach Beobachtung verschiedener Autoren bevorzugt *M. musculoides* Habitats mit spärlicher Vegetationsdecke und hartem Boden (HAPPOLD 1975, MARTIN & DICKINSON 1985, ELLISON 1990). Auf der Fläche Mweya Peninsula (BG3) zeigte die Art bei gleichen Bedingungen aber Präferenzen für die Erosionsschluchten und Buschgruppen (Abb. 11, Tab. 17, Tab. A9). Trotz ihrer relativ hohen Abundanz auf dieser Fläche (Tab. 9) nehme ich aufgrund der um etwa 30 % geringeren Körpergewichte an, daß dieses Habitat nicht optimal ist. Auf der Fläche Crater Road (BG1) wurde die Art hingegen fast ausschließlich im Grasland gefangen, selbst nach einem Feuer. Hier nutzte ein Tier einen kleinen kurzen Gang an der Basis eines verbrannten Akazienstrauches als Unterschlupf. Nach CHEESEMAN & DELANY (1979) gräbt *M. musculoides* eigene Gänge oder nutzt die von den 4-6 cm großen Pillendrehern (*Heliocopris* sp., Scarabaeidae). Sie meidet aber offensichtlich Termitenbaue (MARTIN & DICKINSON 1985), was ich durch meine Ergebnisse bestätigen kann (Tab. 18). Zusätzlich konnte ich beobachten, daß nach Feuern auch Termitenbaue als Verstecke aufgesucht wurden.

Als omnivore Art ernährt sie sich hauptsächlich von Samen, Arthropoden und Blättern (DELANY 1964b, KERLEY 1992, OGUGE 1995), wobei die Anteile nach Habitat variieren. *M. musculoides* gilt als nachtaktiv (KINGDON 1974b, CHEESEMAN 1975, 1977, DELANY 1975) und wurde auch in meiner Untersuchung nur zu 3 % am Tag gefangen (Abb. 35).

5.3.8 *Tatera valida*

T. valida hat ihre Verbreitung in West-, Zentral- und Ostafrika und ist hier in verschiedensten Savanntentypen anzutreffen (vgl. DELANY 1972, BATES 1988). DELANY (1964a) wies sie in Uganda sowohl in Beständen von *Imperata-Cymbopogon* als auch im Elefantengras nach, konnte sie hingegen weder im Buschland-Grasland noch im Wald erfassen. Im Queen Elizabeth National Park wurde *T. valida* von NEAL (1967, 1970) hauptsächlich im Kratergebiet, seltener im Buschland-Grasland gefangen. Hier wurde sie in allen Vegetationstypen einschließlich der Buschgruppen erfaßt, wies aber nach ihm deutliche Präferenzen für die Gräser *Imperata* und *Hyparrhenia* auf. Ich habe die Art ausschließlich auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) nachgewiesen, wo sie die fünfthäufigste Art war. Auf beiden Flächen wurde sie fast regelmäßig als subdominant erfaßt, auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) war sie nach dem Feuer 2/97 sogar eudominant (Abb. 12a, d). Die höchsten Abundanzen mit bis zu 6 Ind./ha in Crater Outer Slope (G1) und bis zu 10 Ind./ha in Kyambura Fig Tree (G2) wurden in trockenen Monaten registriert. Möglicherweise hatte der Köder während dieser Zeit eine höhere

Attraktivität (vgl. 5.1.1). Generell zeigte *T. valida* im Vergleich zu anderen Arten (vgl. 4.3.2) mit durchschnittlich 78 % einen sehr geringen Fangerfolg. Ein Zusammenhang mit der Qualität des Köders ist denkbar, aber vielmehr ist anzunehmen, daß diese großen Tiere mit >150 g Lebendgewicht (DELANY 1975) große Aktionsräume haben und daher weniger erfaßbar sind. Ungeklärt bleibt, weshalb CHEESEMAN (1975) während seiner Untersuchung im gleichen Gebiet mit gleichen Fangmethoden *T. valida* gar nicht erfaßt hat.

Imperata-Cymbopogon-Bestände bieten *T. valida* aufgrund des geringen Raumwiderstandes am Boden (Tab. 5), der guten Deckung (Abb. 11) und der für Bausysteme geeigneten Böden (Tab. 6) einen optimalen Lebensraum. Aufgrund meiner Ergebnisse stütze ich die Annahme von NEAL (1970), daß *T. valida* nicht negativ vom Feuer betroffen ist. Nach einem Feuer fand er eine Präferenz dieser Art für *Imperata*, was möglicherweise die gleichen Gründe hat wie bei der herbivoren *M. dybowskii*. Die Art bevorzugt frische Gräser (DELANY 1964b), und da *Imperata* im Vergleich zu anderen Gräsern nach einem Feuer sehr schnell austreibt, stellt dieses Gras vermutlich die Hauptnahrungsquelle dar.

T. valida wird als typisch herbivore Art beschrieben, die während der Regenzeit hauptsächlich Graslaminæ frißt und sich zu anderen Zeiten von unterirdischen Organen wie Wurzeln und Ausläufern ernährt (VESEY-FITZGERALD 1966, DELANY 1975). Der einmalige Nachweis, daß Insekten als Nahrung dienen (DELANY 1964b), zeigt, daß die tatsächlichen Nahrungsansprüche noch ungeklärt sind.

Die Art ist hauptsächlich nachtaktiv (DELANY 1964a, NEAL 1970, vgl. Abb. 35) und lebt in kleinen Gruppen in unterirdischen Bausystemen, bestehend aus mehreren Tunneln, einer Kammer und dem Nest (vgl. KINGDON 1974b). In Kyambura Fig Tree (G2) konnte ich einigen Tieren nach dem Feuer 2/97 bis zu ihrem Versteck folgen, wobei es sich hier um Termitenbaue von *Odontotermes* sp., einmal von *Macrotermes* sp. handelte. Ob *T. valida* diese nur temporär oder langfristig nutzte ist ungeklärt. Generell konnte ich für die Art keine Präferenz für Termitenbaue feststellen (Tab. 18). In Kyambura Fig Tree (G2) wurde *T. valida* zweimal am selben Termitenbau kollektiv erfaßt. Dabei handelte es sich beide Male um verschiedene Gruppen: 1) 1 adultes und 2 juvenile Weibchen; 2) 1 adultes und 2 subadulte Weibchen, 1 adultes Männchen. Die Konstruktion dieses Termitenbaues mit seinen 9 separaten, bis zu 40 cm tiefen Schächten (vgl. 4.4.4.2) scheint aber eher ungeeignet für die Unterbringung einer Gruppe, und so ist zu vermuten, daß diese Tiere ihre eigentlichen Baue anderswo hatten.

5.3.9 *Graphiurus murinus*

G. murinus ist auf dem afrikanischen Kontinent südlich der Sahara weit verbreitet (KINGDON 1974b) und lebt in verschiedensten Habitattypen (vgl. DELANY 1972), wo sie Präferenzen für Bäume und Strauchwerk aufweist. Dennoch trat sie bei verschiedenen Kleinsäugeruntersuchungen stets nur als sporadische Begleitart auf (NEAL 1967, DELANY 1964a, 1971, HAPPOLD 1975, GLIWICZ 1985, ELLISON 1990). Im Vergleich zu früheren Untersuchungen im gleichen Gebiet (NEAL 1967, DELANY 1964a, CHEESEMAN 1975) konnte ich *G. murinus* im Buschland-Grasland-Mosaik auf den Flächen Crater Road (BG1) und Mweya Peninsula (BG3) mit deutlich höheren Dichten regelmäßig mit bis zu 7 Ind./ha nachweisen. Bedingt durch ihre hauptsächlich arboreale Lebensweise ist die Art vermutlich bei dieser Untersuchung aufgrund der ausschließlich am Boden platzierten Fallen unterrepräsentiert. Ob sich die Population im Queen Elizabeth National Park tatsächlich während der letzten Jahrzehnte vergrößert hat, wie die Fangzahlen suggerieren, oder ob Methodenunterschiede für das Ergebnis verantwortlich sind, bleibt hier ungeklärt.

In Crater Road (BG1) zeigten die Tiere mit einer Fangeffizienz von 93 % in den *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen eine starke Bindung an diese Struktur, hingegen zeigten sie auf der stark strukturierten Fläche Mweya Peninsula (BG3) eine eindeutige Präferenz für die Erosionsschluchten (vgl. 4.4.4.1). Auf beiden Flächen war *G. murinus* sogar sub- bzw. dominant (Abb. 12). Beide Habitatstrukturen sind feuerresistent und bieten der Art einen optimalen und dauerhaften Lebensraum. Als Schlafplätze wurden für *G. murinus* verschiedenste Strukturen beobachtet (vgl. KINGDON 1974b). Auf der Fläche Crater Road (BG1) diente eine in 3 m Höhe befindliche Höhle in einem *Euphorbia candelabrum*-Stamm als Schlafplatz. Die strukturreichen Schluchten hingegen bieten mit ihrem Strauchwerk, ihren Wandspalten und Höhlungen verschiedenste Nischen für ihre Nester. *G. murinus* als geschickter Kletterer erbeutet einen Teil seiner Nahrung wie Eier und Vogelnestlinge in Büschen und Bäumen, wobei auch vegetarische Kost aufgenommen wird (KINGDON 1974b, DELANY 1975).

G. murinus ist auch als Kulturfolger bekannt (KINGDON 1974b, DELANY 1975) und konnte in Häusern der Siedlung Mweya beobachtet werden. Allerdings, offenbar auf Störungen empfindlich reagierend, veranlaßte ein Zeltlager unter einem großen Feigenbaum (*Ficus sycomorus*) die Art den Standort aufzugeben (vgl. 2.2.1 und 4.4.4.1) und in das suboptimale *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G2) abzuwandern, wo sie vorübergehend in der Nähe von Termitenbauten Schutz suchte.

Nach verschiedenen Autoren ist *G. murinus* fast ausschließlich nachtaktiv (RAHM 1967, FELTEN & ZIEGLER 1982), was ich durch meine Untersuchungen bestätigen kann, denn 94 % der Fänge gelangen nachts (Abb. 35).

5.3.10 *Zelotomys hildegardeae*

Z. hildegardeae ist eine in Ost- und Zentralafrika weitverbreitete Art, deren Lebensraum hauptsächlich die feuchte Grassavanne ist (KINGDON 1974b, MUSSER & CARLETON 1993). In Uganda wurde die Art am häufigsten in *Imperata*-Grasbeständen gefangen (DELANY 1964b, NEAL 1967, CHEESEMAN 1975), aber stets in geringer Anzahl. So lag der Fanganteil der Art bei der Untersuchung von CHEESEMAN (1975) im Queen Elizabeth National Park bei nur 2,6 %, was 1-3 Ind./ha entspricht. Diese Angaben decken sich in etwa mit meinen Ergebnissen im gleichen Gebiet. Auf den Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands (G1, G2) wurde *Z. hildegardeae* am regelmäßigsten gefangen, allerdings fing ich in einer Fangserie maximal 2 Ind./ha, nur einmal 4 Tiere. Auf diesen Flächen zeigte die Art eine hohe Präferenz für Termitenbaue (Tab. 18), die ihr als Schlafplätze dienten (vgl. 4.4.4.2). Feuer schien *Z. hildegardeae* nur geringfügig zu beeinträchtigen (Abb. 12), was sich bereits bei früheren Untersuchungen abzeichnete (NEAL 1967, CHEESEMAN 1975). Auf den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks wurde *Z. hildegardeae* hingegen nur sporadisch erfaßt, dabei auf der Fläche Crater Road (BG1), die an *Imperata*-Grasbestände grenzt (ca. 100 m entfernt), am häufigsten. Buschgruppen scheint *Z. hildegardeae* zu meiden, denn sie wurde zu 94 % im Grasland gefangen, was auch NEAL (1967) beobachtete. Verschiedene Parameter wie der Deckungsgrad, ein reduziertes Insektenangebot in der Trockenzeit, Feuer und Prädation halten möglicherweise die Dichte von *Z. hildegardeae* gering (KINGDON 1974b).

Z. hildegardeae ist insektivor; als Nahrungsbestandteile werden Diplopoden, Coleopteren und Orthopteren angegeben (NEAL 1970, KINGDON 1974b). Weder Qualität noch Quantität des Arthropodenangebotes der verschiedenen Flächen (Tab. 7, Tab. A10) erklärt ihr Vorkommen. Diplopoden fanden sich hauptsächlich in den von *Z. hildegardeae* gemiedenen Buschgruppen, während Orthopteren sowie Coleopteren auf allen Flächen zu finden waren. Vermutlich ist das Nahrungsspektrum der Art vielseitiger. Auch nehme ich an, daß die Termitenbaue der *Imperata-Cymbopogon*-Flächen neben ihrer Bedeutung als Rückzugsmöglichkeit auch eine wichtige Nahrungsressource darstellen.

Z. hildegardeae wird als ausschließlich nachtaktiv beschrieben (CHEESEMAN 1975, 1977), was aber durch meine Beobachtungen eingeschränkt wird, denn immerhin 11 % der Tiere wurden am Tage erfaßt (Abb. 35).

5.3.11 *Mylomys dybowskii*

M. dybowskii hat ihre Verbreitung von der Elfenbeinküste bis nach Ostafrika, wo sie verschiedene Savanntentypen bewohnt (vgl. DELANY 1972, KINGDON 1974b). Ihre Verbreitung ist regional sehr verschieden, wobei sie in einigen Gebieten dominant sein kann. DELANY (1964b) fand sie als dominante Art im Kratergebiet des Queen Elizabeth National Park, wo sie 43 % des Gesamtfangs (n=140) ausmachte. Einige Jahre danach fanden NEAL (1967) und CHEESEMAN (1975) sie im gleichen Gebiet nur noch als Begleitart. CHEESEMAN (1975) wies vor einem Feuer Abundanzen von bis zu 10 Ind./ha nach, wobei nach dem Feuer eine drastische Reduzierung erfolgte. NEAL (1967) konnte *M. dybowskii* sogar bis zu 7 Monate nach einem Feuer nicht mehr erfassen. Die Zunahme der Buschfeuer während der letzten Jahrzehnte hat offensichtlich dazu beigetragen, daß diese vom Feuer negativ beeinflusste Art jetzt nur noch sporadisch als Einzelfang im Kratergebiet (G1) erfaßt werden konnte (Abb. 12a). Auch war sie auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) selten anzutreffen, aber hier wurden doch bis zu 3 Ind./ha erfaßt. Das Auftreten der Art auf beiden *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) direkt nach dem Feuer 2/97 deutet auf Migration hin. DELANY (1964b) vermutete *Arvicanthis* und *Otomys* als Konkurrenten für *M. dybowskii*. Das Fehlen dieser Arten auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2), läßt den Schluß zu, daß für den Rückgang von *M. dybowskii* andere Faktoren verantwortlich sein können.

Im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4) wurde *M. dybowskii* nie erfaßt. NEAL (1970) fand eine Assoziation der Art mit den Gräsern *Themeda*, *Imperata* und *Cymbopogon*, wobei nach ihm eine eindeutige Präferenz für die letzten beiden Arten besteht. Nach einem Feuer ist die Bevorzugung von *Imperata* deutlich. Dieses kann damit erklärt werden, daß *M. dybowskii* sich hauptsächlich von frischen Gräsern ernährt (DELANY 1964b) und *Imperata* nach Feuer sehr schnell austreibt und als Nahrungsquelle zur Verfügung steht (vgl. 4.1.2). Die *Imperata-Cymbopogon*-Bestände bieten dieser großen Art (bis 190 g, vgl. DELANY 1975) im Vergleich zu den anderen Grasbeständen mehr Bewegungsfreiheit bei guter Deckung (Abb. 11, Tab. 5).

Es gibt keinen Hinweis, daß *M. dybowskii* Baue benutzt (CHEESEMAN & DELANY 1979); andere Autoren konnten Nester an der Erdoberfläche nachweisen (VERHEYEN & VERSCHUREN 1966). Nach einem Feuer beobachtete ich 2 Individuen beim Aufsuchen von Termitenbauen, wobei ein Bau 250 m vom Fallenstandort entfernt war. Vermutlich werden diese Strukturen nur nach einem Feuer als Verstecke genutzt.

M. dybowskii ist tag- und nachtaktiv und hat ihren Aktivitätspeak zur Dämmerung (CHEESEMAN 1975, 1977). In meiner Untersuchung wurde sie zu 31,4 % nachts erfaßt (Abb. 35), bei anderen Autoren lag der Anteil mit 40 % bzw. 46 % höher (NEAL 1970, DELANY 1972).

5.3.12 *Grammomys dolichurus*

G. dolichurus ist in West- und Südafrika weit verbreitet und in verschiedenen Habitattypen anzutreffen (vgl. DELANY 1972, KINGDON 1974b). Nach HANNEY (1965) und DELANY (1971) sind die idealen Habitate dieser arboreale Art Buschland-Grasland und regenerierende Waldgebiete. Allerdings wurde *G. dolichurus* auch auf kultivierten Flächen nachgewiesen (DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970, KITYO 1991). Stets wird die Art nur als Begleitart beschrieben (MISONNE 1963, DELANY 1964a, 1971, DIETERLEN 1967a, NEAL 1967). In meiner Untersuchung konnte ich ebenfalls nur 3 Individuen auf 3 verschiedenen Flächen (BG1, BG3, BG4) des Buschland-Grasland-Mosaiks nachweisen (Abb. 12). Alle Tiere wurden ausschließlich in *Capparis-Euphorbia*-Buschgruppen erfaßt. NEAL (1967) fing auch nur ein Individuum in der Nähe der Siedlung Mweya, und CHEESEMAN (1975) konnte sie gar nicht erfassen. Die geringen Fangzahlen sind wie bei *G. murinus* mit den am Boden platzierten Fallen zu erklären, wobei DELANY (1971) zudem mit Erdnußbutter als Köder einen besseren Fangerfolg hatte. *G. dolichurus*, auch „tree rat“ genannt, wurde von DELANY (1971) fast ausschließlich in Ästen von Sträuchern und Büschen gefangen. Die Schlafnester dieser Art wurden in Höhen von 0,5-4 m gesichtet (HANNEY 1965). In Habitaten mit geringerem Buschaufkommen bewegen sich die Tiere nach DELANY (1975) häufig auch am Boden. *G. dolichurus* wird als nachtaktiv beschrieben (DIETERLEN 1967a, RAHM 1967, DELANY & KANSIIMERUHANGA 1970), was sich mit meinen Beobachtungen deckt (Abb. 35). Die Buschgruppen mit dem vielseitigen Nahrungsangebot bieten dieser arborealen Art mit deren Vorliebe für Blätter, Früchte, Samen und Rinde eine optimale Nische (DELANY 1964b, HANNEY 1965, MISONNE 1965 in DELANY 1975).

5.3.13 Insectivora

Die Gattung *Crocidura* WAGLER, 1832 hat eine ausgedehnte Verbreitung in afrotropischer, paläarktischer und orientalischer Region, dabei sind allein für den afrikanischen Kontinent etwa 100 Arten beschrieben (vgl. HUTTERER 1993). Morphologie, Verbreitung und Lebensweise sind oft noch ungenügend bekannt.

Soriciden werden in verschiedensten Habitaten nachgewiesen, aber bevorzugen generell feuchte Biotope (KINGDON 1974a). DIETERLEN (1967a) fand, daß mit zunehmender Feuchtigkeit im Biotop ihre Artenzahl und der prozentuale Anteil am gesamten Kleinsäugerfang zunimmt. So war im sumpfigen Sekundärbusch jeder 5. Fang eine Spitzmaus, wogegen in Gras-/Buschbeständen der Anteil auf unter 5 % fiel. In meiner Untersuchung lag der Anteil an Crociduren bei 5,6 % des gesamten Kleinsäugerfangs (Tab. 8), wobei es regional deutliche Unterschiede gab. So waren die Anteile im Kratergebiet auf den Flächen Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1) mit 9,1 % bzw. 8,2 % am höchsten und lagen bei den übrigen Flächen nur zwischen 2-4 %. Frühere Untersuchungen im gleichen Gebiet, hauptsächlich auf Schlagfallenfang basierend, zeigen sehr widersprüchliche Ergebnisse, wobei DELANY (1964b) für Crociduren einen Anteil von 27,8 % nachwies, NEAL (1967) dagegen nur einen Anteil von 3,7 %. NEAL (1970) vermutet, daß eine längere Feuerpause vor der Untersuchung von DELANY (1964b) die starke Verschiebung der Abundanzen zwischen den Arten verursacht hat. Anzunehmen ist, daß aufgrund der Fangmethode und des Wegfangs in meiner Untersuchung (vgl. 3.1.5 und 5.1.1) die Spitzmäuse unterrepräsentiert sind. So konnte DIETERLEN (1967a) sie mit dem Einzäunungsfang 4-5 mal häufiger erfassen als mit dem Fallenfang. Die sehr leichten Arten *C. nanilla* und *C. elgonius* (≥ 4 g) wurden bei mir fast ausschließlich mit den für den Arthropodenfang vorgesehenen Barberfallen erfaßt (vgl. 3.3.2).

Von den 7 erfaßten und bestimmten *Crocidura*-Arten waren *C. luna*, *C. elgonius*, *C. nigrofusca*, *C. olivieri* und *C. roosevelti* im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland als auch im Buschland-Grasland-Mosaik vertreten, hingegen *C. hildegardae* nur im ersteren und *C. nanilla* nur im letzteren vorkam (Tab. 10). Die häufigsten Arten mit der weitesten Habitattoleranz waren *C. luna* und *C. elgonius*. Alle erfaßten Arten sind in Afrika relativ weit verbreitet, aber über ihre ökologischen Ansprüche ist wenig bekannt (vgl. KINGDON 1974a, HUTTERER 1993). So gehe ich hier im einzelnen nur auf Besonderheiten ein. *C. hildegardae*, als häufige Savannen- und Waldart mit einer großen ökologischen Toleranz (DELANY 1964a, KINGDON 1974a, DIETERLEN & HEIM DE BALSAC 1979, HUTTERER

1993), wurde hier nur mit einem Exemplar im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1) nachgewiesen. MARTIN & DICKINSON (1985) stellten eine negative Korrelation zwischen dem Vorkommen der Art und den Gräsern *Themeda*, *Hyparrhenia* und *Brachiaria* fest, was möglicherweise auch ihre eingeschränkte Verbreitung im Untersuchungsgebiet erklärt. *C. roosevelti* ist eine seltene Art und wird durch diese Arbeit erst zum dritten Mal für Uganda und zum zweiten Mal für das Kratergebiet im Queen Elizabeth National Park nachgewiesen (HUTTERER 1981, pers. Mitt. HUTTERER 1998). Sie wurde aber hier in verschiedenen Graslandgesellschaften erfaßt (G1, BG1). Nach HUTTERER et al. (1987) ist sie ein Bewohner der Feuchtsavannen. Die größte Art *C. olivieri* (hier bis 47 g), aus früherer Literatur als *C. flavescens* bekannt, ist in Afrika weit verbreitet (HUTTERER 1993) und kommt sowohl in der Savanne als auch im Wald vor (DELANY 1964a,b, HOFFMANN 1997). Im Untersuchungsgebiet wurde die Art von DELANY (1964a,b) in allen Vegetationstypen gefangen und konnte auch von mir sowohl im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G2) als auch im Buschland-Grasland-Mosaik (BG2) nachgewiesen werden. Für sie wird ein universales Nahrungsspektrum von Säugern, Vögeln, Mollusken und Diplopoden angegeben (KINGDON 1974a). In Laborhaltung fraß sie bei mir mit Vorliebe Insekten, Fleisch und Avocado, mied hingegen Fleisch von Soriciden, Käse und, wie erwartet, Früchte, Getreideprodukte und Gras.

Die Artenzahl variierte je nach Fläche zwischen 2-5, wobei im gesamten Kratergebiet 6 von insgesamt 7 Arten erfaßt wurden. Die regelmäßige Erfassung von Crociduren in diesem Gebiet und auf der Fläche Hippo Pool (BG2) (Abb. 12) steht offenbar im Zusammenhang mit der dichten Vegetation (Abb. 11), die den Spitzmäusen mehr Feuchtigkeit bietet. Deutlich wird dieses auch durch die Präferenz für die Buschgruppen (Tab. 17). Dabei wurden auf den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks mit gutem Deckungsgrad (BG1, BG2) noch 60% bzw. 70 % der Tiere im Grasland erfaßt, auf den Flächen mit geringerem Deckungsgrad (BG3, BG4) hingegen nur 25 %.

DIETERLEN & HEIM DE BALSAC (1979) beschreiben eine Abhängigkeit der Abundanz von dem Nahrungsangebot und der Feuchtigkeit, wobei tierische Nahrung in sehr feuchten Habitaten wie Sümpfen gehäuft vorhanden ist. Die Arthropodenbiomasse der verschiedenen Flächen war mit Ausnahme von Hippo Pool (BG2) nicht wesentlich verschieden (Tab. 7) und kann die unterschiedlichen Abundanzen nicht erklären. Über die ökologischen Ansprüche der meisten afrikanischen Crociduren ist nichts bekannt, aber es ist denkbar, daß sie artspezifische Nahrungsspektren haben.

Die Crociduren hatten mit ihren Abundanzen von 1-2 Ind./ha meist den Status einer Begleit- oder subdominanten Art (Abb. 12). Auffällig war die Veränderung nach Feuern zum dominanten oder eudominanten Status, wobei sich ihre Abundanzen aber nur nach dem Feuer 2/97 im Kratergebiet (G1, BG1) drastisch auf 9 bzw. 4 Ind./ha erhöhten. Über die Auswirkung von Feuer auf Soriciden ist wenig bekannt. So schließt DELANY (1964b) eine hohe Mortalität direkt durch das Feuer aus. CLARK & KAUFMAN (1990) beobachteten nach einem Präriebrand in Kansas/USA die Abnahme von *Blarina hylophaga*, hingegen eine Zunahme auf der Kontrollfläche. BOWLAND & PERRIN (1988) beschreiben für *Crocidura hirta* eine Abnahme nach einem „patchy-burn“ im *Themeda-Cymbopogon*-Grasland, aber eine unveränderte Abundanz nach einem „clean-burn“, wobei ihre Ergebnisse allerdings auf geringem Datenmaterial beruhen. Die erhöhte Abundanz im Kratergebiet nach dem Feuer 2/97 könnte auf Migration hindeuten, aber es ist eher denkbar, daß die plötzlich verschlechterten Habitatbedingungen zu einem höheren Fangerfolg führten.

Nach HUTTERER et al. (1987) stehen die hauptsächlich inaktiv und terrestrisch lebenden Spitzmäuse nur in geringer oder keiner Konkurrenz zu ähnlich großen Nagern. So wiesen MARTIN & DICKINSON (1985) eine positive Assoziation von *C. hildegardeae* und *C. bicolor* mit den omnivoren Arten *M. triton* und *M. musculoides* nach. DELANY (1964b) fand eine deutliche Koexistenz von *Crocidura* mit der inaktivoren *L. ansorgei*. Für die *Imperata-Cymbopogon*-Flächen fand ich Gegensätzliches: in Kyambura Fig Tree (G2) waren Crociduren bei vergleichsweise hohen Abundanzen der eben genannten Nagerarten nur wenig vertreten, in Crater Outer Slope (G1) verhielt es sich umgekehrt. Ob hier doch eine interspezifische Konkurrenz eine Rolle spielt, bleibt ungeklärt.

Nach KINGDON (1974a) bewohnen Soriciden Strukturen wie natürliche Bodenspalten, Vegetationsbulte, Termitenbaue, oder graben selbst. In Crater Outer Slope (G1) hatten Crociduren eine deutliche Präferenz für Termitenbaue (Tab. 18), wobei 53 % der Fänge direkt an diesen Bauen erfolgte. Neben einer möglichen Nahrungsressource werden diese Baue offenbar auch als Schlafplätze genutzt. MARTIN & DICKINSON (1985) fanden auch für *C. bicolor* eine positive Korrelation mit Termitenbauen, vermuten aber für *C. hildegardeae*, daß sie aufgrund der positiven Korrelation zur Bodentiefe eher ein Gräber ist. Das leichte Bodengefüge in Crater Outer Slope (G1) ist daher gut für diese ausschließlich hier nachgewiesene Art geeignet, aber sie nutzt auch Termitenbaue. Nach dem Feuer 2/97 wurden an 4 Bauen jeweils 2 bzw. 3 Individuen gefangen, wobei aber nur für 3 Baue die Bestimmung von jeweils 1 Individuum vorliegt: *C. luna* wurde an 2 Bauen

mit jeweils 2 ♀♀ und 1 ♂♂ erfaßt, *C. hildegardeae* an einem Bau mit 2 ♀♀. Soriciden sind als solitär beschrieben, aber nach einigen Einzelbeobachtungen werden einige afrikanische Arten als durchaus sozial angesehen (KINGDON 1974a). Der gemeinsame Fang an diesen Bauen ist ein deutlicher Hinweis, daß *C. luna* und *C. hildegardeae* zumindest zeitweilig gesellig sind.

Die Aktivität ist vermutlich artspezifisch, wobei die Soriciden nach DIETERLEN (1967a) überwiegend dämmerungs- bis/oder tagaktiv sind und nach KINGDON (1974a) auch Aktivität in der Nacht aufweisen. Nach den Ergebnissen aus dem Fallenfang sind die Soriciden im Untersuchungsgebiet hauptsächlich nacht- bis/oder dämmerungsaktiv, denn nur knapp 10 % der Tiere wurden am Tag gefangen (Abb. 35).

5.4 Populationsdynamik

REISE (1972) versteht unter Populationsdynamik die Veränderungen, die in zeitlicher Abfolge innerhalb einer Population auftreten. Hierbei handelt es sich um Dichteschwankungen, Gewichtsveränderungen, Änderungen der Geschlechterverteilung und um Schwankungen in der Fortpflanzungsaktivität. Fluktuationen der Populationsgröße sind die Folge von Zu- und Abwanderung, Prädation, Nahrungsangebot und Krankheit, aber auch von Reproduktionsschwankungen. Die Populationsdynamik wird hier detailliert nur für die häufigsten Arten *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* abgehandelt, wobei auch hier die Daten nicht immer für präzise Analysen ausreichen. Die Auswirkungen von Immigration und Reproduktion auf die Populationsdichte konnte nicht immer mit Sicherheit getrennt werden, aber ein Populationsanstieg bei gleichzeitigem Vorkommen reproduktiver Weibchen ließ den Zusammenhang vermuten.

Die reproduktive Aktivität tropischer Nager wird gewöhnlich im Zusammenhang mit Regenfall beschrieben (DELANY 1972, DELANY & HAPPOLD 1979, NEAL 1986), der in diesen Breiten wichtigster Faktor für die saisonalen Schwankungen der Primärproduktion ist. Es ist wahrscheinlich, daß bei hoher Luftfeuchtigkeit, reichlicher Nahrung, guter Deckung und optimalen mikroklimatischen Bedingungen die Fortpflanzungsaktivität angeregt wird (HAPPOLD 1983). Die Periode sexueller Inaktivität liegt in der Trockenzeit, wenn das Nahrungsangebot am geringsten ist; dann ist auch die Wahrscheinlichkeit von Buschfeuern am größten (NEAL 1970, DELANY 1972). Da im Untersuchungsgebiet Photoperiode und Temperaturen praktisch über das Jahr konstant sind, kann deren Auswirkung auf den Fortpflanzungsrythmus ausgeschlossen werden.

Trotz Saisonalität der Fortpflanzung ist sie nicht bei allen Nagerarten eines Gebietes eng synchronisiert (DELANY 1972). Die für Auslösung, Fortsetzung und Beendigung der Fortpflanzung verantwortlichen Umweltmechanismen der einzelnen Arten sind nur ansatzweise bekannt. Unterschiede in den Ernährungsgewohnheiten, die Variation in der Verfügbarkeit verschiedener Nahrungskomponenten zu verschiedenen Zeiten, sind sicher in Bezug auf die Variation der Fortpflanzungszeit zwischen den Arten wichtige Kriterien. Drei mögliche Ursachen werden für die reproduktive Reaktion der Nager auf den Regen angegeben: (1) Anstieg der Wasseraufnahme (in SICARD et al. (1994): YAHR & KESSLER 1975, BEATLEY 1976, CHRISTIAN 1979), (2) Stimulierende Wirkung durch Substanzen in keimenden Pflanzen, z. B. 6-Methoxybenzoxazolinon (6-MBOA) (NEGUS & PINTER 1966, NEGUS & BERGER 1977, ALIBHAI 1986), (3) Unterschiede in Qualität und/oder Quantität der verfügbaren Nahrung (FIELD 1975, TAYLOR & GREEN 1976, DELANY & HAPPOLD 1979).

5.4.1 *Lemniscomys striatus*

L. striatus war die häufigste Art auf den Flächen im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2), und ihre Abundanzschwankungen verliefen weitestgehend parallel mit denen der gesamten Kleinsäugerzönose (Abb. 15a, d). In Kyambura Fig Tree (G2) waren die Abundanzen, gerechnet über MNA, positiv mit der Regenmenge korreliert, in Crater Outer Slope (G1) hingegen mit der Arthropodenbiomasse, was indirekt eine positive Korrelation mit dem Regen bedeutet, da Arthropoden vermehrt während der Regenzeit vorkommen (DELANY 1972, FIELD 1975). Verschiedene Untersuchungen (PETTER et al. 1964, DELANY 1964a, NEAL 1967, DIETERLEN 1967b, CHEESEMAN 1975, OKIA 1992) haben gezeigt, daß die Fortpflanzungsaktivität von *L. striatus* mit dem Regenzyklus in Beziehung steht. Im Kratergebiet des Untersuchungsgebietes fand NEAL (1967) während der gesamten Regenzeit reproduktive Aktivität, wobei er trüchtige Weibchen etwa einen Monat nach Beginn des Regens nachwies und Juvenile von Mai-Juli und November-Januar erfaßte. Zum Ende der Trockenzeit und zu Beginn der Regenzeit stellte er keine Fortpflanzungsaktivitäten fest. Ähnliches wird für *L. striatus* in Kamerun (SANDERSON 1940 in DELANY 1975), in der Zentral-Afrikanischen Republik (PETTER et al. 1964) und im Bergwald von Ost-Congo (RAHM & CHRISTIAENSEN 1963) beschrieben. DIETERLEN (1967b) hingegen fand Fortpflanzungsaktivität der Art während des ganzen Jahres, aber auch Aktivitätspeaks korreliert mit Niederschlagsmaxima.

Bei meiner Untersuchung war die Fortpflanzungsaktivität der Weibchen beider Flächen (G1, G2) ebenfalls signifikant an die Regenzeit gebunden (vgl. 4.3.2.1). Die der Männchen verlief zwar weitestgehend parallel, aber es konnte keine signifikante

Abhängigkeit ihrer sexuellen Aktivität vom Regen nachgewiesen werden. NEAL (1977a) fand ebenfalls den Anteil reifer Männchen mit der Fortpflanzungsaktivität der Weibchen korreliert. Auf der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) waren zudem signifikant mehr Männchen als Weibchen sexuell aktiv. Es ist denkbar, daß die erhöhte sexuelle Bereitschaft der Männchen durch einen verminderten Konkurrenzdruck ermöglicht wurde, bedingt durch die geringere Populationsdichte im Vergleich zu Crater Outer Slope (G1). Die Geschlechterrate beider Populationen variierte geringfügig von Fangserie zu Fangserie, zeigte aber wie bei CHEESEMAN & DELANY (1979) keine statistischen Unterschiede. DIETERLEN (1967b) beschreibt einen Männchenüberschuß während der Fortpflanzungszeit, den er auf einen erhöhten Fangerfolg, bedingt durch die größere Mobilität der Männchen während dieser Phase, zurückführt. Dieser Zusammenhang konnte hier nicht gefunden werden.

Die Populationsentwicklung in Crater Outer Slope (G1) wies einige Besonderheiten auf. Im Februar 1996, am Ende der Trockenzeit, wurden bei hohem Populationspeak saisonal unerwartet trüchtige Weibchen sowie ein Anteil Juveniler nachgewiesen. Das läßt die Vermutung zu, daß aufgrund der verlängerten Regenperiode Ende 1995 verbunden mit der anschließenden kurzen Trockenperiode die Reproduktion kontinuierlich verlief. So fanden FIELD (1975) und NEAL (1977a), daß die Länge der Fortpflanzungsperiode direkt mit der Regenperiode in Beziehung steht. Die Fortpflanzung auf gebrannten Flächen war nach NEAL (1977a) zudem intensiver als auf nicht gebrannten Flächen, was auf den höheren Nährwert von regenerierenden Gräsern in Feuergebieten zurückgeführt werden kann (FIELD 1968a,b in NEAL 1977a). So konnte auch CHEESEMAN (1975) für die Population im gleichen Gebiet nach einem Buschfeuer mit nachfolgenden Regenfällen einen Populationsanstieg um ein 4faches zu Beginn der nächsten Trockenzeit feststellen. Es ist daher anzunehmen, daß die Regenerierung der Vegetation nach dem Feuer 8/95 zusammen mit der langen Regenperiode gute Bedingungen für eine intensive Reproduktion schafften. Weibchen können pro Regenzeit 1-2 Würfe mit einer mittleren Wurfgröße von jeweils 5 Jungen haben (NEAL 1967), bei längeren Regenzeiten ist eine größere Anzahl an Würfen durchaus denkbar. Darüber hinaus fand NEAL (1967), daß zu Beginn der Fortpflanzungsperiode geborene Tiere noch in der gleichen Regenzeit fortpflanzungsfähig werden können. Der enorme Populationszuwachs meiner Population im Februar 1996 läßt sich durch dieses hohe Reproduktionspotential erklären.

Welche Faktoren in Crater Outer Slope (G1) für das Scheitern des Reproduktionserfolges in der Regenzeit Oktober/November 1996 verantwortlich waren, ist hingegen unklar. Nach

dem Feuer 8/96 „patchy-burn“ nahm die Population aufgrund von Emigration und/oder Mortalität drastisch ab (Abb. 16a, Abb. 23a). Einen Zuwachs durch Immigration gab es praktisch nicht. In der Regenzeit im Oktober/November 1996 wurden zwar trüchtige Weibchen nachgewiesen, aber ein Populationszuwachs bis Januar 1997 war nicht zu verzeichnen. Die Tiere zeigten im November 1996 allgemein Anzeichen von körperlicher Schwäche (vgl. 5.1.3). Möglicherweise waren Streßfaktoren wie z. B. Störung der sozialen Organisation, bedingt durch die Veränderungen nach dem Feuer, dafür verantwortlich und verhinderten eine erfolgreiche Jungenaufzucht.

Auch in Kyambura Fig Tree (G2) war die Fortpflanzungsperiode nicht immer strikt an die Regenzeit gekoppelt. So wurde bereits im Oktober 1996, dem 1. Monat der späten Regenzeit, ein hoher Anteil an Juvenilen verzeichnet. Der frühzeitige Beginn wurde wahrscheinlich durch die relativ feuchte Trockenzeit bewirkt. So setzte auch nach FIELD (1975) bei einer Population im Kratergebiet des Untersuchungsgebietes bei frühzeitigem Beginn der Regenzeit im Januar/Februar die Reproduktion bereits im Februar ein und nahm erst mit der Abnahme der Regenfälle im Juni ab.

Die Beobachtungen von *L. striatus* im Buschland-Grasland-Mosaik deuteten darauf hin, daß die Fortpflanzung hier weniger an die Regenzeit gebunden war. So wurden auf den Flächen Crater Road (BG1) und Queens Mile (BG4) laktierende Weibchen schon im September 1996 nachgewiesen. Der frühzeitige Beginn läßt sich vielleicht auch hier durch die relativ feuchte Trockenzeit erklären. Auf den Flächen Mweya Peninsula (BG3) und Hippo Pool (BG2) hingegen wurden sogar trüchtige bzw. laktierende Weibchen Mitte bzw. Ende der Trockenzeit (2/96, 1/97-2/97) registriert. Möglicherweise stellen die zahlreichen Buschgruppen dieser Flächen eine gute Nahrungsreserve dar, die den Tieren ermöglicht, genügend Energie für die Reproduktion außerhalb der Regenzeit aufzubringen.

Die Altersstrukturen der Populationen in Crater Outer Slope (G1) und Kyambura Fig Tree (G2), hier ausgedrückt über die Gewichte, variierten während des Jahres und hingen davon ab, wie regelmäßig und kontinuierlich Junge dazukamen und alte Tiere verschwanden. Der Eintritt der größten Kohorten in die Adult-Population erfolgte mit der Regenzeit bzw. dem Beginn der Trockenzeit und läßt sich auf Reproduktion zurückführen (Abb. 16, Abb. 23a). Feuer zogen in der Regel hohe Turnover nach sich (Tab. A13), die insbesondere durch den Verlust älterer Tiere geprägt waren. In Crater Outer Slope (G1) wurden nur zu Beginn der Untersuchung sehr schwere (alte) Tiere erfaßt, was vermuten läßt, daß das letzte Feuer länger zurücklag. Etwa 5-6 Monate nach dem Feuer 8/95 in G1

und nach dem Feuer 2/96 in G2 erfolgte ein weiterer Turnover basierend auf dem Zuwachs durch Reproduktion, aber vermutlich auch z. T. durch Immigration. Auffällig war, daß die neuen Kohorten nach diesen Feuern eine sehr hohe „Überlebensdauer“ von im Mittel mehr als 17 Wochen hatten, wobei die der Gesamtpopulation beider Flächen G1 und G2 im Mittel bei 10 Wochen lag (Abb. 27). Demnach lebten die meisten Tiere nicht weit über ihre erste Fortpflanzungsperiode hinaus, aber ein Teil der ersten großen Kohorte nach einem Feuer erreichte auch die 2. Fortpflanzungsperiode. Dies bestätigt die Beobachtung anderer Autoren, wobei NEAL (1967) eine mittlere Lebenserwartung von 6-9 Monaten annimmt, CHEESEMAN (1975) hingegen eine von nur 3 Monaten ermittelte. Beide Autoren fanden nur wenige Tiere, die länger als ein Jahr überlebten. Zwei vollständige Turnover im Jahr werden von NEAL (1967) für die Population beschrieben. Sie lassen sich auch bei dieser Untersuchung erkennen, die Ausprägung hängt aber deutlich von Feuern und deren Folgen ab.

Zweimal erfolgten Würfe von *L. striatus* in SHERMAN-Fallen; einer in Crater Outer Slope (G1) Anfang Februar 1996, der andere in Kyambura Fig Tree (G2) Mitte April 1996. Bei einer Tragzeit von 28 Tagen (PETTER et al. 1964) muß die Reproduktionsphase also mindestens 1 Monat vorher begonnen haben, wobei der Wurf der Fläche G1 die Annahme einer kontinuierlichen Reproduktion von Oktober 1995 bis Mai 1996 bekräftigt. Die Neugeborenen der Würfe von Fläche G1 (n=3) und G2 (n=4) hatten Gewichte von 2,5 bzw. 2,0 g, wobei diese Werte im Bereich anderer Autoren liegen: PETTER et al. (1964) 3,0 g, NEAL (1967) 1,3-1,5 g und CHEESEMAN (1975) 2,0 g. Die Wurfgrößen variieren je nach Autor zwischen den Extremen 2-8 (PETTER et al. 1964, DELANY 1964a) und werden im Mittel mit 4,8 g bzw. 4,5 g angegeben (DIETERLEN 1985, OKIA 1992). Es ist wahrscheinlich, daß die Wurfgröße sowie die Geburtsgewichte je nach Population und Jahreszeit verschieden sind. Die Entwöhnung erfolgt nach 2-4 Wochen (PETTER et al. 1964) bei Gewichten von 10,0 g (NEAL 1967) und 9,0 g (CHEESEMAN 1975). Der Wurf der Fläche G2 wurde für 70 Tage im Labor gehalten und zeigte eine Entwöhnung der Juvenilen nach 14 Tagen bei 7,0 g. Die seltenen Fänge von Tieren <10 g lassen vermuten, daß die Entwöhnung gewöhnlich eher bei 10 g liegt.

Nach PETTER et al. (1964) wachsen die Tiere bis zum Alter von 5 Monaten kontinuierlich bis sie etwa 50 g Körpergewicht erreichen. In beiden Populationen (G1, G2) zeigten die adulten Tiere bezüglich des Gewichtes einen Geschlechtsdimorphismus, wobei Männchen schwerer waren als Weibchen. Die sexuelle Reife wird nach OKIA (1992) von beiden Geschlechtern zur gleichen Zeit erreicht. Auch bei beiden Populationen (G1, G2)

dieser Untersuchung wurde die sexuelle Aktivität beider Geschlechter bei gleichen Gewichtsklassen erreicht, wobei die Tiere in Kyambura Fig Tree (G2) bereits bei niedrigeren Gewichten sexuell aktiv wurden. So zeigten die Tiere der Fläche G1 ab 27 g Körpergewicht sexuelle Aktivität, die der Fläche G2 hingegen bereits ab 22 g. Diese Ergebnisse liegen im Bereich der Angaben anderer Autoren (NEAL 1967, DELANY 1975), wobei NEAL (1967) zudem feststellte, daß Weibchen während der Regenzeit ihre sexuelle Reife bereits bei geringeren Gewichten erreichen als während der Trockenzeit. Der höhere Niederschlag in Kyambura Fig Tree (G2) (Abb. 7) ist hier aber höchstwahrscheinlich nicht für die frühzeitige Reife der Tiere bei geringeren Gewichten verantwortlich, denn wären die Habitatbedingungen tatsächlich besser als in Crater Outer Slope (G1), sollten auch höhere Körpergewichte zu erwarten sein. Das ist hier aber nicht der Fall. Die adulten Tiere der Fläche G2 sind sogar signifikant leichter als die der Fläche G1. Da die mittlere Aufenthaltsdauer beider Populationen gleich ist (Abb. 27), kann hier auch nicht aufgrund der geringeren Gewichte auf eine „jüngere“ Population geschlossen werden. Nach FIELD (1975) haben schwerere Tiere einen größeren Fettanteil als leichtere, wobei dieser während des Regens aufgrund des hohen Fett- und Proteingehaltes der Nahrung (Insekten, Samen) ansteigt. Ob *L. striatus* der Fläche G2 aufgrund einer Nahrungskonkurrenz mit z. B. *Lophuromys ansorgei* während der Regenzeit weniger Arthropoden aufnimmt und die geringeren Gewichte daher resultieren, bleibt spekulativ.

5.4.2 *Arvicanthis nairobae*, *A. niloticus* (vgl. Kap. 3.1.5)

A. nairobae erreichte ihre höchsten Abundanzen auf der Fläche Hippo Pool (BG2) und war hier mit Abstand die häufigste Art (Abb. 15e). Im Vergleich zu anderen Populationen, gab es hier keine Populationsschwankungen, sondern ihre Abundanz stieg kontinuierlich von 3 Ind./ha im Mai 1995 bis zu 63 Ind./ha im Dezember 1996 an, wobei nur im Juli 1996 und Februar 1997 ein kleiner Rückgang zu verzeichnen war. Auf der Fläche Crater Road (BG1) hatte *A. nairobae* mit 4-14 Ind./ha ähnliche Abundanzen wie *M. natalensis*, aber ihre Abundanzschwankungen verliefen nicht synchron (Abb. 15b). Im Vergleich zu *L. striatus* und *M. natalensis* ergab sich für *A. nairobae* beider Flächen (BG1, BG2) keinerlei signifikante Korrelation der Abundanzen, gerechnet über MNA, mit Regenmenge oder Arthropodenbiomasse; ein positiver Zusammenhang der MNA mit der Regenmenge aus vorherigen Monaten war jedoch auf der Fläche BG2 erkennbar (vgl. 4.3.2.2).

Die Fortpflanzungszeiten von *A. niloticus* (*A. nairobae*) werden von verschiedenen Autoren unterschiedlich angegeben, wobei sich die Beziehung zwischen Reproduktion und Regen in verschiedenen Gebieten als extrem variabel darstellt. DELANY & NEAL (1969) und NEAL (1967, 1981) beschreiben eine ganzjährige Fortpflanzung im Queen Elizabeth National Park, wo die Temperaturen weitgehend konstant sind und Regenfälle über das Jahr verteilt sind, mit Peaks in der Regenzeit. Untersuchungen in Kenya zeigen hingegen, daß *A. niloticus* sich bei saisonalen Klimaschwankungen auch saisonal in der Regenzeit fortpflanzt (TAYLOR & GREEN 1976, NEAL 1981, DELANY & MONRO 1986). TAYLOR & GREEN (1976) sehen dabei einen Zusammenhang zwischen der Fortpflanzung und einer protein- oder kohlenhydratreichen Nahrung durch Samen. NEAL (1981) bestätigt diesen Zusammenhang nicht, sondern betrachtet die Einstellung der Reproduktion am Ende der Trockenzeit in Beziehung zur Trockenheit bzw. Wassermangel. Die Untersuchungen von MÜLLER (1977) in Ethiopien, POULET (1982 in DELANY & MONRO 1986) in Senegal, GHOBRIAL & HODIEB (1982) in Sudan und SICARD et al. (1994) in Burkina Faso zeigen, daß *Arvicanthis* bei extremen Klimaschwankungen auch in der Lage ist, sich während der Trockenzeit fortzupflanzen. Im Sudan ist die maximale Aktivität dabei in der Regenzeit, aber in den anderen Ländern herrscht zu dieser Zeit Aktivitätsruhe. Nach MÜLLER (1977) wird von *Arvicanthis abyssinicus* die Fortpflanzung während der Regenzeit beendet, da die Art keine kalten, feuchten Bedingungen toleriert. Im ganzen unterstützen diese gegensätzlichen Beobachtungen die Annahme von NEAL (1981), daß *Arvicanthis* ökologisch und physiologisch an kontinuierliche Fortpflanzung adaptiert ist und man primär nicht der Frage nachgehen sollte, was die Reproduktion initiiert, sondern eher welche Faktoren die kontinuierliche Reproduktion unterbrechen.

Trächtige bzw. laktierende Weibchen – ein Maß für die Fortpflanzungsaktivität (HANNEY 1964, DIETERLEN 1967b, RAHM 1970, MÜLLER 1977) - wurden auf beiden Flächen in fast allen Fangmonaten nachgewiesen, fehlten aber auf der Fläche BG1 im September und Dezember 1996 sowie im März 1997 nach dem Feuer 2/97. Die Fortpflanzungsaktivität von *A. nairobae* war im Vergleich zu *L. striatus* und *M. natalensis* nicht mit dem Regen korreliert, dagegen sogar etwas erhöht in der Trockenzeit (vgl. 4.3.2.2), was sich nicht mit der Beobachtung von NEAL (1967, 1981) deckt. In Hippo Pool (BG2) waren im Mittel 83,2 % der adulten Tiere sexuell aktiv, in Crater Road (BG1) dagegen nur 60,3 %. Dieses könnte mit den Laborbefunden von SICARD et al. (1993) erklärt werden, die feuchte Bedingungen oder geringe Temperaturen als Stimulatoren für die Reproduktion beschreiben, dagegen trockene Bedingungen oder hohe Temperaturen als Hemmfaktoren betrachten. Es ist zu vermuten, daß die dichte Vegetationsdecke in

Hippo Pool (BG2) *A. nairobae* ein feuchteres und „kühleres“ Mikroklima bot als die Kurzgrassavanne in Crater Road (BG1), wo diese Bedingungen durch Feuer zeitweilig noch verschärft wurden. Auch TAYLOR & GREEN (1976) betrachten die Deckung als regulierenden Faktor für die Fortpflanzungsaktivität.

In beiden Populationen (BG1, BG2) zeigten die Weibchen höhere sexuelle Bereitschaft als die Männchen, wobei diese bei den Männchen der Fläche BG1 mit der Zahl konkurrierender Männchen zunahm. Das Geschlechterverhältnis variierte in beiden Populationen von Fangserie zu Fangserie, zeigte aber keine statistischen Unterschiede, war aber in Hippo Pool (BG2) etwas zugunsten der Männchen verschoben, dagegen in Crater Road (BG1) umgekehrt. Die leichte Unterrepräsentierung der Männchen in BG1 läßt sich auf ihre verringerte Fängigkeit (vgl. 4.3.3.1) zurückführen, die vermutlich durch eine reduzierte Mobilität der Männchen mit geringerer sexueller Bereitschaft zu erklären ist. In BG2 waren keine geschlechtlichen Unterschiede in der Fängigkeit zu verzeichnen, aber es ist denkbar, daß der leicht erhöhte Männchenüberschuß auf dem Nichterfassen von reproduzierenden Weibchen basiert.

Die Altersstrukturen der Populationen BG1 und BG2 unterschieden sich wesentlich. Während in Hippo Pool (BG2) das ganze Jahr 1996 hindurch alle Gewichtsklassen vertreten waren, war die Altersstruktur in Crater Road (BG1) durch eine dynamische Verschiebung der Gewichtsklassen geprägt. Die durchschnittlichen Gewinn- und Verlustraten waren hier ausgeglichen (Tab. A13), d. h. mit Hinzukommen von Juvenilen verschwanden alte Tiere. Verbunden damit ergab sich ein relativ hoher Turnover, der sonst nur noch bei *M. natalensis* der gleichen Fläche (BG1) gefunden wurde. NEAL (1981) sieht einen Zusammenhang zwischen hohen Turnover-Raten und der Instabilität eines Habitats, wobei Feuer als wesentlicher Störfaktor betrachtet wird (DELANY 1964b, NEAL 1970). Die größten Turnover-Raten waren in Crater Road (BG1) tatsächlich nach den Feuern nachzuweisen. Trotz sehr hoher Verluste, wurden aber aufgrund des gleichzeitigen Auftretens von Juvenilen sogar positive Zuwachsraten verzeichnet (Tab. A13). Der Eintritt der größten Kohorten in die Population erfolgte in der Trockenzeit und ist auf Reproduktion zurückzuführen (Abb. 18, Abb. 24a). NEAL (1967) beschreibt für das gleiche Gebiet auch Juvenile am Ende der Regenzeit, womit auch bei dieser Untersuchung aufgrund laktierender Weibchen im April und November 1996 zu rechnen gewesen wäre; wegen des 2-monatigen Abstandes zwischen den Fangserien kann dies jedoch nicht bewiesen werden. In beiden Untersuchungsjahren lagen die Populationspeaks trotz des Feuers 8/96 in der gleichen Juni-September-Trockenzeit und beruhten im

wesentlichen auf dem Eintritt von Jungtieren in die Population. Das Feuer 8/96 hatte demnach kurzfristig gesehen keine negativen Auswirkungen auf Populationsentwicklung bzw. Reproduktion, hatte möglicherweise sogar eine initiierende Wirkung, was durch das plötzliche Auftreten von Juvenilen nach dem Feuer 2/97 im März 1997 bekräftigt wird. So werden von verschiedenen Autoren bestimmte biochemische Inhaltsstoffe in keimenden Pflanzen als Auslöser für die reproduktive Aktivität betrachtet (NEGUS & BERGER 1977, DELANY & MONRO 1986, NEAL 1986). Im Juni 1996 war die höchste Zuwachsrate zu verzeichnen. Es ist denkbar, daß der erhöhte Anteil an Juvenilen im August 1996 auf die post-partum-Östren der Weibchen zurückgeführt werden kann, sich aber auch in der frühen Trockenzeit geborene Jungtiere an der Reproduktion beteiligt hatten.

Der Eintritt der größten Kohorten in die Population in Hippo Pool (BG2) erfolgte in der Regen- als auch in der Trockenzeit und läßt sich auch hier auf Reproduktion zurückführen (Abb. 19, Abb. 24b). Tiere aus Kohorten der frühen Regenzeit hatten eine längere Überlebensdauer als Tiere aus späteren Kohorten, was durch bessere Nahrungsbedingungen erklärt werden kann. Ein Populationszuwachs war während der feuchten Monate immer zu verzeichnen, aber in den trockenen Monaten Juli 1996 und Februar 1997 war trotz des Nachweises von laktierenden Weibchen vorangegangener Monate eine Dichteabnahme festzustellen. Eine erfolglose Jungenaufzucht sowie die geringere Überlebensdauer der vorherigen Kohorten waren vermutlich ausschlaggebend für die Reduzierung. NEAL (1981) und SICARD et al. (1993) schreiben hohen Temperaturen verbunden mit Streß durch Wassermangel einen fortpflanzungshemmenden Effekt zu. NEAL (1967) fand zudem für *A. niloticus* (*A. nairobae*) im gleichen Untersuchungsgebiet eine hohe Resorptionsrate während der Trockenzeit. Die Populationsabnahme im Februar 1997 könnte auch dichtebedingt sein: NEAL (1981) beobachtete einen Populationsrückgang bei hoher Dichte und einem sich verringernenden Nahrungsangebot. Die sehr geringen gefundenen Dichten in Hippo Pool (BG2) im Untersuchungsjahr 1995 dürften zum Großteil methodisch bedingt sein (vgl. 3.1.2); welche weiteren Einflüsse hier zum Tragen kamen ist unklar.

Außer der Vegetation wirken weitere Faktoren wie Freßfeinde, Parasiten, Krankheiten und Witterungseinflüsse auf eine Populationsentwicklung. So beobachtete ich auf der Fläche Hippo Pool (BG2) ab Juli 1996 regelmäßig Invasionen von Treiberameisen (*Anomma* sp., Dorylidae), denen sicher ein beträchtlicher Teil der Jungtiere zum Opfer fiel und die so die Populationsdichten beeinflussten. Der verringerte Populationszuwachs im Oktober 1996 könnte auf die extrem hohen Regenfälle (Abb. 6) zurückgeführt werden,

wobei kurzfristige Überschwemmungen die Nestlinge dezimieren können (DIETERLEN 1967b, NEAL 1967). Eine schützende Verhaltensweise wie der Sitztransport einiger Nagerarten (vgl. DIETERLEN 1967b), von mir auch bei *Aethomys kaiseri* beobachtet, existiert bei *Arvicanthis* nicht. Verluste kann die Art aber unter guten Habitatbedingungen wie die in Hippo Pool (BG2) schnell durch ihre besonders ausgeprägten Reproduktionsmerkmale wie kurze Tragzeit, post-partum-Östrus und schnelle Entwicklung kompensieren.

Im Vergleich zu anderen afrikanischen Muriden (vgl. DELANY & HAPPOLD 1979) kann *A. niloticus* mit 18 Tagen (DAVIS 1963) eine relativ kurze Tragzeit haben; meist liegt sie aber zwischen 22-24 Tagen (GHOBRIAL & HODIEB 1982, DELANY & MONRO 1985, SICARD et al. 1994). Ein Wurf von *A. nairobae* erfolgte in einer SHERMAN-Falle in Hippo Pool (BG2) im Dezember 1996, aus dem sich folgern läßt, daß die Reproduktion schon im November begann. Die Neugeborenen dieses Wurfes (4♂♂, 2♀♀) wogen je 4,5 g; Werte, die deutlich über denen anderer Autoren liegen. So gibt NEAL (1967, 1981) für das gleiche Gebiet Geburtsgewichte von 2,5-3,0 g an, anderswo wurden ähnliche Gewichte beschrieben: 3,1 g in Tanzania (SENZOTA 1990) und 3,0-3,5 (NEAL 1981) bzw. 4,3 in Kenya (DELANY & MONRO 1985). Beachtlich ist hierbei der enorme Unterschied des Gesamtgewichtes der Würfe in Hippo Pool (BG2) mit 26 g (n=6) und der Würfe in der Serengeti mit 12,4 g (n=4) (SENZOTA 1990).

NEAL (1967, 1981) gibt Wurfgrößen von 4,4 (2-10) auf der Mweya Peninsula an, für das Kratergebiet dagegen nur 3,6 (1-5). Er begründet die höhere Wurfgröße wie auch die hohe reproduktive Aktivität auf der Mweya Peninsula durch die mit der Siedlungsnähe verbundenen besseren Ernährungsbedingungen und sieht diesen Zusammenhang auch bei anderen Autoren (vgl. HAPPOLD 1966, MISONNE & VERSCHUREN 1966). Auch Tiere aus Laborhaltung weisen höhere Wurfzahlen auf: DAVIS (1963): 5,3 (1-10), TAYLOR & GREEN (1976): 6,0 (2-12). Es ist wahrscheinlich, daß die Wurfgröße als auch die Geburtsgewichte je nach Population und Jahreszeit verschieden sind. So fand NEAL (1981) im Queen Elizabeth National Park die größten Würfe am Ende der Regenzeit. Darüber hinaus kann die Wurfgröße auch durch die Größe des Muttertieres beeinflusst werden (HANNEY 1965, NEAL 1967, 1981, DELANY 1971). Die Wurfgröße und das Wurfgewicht in Hippo Pool (BG2) könnten auch hier mit dem hohen Gewicht der Weibchen erklärt werden, wobei ein saisonaler Zusammenhang nicht ausgeschlossen ist.

Die Entwöhnung erfolgt nach SENZOTA (1990) nicht vor Erreichen eines Körpergewichtes von 10 g, ist aber bis etwa 25 g Körpergewicht nachgewiesen (NEAL 1981, MONRO 1983 in DELANY & MONRO 1985). Nur auf der Fläche Hippo Pool (BG2) wurden einige Juvenile mit Gewichten von <25g erfaßt, wobei das leichteste 11,5 g wog. Ein Juveniles von 14,5 g wurde gemeinsam mit dem nicht mehr laktierenden Muttertier in einer Falle erfaßt, was auf eine relativ frühe Entwöhnung hinweist. Die Individualentwicklung von *Arvicanthis* ist durch schnelles Wachstum und schnelles Erreichen der sexuellen Reife geprägt: schon nach ca. 4 Wochen werden 45 g Körpergewicht erreicht und damit die sexuelle Reife. Im Gegensatz dazu braucht *M. natalensis* 6 Wochen um 25 g Körpergewicht zu erreichen (TAYLOR & GREEN 1976). Die rapide Gewichtsentwicklung von *Arvicanthis* kann bei den zeitlichen Abständen meiner Fangserien (vgl. 3.1.3 und Tab. A1) die Unterrepräsentation an Juvenilen auf den Untersuchungsflächen erklären. Wachstumskurven nach DELANY & MONRO (1985) zeigen, daß *A. niloticus* nach ca. 5 Monaten nahezu das Adultgewicht erreicht. Die Weibchen beider Populationen (BG1, BG2) zeigten erste sexuelle Aktivitäten schon bei Gewichten ab 45 g, die Männchen jedoch erst ab 50 g; Befunde anderer Autoren (NEAL 1967, TAYLOR & GREEN 1976) bestätigen diese Werte. Statistische Auswertungen ergaben aber keinen wesentlichen Unterschied in der Reifeentwicklung bei Weibchen und Männchen, wobei die Weibchen der Fläche BG1 bei niedrigeren Gewichten sexuelle Aktivität zeigten als auf der Fläche BG2.

In beiden Populationen (BG1, BG2) waren adulte Männchen signifikant schwerer als Weibchen, was die Beobachtungen anderer Autoren (NEAL 1967, 1981, DELANY & ROBERTS 1978, DELANY & MONRO 1985) bestätigt. Auffällig waren die enormen Gewichtsunterschiede der Tiere beider Populationen. So hatten auf der Fläche BG1 70 % der erfaßten Tiere Gewichte von <80 g, auf der Fläche BG2 hingegen nur 28 %, hier hatten dafür fast 50 % der Tiere Gewichte von >100 g. Die Konzentration auf höhere Gewichtsklassen in Hippo Pool (BG2) läßt sich zum einen auf die signifikant längere Aufenthalts- bzw. Überlebensdauer der Tiere auf der Fläche zurückführen (Abb. 28), als auch auf eine schnellere Individualentwicklung. So fing ich in Hippo Pool (BG2) im September 1996 Juvenile mit Gewichten von ca. 40 g, wovon 2 Männchen nach 6 Wochen ein Gewicht von 95 g bzw. 97 g erreicht hatten; 1 Weibchen wog 80 g. In Crater Road (BG1) wogen vergleichbare Juvenile vom Juni bzw. August 1996 nach 7 Wochen im Mittel erst 66 g. In der Trockenzeit fanden DELANY & MONRO (1985) ein verzögertes Wachstum. So wäre es denkbar, daß dieses in gewissem Maße auf die Juvenilen in Crater Road (BG1) zutrifft, da die Angaben über deren Gewichtsentwicklungen ausschließlich aus der Trockenzeit stammten. Aber die beobachtete

Gewichtsentwicklung eines Tieres entschärft diese Annahme: während 12 Wochen (z. T. in der Regenzeit August-November 1996) kam es von 35 g auf nur 64 g. Die langsamere Wachstumskurve in Crater Road (BG1) deutet auf suboptimale Habitatbedingungen hin (DELANY & MONRO 1985). Eine genetische Variation ist nach NEAL (1981) zwar denkbar, aber er wie auch DELANY & MONRO (1985) halten die Nahrungsqualität für diese Unterschiede entscheidend.

In instabilen Lebensräumen wie Crater Road (BG1) verlagern Populationen nach NEAL (1981,1986) ihre Investition auf das Populationswachstum verbunden mit der Abnahme der Lebensspanne und dem Anstieg der Turnover-Rate. Ersteres kann hier nicht eingeschätzt werden, aber die mittlere Aufenthaltsdauer bzw. Überlebensdauer war in Crater Road (BG1) signifikant kürzer, die Turnover-Rate höher als in Hippo Pool (BG2) (vgl. 4.3.3.2 und 4.3.3.4). So wurden in Crater Road (BG1) nur 29,6 % der Tiere über 5 Wochen erfaßt, in Hippo Pool (BG2) waren es dagegen etwa doppelt so viele. Da die Überlebensdauer aber nicht der tatsächlichen Lebensspanne entspricht, betrachtet man besser einzelne Kohorten, die außer Immigranten hier in erster Linie Juvenile bzw. Subadulte umfaßten. So zeigten einige Kohorten in Hippo Pool (BG2) ein durchschnittliches Überleben von bis zu 15 Wochen. Berücksichtigt man die Zeit zwischen Geburt und dem möglichen Erfassen in einer Fangserie, so ist für die Mehrzahl der Tiere in Hippo Pool (BG2) eine Lebensspanne von 6 Monaten denkbar. Aufgrund des geringen Datenmaterials in Crater Road (BG1) ist hier eine Abschätzung schwierig, aber die Ausprägung der Kohorten und die geringe Aufenthaltsdauer sprechen für eine geringere Lebensspanne, obwohl gerade hier ein Männchen über fast ein Jahr erfaßt wurde. In Siedlungsnähe der Mweya Peninsula fand NEAL (1967) für die meisten Tiere eine Lebensspanne von 6-9 Monaten, selten von 1 Jahr, wobei diese vergleichsweise hohe Lebensspanne mit dem konstant guten Nahrungsangebot und dem verminderten Prädationsdruck zu erklären ist. Unter anderen ökologischen Bedingungen erreichten in Nakuru/Kenya (DELANY & MONRO 1986) nur 25 % der Neugeborenen von *A. niloticus* ein Alter von 2 Monaten, 19 % lebten bis zu 4 Monaten.

In Crater Road (BG1) bewirkten die durch Feuer und starke Beweidung verschlechterten Nahrungs- und Habitatbedingungen vermutlich einen physiologischen Streß, der sich auf Körpergröße, Wachstumsrate, Überlebensrate, Reproduktionsrate, Wurfgröße und Vitalität der Jungen auswirkte. Auch SICARD et al. (1994) fanden größere, weniger aggressive Tiere in Habitaten mit stabilen trophischen Ressourcen, kleinere dagegen in Habitaten mit variierenden Ressourcen. Eine durch abnorme Regenfälle geförderte

Primärproduktion (SICARD et al. 1994), aber auch eine künstliche Nahrungszufuhr (TAYLOR & GREEN 1976) zeigten, daß bessere Nahrungsbedingungen verlängerte Fortpflanzungsperioden als auch höhere Gewichte verursachen können. So verwundert nicht, daß *A. nairobae* gerade auf der Fläche Hippo Pool (BG2), einer ganzjährigen, nahrungsreichen Oase inmitten des sonst stark beweideten Buschland-Grasland-Mosaiks, optimale Bedingungen für ein schnelles Wachstum, hohes Reproduktionspotential und hohe Populationsdichten fand.

5.4.3 *Mastomys natalensis*

M. natalensis war auf allen Untersuchungsflächen relativ häufig (Tab. 9), erreichte aber ihre höchsten Abundanzen auf der Fläche Crater Outer Slope (G1). Die Individuenzahl variierte hier zwischen 2-25, wobei die Abundanzen während 1996 nicht unter 14 Ind./ha fielen. Dies war dagegen die maximale Abundanz auf der Fläche Crater Road (BG1), Mweya Peninsula (BG3) und Queens Mile (BG4), die auch CHEESEMAN (1975) für das Kratergebiet beschreibt. In Kyambura Fig Tree (G2) und Hippo Pool (BG2) gab es nur einen einmaligen Peak von 18 bzw. 20 Ind./ha, sonst lagen die Abundanzen stets deutlich ≤ 10 Ind./ha. Bei zuletzt genannten Populationen war die MNA positiv mit der Regenmenge des Vormonats korreliert. Auf der Fläche G1 war sie es mit der Arthropodenbiomasse, was indirekt eine positive Korrelation mit dem Regen bedeuten kann, da, wie an anderer Stelle erwähnt, die Arthropoden vermehrt während der Regenzeit vorkommen (DELANY 1972, FIELD 1975). Die negative Korrelation der MNA mit der Arthropodenbiomasse der Fläche BG4 könnte auf einen ähnlichen Zusammenhang wie bei den Populationen der Flächen G2 und BG2 hindeuten.

M. natalensis zeigt wie viele andere afrikanische Muriden eine saisonale Fortpflanzung mit einem Peak am Ende der Regenzeit und eine Abnahme bzw. den Stillstand der Reproduktion während der trockenen Monate. Dieses Fortpflanzungsmuster wurde von mehreren Autoren in verschiedenen Gebieten Afrikas dokumentiert: in Sierra Leone (BRAMBELL & DAVIS 1941), Malawi (HANNEY 1965), Uganda (NEAL 1967, 1977b, CHEESEMAN 1975), Zimbabwe (SWANEPOEL 1980), Südafrika (COETZEE 1965, BRONNER et al. 1988), Tanzania (CHAPMAN et al. 1959, LEIRS et al. 1990b, 1994), Kenya (MARTIN & DICKINSON 1985, OGUGE 1995), Swaziland (MONADJEM 1998).

Die Fortpflanzungsaktivität beider Geschlechter war sowohl im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland als auch im Buschland-Grasland-Mosaik mit der Regenzeit assoziiert (vgl. 4.3.2.3), auch wenn dieses nur für die Männchen in Crater Outer Slope (G1) und die

Weibchen in Kyambura Fig Tree (G2) statistisch belegt ist. Daß sich dieser Zusammenhang für die Weibchen nicht so ausgeprägt darstellt, liegt daran, daß ihre Reproduktionsphase meist erst Mitte der Regenzeit begann und weit in die Trockenzeit hinein reichte. In der feuchten Trockenzeit Juni-September 1996 wurden zudem auf der Fläche G1 im Juli und August trüchtige Weibchen festgestellt, in BG1 und BG2 auch im September. Die Länge der Fortpflanzungsperiode ist durchaus variabel und verlängert oder verkürzt sich in Abhängigkeit vom frühzeitigen Beginn der Regen- und Trockenzeit (DELANY & NEAL 1969, FIELD 1975). Nach LEIRS et al. (1990b) ist für die Reproduktion nicht nur die Regenmenge als solche, sondern auch deren zeitliche von Bedeutung und kann hier die vermutlich kontinuierliche Reproduktion erklären. Die Anteile an sexuell aktiven Tieren der Flächen G1, BG1 und BG4 sind vergleichbar, aber die der anderen Flächen lagen darunter. Mit Ausnahme der Population Mweya Peninsula (BG3) wiesen die Männchen höhere Anteile an sexueller Aktivität auf als die Weibchen, wobei der Unterschied in Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1) signifikant war. Nach NEAL (1967, 1977b) ist der Anteil sexuell reifer Männchen mit der Fortpflanzungsaktivität der Weibchen korreliert und im Gegensatz zu BRAMBELL & DAVIS (1941) und CHAPMAN et al. (1959) beschreibt er auch für die Männchen eine gewisse Saisonalität der Fortpflanzung. Das kann ich für die Flächen G1 und BG1 bestätigen. Nach COETZEE (1965) und NEAL (1967) regulieren nicht die Männchen den Zeitpunkt der Fortpflanzung, sondern die Weibchen sind die Determinanten.

Was die Saisonalität im Einzelnen verursacht, ist noch nicht geklärt. Der Fortpflanzungspeak fällt mit den besten Habitatbedingungen zusammen. So bietet die durch Regen bedingte üppige Vegetation gute Deckung, ausreichend Nahrung, weniger extreme Bodentemperaturen und eine Bodenfeuchte, die das Graben und den Nestbau (CHAPMAN et al. 1959) ermöglicht. In Lebensräumen höherer Breiten stellen neben dem Niederschlag auch Temperaturen und Photoperiode Determinanten für die sexuelle Aktivität dar (BRONNER et al. 1988). Die Nahrungsquantität allein bewirkt nach TAYLOR & GREEN (1976) und LEIRS et al. (1994) nicht die Auslösung der Fortpflanzungsperiode, kann sie aber verlängern. Nahrungsüberfluß kann höhere Dichten, schnellere Gewichtszunahmen, erhöhte Reproduktion sowie höhere Überlebensraten bewirken (TAYLOR & GREEN 1976, HUBERT et al. 1981). Die Nahrungsqualität ist offenbar entscheidender als die Nahrungsquantität, wobei LEIRS et al. (1994) experimentell nachweisen konnten, daß sprießendem Gras, eventuell über den Wirkstoff 6-MBOA, eine Triggerfunktion für die Aktivität zukommt. Andere Autoren sehen einen Zusammenhang zwischen Reproduktion und Reifung von Samen wie bei *A. niloticus* (DELANY & ROBERTS 1978). Beides würde die

Beziehung zwischen reproduktiver Saisonalität und Regenmuster erklären. Darüber hinaus können auch Hormone der Insekten bei Wirbeltieren einen Stimulus darstellen (vgl. SWANEPOEL 1980). Da Insekten vermehrt in der Regenzeit auftreten, ist dies als Auslöser bei der omnivoren *M. natalensis* nicht auszuschließen. Die Hemmung der Fortpflanzung wird vermutlich durch einen Wechsel des energetischen Bedarfs, limitierendes Futterangebot oder verringerte Futterqualität bewirkt (LEIRS et al. 1994). So nimmt FIELD (1975) an, daß das Futter während der Trockenzeit nicht genügend Protein enthält, Wassermangel zusätzlich den Proteinmetabolismus beeinträchtigt, was zur Hemmung der Fortpflanzungsaktivität führt.

Das Geschlechterverhältnis variierte in allen Populationen von Fangserie zu Fangserie und zeigte, von einer Ausnahme abgesehen, keine signifikanten Unterschiede. Auf den *Imperata-Cymbopogon*-Flächen (G1, G2) war das gefundene Geschlechterverhältnis im Mittel aber eher zu Gunsten der Männchen verschoben, was aber hier zum Teil auf der schlechteren Fängigkeit der Weibchen beruhte (vgl. 4.3.2.3). Auf den Buschland-Grasland-Flächen (BG1, BG4) gab es eher ein Verhältnis zu Gunsten der Weibchen. Auf der Fläche G1 war die Männchenrate im Februar und März 1996 signifikant $>0,5$. Die Fängigkeit der Weibchen war zu dieser Zeit aber nicht wesentlich schlechter als die der Männchen und kann diesen großen Männchenüberschuß nicht erklären. Die geringen Aktionsweiten in diesen Monaten (Abb. 32) weisen auf eine geringe Mobilität und damit auf eine eventuell schlechtere Erfassbarkeit der Tiere hin (vgl. DIETERLEN 1967b). Ob dieses hier insbesondere auf die Weibchen zutrifft, ist der geringen Datenmenge nicht eindeutig zu entnehmen. Eine verringerte Mobilität aufgrund von Reproduktion kommt für diese Zeit als Begründung nicht in Frage. DUPLANTIER et al. (1996) beschreiben zwar ein ausgewogenes Geschlechterverhältnis bei Geburt und Entwöhnung, aber andere Autoren fanden meist einen Männchenüberschuß (MEESTER 1960, CHEESEMAN & DELANY 1979, LEIRS et al. 1993, OGUGE 1995), selten einen leichten Weibchenüberhang (OLIFF 1953, COETZEE 1965), geben aber keine Erklärungen dafür.

Die Altersstrukturen der Populationen in Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1) variierten während des Jahres. Auf der Fläche BG1 verschwanden mit Eintritt junger Tiere in die Population sehr bald die alten Tiere, wobei diese Dynamik auf der Fläche G1 nicht so deutlich ausgeprägt war. NEAL (1967, 1977b) beschreibt ebenfalls für *M. natalensis* im Gebiete der Fläche Crater Road (BG1) eine Alterstruktur, die den Fortpflanzungszyklus reflektiert. Auch er fand, daß die meisten adulten Tiere gleich nach der Fortpflanzung verschwanden und beschreibt einen fast vollständigen Turnover alle 6 Monate, was nach

ihm der maximalen Lebenserwartung der meisten Tiere dieses Gebietes entspricht. CHEESEMAN (1975) bestätigt dies auch für das Gebiet Crater Outer Slope (G1). Die mittlere Turnover-Rate in Crater Road (BG1) war wesentlich höher als die in Crater Outer Slope (G1) und entspricht damit den Vorstellungen der beiden genannten Autoren. Für die Fläche G1 hingegen trifft dies weniger zu, da allein während eines 6-monatigen Zeitraums - März bis August 1996 – kein größerer Turnover stattfand (Tab. A13). In Crater Road (BG1) erreichten nur wenige Tiere überhaupt die nächste Fortpflanzungsperiode, nur ein einziges Männchen wurde über 1 Jahr lang erfaßt (Abb. 25b). In Crater Outer Slope (G1) lebte ein Großteil der meisten Kohorten bis zur nächsten Fortpflanzungsperiode, ein Teil sogar bis zur darauffolgenden (Abb. 25a). Die Kohorten Februar-Juli 1996 wiesen die längsten mittleren Überlebensdauern von bis zu 21 Wochen auf, wobei 3 Tiere sogar bis zu 1 Jahr erfaßt wurden. Die gesamte Aufenthaltsdauer der Tiere des Buschland-Grasland-Mosaiks (BG1-BG4) lag im Mittel nur bei 1-1,5 Monate, im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) dagegen bei 2-3 Monaten und war in Crater Outer Slope (G1) am größten (Abb. 29). CHEESEMAN (1975) gibt 2 Monate als mittlere Überlebenszeit an, wobei die meisten Tiere nicht länger als einen Monat erfaßt wurden. Letzteres deutet nach ihm auf eine hohe Juvenilmortalität hin. Auch in Crater Road (BG1) waren nur wenige Tiere länger als einen Monat resident, in Crater Outer Slope (G1) dagegen die Mehrzahl. Bei einer Population in Tanzania (LEIRS et al. 1993) waren ebenfalls alte Tiere selten, nur wenige lebten länger als 10 Monate, wobei auch hier Adulte bald nach der Fortpflanzungsperiode verschwanden und durch heranwachsende Tiere ersetzt wurden. Bei veränderten Habitatbedingungen durch zusätzliche Regenfälle in den Trockenzeiten, stellten LEIRS et al. (1993) eine höhere Überlebensdauer fest. Auch in dieser Untersuchung bewirkte die feuchte Trockenzeit Juni-September 1996 bei den Kohorten von Anfang 1996 in Crater Outer Slope (G1) eine verlängerte Überlebenszeit. Die endgültige Populationsgröße wird demnach nicht nur durch die Produktion der Jungen bestimmt, sondern deutlich auch von deren Überleben.

Der Eintritt der größten Kohorte in Crater Outer Slope (G1) erfolgte nach der Regenzeit Oktober-Dezember 1995 und läßt sich eindeutig auf erhöhte Reproduktion zurückführen (Abb. 20, Abb. 25a). Nach der Regenzeit März-Mai 1996 blieb trotz nachgewiesener Trächtigkeit im Mai und sogar Juli der erwartete Eintritt neuer großer Kohorten aus, die Zuwachsrate war sogar negativ (Tab. A13). Was die hohe Sterblichkeit der Juvenilen bewirkte ist unklar. Die nächst größere Kohorte war nach dem Feuer 8/96 im Oktober 1996 zu verzeichnen und ist hier auf Reproduktion und auf Immigration zurückzuführen. Die nach dem Feuer 8/96 neu treibenden Gräser hatten eine hohe Futterqualität, und

kombiniert mit den feuchten Bedingungen dieser Trockenzeit war eine erfolgreiche Jungenaufzucht und ein schnelles Wachstum offenbar möglich. Der starke Einbruch der Population zum Januar 1997, mit einem Verbleib von ausschließlich alten Tieren, beruht wahrscheinlich zum großen Teil auf einer hohen Mortalitätsrate junger Tiere, da am Ende der vorangegangenen Regenzeit trächtige Weibchen festgestellt wurden. So ist denkbar, daß auch hier, wie bei *A. nairobae*, die extremen Niederschläge dieser Regenzeit durch kurzfristige Überschwemmungen Nestlinge dezimiert haben.

In Crater Road (BG1) hatte sich die Population auf der Fläche nach dem Feuer 8/95 drastisch auf 2 Weibchen im Dezember 1995 reduziert, wobei aufgrund fehlender Fangserien während der nächsten Monate hier ungeklärt bleibt, ob sich das trächtige Weibchen vom Dezember 1995 erfolgreich reproduzieren konnte oder ob der Populationsanstieg zum April 1996 auf Zuwanderung beruhte. Der Eintritt der größten Kohorten erfolgte in Crater Road (BG1) ansonsten jeweils zu Beginn der Trockenzeiten und läßt sich auf die Reproduktion am Ende der Regenzeiten zurückführen (Abb. 21, Abb. 25b). Im gleichen und auch im Folgemonat des Auftretens dieser Kohorten waren die Verluste am höchsten (Tab. A13); sie beruhten neben dem Verschwinden alter Tiere sicher auch zu einem großen Teil auf Abwanderung insbesondere Subadulter. Laktierende Weibchen im Februar 1997 weisen allerdings darauf hin, daß sie noch wenigstens einen Monat nach Ende der Regenzeit reproduktiv aktiv waren. Trotz des Feuers 2/97 verlief die Aufzucht der Jungen erfolgreich. Auch bei den anderen Untersuchungsflächen traten die großen Kohorten mit dem Eintritt der Juvenilen in die Population zu Beginn der Trockenzeiten auf (vgl. 4.3.2.3).

M. natalensis hat wie *Arvicanthis* eine relativ kurze Tragzeit von 21-23 Tagen (JOHNSTON & OLIFF 1954, DUPLANTIER et al. 1996). Der Wurf eines Tieres der Fläche Hippo Pool (BG2) Anfang Mai 1996 erfolgte im Labor; die Entwicklung wurde über 10 Wochen beobachtet. Die Neugeborenen dieses Wurfes ($\Sigma 13$; 5♂♂, 7♀♀, 1?) wogen je 1,7 g. Dieses entspricht der Angabe von NEAL (1967, 1977b) mit Geburtsgewichten von 1,5-1,8 g, wobei MEESTER (1960) für südafrikanische Populationen im Labor höhere Gewichte von 2,2 g (1,9-3,0) nennt. Auch die gefundene Wurfgröße entspricht den Angaben anderer Autoren. *M. natalensis* weist ein hohes reproduktives Potential mit Wurfgrößen von >10 Individuen auf; das Maximum waren 23 Junge (TELFORD 1989). Die mittlere Wurfgröße liegt nach den meisten Autoren zwischen 9,6-13,4 (CHAPMAN et al. 1959, COETZEE 1965, HANNEY 1965, DIETERLEN 1967b, REICHSTEIN 1967, NEAL 1967, 1977b, SHEPPE 1973, CHEESEMAN 1975, TELFORD 1989), aber auch geringere Wurfgrößen von

7,5-8,6 (GLIWICZ 1985, ASSEFA et al. 1990, DUPLANTIER et al. 1996) wurden gefunden. Die Wurfgröße variiert nach Gebiet (DELANY 1972, SHEPPE 1973) und ist in Trockenregionen geringer (GLIWICZ 1985). Darüber hinaus variiert die Wurfgröße saisonal (COETZEE 1965, SHEPPE 1973), wobei größere Würfe eher am Ende der Fortpflanzungsperiode als am Anfang nachgewiesen wurden. Auch hängt die Wurfgröße wie bei *Arvicanthis* von der Größe des Muttertieres ab (BRAMBELL & DAVIS 1941, OLIFF 1953, HANNEY 1965, DUPLANTIER et al. 1996). Die Weibchen scheinen trotz post-partum-Östrus (JOHNSTON & OLIFF 1953, NEAL 1967, TELFORD 1989) selten bis zu 2 Würfe in einer Fortpflanzungsperiode zu haben (NEAL 1967), wogegen TELFORD (1989) sogar mehr als 4 Würfe in Jahren mit guten Bedingungen für möglich hält.

Die Entwöhnung erfolgt nach 21 Tagen (OLIFF 1953, MEESTER 1960). Die Angaben zu den Gewichten bei der Entwöhnung variieren von 10-25 g, sind aber eher bei <15 g zu erwarten (BRAMBELL & DAVIS 1941, JOHNSTON & OLIFF 1954, MEESTER 1960, DIETERLEN 1967b, NEAL 1977b). In Crater Outer Slope (G1) hatten die leichtesten Tiere Gewichte von 28 g, auf allen übrigen Flächen konnten Tiere von <20 g erfaßt werden, wobei das leichteste Tier in Crater Road (BG1) 8,5 g und in Mweya Peninsula (BG3) 7 g wog. Aufgrund der Fangergebnisse läßt sich annehmen, daß die Entwöhnung im Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4) vermutlich bei 10-15 g, im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) aber erst bei etwa 20 g erfolgte. Die Tiere aus dem Labor-Wurf wogen bei der Entwöhnung 15 g, was die obige Annahme bestätigt. Nur 3 Tiere aus diesem Wurf (n=13) überlebten überhaupt bis zur Entwöhnung, die anderen verschwanden innerhalb der ersten 7 Lebenstage. Vermutlich wurden sie durch die Mutter getötet. Streß durch Fang und Käfighaltung sowie die regelmäßige Störung durch die Nestkontrolle waren vermutlich die Ursachen. So beschreiben auch OLIFF (1953) und MEESTER (1960) einen durch Streß ausgelösten Infantizid. Aber auch für das Freiland wird hohe Jungenmortalität noch vor oder kurz nach der Entwöhnung beschrieben (NEAL 1967, 1977b, CHEESEMAN 1975).

Die Individualentwicklung von *M. natalensis* ist im Gegensatz zu *Arvicanthis* eher durch langsames Wachstum und spätes Erreichen der sexuellen Reife geprägt. Nach TAYLOR & GREEN (1976) benötigt *M. natalensis* 6 Wochen, um 25 g Körpergewicht zu erreichen, *Arvicanthis* hingegen erreicht bereits in 4 Wochen 45 g. Die Tiere des Labor-Wurfes hatten bereits nach 5 Wochen Gewichte von 25 g (n=3), nach 7 Wochen wog 1 Männchen bereits 40 g, 2 Weibchen jedoch erst 26 bzw. 27 g. Geschlechtsspezifische Gewichtsentwicklungen fand ich auch in Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1),

wobei Männchen im gleichen Zeitraum höhere Gewichte erreichten. So fing ich auf der Fläche G1 Anfang Februar 1996 3 Jungtiere (1♂, 2♀) von 30 g, wobei das Männchen nach 5 Wochen 43 g wog, die Weibchen erst 38 g. Nach weiteren 9 Wochen war das Gewicht der Weibchen unverändert, das des Männchens war nun 48 g. In der nächsten Regenzeit Oktober/November 1996 hatte das verbliebene Weibchen sein Maximalgewicht von 42 g erreicht, das Männchen seines von 54,5 g. In Crater Road (BG1) Mitte Dezember 1996 fing ich 2 Tiere mit jeweils 26 g, wobei das Männchen nach 7 Wochen 44 g wog, das Weibchen 39 g. Berücksichtigt man bei der Gegenüberstellung der Gewichtsentwicklungen der genannten Individuen beider Flächen die verschiedenen Zeitspannen von 5 bzw. 7 Wochen sowie, daß diese Tiere aus Würfen von Mitte bis Ende der vorherigen Regenzeit stammen mußten, scheint die Gewichtsentwicklung zumindest ab etwa 30 g ähnlich zu verlaufen.

Erste sexuelle Aktivität trat bei Männchen und Weibchen aller Populationen erst bei >30 g Körpergewicht auf, bei den Flächen BG1 und BG2 lag die Grenze erst bei >40 g. Statistische Auswertungen zeigten, daß Männchen und Weibchen der verschiedenen Populationen bei gleichen Gewichtsklassen sexuell aktiv wurden, wogegen nur die Männchen in Crater Outer Slope (G1) eine Ausnahme darstellten, da sie bei niedrigeren Gewichten sexuell aktiv wurden als die Weibchen. Auffällig war zudem, daß die Tiere von Mweya Peninsula (BG3) sexuelle Aktivität bei niedrigsten Gewichten zeigten. Meine Befunde decken sich in etwa mit den Angaben von NEAL (1967, 1977b), der 35 g als Pubertätsgewicht für *M. natalensis* angibt. Diese Werte sind geringer als die Angaben von 39-45 g anderer Autoren (BRAMBELL & DAVIS 1941, OLIFF 1953, CHAPMAN et al. 1959, DIETERLEN 1967b, TAYLOR & GREEN 1976), wobei nach BRAMBELL & DAVIS (1941) und CHAPMAN et al. (1959) Männchen ihre erste sexuelle Aktivität bei etwas höheren Gewichten zeigen als die Weibchen. Nach JOHNSTON & OLIFF (1954) erreichen die Weibchen erst nach etwa 3,5 Monaten bei etwa 39 g ihren ersten Östrus, wohingegen *Arvicanthis* bereits nach 1 Monat bei etwa 45 g sexuell aktiv sein kann (TAYLOR & GREEN 1976). Im Gegensatz zu *L. striatus* und *A. nairobae* erreicht *M. natalensis* ihre Reife damit selten in der Fortpflanzungsperiode in der sie geboren wurde, sondern reproduziert sich erst in der folgenden Fortpflanzungsperiode, überlebt aber selten bis zur darauffolgenden (NEAL 1967, 1977b, CHEESEMAN 1975, LEIRS et al. 1993). Nach COETZEE (1965) und NEAL (1977b) reifen Männchen 1 Monat vor den Weibchen. Da die Reproduktion eher mit der Größe bzw. dem Gewicht eines Tieres in Verbindung steht als mit dem Alter (LEIRS et al. 1990a), erklärt sich die vorzeitige Reife der Männchen durch ihr schnelleres Wachstum. Auch der Befund, daß Männchen und Weibchen erste sexuelle Aktivität bei gleicher

Gewichtsklasse zeigen, bestätigt den vorzeitigen Beginn der sexuellen Reife bei Männchen.

In allen Populationen waren die adulten Männchen schwerer als die Weibchen, Ausnahme war nur die Fläche Mweya Peninsula (BG3), wo es keinen geschlechtsspezifischen Gewichtsunterschied gab und dort zudem eine starke Konzentration auf niedrigere Gewichtsklassen bestand (vgl. 4.3.2.3). Eine genetische Variation auf der Halbinsel Mweya Peninsula (BG3) wäre denkbar, aber auch suboptimale Habitatbedingungen könnten hier Ursache sein. Einen geschlechtsspezifischen Gewichtsunterschied beschreiben auch TAYLOR & GREEN (1976) für zwei Populationen in Kenya, die sich zudem aber deutlich in ihren Gewichten unterscheiden. Auch in Crater Outer Slope (G1) und Crater Road (BG1) waren die Gewichtsverteilungen signifikant verschieden, dafür war insbesondere die Konzentration auf die niedrigste Gewichtsklasse von <30 g in BG1 dafür verantwortlich. In BG1 war ein Drittel der Tiere in dieser Klasse, in G1 nur 2,9 %. Die Verteilung auf die höheren Gewichtsklassen war vergleichbar, und es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Populationen (G1, BG1) in den Gewichten von Männchen und Weibchen. Eine Konzentration auf die kleinste Gewichtsklasse in Crater Road (BG1) läßt sich zum einen auf die signifikant kürzere Aufenthalts- bzw. Überlebensdauer der Tiere zurückführen (Abb. 29), wobei sich hier nur 25 % der Tiere ≥ 5 Wochen aufhielten bzw. überlebten, in Crater Outer Slope (G1) waren es dagegen mehr als doppelt so viele. Dies würde insbesondere eine erhöhte Mortalität und/oder Abwanderung adulter Tiere bedeuten. Darüber hinaus könnte vermutet werden, daß die große Anzahl leichter Tiere nicht ausschließlich junge Tiere sind, sondern, daß ältere Tiere aufgrund verlangsamter Wachstums- und Reifungsphasen leichtgewichtig geblieben sind. So stieg das Körpergewicht eines Weibchens in Crater Road (BG1) von 15 g im Juni 1996 auf nur 26 g im August 1996. Bei Berücksichtigung der Entwöhnungszeit benötigte dieses Tier etwa 10 Wochen um das Gewicht von 26 g zu erreichen, wohingegen die Neugeborenen des Labor-Wurfes, wie bereits erwähnt, nur 5 Wochen dazu brauchten. So ist für diese Fläche anzunehmen, daß die Tiere mit Gewichten von <30 g, insbesondere der Fangserien September 1995 und August 1996, nicht etwa Jungtiere, sondern untergewichtige Adulte waren. Die Trockenzeit und insbesondere die Bedingungen nach dem Feuer 8/95 haben vermutlich diesen Wachstumsstop bewirkt. Nach LEIRS et al. (1990a) gelangen die Tiere am Ende der Trockenzeit in eine Phase gleichbleibenden Gewichts, wobei Frühgeborene den Wachstumsstop bei höheren Gewichten erreichen als Spätgeborene. Der Wachstumsstop von jungen Tieren ist nach diesen Autoren eine physiologische Reaktion auf die

Streßsituation am Ende der Trockenzeit, die durch verringerte Futterqualität und Wasserdefizit bei hohen Populationsdichten und intraspezifischer Konkurrenz geprägt ist.

5.5 Artendiversität

Die Diversität ist ein Strukturmerkmal von Ökosystemen und stellt einen Indikator für den Zustand einer Biozönose und damit auch für den von ihr besiedelten Biotop dar (NAGEL 1977, MÜHLENBERG 1993). Als Maß für die Diversität kann das Verhältnis zwischen Arten- und Individuenzahl einer Lebensgemeinschaft dienen (HEINRICH et al. 1988). Nach ODUM (1980) besteht eine direkte Korrelation zwischen Diversität und Stabilität bzw. Regulierungsmöglichkeit des Systems, wobei allerdings nach anderen Autoren (vgl. MÜHLENBERG 1993) solch ein unmittelbarer Zusammenhang nur für anthropogene und nicht für natürliche Ökosysteme besteht.

Die Habitatdiversität, als Funktion von Heterogenität und Komplexität des Habitats, ist nach Meinung vieler Autoren ein wichtiger Faktor für die Artendiversität (vgl. ADLER 1995). Habitate mit einem hohen Grad an Heterogenität weisen generell eine vielfältigere Fauna auf als weniger heterogene (DELANY 1972, HAPPOLD 1983). Nach MÜHLENBERG (1993) bestimmen Nahrungsangebot, Struktur- und Mikroklimafaktoren die Artendiversität. In strukturreichen Habitaten ist die Artendiversität aufgrund der Nischendifferenzierung und Ressourcenaufteilung höher, wobei letzteres die Koexistenz von ökologisch ähnlichen Arten ermöglicht. Dennoch fanden DELANY (1964b) und ADLER (1995) in strukturell einfachen Habitaten wie Grassavannen größere Diversitäten an Muriden als in komplexen Waldhabitaten, wobei die Arten dann morphologisch und ökologisch weniger ähnlich waren.

Die Fläche Kyambura Fig Tree (G2) wies die höchste Artendiversität auf, wobei insbesondere der Unterschied zu der anderen *Imperata-Cymbopogon*-Fläche im Kratergebiet (G1) auffällig ist (vgl. 4.2.5). Von den Buschland-Grasland-Flächen wies Mweya Peninsula (BG3) als strukturreichste Fläche trotz größten Weidedrucks und spärlichster Vegetationsdecke die höchste Artendiversität auf. Die Fläche Hippo Pool (BG2) hingegen zeigte bei ihrem fast unveränderten Vegetationsbestand über das ganze Jahr, bedingt durch geringen Weidedruck und Fehlen von Feuern, die geringste Artendiversität. So fand auch MUGANGA (1989) geringere Diversitäten im Primärwald des Kibale Forest National Park (Uganda) als im benachbarten Sekundärwald.

Die Diskrepanz zwischen Diversität und Evenness wird besonders bei der Fläche Kyambura Fig Tree (G2) deutlich (vgl. 4.2.5). Diese Fläche mit der höchsten Artenzahl und der höchsten Diversität wies nur eine gemäßigte Evenness auf. Die Ursache für die Diskrepanz liegt in dem relativ hohen Anteil an Arten mit niedrigen Individuenzahlen, die zwar eine hohe Diversität, dafür aber eine entsprechend geringere Evenness bewirken. Mit der Berechnung der Evenness als Ausbildungsgrad der Diversität wird der Einfluß von Einzelindividuen zusätzlicher Arten relativiert (MÜHLENBERG 1993).

Die Artendiversität ist je nach Graslandtyp verschieden, wobei auch DELANY (1964b) und ADLER (1995) größere Diversitäten in dichtem Grasland wie z. B. *Imperata-Cymbopogon*-Bestand feststellten als im Buschland-Grasland. Für die Verbreitung und Abundanz der Kleinsäuger ist dabei nicht die Natur der Vegetation allein wichtig, sondern auch in welchem Ausmaß das Habitat durch Großsäuger und Feuer modifiziert wird. Nach Feuern erfolgte die Erholung der Kleinsäugerpopulationen auf den Flächen innerhalb weniger Monate (vgl. 4.3.1) und damit wesentlich schneller als in gemäßigten Breiten, wo sie etwa 2 Jahre dauern kann (COOK 1959, LAWRENCE 1966). Dieses steht ohne Zweifel im Zusammenhang mit der höheren Produktivität in den Tropen, wo die Regeneration von Futter und Deckung sehr schnell erfolgt. Die Regeneration der Flächen war aber aufgrund der unterschiedlichen Nutzung durch Großsäuger sehr verschieden. Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland bildete sich im Vergleich zum stark beweideten Buschland-Grasland-Mosaik bereits innerhalb weniger Wochen eine dichte Pflanzendecke aus (Abb. 11), die auch aufgrund des geringen Weidedrucks bis zum nächsten Feuer relativ unverändert blieb und damit eine höhere Samenrate sowie konstantere Bodenfeuchte aufwies.

Der Wechsel in der Artenzusammensetzung nach einem Feuer steht nach BECK & VOGL (1972) direkt mit dem Wechsel der Vegetation in Zusammenhang. Ein Feuer verändert nicht nur die Physiognomie der Vegetation, sondern auch das Futterangebot und die Charakteristika der Mikrohabitate. Ob sich die Artendiversität während der Sukzession vergrößert, ist nach ODUM (1980) davon abhängig, ob der Zuwachs an potentiellen Nischen die gegenteilige Wirkung von wachsender Populationsgröße und Konkurrenz übertrifft. Die Feuer in meiner Untersuchung bewirkten nachfolgend ständige Veränderungen in der Artengemeinschaft, da im Laufe der Regeneration einige Arten je nach vorherrschenden Bedingungen offenbar bevorzugt, andere benachteiligt wurden (vgl. 4.3.1). Auf diese Weise kann eine große Anzahl von Arten in relativ hoher Abundanz in einem Gebiet leben und eine hohe Artendiversität bedingen. Nach NEAL (1970) würde

es im Grasland ohne regelmäßige Feuerereignisse wie in „dauerhaften“ Habitaten weniger dominante Arten geben, da einige bei konstantem Druck durch andere nicht bestehen würden. Dieses Phänomen zeichnete sich bereits in Hippo Pool (BG2) ab, wo *A. nairobae* die absolut dominante Art war (vgl. 4.2.3). Bestimmte Umweltfaktoren wie z. B. Regenfälle könnten diese Art noch begünstigen, was zur weiteren Abnahme der Artendiversität führen dürfte (vgl. Kap. 4.2).

Es zeigt sich, daß sehr strukturreiche Lebensräume wie die Mweya Peninsula (BG3), aber insbesondere auch die durch Feuer bedingten Sukzessionen der anderen Flächen, hohe Artendiversitäten ermöglichen. Einen Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität im Sinne von Selbstregulierung ist hier durchaus erkennbar. Langfristig betrachtet können aber im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland bei gleicher oder höherer Artenzahl wie im Buschland-Grasland-Mosaik höhere Abundanzen ausgebildet werden. Beide Faktoren zusammen sind ein Indikator für einen günstigen Lebensraum für Kleinsäuger.

In der afrikanischen Grassavanne sind Feuer zwar ein regelmäßiges Phänomen (DELANY 1972, DELANY & HAPPOLD 1979), aber würden diese häufiger oder großflächiger werden, verbliebe wahrscheinlich kein Reservoir für die Arten, die negativ vom Feuer beeinflusst sind. Eine Abnahme der Artendiversität wäre die Folge. Möglicherweise erklärt sich so auch die geringere Diversität in Crater Outer Slope (G1) im Vergleich zu früheren Untersuchungen (vgl. 5.1.1, 5.3.4 und 5.3.11).

6 SCHLUSSBETRACHTUNG

Diese Arbeit hat zahlreiche Aspekte zur Ökologie afrikanischer Kleinsäuger in der Savanne zum Gegenstand. Aufgrund der langfristigen und kontinuierlichen Untersuchung war es möglich einige grundsätzliche Fragen zur Populationsdynamik, zur Raum- und Habitatnutzung und zur Aktivität zu klären. Die Divergenz der Ergebnisse aus dem Vergleich der Kleinsäugerzönosen verschiedener Graslandgesellschaften zeigt, wie wichtig es ist, solche Untersuchungen großräumig durchzuführen. Nur so ist es möglich, einen umfassenden Einblick in die Habitatnutzung und Habitatanpassung der verschiedenen Arten und in die Artendiversität zu erhalten. Deutlich wurde dabei auch die Interaktion zwischen Kleinsäufern und anderen Beteiligten der Biozönose, insbesondere der Ungulaten und der Vegetation. Der erstmalige Einsatz der Radiotelemetrie bei Nagern der afrikanischen Savanne in ihrem natürlichen Lebensraum ergab in dieser Arbeit besonders wertvolle Erkenntnisse über arttypische Raum-Zeit-Muster und Verhaltensweisen. Außer bei einer telemetrischen Untersuchung an *Mastomys natalensis* in einem Maisfeld-Brachland-Mosaik in Tanzania (LEIRS et al. 1996), lagen für Ostafrika bisher nur über den Fallenfang ermittelte Aktionsraumgrößen für einige wenige Arten vor (CHEESEMAN 1975, LEIRS 1995, KEESING 1998). Obwohl die Radiotelemetrie eine sehr kostenaufwendige Methode ist, sollte sie in zukünftigen Untersuchungen über Habitatansprüche und Raumnutzung von Kleinsäufern unbedingt eingesetzt werden, da sie allein wirklichkeitsnahe Ergebnisse liefert.

In der Untersuchung ist eine Reihe von Fragen offen geblieben, deren Beantwortung Gegenstand weiterer Forschungen sein sollte. Von besonderem Interesse sehe ich die intensive ökologische Bearbeitung der Arten, basierend auf bekannten Individuen. Von den Savannenarten sind *Mastomys natalensis* und *Arvicanthis niloticus* (*A. nairobae*) am besten bekannt, unser Wissen über die Biologie und Ökologie der anderen Arten ist jedoch vergleichsweise gering. Insbesondere Spitzmäuse wurden bisher kaum beachtet. Für eine erfolgreiche Erfassung letzterer müßten unbedingt BARBER-Fallen eingesetzt werden. Ich halte es für möglich, daß die Radiotelemetrie auch bei Spitzmäusen erfolgreich angewandt werden könnte, zumal mit weiterer Miniaturisierung der Telemetriesender künftig gerechnet werden kann.

Einen weiteren interessanten Forschungsaspekt stellt die Beziehung von insektivoren Nagern (z.B. *Zelotomys hildegardeae* und *Lophuromys ansorgei*) sowie von Spitzmäusen zu Termitenbauen dar, die sowohl eine wichtige Nahrungsquelle sind als auch Unter-

schlupf bieten, wobei unbekannt ist, welche interspezifischen Strategien diese Arten zur Konkurrenzvermeidung haben. In diesem Zusammenhang wäre auch zu klären, wie sich die Verfügbarkeit von Termiten durch Grasfeuer verändert und welchen Einfluß diese auf das Verhalten der Arten hat.

Fragen zur Ökologie der Territorialität blieben in dieser Arbeit weitestgehend unbeantwortet und könnten in weiterführenden Untersuchungen über eine gezielte Bearbeitung der Aktionsraumnutzung in Abhängigkeit von der Populationsdichte, vom Nahrungsangebot und der Deckung beantwortet werden.

Die tiefgreifenden Auswirkungen von Feuern auf die Entwicklung der Kleinsäugerpopulationen konnten aufgezeigt werden. Da die meisten Tiere die Feuersbrunst offenbar überleben, wäre von Interesse, welche Faktoren ihr Ausscheiden aus der Population letztlich bewirken: Mortalität bedingt durch Prädation, Krankheiten oder Alter, oder Abwanderung. Ein Ansatz dazu wären Experimente mit kontrolliertem Brennen, Auszäunung von Prädatoren und Einbringen von Strukturen, Streu oder Futter.

Von großem wissenschaftlichem wie auch praktischem Interesse ist die Frage, welche Faktoren die Reproduktion bei den verschiedenen Arten auslösen. In Laborversuchen (vgl. LEIRS 1995) wurde bereits gezeigt, daß hier ein Zusammenhang mit keimenden Samen bzw. deren Wirkstoffen besteht. Feldexperimente wären zur Überprüfung der Mechanismen unter natürlichen Bedingungen erforderlich.

Speziell für das Untersuchungsgebiet sind systematisch-faunistische Untersuchungen der Gattung *Arvicanthis* von Interesse, um die geographischen Verbreitungsgrenzen und die ökologischen Beziehungen der Arten *A. niloticus* und *A. nairobae* zu klären. Hierzu bedarf es auch systematischer karyologischer Untersuchungen.

Alle genannten Ansätze sind meines Erachtens praktikabel. Die Untersuchungen können unser Wissen zur Biodiversität dieses komplexen Ökosystems wesentlich erweitern.

7 ZUSAMMENFASSUNG

- ◆ Kleinsäugerpopulationen im Grasland des Queen Elizabeth National Park in Uganda wurden von April 1995 bis März 1997 mit Fang-Wiederfang-Methode und Radiotelemetrie untersucht.
- ◆ Die 6 Untersuchungsflächen lagen im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) und Buschland-Grasland-Mosaik (BG1-BG4) und unterschieden sich in Vegetation, Deckungsgrad, Habitatstrukturen und weiteren Flächenparametern.
- ◆ Insgesamt wurden in 54.963 Falleneinheiten während 65 Fangserien bei 5.702 Fängen 1.295 Individuen aus 20 Arten der Familien Muridae (12), Myoxidae (1) und Soricidae (7) erfaßt. *Lemniscomys striatus*, *Mastomys natalensis* und *Arvicanthis nairobae* waren insgesamt die häufigsten Arten.
- ◆ Die Gesamtabundanz der Flächen wurde hauptsächlich durch die Abundanzen von jeweils 2-3 Arten bestimmt: Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland waren es *L. striatus*, *M. natalensis*, zudem *Lophuromys ansorgei*; im Buschland-Grasland-Mosaik gehörte *M. natalensis* stets zu den Hauptarten, darüber hinaus *A. nairobae* oder *Aethomys kaiseri* und *L. striatus*.
- ◆ Die höchsten Gesamtabundanzen fanden sich auf den Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands und der stark verbuschten Fläche Hippo Pool (BG2), wo der Weidedruck durch Großsäuger am geringsten war.
- ◆ Die größte Faunenähnlichkeit bestand zwischen den Flächen des *Imperata-Cymbopogon*-Graslands sowie zwischen den Flächen des Buschland-Grasland-Mosaiks.
- ◆ Die höchste Artendiversität wies die Fläche Kyambura Fig Tree (G2) und die strukturreichste Fläche Mweya Peninsula (BG3) auf, die niedrigste die verbuschte Fläche Hippo Pool (BG2). Diversität bzw. Evenness wurden durch Feuer unterschiedlich beeinflusst. Abhängigkeiten von Regenfällen und Vegetationsdichten wurden nachgewiesen.
- ◆ Nach Feuern nahm die Gesamtabundanz stark ab, frühestens 3 Monate danach wieder zu. Die Artengemeinschaften im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland veränderten sich nach Feuern drastischer als im Buschland-Grasland-Mosaik. Einige Arten wurden durch die feuerbedingten Veränderungen langfristig gefördert, andere gehemmt.
- ◆ Die Geschlechterverhältnisse bei *L. striatus* und *A. nairobae* waren relativ ausgeglichen, aber nicht bei *M. natalensis*. Alle 3 Arten wiesen einen Geschlechtsdimorphismus bezüglich des Körpergewichtes auf. Die Reproduktion von *L. striatus* und *M. natalensis* war mit den Regenzeiten korreliert, die von *A. nairobae* fand während des ganzen Jahres statt.

- ◆ Die Aufenthaltsdauern von *L. striatus* und *M. natalensis* im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland (G1, G2) und von *A. nairobae* in Hippo Pool (BG2) waren deutlich länger als die von *A. nairobae* (BG1) und *M. natalensis* (BG1-BG4) im Buschland-Grasland-Mosaik.
- ◆ Die Aktionsweiten wurden für *L. striatus* und *M. natalensis* von verschiedenen Untersuchungsflächen ermittelt. Geprüft wurde deren Abhängigkeit von folgenden Faktoren: Populationsdichte, Geschlecht, sexuelle Aktivität, Körpergewicht, Regen und Feuer.
- ◆ Insgesamt wurden 9 *L. striatus*, 7 *M. natalensis* und 8 *A. nairobae* (vgl. ECKHOFF 1998) während insgesamt 6 Telemetrieperioden auf verschiedenen Untersuchungsflächen erfolgreich telemetriert. Die Ergebnisse zu Aktionsräumen und Aktivitäten der 3 Arten basieren auf insgesamt 4.102 erfolgreichen Peilungen, aufgenommen an bis zu 11 Beobachtungstagen pro Individuum.
- ◆ Für alle telemetrierten Arten bestand ein inverses Verhältnis zwischen Aktionsraumgröße und Populationsdichte. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Größe des Aktionsraumes und dem Geschlecht oder der sexuellen Aktivität konnte nicht festgestellt werden.
- ◆ Alle Arten im Buschland-Grasland-Mosaik hielten sich bevorzugt in Buschgruppen und/oder Schluchten auf. *A. nairobae* zeigte als einzige Art eine eindeutige Präferenz für das offene Grasland. Nach Feuern dienten die Buschgruppen allgemein als Rückzugsgebiete. Im *Imperata-Cymbopogon*-Grasland wurden Termitenbaue insbesondere von *Mastomys natalensis*, *Zelotomys hildegardeae*, *Lophuromys ansorgei*, *Mus triton* und *Crocidura spp.* intensiv genutzt.
- ◆ Die meisten Arten waren hauptsächlich nacht- bzw. dämmerungsaktiv. Nach Feuern wurde die Aktivitätsphase auch von den teilweise tagaktiven Arten in die Nacht verlegt. Die telemetrischen Untersuchungen ergaben für *L. striatus* eine Tagaktivität mit einer verlängerten Aktivitätsphase bis nach der Abenddämmerung, für *M. natalensis* eine strenge Nachtaktivität und für *A. nairobae* eine überwiegende Tagaktivität mit Aktivitäten vor der Morgen- und nach der Abenddämmerung.

8 LITERATUR

- ADLER, G.H. (1995): Habitat relations within lowland grassland rodent communities in Taiwan. *J. Zool. Lond.* 237: 563-576.
- AG BODEN (1994): Arbeitsgruppe Bodenkunde der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutschland: Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.
- ALIBHAI, S.K. (1986): Reproductive response of *Gerbillus harwoodii* to 6-MBOA in the Kora National Reserve Kenya. *J. Trop. Ecol.* 2: 377-379.
- ANDERSON, T.J.C., BERRY, A.J., AMOS, J.N. & COOK, J.M. (1988): Spool-and-line tracking of the New Guinea Spiny Bandicoot, *Echymipera kalubu* (Marsupialia, Peramelidae). *J. Mammal.* 69 (1):114-120.
- ANDRZEJEWSKI, R., FEJGIN, H. & LIRO, A. (1971): Trappability of trap-prone and trap-shy bank voles. *Acta Theriol.* 16: 401-412.
- ANDRZEJEWSKI, R., PETRUSEWICZ, K. & WASZIEWICZ-GLIWICZ, J. (1967): The trappability of *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780) and other ecological parameters obtained by the CMR capture method. *Ekol. pol. (A)* 15: 709-725.
- ASCHOFF, J. (1957): Aktivitätsmuster der Tagesperiodik. *Die Naturwissenschaften* 44 (13): 361-367.
- ASSEFA, G., GERASIMOV, S., ATANASO, N.I. & KIRUB, A. (1990): Population studies of the field rat *Arvicanthis dembeensis* (Rüppel, 1943), *Praomys (M.) natalensis* (Smith, 1834) and *Tatera robusta* (Greter, 1830) at Koka, Ethiopia. *Bulgarian Academy of Sciences. Ecology* 23: 21-26.
- AULAK, W. (1967): Estimation of small mammal density in three forest biotops. *Ekol. Pol. (A)* 15: 755-778.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (1996): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- BATES, P.J.J. (1988): Systematics and zoogeography of *Tatera* (Rodentia: Gerbillinae) of north-east Africa and Asia. *Bonn. zool. Beitr.* 39 (4): 265-303.
- BECK, A.M. & VOGL, R.J. (1972): The effects of spring burning on rodent populations in a brush prairie savanna. *J. Mammal.* 53 (2): 336-346.
- BERBERICH, W. (1988): Untersuchungen zur Raumorganisation und zur Aktivitätsrhythmik des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*, L.) im Alpenpark Berchtesgarden. Dissertation, Universität Heidelberg.
- BERRY, A.J., ANDERSON, T.J.C. AMOS, J.N. & COOK, J.M. (1987): Spool-and-line tracking of giant rats in New Guinea. *J. Zool. Lond.* 213: 299-303.
- BOMFORD, M. (1987a): Food and reproduction of wild house mice. I. Diet and breeding seasons in various habitats on irrigated cereal farms in New South Wales. *Australian Wildlife Research* 14: 183-196.
- BOMFORD, M. (1987b): Food and reproduction of wild house mice. II. A field experiment to examine the effect of food availability and food quality on breeding in spring. *Australian Wildlife Research* 14: 197-206.
- BONDRUP-NIELSEN, S. (1983): Density estimation as a function of live-trapping and home range. *Can. J. Zool.* 61: 2361-2365.

- BOURLIÈRE, F. & HADLEY, M. (1983): Present-day savannas: an overview. In: Ecosystems of the world 13. BOURLIÈRE, F. (ed.): Tropical savannas: 1-17. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York.
- BOWLAND, A.E. & PERRIN M.R. (1988): The effect of fire on the small mammal community in Hluhluwe Game Reserve. Z. Säugetierk. 53: 235-244.
- BOYE, P & SONDERMANN, D. (1992): Ohrtätowierungen zur individuellen Kennzeichnung von Nagetieren im Freiland. Säugetierkd. Inf. 16: 425 - 430.
- BRAITHWAITE, R. (1996): Biodiversity and fire in the savanna landscape. In: Ecological Studies 121. SOLBRIG, O.T., MEDINA, E. & SILVA, J.F. (eds.): Biodiversity and savanna ecosystem processes: 121-140. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- BRAMBELL, F.W. & DAVIS, D.H.S. (1941): Reproduction of the multimammate mouse (*Mastomys erythroleucus* Temm.) of Sierra Leone. Proc. Zool. Soc. Lond. 111 (B): 1-11.
- BRIEDERMANN, L. (1982): Der Wildbestand - die große Unbekannte. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- BRONNER, G. & MEESTER, J. (1987): Comparison of methods for estimating rodent numbers. S. Afr. J. Wildl. Res. 17 (2): 59-63.
- BRONNER, G., LAUTENBACH, I.L. & MEESTER, J. (1988): Environmental influence on reproduction in the Natal multimammate mouse *Mastomys natalensis* (A. Smith, 1834). S. Afr. J. Wildl. Res. 18 (4): 142-148.
- BURT, W.H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J. Mammal. 24: 346-352.
- CHAPMAN, B.M., CHAPMAN, R.F. & ROBERTSON, I.A.D. (1959): The growth and breeding of the Multimammate Rat *Rattus (Mastomys) natalensis* (Smith) in Tanganyika Territory. Proc. Zool. Soc. Lond. 133: 1-9.
- CHEESEMAN, C.L. (1975): The population ecology of small rodents in the grassland of the Ruwenzori National Park, Uganda. Degree of Doctor of Philosophie, University Southampton.
- CHEESEMAN, C.L. (1977): Activity patterns of rodents in Rwenzori National Park, Uganda. E. Afr. Wildl. J. 15: 281-287.
- CHEESEMAN C.L. & DELANY, M.J. (1979): The population dynamics of small rodents in a tropical African grassland. J. Zool. Lond. 188: 451-475.
- CHIDUMAYO, E.N. (1980): Ecology of rodents at an old quarry in Zambia. S. Afr. J. Zool. 15 (1): 44-49.
- CHIDUMAYO, E.N. (1984): Observations on populations of multimammate mice at Livingstone, Zambia. Mammalia 48 (3): 363-376.
- CHRISTENSEN, J.T. (1996): Home range and abundance of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834) in habitats affected by cultivation. Afr. J. Ecol. 34: 298-311.
- CHRISTIAN, D.P. (1977): Effects of fire on small mammal populations in a desert grassland. J. Mammal. 58: 423-427.
- CLARK, B.K. & KAUFMAN, D.W. (1990): Short-term responses of small mammals to experimental fire in tallgrass prairie. Can. J. Zool. 68: 2450-2454.
- COETZEE, C.G. (1965): The breeding season of the Multimammate Mouse *Praomys (Mastomys) natalensis* (A. Smith) in the Transvaal Highveld. Zool. Afr. 1 (1): 29-39.

- COETZEE, C.G. (1975): The biology, behaviour, and ecology of *Mastomys natalensis* in southern Africa. Bull. World Health Organ. 52: 637-644.
- COOK, S.F. (1959): The effects of fire on a population of small rodents. Ecology 40 (1): 102-108.
- CROWCROFT, P. & JEFFERS, J.N.R. (1961): Variability in the behaviour of wild House Mice (*Mus musculus* L.) towards live traps. Proc. Zool. Soc. Lond. 137: 573-582.
- DAVIS, D.H.S. (1963): Wild rodents as laboratory animals and their contribution to medical research in South Africa. S. Afr. J. Med. Sci. 28: 53-69.
- DEBLASE, A.F. & MARTIN, R.E. (1981): A manual of mammalogy with keys to families of the world. 2. Edition. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa.
- DELANY, M.J. (1964a): A study of the ecology and breeding of small mammals in Uganda. Proc. Zool. Soc. Lond. 142 (2): 347-370.
- DELANY, M.J. (1964b): An ecological study of the small mammals in the Queen Elizabeth Park, Uganda. Rev. Zool. Bot. Afr. 70 (1-2): 129-147.
- DELANY, M.J. (1966): Small mammals from the higher altitudes of Mount Moroto, Uganda. Rev. Zool. Bot. Afr. 73: 339-344.
- DELANY, M.J. (1969): The ecological distribution of small mammals on Bugala Island, Lake Victoria. Zool. Afr. 4 (2): 129-133.
- DELANY, M.J. (1971): The biology of small rodents in Mayanja Forest, Uganda. J. Zool. Lond. 165: 85-129.
- DELANY, M.J. (1972): Ecology of small rodents in tropical Africa. Mammal Review 2 (1): 1-42.
- DELANY, M.J. (1975): The rodents of Uganda. Brit. Mus. Nat. Hist., London.
- DELANY, M.J. (1986): Ecology of small rodents in Africa. Mammal Review 16: 1-41.
- DELANY, M.J. & HAPPOLD D.C.D. (1979): Ecology of African mammals. Longman, London and New York, 434 Seiten.
- DELANY, M.J. & KANSIIMERUHANGA, W.D.K. (1970): Observations on the ecology of rodents from a small arable plot near Kampala, Uganda. Rev. Zool. Bot. Afr. 81 (3-4): 417-425.
- DELANY, M.J. & MONRO R.H. (1985): Growth and development of wild and captive Nile Rats, *Arvicanthis niloticus* (Rodentia: Muridae). Afr. J. Ecol. 23: 121-131.
- DELANY, M.J. & MONRO, R.H. (1986): Population dynamics of *Arvicanthis niloticus* (Rodentia: Muridae) in Kenya. J. Zool. Lond. (A) 209: 85-103.
- DELANY, M.J. & NEAL, B.R. (1966): A review of the Muridae (Order Rodentia) of Uganda. Bull. Brit. Mus. (Nat. Hist.) Zool. Lond. 13 (9): 295-355.
- DELANY, M.J. & NEAL, B.R. (1969): Breeding seasons in rodents in Uganda. J. Reprod. Fert. Suppl. 6: 229-235.
- DELANY, M.J. & ROBERTS, D.J. (1978): Seasonal population changes in rodents in the Kenya Rift Valley. Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist. 6: 97-108.
- DIETERLEN, F. (1967a): Ökologische Populationsstudien an Muriden des Kivugebietes (Congo) Teil I. Zool. Jb. Syst. 94: 369-426.
- DIETERLEN, F. (1967b): Jahreszeiten und Fortpflanzungsperioden bei den Muriden des Kivusee-Gebietes (Congo) Teil I: Ein Beitrag zum Problem der Populationsdynamik in den Tropen. Z. Säugetierk. 30: 1-44.

- DIETERLEN, F. (1976): Die afrikanische Muridengattung *Lophuromys* Peters, 1874. Vergleiche an Hand neuer Daten zur Morphologie, Ökologie und Biologie. Stuttgarter Beitr. Naturk., Ser. A 285: 1-96.
- DIETERLEN, F. (1985): Daten zur Fortpflanzung und Populationsstruktur der myomorphen Nager eines afrikanischen Tieflandregenwaldes (Ost-Zaire). Z. Säugetierk. 50: 68-88.
- DIETERLEN, F. (1988): Echte Mäuse oder Langschwanzmäuse. In Grzimeks Enzyklopädie, Säugetiere Band 2: 191-205. Kindler Verlag, München.
- DIETERLEN, F. & HEIM DE BALSAC, H. (1979): Zur Ökologie und Taxonomie der Spitzmäuse (Soricidae) des Kivu-Gebietes. Säugetierkd. Mitt. 27: 241-287.
- DUCROZ, J.F., VOLOBOUEV, V. & GRANJON, L. (1998): A molecular perspective on the systematics and evolution of genus *Arvicanthis* (Rodentia, Muridae): Inferences from complete cytochrome b gene sequences. Mol. Phyl. Evol. 10 (1): 104-117
- DUPLANTIER, M., GRANJON, L. & BOUGANALY, H. (1996): Reproductive characteristics of three sympatric species of *Mastomys* in Senegal, as observed in the field and in captivity. Mammalia 60 (4): 629-638.
- ECKHOFF, K. (1998): Kleinsäuger im Grasland des Queen Elizabeth National Parks, Uganda. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.
- ELLISON, G.T.H. (1990): A note on the small mammal fauna of Vaalkop Dam Nature Reserve. Koedoe 33 (1): 114-116.
- FELTEN, H & ZIEGLER, W (eds.)(1982): Ostafrikanische Säugetiere. Kleine Senckenberg - Reihe, Band 13: 102-103.
- FIELD, A.C. (1975): Seasonal changes in reproduction, diet and body composition of two equatorial rodents. E. Afr. Wildl. J. 13: 221-235.
- FRICKE, M. (1991): Untersuchungen zur Auswirkung unterschiedlicher Grünlandbewirtschaftung auf Heuschrecken-Populationen (Saltatoria) in der Okeraue nördlich von Braunschweig. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.
- GENEST-VILLARD, H. (1978): Radio-tracking of a small rodent, *Hybomys univittatus*, in an African equatorial forest. Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist. 6: 92-96.
- GHOBRIL, L.I. & HODIEB, A.S.K. (1982): Seasonal variations in the breeding of the Nile rat (*Arvicanthis niloticus*). Mammalia 46: 319-333.
- GLIWICZ, J. (1985): Rodent community of dry African savanna: population study. Mammalia 49: 509-516.
- GLIWICZ, J. (1987): Niche segregation in a rodent community of African dry savanna. J. Mammal. 68 (1): 169-172.
- GRANJON, L., DUPLANTIER, J.M., CATALAN J. & BRITTON-DAVIDIAN J. (1997): Systematics of the genus *Mastomys* (Thomas, 1915) (Rodentia: Muridae), a review. Belg. J. Zool. 127 (1): 7-18.
- GRODZINSKI, W., PUCEK, Z. & RYSZKOWSKI, L. (1966): Estimation of rodent numbers by means of prebaiting and intensive removal. Acta Theriol. 11: 297-314.
- GURNELL, J. & FLOWERDEW, J.R. (1982): Live trapping small mammals - a practical guide. The Mammal Society 24.
- GURNELL, J. & GIPPS, J.H.W. (1989): Inter-trap movement and estimating rodent densities. J. Zool. Lond. 217: 241-254.

- HALLE, S. (1987): Die Kleinnager in Rekultivierungsgebieten des rheinischen Braunkohlenreviers: Wiederbesiedlung und Einfluß auf die forstliche Rekultivierung. Z. Angew. Zool. 74: 299-319.
- HAMLEY, J.M. & FALLS, J.B. (1975): Reduced activity in transmitter-carrying voles. Can. J. Zool. 53: 1476-1478.
- HANNEY, P. (1964): The Harsh-Furred Rat in Nyasaland. J. Mammal. 45 (3): 345-358.
- HANNEY, P. (1965): The Muridae of Malawi (Africa: Nyasaland). J. Zool. Lond. 146: 577-633.
- HANSSON, L. (1969): Home range, population structure and density estimates at removal catches with edge effect. Acta Theriol. 14: 153-160.
- HANSSON, L. (1971): Small rodent food, feeding and population dynamics. A comparison between granivorous and herbivorous species in Scandinavia. Oikos 22: 183-198.
- HAPPOLD, D.C.D. (1966): Breeding periods of rodents in the Northern Sudan. Rev. Zool. Bot. Afr. 74: 257-263.
- HAPPOLD, D.C.D. (1975): The effects of climate and vegetation on the distribution of small rodents in Western Nigeria. Z. Säugetierk. 40 (4): 221-242.
- HAPPOLD, D.C.D. (1983): Rodents and Lagomorphs. Tropical Savannas 16: 363-400.
- HARDY, A.R. & TAYLOR, K.D. (1980): Radio tracking of *Rattus norvegicus* on farms. In: AMLANER & MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radio tracking: 657-665. Pergamon Press, Oxford.
- HARKER, K.W. (1960): An illustrated guide to the grasses of Uganda. The Government Printer, Entebbe, Uganda.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W.J., FORDE, P.G., TREWHELLA, W.J., WOOLLARD, T. & WRAY, S. (1990): Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. Mammal Review. 20 (2-3): 97-123.
- HEINRICH, W., MARSTALLER, R. & BÄHRMANN, R. (1988): Ökosysteme. In: MÜLLER, H.J. (ed.): Ökologie. 1. Aufl.: 256. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- HERRCHEN, S. (1989): Ökologische Untersuchungen an Kleinsäugetern auf Windwurfflächen des frühen Sukzessionsstadiums im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit, Universität Marburg.
- HEYDEMANN, B. (1960): Zur Ökologie von *Sorex araneus* L. und *Sorex minutus* L. Z. Säugetierk. 25: 24-29.
- HILBORN, R., REDFIELD, J.A. & KREBS, C.J. (1976): On the reliability of enumeration for mark and recapture census of voles. Can. J. Zool. 54 (6): 1019-1024.
- HOFFMANN, A. (1993): Kleinsäuger auf Grünbrachen - Populationsdynamik und Methodenvergleich. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.
- HOFFMANN, A. (1995): Fangeffizienz verschiedener Fallentypen für Kleinsäuger. In: STUBBE, M., STUBBE, A. & HEIDECHE, D. (eds.): Methoden feldökol. Säugetierforschung. Band 1: 273-280. Halle/Saale 1995.
- HOFFMANN, A. (1997): Small mammals in the Kibale Forest, Uganda. In: ULRICH, H. (ed.): Tropical biodiversity and systematics: 241-244. Proceedings of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn, 1994.

- HUBERT, B., LEPRUN, J.C. & POULET, A. (1977): Importance écologique des facteurs édaphiques dans la répartition, spatiale de quelques rongeurs au Sénégal. *Mammalia* 41: 35-59.
- HUBERT, B., COUTURIER, G., POULET, A. & ADAM, F. (1981): Les conséquences d'un supplément alimentaire sur la dynamique des populations de rongeurs au Sénégal. I. Le cas de *Mastomys erythroleucus* en zone Sahélo-Soudanienne. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 35: 73-95.
- HUGO, A. (1986): Habitatstrukturen von Kleinsäugetern in Bergwäldern (Nationalpark Berchtesgaden). Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.
- HUGO, A. (1990): Wiederfangerfolg bei Kleinsäugetern mit einer neuen Markierungsmethode. *Z. Säugetierk.* 55: 421-424.
- HUNTLEY, B.J. & WALKER, B.H. (eds.) (1982): *Ecology of tropical savannas*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York. 669 Seiten.
- HUTTERER, R. (1981): Nachweis der Spitzmaus *Crocidura roosevelti* für Tansania. *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A* 342: 1-9.
- HUTTERER, R. (1993): Insectivora. In: WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (eds.): *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- HUTTERER, R., STRAETEN, V.D. & VERHEYEN, W.N. (1987): A checklist of the shrews of Rwanda and biogeographical considerations on African Soricidae. *Bonn. zool. Beitr.* 38 (3): 155-172.
- IBRAHIM, K.M. & KABUYE, C.H.S. (1987): *An illustrated manual of Kenya grasses*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom.
- ISABIRYE-BASUTA, G.M. (1979): The ecology and biology of small rodents in the Kibale Forest, Uganda. Degree of Master of Science, Makerere University Kampala, Uganda.
- ISABIRYE-BASUTA, G.M. & KASENENE, J.M. (1987): Small rodent populations in selectively felled and mature tracts of the Kibale Forest, Uganda. *Biotopica* 19: 260-266.
- IVENS, G.W. (1987): *East African weeds and their control*. Oxford University Press.
- JOHNSTON, H.L. & OLIFF, W.D. (1954): The oestrous cycle of female *Rattus (Mastomys) natalensis* (Smith) as observed in the laboratory. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 124: 605-613.
- JONES, E.N. & SHERMAN, L.J. (1983): A comparison of Meadow Vole home ranges derived from grid trapping and radiotelemetry. *J. Wildl. Manage.* 47 (2): 558-561.
- KASENENE, J.M. (1980): Plant regeneration and rodent populations in selectively felled and unfelled areas of the Kibale Forest, Uganda. Degree of Master of Science, Makerere University Kampala, Uganda.
- KEESING, F. (1998): Ecology and behavior of the pouched mouse, *Saccostomus mearnsi*, in central Kenya. *J. Mammal.* 79 (3): 919-931.
- KENWARD, R.E. (1982): Techniques for monitoring the behaviour of grey squirrels by radio. In: CHEESEMAN, C.L. & MITSON, R.B. (eds.): *Telemetric Studies of Vertebrates*: 175-196. Academic Press, London.
- KENWARD, R.E. (1987): *Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis*. Biological Techniques Series. Academic Press, London.
- KENWARD, R.E. & HODDER, K.H. (1995): Ranges V. An analysis system for biological location data. Institute of Terrestrial Ecology, Wareham, UK.

- KERLEY, G.I.H. (1992): Trophic status of small mammals in the semi-arid Karoo, South Africa. *J. Zool. Lond.* 226: 563-572.
- KINGDON, J. (1974a): East African mammals: An atlas of evolution in Africa. Vol. IIA (Insectivores and Bats): 1-341. Academic Press, London, New York.
- KINGDON, J. (1974b): East African mammals: An atlas of evolution in Africa. Vol. IIB (Hares and Rodents): 342-704. Academic Press, London, New York.
- KITYO, R.M.L. (1991): The small mammal fauna of the SSese Islands. Degree of Master of Science. Makerere University, Kampala, Uganda.
- KNORRE, V. D. & BARNIKOW, G. (1981): Der Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzungsformen auf die Kleinsäugerfauna - dargestellt an Befunden aus der Analyse von Gewöllen der Schleiereule (*Tyto alba*). *Wiss. Ztschr. Friedrich-Schiller-Univ. Jena, Math.-Naturwiss. R.* 30 (5): 661-670.
- KOTLER, B.P. (1984): Risk of predation and the structure of desert rodent communities. *Ecology* 65: 689-701.
- KREBS, C.J. (1989): *Ecological methodology*. Harper & Row, New York, 654 Seiten.
- LAMOTTE, M. & BOURLIÈRE, F. (1983): Energy flow and nutrient cycling in tropical savannas. In: *Ecosystems of the world 13*. BOURLIÈRE, F. (ed.): *Tropical savannas: 583-603*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York.
- LAWRENCE, G.E. (1966): Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in Sierra Nevada foothills. *Ecology* 47: 278-291.
- LEICHT, W.H. (1979): *Tiere der offenen Kulturlandschaften, Teil 2. Feldhamster, Feldmaus*. Quelle und Meyer, Heidelberg.
- LEIRS, H. (1995): Population ecology of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834). Implications for rodent control in Africa. Agriculture Edition - No. 35, Belgian Administration for Development Cooperation Brussels.
- LEIRS, H., STUYCK, J., VERHAGEN, R. & VERHEYEN, W. (1990a): Seasonal variation in growth of *Mastomys natalensis* (Rodentia: Muridae) in Morogoro, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* 28: 298-306.
- LEIRS, H., VERHAGEN, R. & VERHEYEN, W. (1990b): The use of rainfall patterns in predicting population densities of multimammate rats, *Mastomys natalensis*. In: DAVIS, L.R. & MARSH, R.E. (eds.): *Proc. of the 14th Vertebrate Pest Conference: 135-138*. Univ. Calif., Davis.
- LEIRS, H., VERHAGEN, R. & VERHEYEN, W. (1993): Productivity of different generations in a population of *Mastomys natalensis* rats in Tanzania. *Oikos* 68: 53-60.
- LEIRS, H., VERHAGEN, R. & VERHEYEN, W. (1994): The basis of reproductive seasonality in *Mastomys* rats (Rodentia: Muridae) in Tanzania. *J. Trop. Ecol.* 10: 55-66.
- LEIRS, H., VERHEYEN, W. & VERHAGEN, R. (1996): Spatial patterns in *Mastomys natalensis* in Tanzania (Rodentia, Muridae). *Mammalia* 60 (4): 545-555.
- LEMEN, C.A. & FREEMAN, P.W. (1985): Tracking mammals with fluorescent pigments: a new technique. *J. Mammal.* 66 (1): 134-136.
- LEUZE, C.C.K. (1980): The application of radio tracking and its effects on the behavioural ecology of the water vole, *Arvicola terrestris* (Lacépède). In: AMLANER & MACDONALD (eds.): *A handbook on biotelemetry and radio tracking: 361-366*. Pergamon Press, Oxford.
- LOCK, J.M. (1977): The vegetation of Rwenzori National Park, Uganda. *Bot. Jahrb. Syst.* 98 (3): 372-448.

- LONDO, G. (1975): De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente Kwadraten. *Gorteria* 7 (7): 101-106.
- MACDONALD, D.W., BALL, F.G. & HOUGH, N.G. (1980): The evaluation of home range size and configuration using radio tracking data. In: AMLANER & MACDONALD (eds.): A handbook on biotelemetry and radio tracking: 405-424. Pergamon Press, Oxford.
- MADER, H.J. & PAURITSCH, G. (1981): Nachweis der Barriereeffekts von verkehrersarmen Straßen und Forstwegen auf Kleinsäuger der Waldbiozönose durch Markierungs- und Umsetzungsversuche. *Natur und Landschaft* 56 (12): 451-454.
- MARTIN, G.H.G. & DICKINSON, N.M. (1985): Small mammal abundance in relation to microhabitat in a dry sub-humid grassland in Kenya. *Afr. J. Ecol.* 23: 223-234.
- MCMILLAN, B.R. & KAUFMAN, D.W. (1995): Travel path characteristics for free-living White-footed Mice (*Peromyscus leucopus*). *Can. J. Zool.* 73: 1474-1478.
- MEESTER, J. (1960): Early post-natal development of multi-mammate mice *Rattus (Mastomys) natalensis* (A. Smith). *Annals of the Transvaal Museum* 24 (1): 35-52.
- MEESTER, J.A.J., LLOYD, C.N.V. & ROWE-ROWE, D.T. (1979): A note on the ecological role of *Praomys natalensis*. *S. Afr. J. Sci.* 75: 183-184.
- MILES, M.A., DE SOUZA, A.A. & POVOA, M.M. (1981): Mammal tracking and nest location in Brazilian forest with an improved spool-and-line device. *J. Zool. Lond.* 195: 331-347.
- MISONNE, X. (1963): Les rongeurs du Ruwenzori et des régions voisines. *Exploration du Parc National Albert, deux. Sér.* 14: 1-164.
- MISONNE, X. & VERSCHUREN, J. (1966): Les Rongeurs et Lagomorphs de la région du Parc National du Serengeti (Tanzanie). *Mammalia* 30: 517-537.
- MONADJEM, A. (1998): Reproductive biology, age structure, and diet of *Mastomys natalensis* (Muridae: Rodentia) in a Swaziland grassland. *Z. Säugetierk.* 63: 347-356.
- MÜHLENBERG, M. (1993): *Freilandökologie*. UTB 595, 3. Aufl. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- MÜLLER, J.P. (1977): Populationsökologie von *Arvicanthis abyssinicus* in der Grassteppe des Semien Mountains National Park (Äthiopien). *Z. Säugetierk.* 42 (3): 145-172.
- MUELLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley Verlag, New York [u.a.], 547 Seiten.
- MÜLLER-STIESS, H. (1992): Hinweise zur Berücksichtigung säugetierökologischer Aspekte in Gutachten der Raum- und Landschaftsplanung. In: TRAUTNER, J. (ed.): *Ökologie in Forschung und Anwendung* 5: 7-27. Margraf, Weikersheim.
- MUGANGA, J.L.L. (1989): Population dynamics and micro-distribution of small mammals in the Kibale Forest Reserve, Uganda. Degree of Master of Science, Makerere University, Kampala, Uganda.
- MUSSER, G. & CARLETON, M.D. (1993): Rodentia. In: WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (eds.): *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- MYERS, J.H. (1978): Selecting a measure of dispersion. *Environ. Entomol.* 7: 619-621.
- NAGEL, A. (1985): Sauerstoffverbrauch, Temperaturregulation und Herzfrequenz bei europäischen Spitzmäusen (Soricidae). *Z. Säugetierk.* 50: 249-266.
- NAGEL, P. (1977): *Speziesdiversität und Raumbewertung*. 41. Dtsch. Geographentag, Mainz: 486-497.

- NEAL, B.R. (1967): The ecology of small rodents in the grassland community of the Queen Elizabeth National Park, Uganda. Degree of Master of Philosophie, University Southampton.
- NEAL, B.R. (1970): The habitat distribution and activity of a rodent population in Western Uganda, with particular reference to the effects of burning. *Rev. Zool. Bot. Afr.* 81 (1-2): 29-50.
- NEAL, B.R. (1977a): Reproduction of the punctuated grass-mouse, *Lemniscomys striatus* in the Ruwenzori National Park, Uganda (Rodentia: Muridae). *Zool. Afr.* 12 (2): 419-428.
- NEAL, B.R. (1977b): Reproduction of the multimammate rat, *Praomys (Mastomys) natalensis* (Smith) in Uganda. *Z. Säugetierk.* 42: 221-231.
- NEAL, B.R. (1981): Reproductive biology of the unstriped grass rat, *Arvicanthis*, in East Africa. *Z. Säugetierk.* 46 (3): 174-189.
- NEAL, B.R. (1986): Reproductive characteristics of African small mammals. *Cimbebasia (A)* 8 (14): 113-127.
- NEGUS, N.C. & BERGER, P.J. (1977): Experimental triggering of reproduction in a natural population of *Microtus montanus*. *Science* 196: 1230-1231.
- NEGUS, N.C. & PINTER, A.J. (1966): Reproductive responses of *Microtus montanus* to plants and plant extracts in the diet. *J. Mammal.* 47 (4): 596-601.
- NEL, J.A.J. (1978): Habitat heterogeneity and changes in small mammal community structure and resource utilization in the Southern Kalahari. *Bull. Carnegie Mus. Nat. Hist.* 6: 118-131.
- NICHOLS, J.D. & POLLOCK, K.H. (1983): Estimation methodology in contemporary small mammal capture-recapture studies. *J. Mammal.* 64 (2): 253-260.
- NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (1978): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Bd. 1 Nagetiere I. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (1982): *Handbuch der Säugetiere Europas*, Bd. 2/I Nagetiere II. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- ODUM, E.P. (1980): *Grundlagen der Ökologie*. Band 1, 2. Aufl. Thieme Verlag, Stuttgart, New York.
- OGUGE, N.O. (1995): Diet, seasonal abundance and microhabitats of *Praomys (Mastomys) natalensis* (Rodentia: Muridae) and other small rodents in a Kenyan sub-humid grassland community. *Afr. J. Ecol.* 33: 211-223.
- OKIA, N.O. (1992): Aspects of rodent ecology in Lunyo Forest, Uganda. *J. Trop. Ecol.* 8: 153-167.
- OLIFF, W.D. (1953): The mortality, fecundity and intrinsic rate of natural increase of the multimammate mouse, *Rattus (Mastomys) natalensis* (Smith) in the laboratory. *J. Ani. Ecol.* 22 (2): 217-226.
- OSTFELD, R.S. (1990): The ecology of territoriality in small mammals. *Trends in Ecology and Evolution* 5 (12): 411-415.
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE, G.C. & ANDERSON, D.R. (1978): Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1-135.
- PELIKAN, J. (1968): The edge effect of the trapping area in estimates of numbers of small mammals. *Zoologické Listy* 17 (2): 97-108.

- PELIKAN, J. (1970): Testing and elimination of the edge effect in trapping small mammals. In: PETRUSEWICZ, K. & RUSZKOWSKI, L. (eds.): Energy flow through small mammal populations: 57-61. Polish Scientific Publishers, Warsaw.
- PERRIN, M.R. (1975): Trap deaths. *Acta Theriol.* 20: 167-174.
- PETTER, F., CHIPPAUX, A. & MONMIGNAUT, C. (1964): Observations sur la biologie la reproduction et la croissance de *Lemniscomys striatus* (Rongeurs, Murides). *Mammalia* 23: 619-627.
- PLESNER JENSEN, S. (1993): Temporal changes in food preferences of wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.). *Oecologia* 94: 76-82.
- POULIQUEN, O. LEISHMAN, M. & REDHEAD, T.D. (1990): Effects of radio collars on wild mice, *Mus domesticus*. *Can. J. Zool.* 68 (7): 1607-1609.
- RADDA, A. (1969): Untersuchungen über den Aktionsraum von *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834). *Zoologické Listy* 18 (1): 11-12.
- RAHM, U. (1967): Les Muridés des environs du lac Kivu et des régions voisines (Afrique Centrale) et leur écologie. *Revue suisse Zool.* 74: 439-519.
- RAHM, U. (1970): Note sur la reproduction des Sciuridés et Muridés dans la forêt équatoriale au Congo. *Revue Suisse Zool.* 77: 635-646.
- RAHM, U. & CHRISTIAENSEN, A. (1963): Les mammifères de la région occidentale du lac Kivu. *Ann. Mus. Roy. Afr. Centr., Sér. 8, Sci. Zool.* 118: 1-83.
- REICHSTEIN, H. (1960): Untersuchungen zum Aktionsraum und zum Revierverhalten der Feldmaus *Microtus arvalis* (Pall.). *Markierungsversuche. Z. Säugetierk.* 25: 150-169.
- REICHSTEIN, H. (1967): Populationsstudien an steppenbewohnenden Nagetieren Ostafrikas. *Z. Säugetierk.* 32: 309-313.
- REISE, D. (1972): Untersuchungen zur Populationsdynamik einiger Kleinsäuger unter besonderer Berücksichtigung der Feldmaus, *Microtus arvalis* (Pallas, 1779). *Z. Säugetierk.* 37: 65-97.
- ROSEVEAR, D.R. (1969): *Rodents of West Africa.* British Museum (Natural History), London.
- RYSZKOWSKI, L., ANDRZEJEWSKI, R. & PETRUSEWICZ, K. (1966): Comparison of estimates of numbers obtained by the methods of release of marked individuals and complete removal of rodents. *Acta Theriol.* 11: 329-341.
- SAMUEL, M.D., PIERCE, D.J. & GARTON, E.O. (1985): Identifying areas of concentrated use within the home range. *J. Ani. Ecol.* 54: 711-719.
- SANDERSON, G.C. & SANDERSON, B.C. (1964): Radio-tracking rats in Malaya - a preliminary study. *J. Wildl. Manage.* 28 (4): 752-768.
- SCHRÖPFER, R. (1988): *Säugetierbiologisches Praktikum. Unveröffentlichte Praktikumsanleitung. Fachbereich Biologie/Chemie. Universität Osnabrück.*
- SCHRÖPFER, R. (1990): The structure of European small mammal communities. *Zool. Jb. Syst.* 117: 355-367. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHWARZENBERGER, T. (1992): *Raumnutzung und Aktivitätsrhythmik freilebender Gelbhalsmäuse (Apodemus flavicollis, Melchior, 1834). Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.*
- SEBER, G.A.F. (1986): A review of estimating animal abundance. *Biometrics* 42: 267-292.
- SENZOTA, R.B.M. (1982): The habitat and food habits of the Grass Rats (*Arvicanthis niloticus*) in the Serengeti National Park, Tanzania. *Afr. J. Ecol.* 20: 241-252.

- SENZOTA, R.B.M. (1990): Activity patterns and social behavior of the Grass Rats (*Arvicanthis niloticus* Desmarest) in the Serengeti National Park, Tanzania. *Trop. Ecol.* 31(2): 35-40.
- SERRANO PADILLA, A.V. (1998): Untersuchungen zur Öko-Ethologie der Zwergmaus *Micromys minutus* (Pallas 1778). Dissertation, Technische Universität Braunschweig.
- SHEPPE, W. (1973): Notes on Zambian rodents and shrews. *The puku* 7: 167-190.
- SICARD, B., FUMINIER, F., MAUREL, D. & BOISSIN, J. (1993): Temperature and water conditions mediate the effects of day length on the breeding cycle of a Sahelian rodent, *Arvicanthis niloticus*. *Biol. Reprod.* 49: 716-722.
- SICARD, B., MAUREL, D., FUMINIER, F. & BOISSIN, J. (1994): Climate, trophic factors, and breeding patterns of the Nile grass rat (*Arvicanthis niloticus solatus*): a 5-year study in the Sahelian region of Burkina Faso (formerly Upper Volta). *Can. J. Zool.* 72: 201-214.
- SMITH, M.H., GENTRY, J.B. & GOLLEY, F.B. (1969): A preliminary report on the examination of small mammal census methods. In: PETRUSEWICZ, K. & RYSZKOWSKI, L. (eds.): *Energy flow through small mammal populations*: 25-29. Polish Scientific Publishers, Warsaw.
- SOLBRIG, O.T., MEDINA, E. & SILVA, J.F. (1996): Determinants of tropical Savannas. In: *Ecological Studies* 121. SOLBRIG, O.T., MEDINA, E. & SILVA, J.F. (eds.): *Biodiversity and savanna ecosystem processes*: 31-41. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- SWANEPOEL, C.M. (1980): Some factors influencing the breeding season of *Praomys natalensis*. *S. Afr. J. Zool.* 15: 95-98.
- SYKORA, W. (1978): Methodische Hinweise zur Kleinsäugerforschung. *Abh. u. Ber. Naturkundl. Mus. "Mauritanium"*, Altenburg 10: 1-33.
- TAYLOR, K.D. & GREEN, M.G. (1976): The influence of rainfall on diet and reproduction in four African rodent species. *J. Zool. Lond.* 180: 367-389.
- TELFORD JR, S.R. (1989): Population biology of the multimammate rat, *Praomys (Mastomys) natalensis*, at Morogoro, Tanzania, 1981-1985. *Bull. Florida State Mus., Biol. Sci.* 34 (6): 249-287.
- TWIGG, G.I. (1975): Marking Mammals. *Mammal Review* 5: 110-116.
- UNRUH, M. (1991): Dominanz- und Abundanzdynamik einiger Kleinsäugerarten unterschiedlicher Biotope im Süden der DDR (KR. Zeitz). In: STUBBE, M., HEIDECHE, D. & STUBBE, A. (eds.): *Populationsökologie von Kleinsäugerarten*: 331-348. *Wiss. Beitr. Univ. Halle* 1990/34 (P 42).
- VAN WILGEN, B.W., EVERSON, C.S. & TROLLOPE, W.S.W. (1990): Fire management in Southern Africa: some examples of current objectives, practices, and problems. In: *Ecological Studies* 84. GOLDAMMER, J.G. (ed.): *Fire in the tropical biota*: 179-215. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- VEENSTRA, A.J.F. (1958): The behaviour of the multimammate mouse, *Rattus (Mastomys) natalensis* (A. Smith). *Anim. Behav.* 6 (3-4): 195-206.
- VERHEYEN, W.N. & VERSCHUREN, J. (1966): Rongeurs et Lagomorphes. *Explor. Parc Natn. Garamba, Miss. H. de Saeger* 50: 1-71.
- VESEY-FITZGERALD, D.F. (1966): The habits and habitats of small rodents in the Congo River catchment region of Zambia and Tanzania. *Zool. Afr.* 2: 111-122.
- WEBSTER, A.B. & BROOKS, R.J. (1980): Effects of radiotransmitters on the meadow vole, *Microtus pennsylvanicus*. *Can. J. Zool.* 58: 997-1001.

- WEILE, C. (1994): Populationsökologie von Kleinsäugetern in Hegebüschchen unterschiedlicher Größe und Struktur. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.
- WHITE, G.C. & GARROTT, R.A. (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, London.
- WILSON, E.O. (1976): Sociobiology: the new synthesis. 3. Edition. Cambridge (Mass.), Harvard University Press, London.
- WILSON, D.E. & REEDER, D.M. (eds.) (1993): Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference, 2. Edition. Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- WOLTON, R.J. (1985): The ranging and nesting behaviour of wood mice, *Apodemus sylvaticus* (Rodentia: Muridae), as revealed by radio-tracking. J. Zool. Lond. (A) 206: 203-224.

9 ANHANG

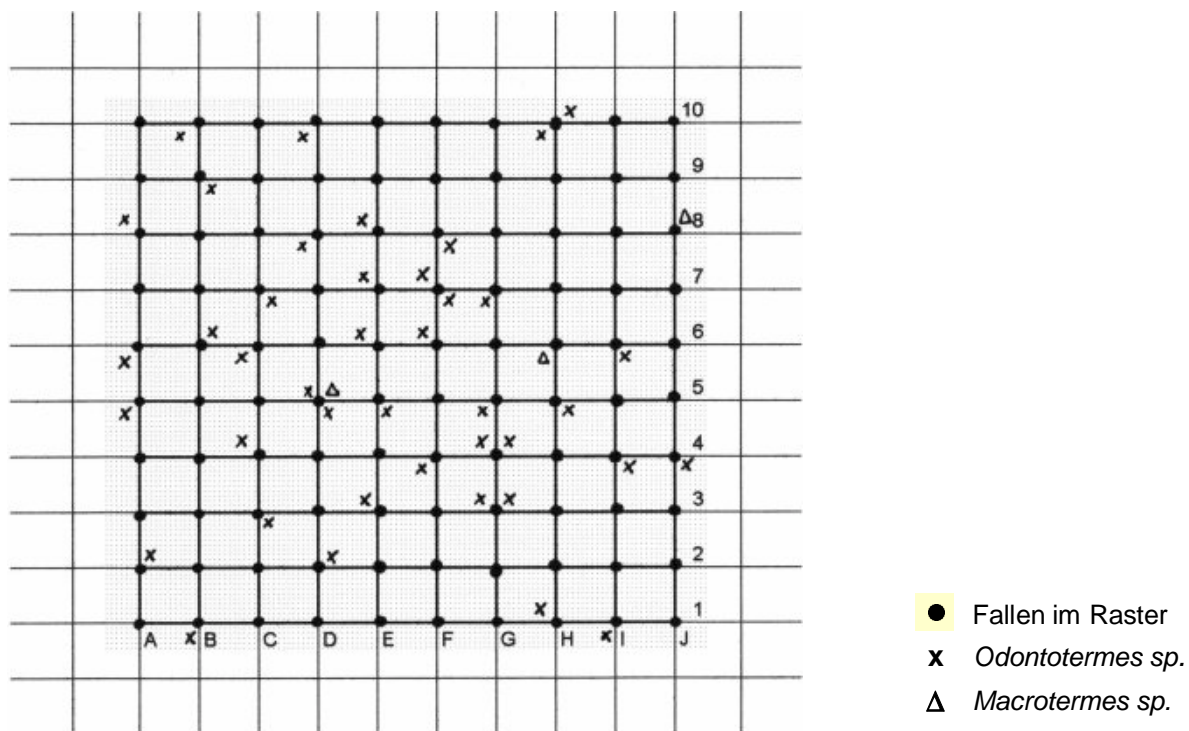


Abb. A1: Habitatstrukturen und Fallenraster in Crater Outer Slope (G1).

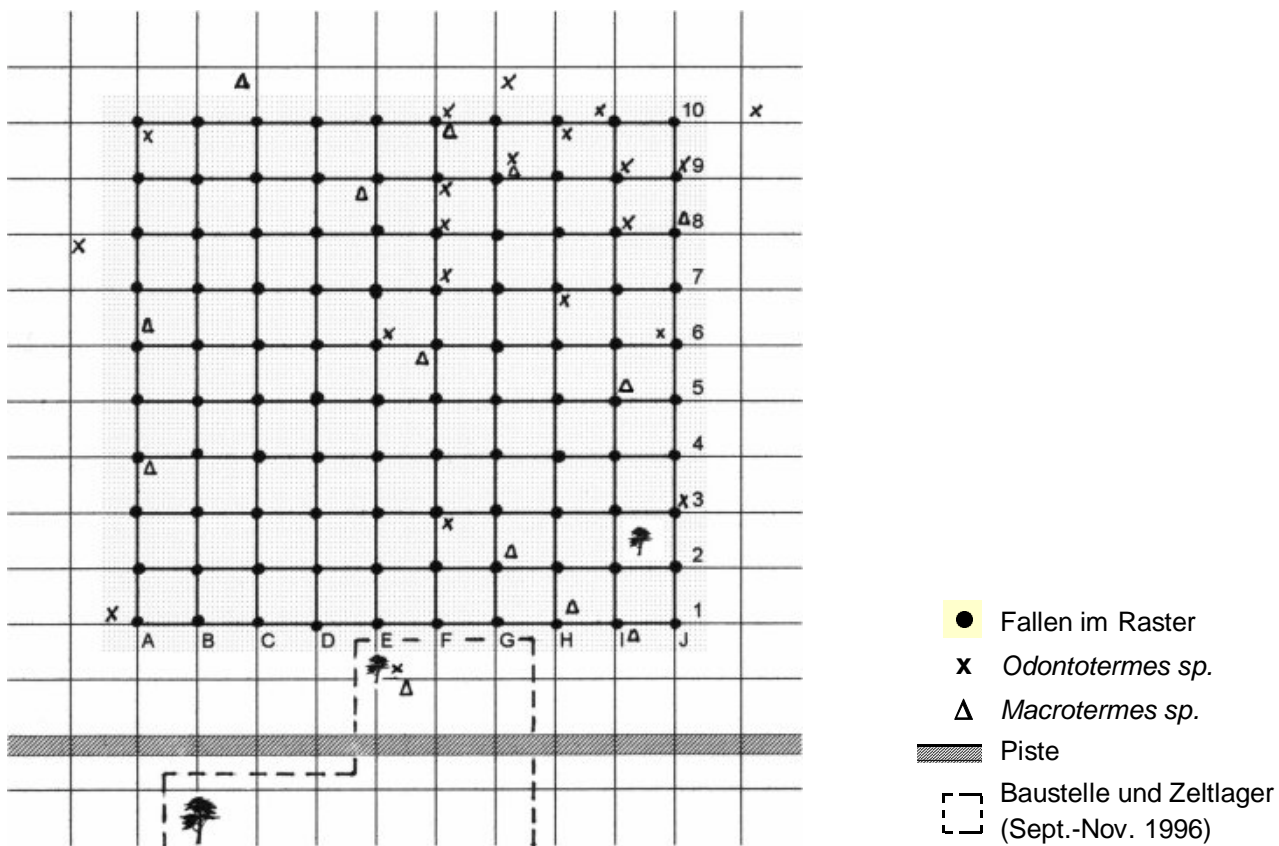


Abb. A2: Habitatstrukturen und Fallenraster in Kyambura Fig Tree (G2).

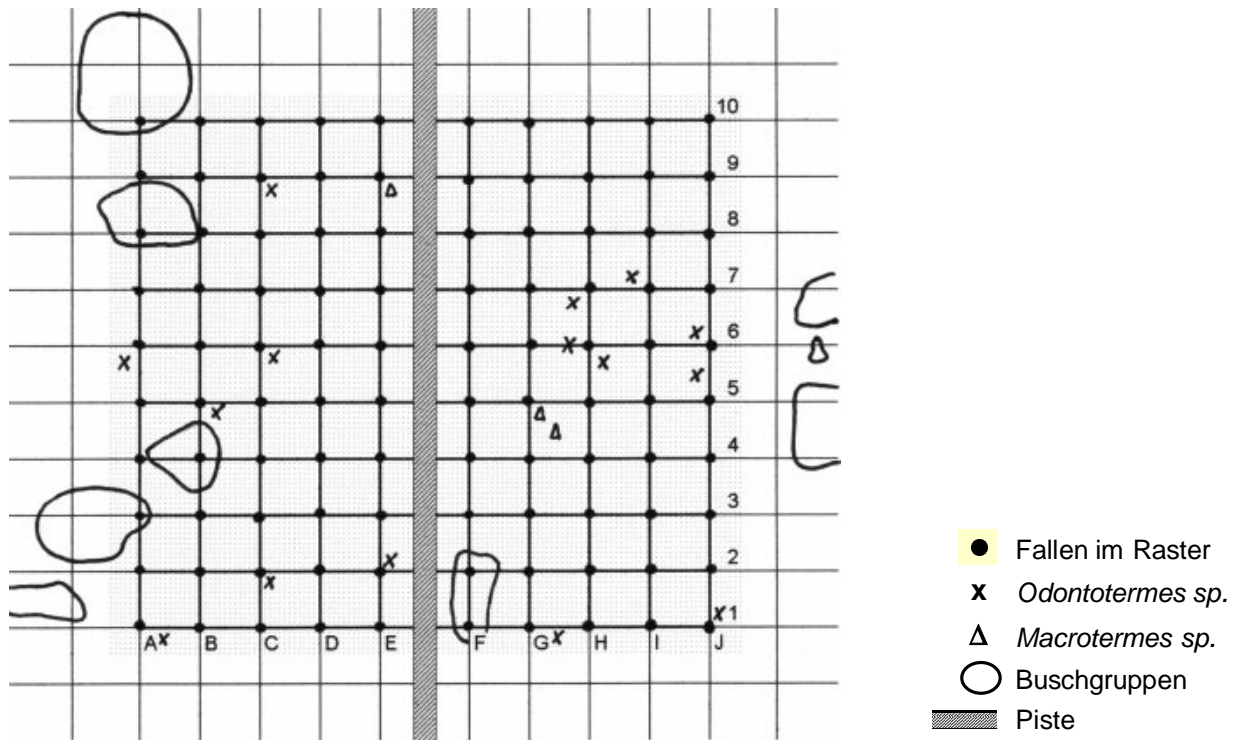


Abb. A3: Habitatstrukturen und Fallenraster in Crater Road (BG1).

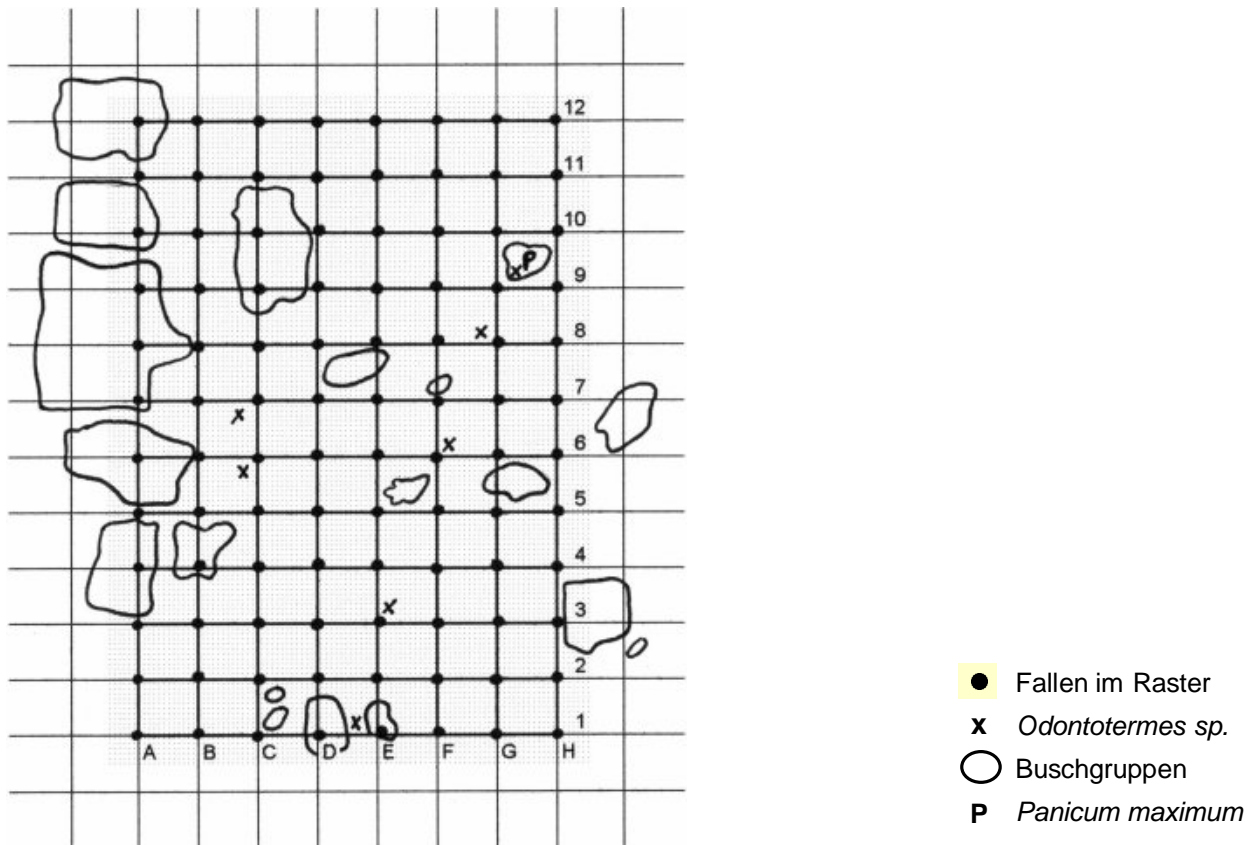


Abb. A4: Habitatstrukturen und Fallenraster in Hippo Pool (BG2).

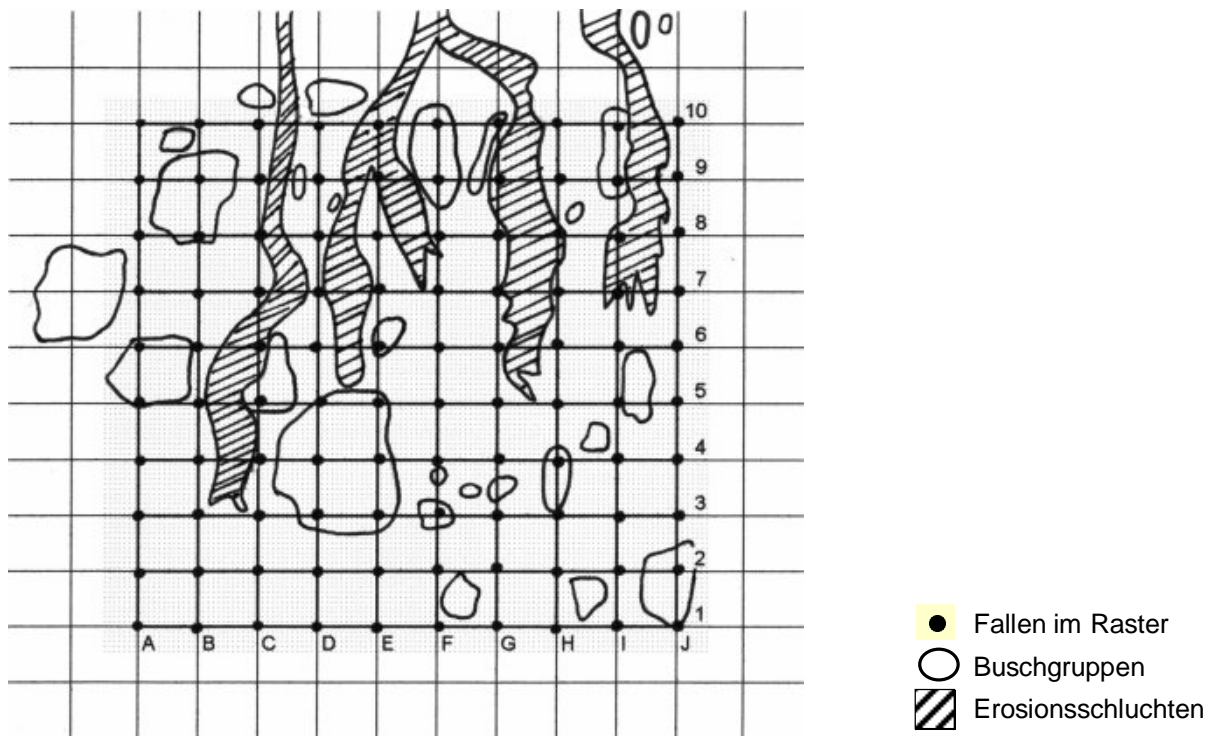


Abb. A5: Habitatstrukturen und Fallenraster in Mweya Peninsula (BG3).

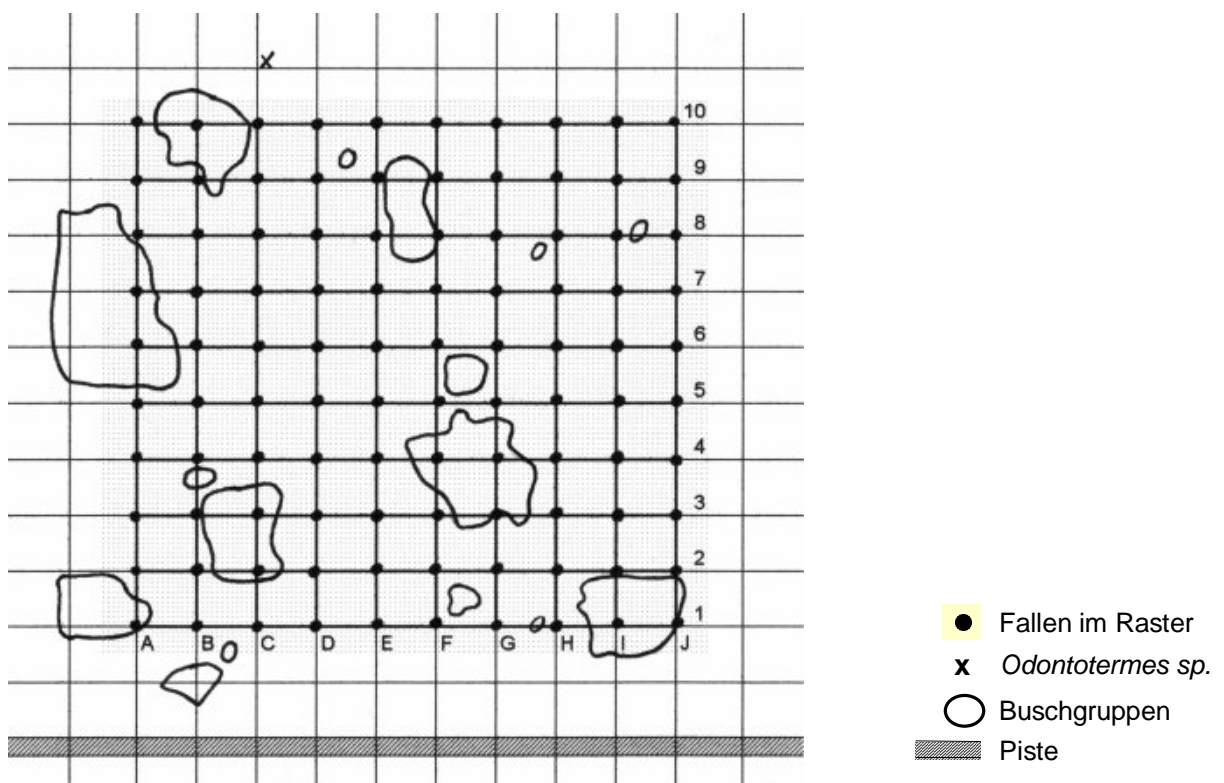


Abb. A6: Habitatstrukturen und Fallenraster in Queens Mile (BG4).

Tab. A1: Kalender der Fangserien und Telemetrieperioden.

	1995						1996						1997					
	G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4	G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4	G1	G2	BG1	BG2	BG3	BG4
Jan.																		X
													X/2				X	
														X				
Feb.							X							X/2		X		
								X							X			
											X		X	X/2				
																		X
März										X							X	
							X								X			
							T						X					
							T							X				
Apr.									X									
												X						
								X										
					X						X							
Mai	X									X								
				X			X											
							T											
Juni							T											
	X								X									
			X									X						
					X			X										
Juli																		
				X							X							
										X								
							X											
Aug.									TX									
									T			X						
							X		T									
								X										
Sep.											X							
		X								X								
	X											X						
			X						X									
Okt.							X											
					X			X										
											X							
				X		X				X								
Nov.									X									
		X										X						
	X						X											
							T				X							
Dez.			X				T	X										
											X							
									X									

X Fangserie über 4 Fangnächte
 X/2 Fangserie über 2 Fangnächte
 T Telemetrie

Tab. A2: Florenliste. Alphabetisch geordnet nach Familien.

Familie	Art	Familie	Art
Acanthaceae	Asystasia gangetica Asystasia asiatica Dyschoriste radicans Justicia exigua Ruellia patula	Gramineae	Chloris gayana Chloris pycnothrix Chryschloa orientale Cymbopogon afronardus Cynodon dactylon Digitaria ascendens Digitaria diagonalis Digitaria scalarum Digitaria velutina Eleusine indica Heteropogon contortus Hyparrhenia filipendula Hyparrhenia rufa Hyperthelia dissoluta Imperata cylindrica Microchloa kunthii Panicum maximum Sporobolus festivus Sporobolus pyramidalis Sporobolus stapfianus Themeda triandra Vossia cuspidata
Amaranthaceae	Achyranthes aspera Amaranthus graecizans Psilotrichum ovatum		
Araceae	Pistia stratiotes		
Asclepiadaceae	Caralluma simperis		
Bignoniaceae	Tecoma stans		
Capparidaceae	Capparis tomentosa Maerua triphylla		
Commelinaceae	Commelina africana Commelina benghalensis Commelina erecta		
Compositae	Bidens pilosa Conyza hochstetteri Conyza stricta Eclipta sp. Ethulia conyzoides Launaea cornuta Pluchea bequaertii Sphaeranthus suaveolens	Labiatae	Ajuga remota Hoslundia opposita Leonotis nepetifolia Leucas deflexa Leucas martinicensis Ocimum americanum Ocimum suave Plectranthus flaccidus
Convolvulaceae	Evolvulus alsinoides Ipomoea obscura Ipomoea rubens	Liliaceae	Aloe angiensis Asparagus africanus Chlorophytum elgonense
Cucurbitaceae	Cucumella engleri	Malvaceae	Abutilon guineense Abutilon hirtum Abutilon murutemia Hibiscus aethiopicus Hibiscus aponeurus Sida ovata Urena lobata Wissandula periplocifolia
Cyperaceae	Cyperus articulatus Cyperus digitatus Cyperus latifolius Cyperus teneriffae Eleocharis atropurpurea Fimbristylis monostachya		
Euphorbiaceae	Acalypha fruticosa Acalypha racemosa Erythrococca bongensis Euphorbia candelabrum Euphorbia hirta Flueggea virosa	Meliaceae	Turraea robusta
		Mimosaceae	Acacia gerrardii Acacia hockii Acacia sieberiana Albizia grandibracteata Dichrostachys radicans
Gramineae	Andropogon canaliculatus Aristida adscensionis Bothriochloa insculpta Brachiaria brizantha Brachiaria eminii Cenchrus ciliaris	Moraceae	Ficus sycomorus
		Oleaceae	Jasminium bussei
		Oxalidaceae	Oxalis latifolia

Fortsetzung: Florenliste

Familie	Art
Papilioniaceae	Alysicarpus glumaceus Alysicarpus rugosus Cassia kirkii Cassia occidentalis Cassia singueana Crotalaria aculeata Desmodium gangeticum Glycinie sp. Indigofera ambelacensis Indigofera arrecta Indigofera circinella Indigofera simplicifolia Indigofera spicata Macrotyloma axillare Mucuna poggei Pseudarthria hookeri Sesbania sesban Tephrosia linearis Tephrosia nana Tephrosia pumila Teramnus labialis Uraria picta Vigna ambacensis Vigna friesiorum Vigna parkeri Vigna unguiculata
Piperaceae	Piper sp.
Polygalaceae	Polygala spec
Portulacaceae	Portulaca foliosa Talinum cafferum
Rubiaceae	Oldenlandia corymbosa linearis Pavetta albertina Tarenna graveolens
Salvadoraceae	Azima tetracantha
Solanaceae	Solanum americanum Solanum giganteum Solanum incanum Solanum indicum
Tiliaceae	Grewia similis
Umbelliferae	Centella asiatica
Verbenaceae	Clerodendrum rotundifolium Lantana camara Lantana trifolia
Vitaceae	Cayratia ibuensis Cissus petiolata Cissus quadrangularis Ciccus rotundifolia Cyphostemma cyphopetalum
Zygophyllaceae	Tribulus terrestris

Tab. A3: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Crater Outer Slope (G1). LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Lfd. Nr.	Feuer						Feuer						Feuer													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13													
Datum	02.05.95	07.09.95	18.09.95	14.11.95	20.02.96	14.05.96	23.07.96	21.08.96	10.10.96	19.11.96	11.01.97	21.02.97	19.03.97													
Artenzahl	18	2	2	7	8	9	7	2	6	8	7	2	11													
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	110	30	60	100	110	110	110	0-20	90	110	110	30	50													
Deckung [%] d. Krautschicht	100	14	78	78	84	99	94	19	83	93	94	19	43													
Arten	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S										
<i>Imperata cylindrica</i>	6	0	1	0	4	0	4	0	5	0	7	0	1	0	6	0	7	0	7	0	2	0	3	0		
<i>Cymbopogon afronardus</i>	4	0	1	0	4	0	3	xxx	3	0	4	0	4	0	4	0	4	xx	4	0	4	0	+	0	2	0
<i>Desmodium gangeticum</i>	r	0	1	0	2	xx	3	xxx	r	xxx	.	.	r	0	r	0	r	0
<i>Indigofera circinella</i>	r	0	+	0	+	xxx	r	xxx	.	.	r	0
<i>Hoslundia opposita</i>	r	x	r	x	r	x	r	0	r	0
<i>Lantana trifolia</i>	+	xxx	r	0	r	xxx	r	0
<i>Tephrosia nana</i>	r	0	r	0	r	0	r	0
<i>Indigofera simplicifolia</i>	r	0	r	xx	r	xxx	r	0
<i>Digitaria diagonalis</i>	r	xx	r	xxx	r	0	r	0
<i>Cayratia ibuensis</i>	r	0	r	0	r	0
<i>Acacia hockii</i>	r	x	r	0
<i>Solanum incanum</i>	r	0	r	0
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	r	xx	r	0
<i>Ruellia patula</i>	r	0	r	0
<i>Vigna friesiorum</i>	r	x	r	0
<i>Indigofera ambelacensis</i>	+	x
<i>Maerua triphylla</i>	+	0
<i>Achyranthes aspera</i>	r	0
<i>Alysicarpus glumaceus</i>	r	0
<i>Indigofera arrecta</i>	r	0
<i>Macrotyloma axillar</i>	r	0
<i>Pseudarthria hookeri</i>	r	0
<i>Sida ovata</i>	r	0
<i>Sphaeranthus suaveolens</i>	r	x
<i>Sesbania sesban</i>	r	xx
<i>Cissus petiolata</i>	r	0
<i>Cyperus teneriffae</i>	r	0
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	r	xxx
<i>Teramnus labialis</i>	r	x
<i>Commelina benghalensis</i>	r	0
<i>Oxalis latifolia</i>	r	0

Tab. A4: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Kyambura Fig Tree (G2). LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Standort: KYAMBURA FIG TREE (G2)

Imperata-Cymbopogon-Dominanzbestand

Lfd. Nr.	Feuer											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Datum	27.08.95	10.09.95	07.11.95	10.02.96	17.04.96	24.06.96	28.08.96	16.10.96	02.12.96	20.01.97	19.02.97	23.03.97
Artenzahl	8	6	6	5	9	8	6	4	5	4	2	8
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	90	90	90	30	80	90	90	90	90	90	30	70
Deckung [%] d. Krautschicht	91	96	96	37	61	69	84	94	88	92	23	46
Arten	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S	LS S
<i>Cymbopogon afronardus</i>	5 xxx	7 0	6 xxx	3 0	4 xxx	5 x	6 0	7 0	6 0	8 0	3 0	4 0
<i>Imperata cylindrica</i>	4 0	3 0	4 0	2 0	3 0	3 0	3 0	4 0	4 0	2 0	+ 0	2 xx
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	+ 0	r 0	+ 0	r 0	r 0	r x	r 0	r 0	r 0	r 0	.	.
<i>Sesbania sesban</i>	r 0	r 0	.	.	r 0	+ 0	r 0	r 0
<i>Indigofera circinella</i>	r 0	+ xx	+ xxx	r xx	r xx	.	.	.
<i>Tephrosia nana</i>	r 0	r 0	r x	.	r 0
<i>Desmodium gangeticum</i>	r 0	.	r 0	.	.	r 0	r 0
<i>Cyperus teneriffae</i>	.	.	.	+ 0	+ 0	r 0
<i>Bothriochloa insculpta</i>	.	.	.	+ 0	r 0	r 0
<i>Lantana trifolia</i>	r 0	r 0	.	.	r 0
<i>Eleocharis atropurpurea</i>	r 0	+ 0
<i>Indigofera simplicifolia</i>	.	.	r 0	r 0	.	.
Gras 1 ?	+ 0
Gras 2 ?	r 0
<i>Ficus sycomorus</i>	r 0
<i>Fimbristylis monostachya</i>	r 0	.	.	.
<i>Alysicarpus sp.</i>	r xx

Tab. A5a: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Crater Road (BG1). F=Flächenhälfte mit Feuer; oF=Flächenhälfte ohne Feuer, LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Standort: CRATER ROAD (BG1)

Bothriochloa-Themeda-Dominanzbestand

Lfd. Nr.	Feuer						Feuer																					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12																
Datum	13.06.95	07.09.95	26.09.95	29.11.95	31.03.96	11.06.96	29.07.96	26.09.96	07.11.96	21.12.96	12.02.97	13.03.97																
Artenzahl	8	0/5	7/7	12/9	11	12	11	12	12	12	0	10																
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	70	20/70	40/70	50/70	70	70	70	70	70	70	0	20																
Deckung [%] d. Krautschicht; F/oF	92	22/92	84/100	77/100	81/99	83/100	89/93	98	97	97	0	25																
Arten	LS	S	LS	S _F	S _{oF}	LS	S _F	S _{oF}	LS	S _F	S _{oF}	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S					
			F/oF		F/oF	F/oF		F/oF																				
<i>Bothriochloa insculpta</i>	.	.	-/+	.	0	3/3	.	.	3/3	xx	x	5	0	6	xx	5	x	6	xx	5	xx	2	x	.	.	1	0	
<i>Themeda triandra</i>	5	x	-/3	.	0	3/6	.	.	1/6	x	0	3	0	1	x	3	x	3	x	3	xxx	4	xx	.	.	1	0	
<i>Chloris gayana</i>	1	x	-/+	.	0	-/+	.	.	+/-	xxx	.	r	xx	1	xxx	1	xx	1	xxx	2	xxx	3	xx	.	.	1	0	
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	1	xxx	.	.	.	2/+	.	.	2/r	x	xxx	+	x	1	0	+	0	+	xx	+	xx	r	0	.	.	+	0	
<i>Acacia hockii</i>	+	0	.	.	.	r/+	.	.	1/+	0	0	+	xxx	+	0	+	0	1	x	1	x	r	x	.	.	r	0	
<i>Hyparrhenia rufa</i>	.	.	-/6	.	0	-/2	.	.	-/1	.	0	.	.	+	x	.	.	+	x	+	xx	r	x	
<i>Hyperthelia dissoluta</i>	.	.	-/1	.	x	-/+	.	.	+/r	xxx	xxx	+	xxx	+	xx	1	xx	1	x	.	.	+	0	
<i>Vigna ambacensis</i>	r/r	0	0	+	0	1	0	+	0	+	.	+	x	+	xx	.	.	r	0	
<i>Indigofera spicata</i>	+/+	xx	xxx	+	xxx	+	x	r	0	r	.	r	x	r	0	
<i>Indigofera simplicifolia</i>	+/r	xxx	0	+	xx	r	0	r	0	r	
<i>Flueggea virosa</i>	r	0	.	.	r	0	r	0	r	0	r	0	
<i>Indigofera arrecta</i>	r	0	r	0	r	xx	
<i>Leucas martinicensis</i>	r	xxx	r	xx	r	xx	r	0	
<i>Aristida adscensionis</i>	3	x	.	.	.	2/-	
<i>Lantana trifolia</i>	+/-	xxx	.	r	xxx	
<i>Solanum incanum</i>	r	x	r	x	r	0	
<i>Heteropogon contortus</i>	1	x	.	r	0
<i>Cenchrus ciliaris</i>	+	x	
<i>Sida ovata</i>	r	xxx	
<i>Abutilon hirtum</i>	r/-	
<i>Lantana camara</i>	r/-	
<i>Euphorbia hirta</i>	r/-	0	
<i>Tephrosia nana</i>	r/-	0	
<i>Brachiaria eminii</i>	r	0	
<i>Leonotis nepetifolia</i>	r	0	

Tab. A5b: Vegetation der Buschgruppen der Fläche Crater Road (BG1). B=Blüten, S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Lfd. Nr. (vgl. Tab. A5a)	Feuer															
	5		6		7		8		9		10		11		12	
Datum	31.03.96		11.06.96		29.07.96		26.09.96		07.11.96		21.12.96		12.02.97		13.03.97	
Arten	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S
<i>Abutilon guineensis</i>	0	xxx	0	0	x	xx	xx	x	0	xxx	x	xx	0	xxx	0	0
<i>Acacia hockii</i>	xxx	0	.	.	x	0
<i>Acacia sieberiana</i>	xxx	xxx	0	0	0	0	xxx	xx	xxx	x
<i>Achyranthes aspera</i>	x	xxx	xxx	xxx	0	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx
<i>Capparis tomentosa</i>	xx	xxx	x	xx	x	x	xxx	xxx	0	xx	0	xx	xx	xx	xx	xxx
<i>Cayratia ibuensis</i>	0	0	0	0	.	.
<i>Cissus petiolata</i>	.	.	0	0	0	0	xxx	xx	0	0
<i>Cissus quadrangularis</i>	.	.	0	0	.	xxx	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cissus rotundifolia</i>	0	0
<i>Conyza stricta</i>	xxx	0	xxx	x	xxx	0	xxx	0	xxx	0	xxx	xx
<i>Erythrococca bongensis</i>	0	0	xxx	0	xxx	0	0	x	0	xxx	0	0	0	xx	0	xxx
<i>Euphorbia candelabrum</i>	0	0	0	xxx	0	x	0	0	0	xxx	0	0	xxx	0	0	xxx
<i>Fluggea virosa</i>	0	0	0	xx	0	xx	0	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Grewia similis</i>	0	xxx	0	xxx	0
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	0	xxx	x	xx	0	0
<i>Hibiscus aponeurus</i>	0	xx	0	x	.
<i>Hoslundia opposita</i>	xxx	x	xxx	0	xxx	0	xx	xxx	xxx	xx	xxx	xx	xxx	xxx	0	0
<i>Lantana trifolia</i>	xxx	0	xx	xxx	xxx	0	0	xxx	0	xxx	.	.
<i>Leonotis nepetifolia</i>	0	xxx
<i>Leucas martinicensis</i>	0	0	.	.	0	0
<i>Maerua triphylla</i>	x	xx	xx	0
<i>Ocimum suave</i>	.	.	xxx	xxx	xxx	0	x	xxx	0	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	0
<i>Panicum maximum</i>	0	xxx	0	xxx	x	xxx	xxx	0	xx	xxx	0	xxx
<i>Pavetta albertina</i>	0	0	0	0
<i>Piper sp.</i>	0	xxx	.	.	.
<i>Solanum incanum</i>	x	xx	.	.	0	0	.	.
<i>Tarenna graveolens</i>	0	xxx	0	xxx	xxx	0	0	xxx	x	xxx	xxx	xx	0	0	0	0
<i>Turraea robusta</i>	.	.	0	xxx	xx	xxx	0	xx	0	0	.	.	xx	x	0	0
<i>Vigna ambacensis</i>	0	0	0	0	xxx	x

Tab. A6a: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Hippo Pool (BG2).
LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Standort: HIPPO POOL (BG2)

Cynodon-Dominanzbestand mit *Ocimum*-Aspekt

Lfd. Nr.	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
Datum	18.05.95		11.07.95		23.10.95		02.03.96		02.05.96		16.07.96		11.09.96		02.11.96		11.12.96		05.02.97	
Artenzahl	22		13		21		18		15		17		15		15		19		20	
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	40		40		40		40		40		40		40		40		40		40	
Deckung [%] d. Krautschicht ¹	98		94		83		91		92		94		98		98		96		91	
Arten	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S
<i>Cynodon dactylon</i>	2	0	2	0	4	0	4	0	2	0	4	0	4	x	3	xx	4	0	4	x
<i>Ocimum suave</i> , juv.	1	x	2	xxx	r	xx	2	xxx	1	xxx	1	xx	1	xxx	1	xxx	1	0	r	xxx
<i>Achyranthes aspera</i>	1	xx	2	xxx	+	x	1	xx	+	x	1	xxx	+	xx	2	xxx	1	x	+	xx
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	1	x	+	x	2	0	+	xx	1	xx	+	0	+	xx	+	xx	+	0	+	0
<i>Commelina benghalensis</i>	+	0	+	0	+	0	1	0	1	0	1	0	1	0	r	0	1	0	r	0
<i>Abutilon guineense</i> , juv.	r	x	+	0	r	0	1	xx	+	xx	1	x	+	0	1	xx	+	0	r	x
<i>Wissandula periplocifolia</i>	1	0	1	0	r	xxx	+	xx	r	xxx	+	xxx	+	xxx	r	xxx	r	xx	r	xxx
<i>Solanum incanum</i>	+	x	1	x	+	0	+	x	+	xx	+	x	+	x	r	0	+	0	r	0
<i>Brachiaria eminii</i>	1	xx	.	.	1	xx	r	0	1	xxx	1	0	1	x	1	xxx	2	xx	3	x
<i>Bothriochloa insculpta</i>	1	0	.	.	+	0	2	0	2	x	1	0	2	x	2	x	+	0	+	xx
<i>Desmodium gangeticum</i>	+	0	1	x	1	xx	1	x	1	x	2	xxx	1	xxx	2	0
<i>Cyperus teneriffae</i>	+	0	r	xxx	r	0	r	xxx	r	xx	r	xx	.	.	r	0
<i>Capparis tomentosa</i>	1	x	1	0	.	.	r	0	+	x	r	0	.	.
<i>Hoslundia opposita</i>	+	xxx	r	0	.	.	r	xx	r	xxx	r	0
<i>Indigofera spicata</i>	+	0	.	.	r	xxx	r	x	r	0	r	xxx
<i>Ocimum americanum</i>	r	xx	1	xxx	r	xxx	r	xxx
<i>Dyschoriste radicans</i>	r	xx	+	xxx	+	xxx	+	xxx
<i>Panicum maximum</i>	r	xxx	+	xxx	.	.	r	xxx	r	xxx
<i>Flueggea virosa</i>	1	xx	+	0	r	0
<i>Conyza stricta</i>	+	x	r	0	.	.
<i>Indigofera simplicifolia</i>	+	x	r	xxx
<i>Sida ovata</i>	r	x	.	.	r	x
<i>Portulaca foliosa</i>	r	0	r	0
<i>Cissus petiolata</i>	r	0	r	xxx
<i>Asystasia gangetica</i>
<i>Aristida adscensionis</i>	.	.	1	0
<i>Asystasia asiatica</i>	+	x
<i>Digitaria scalarum</i>	+	0
<i>Ethulia conyzoides</i>	+	x
<i>Erythrococca bongensis</i>	r	0
<i>Euphorbia candelabrum</i>	r	0
<i>Grewia similis</i>	r	xxx
<i>Uraria picta</i>	r	0
<i>Centella asiatica</i>	r	0
<i>Commelina africana</i>	r	0
<i>Cyphostemma cyphopetalum</i>	r	0
<i>Leonotis nepetifolia</i>	r	xxx
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	r	x
<i>Indigofera arrecta</i>	r	0
<i>Ruellia patula</i>	r	0
<i>Alysicarpus rugosus</i>	r	0	.	.
<i>Cyperus digitatus</i>	r	0	.	.
<i>Cayratia ibuensis</i>	r	0
<i>Justicia exigua</i>	r	x
<i>Teramnus labialis</i>	r	0
<i>Vigna sp.</i>	r	0

¹ Berücksichtigt wurde bei der Vegetationsaufnahme nur die Krautschicht ohne bestandsbildende Gehölze. Die Fläche bildete ein Mosaik aus der o.g. Krautschicht und der Strauchschicht (*O. suave* und *A. guineense*), die insgesamt 50-60% Deckung ausmachte (vgl. Kap. 4.1.2)

Tab. A6b: Vegetation der Buschgruppen der Fläche Hippo Pool (BG2). B=Blüten, S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Lfd. Nr. (vgl. Tab. A6a)	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10	
Datum	18.05.95		11.07.95		23.10.95		02.03.96		02.05.96		16.07.96		11.09.96		02.11.96		11.12.96		05.02.97	
Arten	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S
<i>Abutilon guineensis</i>	xxx	.	.	.	xxx	xxx	0	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	0	0	0	0
<i>Achyranthes aspera</i>	x	xx	.	.	x	x	0	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
<i>Asparagus africanus</i>	0	0
<i>Azima tetracantha</i>	0	0
<i>Capparis tomentosa</i>	0	x	0	0	.	.	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	x	xxx	xxx	0	xx	xx	xx	0	xx
<i>Cayratia ibuensis</i>	xxx	x
<i>Cissus petiolata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Cissus quadrangularis</i>	0	xxx	0	0	0	0	xxx	xxx	0	0	xxx	0	0	0
<i>Conyza stricta</i>	xxx	xxx
<i>Desmodium gangeticum</i>	0	xxx
<i>Dyschoriste radicans</i>	0	0
<i>Erythrococca bongensis</i>	xxx	0	xx	xxx	0	xxx	0	0	0	xxx	0	0	xx	xxx	0	0
<i>Euphorbia candelabrum</i>	0	0	0	0	xx	xx	0	0	0	xxx	0	0	0	0	0	0
<i>Fleuggea virosa</i>	0	xx	0	xx	0	xxx	0	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Grewia similis</i>	xxx	xxx	0	xxx
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	xx	xxx	.	.
<i>Hibiscus aponeurus</i>	xxx	xxx
<i>Hoslundia opposita</i>	0	xxx	0	0	.	.	0	xx	xxx	x	xxx	x	xxx	x	0	0	xxx	0	0	0
<i>Hyparrhenia rufa</i>	xxx	xx
<i>Maerua triphylla</i>	xxx	xxx
<i>Ocimum americanum</i>	xx	xx	0	xxx	x	xxx	x	xxx	0	xxx	0	0	.	.
<i>Ocimum suave</i>	xx	x	0	xxx	xx	xx	xx	xxx	.	.	0	0	x	xxx	0	xxx	0	0	0	xxx
<i>Panicum maximum</i>	xxx	xxx
<i>Solanum giganteum</i>
<i>Solanum incanum</i>	xx	0
<i>Solanum indicum</i>	0	0	x	x	0	xx
<i>Tarenna graveolens</i>	xxx	.	xxx	xxx	xx	xxx	xx	xxx	x	xxx	x	xxx	xxx	xx	0	0
<i>Tecoma stans</i>	xxx	xx
<i>Turraea robusta</i>	xxx	xx	xxx	xxx	x	xx	xx	0	0	0	xxx
<i>Wissandula periplocifolia</i>	x	xx	.	.	xx	xxx	xxx	0	0	xxx

Tab. A7a: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Mweya Peninsula (BG3).
LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Standort: MWEYA PENINSULA (BG3)

Sporobolus-Cenchrus-Dominanzbestand mit *Sida ovata*-Aspekt

Lfd. Nr.	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11	
Datum	25.04.95		26.06.95		05.09.95		19.02.96		25.04.96		09.07.96		03.09.96		25.10.96		29.11.96		14.01.97		06.03.97	
Artenzahl	21		18		14		16		19		14		16		18		36		32		?	
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	20		20		20		10		10		10		10		10		20		20		0-10	
Deckung [%] d. Krautschicht	70		52		56		47		41		30		42		41		61		55		10	
Arten	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	2	xx	2	0	2	xxx	+	x	+	xx	+	0	1	x	1	xx	+	0	+	0		
<i>Cenchrus ciliaris</i>	2	xx	r	0	1	xx	r	xx	+	x	2	0	1	0	1	0	+	0	+	0		
<i>Sida ovata</i>	2	xxx	1	xxx	2	xxx	r	xx	+	xx	r	xx	+	x	+	xx	r	xxx	+	xxx		
<i>Heteropogon contortus</i>	+	xx	+	0	+	xxx	1	0	1	xxx	+	0	r	x	+	0	1	0	r	xxx		
<i>Tephrosia pumila</i>	1	x	1	xxx	1	xxx	+	x	+	xxx	+	x	r	0	r	0	+	x	r	xxx		
<i>Cissus quadrangularis</i>	.	.	r	0	.	.	r	0	r	x	+	x	+	0	r	xx	+	x	r	0		
<i>Solanum incanum</i>	+	xx	r	0	r	x	r	0	r	0	r	0	r	0	r	0	r	0
<i>Cyperus teneriffae</i>	r	xx	.	.	r	xxx	.	.	r	0	r	0	r	xx	r	x	r	0	r	0	r	0
<i>Bothriochloa insculpta</i>	2	0	1	0	r	xx	+	x	+	xx	+	0	+	x		
<i>Aristida adscensionis</i>	r	0	+	xx	r	xx	r	xx	r	xxx	+	0	+	xx		
<i>Chloris gayana</i>	r	0	+	0	r	0	.	.	+	xxx	+	0	r	0		
<i>Commelina benghalensis</i>	r	0	r	0	+	0	+	0	r	0	r	0		
<i>Ocimum suave</i>	r	xxx	r	xxx	r	xxx	r	xxx	r	0	r	0	.	.		
<i>Euphorbia hirta</i>	r	.	r	xxx	.	.	r	0	r	xxx	r	0	r	x		
<i>Dyschoriste radicans</i>	+	xx	2	0	1	0	+	x	1	xx		
<i>Ocimum americanum</i>	+	xx	r	xxx	+	xxx	r	x	r	xxx		
<i>Asystasia gangetica</i>	r	xx	r	0	+	x	+	0		
<i>Achyranthes aspera</i>	.	.	r	xxx	+	0	r	xx	+	xxx
<i>Commelina africana</i>	+	0	.	.	r	0	r	0	r	0		
<i>Asparagus africanus</i>	r	xx	+	0	r	x	r	x		
<i>Flueggea virosa</i>	.	.	+	0	r	0	r	0	r	0	
<i>Capparis tomentosa</i>	.	.	1	x	r	0	r	0		
<i>Talinum caffrum</i>	r	xxx	+	x	+	x		
<i>Chlorophytum elgonense</i>	r	xx	+	0	r	x		
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	r	0	r	0	r	x		
<i>Acalypha racemosa</i>	1	x	.	.	+	0		
<i>Alysicarpus glumaceus</i>	+	0	1	x		
<i>Chryschloa orientale</i>	+	0	1	x		
<i>Indigofera spicata</i>	+	xx	1	xxx		
<i>Digitaria scalarum</i>	+	xxx	r	0	.	.		
<i>Hoslundia opposita</i>	.	.	+	0	r	xx	.	.		
<i>Brachiaria brizantha</i>	+	0	r	0		
<i>Chloris pycnothrix</i>	+	0	r	0		
<i>Portulaca foliosa</i>	r	0	r	x		
<i>Caralluma simperis</i>	r	0	r	0		
<i>Crotalaria aculeata</i>	r	xx	r	xx		
<i>Digitaria velutina</i>	r	0	r	0		
<i>Hibiscus aponeurus</i>	r	xx	r	0		
<i>Microchloa kunthii</i>	r	0	r	xx		
<i>Oldenlandia corymbosa l.</i>	r	0	r	xx		
<i>Panicum maximum</i>	r	0	r	0		
<i>Maerua triphylla</i>	.	.	1	x		
<i>Abutilon hirtum</i>	.	.	+	xxx		
<i>Themeda triandra</i>	+	xxx		
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	+	x
<i>Andropogon canaliculatus</i>	r	xxx		
<i>Eclipta sp.</i>	r	x		
<i>Indigofera circinella</i>	r	xxx		
<i>Sphaeranthus suaveolens</i>	r	x		
<i>Tribulus terrestris</i>	r	xxx		
<i>Abutilon guineense</i>	r	x		
<i>Conyza stricta</i>	r	0		
<i>Vigna friesiorum</i>	r	0		
<i>Digitaria ascendens</i>	r	0	.	.		
<i>Evolvulus alsinoides</i>	r	0	.	.		
<i>Sporobolus festivus</i>	r	0	.	.		
<i>Justicia exigua</i>	r	0		

keine Artbestimmung möglich

Tab. A7b: Vegetation der Buschgruppen der Fläche Mweya Peninsula (BG3). BG=Buschgruppen; Schlu.=Schluchten; B=Blüten, S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Lfd. Nr. (vgl. Tab. A7a) Datum	4 19.02.96		5 25.04.96		6 09.07.96		7 03.09.96		8 25.10.96		9 29.11.96		10 14.01.97		11 06.03.97															
	BG		BG		BG	Schlu.	BG	Schlu.	BG	Schlu.	BG	Schlu.	BG	Schlu.	BG	Schlu.														
	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S														
<i>Abutilon guineensis</i>	x	xx	x	0	x	xx	x	x	0	0						
<i>Abutilon hirtum</i>	.	.	xxx	xxx	0	0	0	0	xxx	xxx	xxx	xxx	x	xxx	.	.	xxx	xx	xxx	xx	0	xx	.	.						
<i>Abutilon murutemia</i>	xx	xx						
<i>Acacia sieberiana</i>	0	0						
<i>Achyranthes aspera</i>	x	xxx	.	xx	xx	xxx	0	0	0	xxx	0	xxx	xxx	0	x	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	0	xx	.	.				
<i>Aloe angiensis</i>	0	xxx	.	.						
<i>Asparagus africanus</i>	0	0						
<i>Azima tetracantha</i>	.	.	0	0	0	xxx	0	xx	.	.	0	xx	0	xxx	0	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	xxx	.	.		
<i>Capparis tomentosa</i>	.	x	xx	x	x	x	0	0	xxx	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	xxx	0	xxx	0	0	0	0	0	0	0	xx	xxx	.	.
<i>Cayratia ibuensis</i>	xxx	0	x	xx	0	0	0	0		
<i>Cenchrus ciliaris</i>	xxx	xxx		
<i>Cissus petiolata</i>	0	0	0	0	.	.	0	0	0	0		
<i>Cissus quadrangularis</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	x	xxx	x	xxx	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xx	xxx	xx	xxx	xxx	0	.	.		
<i>Conyza stricta</i>	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	0	xxx	0		
<i>Dyschoriste radicans</i>	0	xxx	0	xx	0	xxx	0	xxx	0	xx	0	0	0	xx	0	0	0	xxx	.	.		
<i>Erythrococca bongensis</i>	.	xxx	.	xxx	0	0	0	0	0	xxx	.	.	0	xxx	0	xx	xxx	0	0	0	0	x	0	x	0	0	0	0	.	.
<i>Euphorbia candelabrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	xxx	0	0	0	0	0	0	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	.	.
<i>Fleuggea virosa</i>	0	0	.	xxx	0	0	0	0	0	0	0	0	0	xxx	0	xx	xx	0	x	0	0	0	0	0	0	0	0	0	.	.
<i>Grewia similis</i>	xxx	xxx	.	.	0	xxx	0	xx	0	xxx	0	xxx		
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	xxx	xxx	0	x	0	xxx	xxx	xxx	xx	xxx		
<i>Hibiscus apoeurus</i>	0	xxx	0	xx		
<i>Hoslundia opposita</i>	xxx	xx	xxx	xxx	xx	0	xx	xxx	xxx	x	xxx	xx	xxx	x	0	xxx	xxx	x	0	0	xx	xx	xxx	xx	0	0	.	.		
<i>Indigofera arrecta</i>	0	0		
<i>Maerua triphylla</i>	xxx	xxx	0	xxx	.	.		
<i>Ocimum americanum</i>	0	xxx		
<i>Ocimum suave</i>	.	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	x	xxx	.	.	xx	xxx	.	.	xxx	xx	x	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	0	xxx	.	.		
<i>Pavetta albertina</i>		
<i>Tarenna graveolens</i>	xxx	xxx	xxx	xxx	0	0	0	0	x	xxx	xxx	xxx	0	xxx	0	xxx	xxx	xxx	.	.	xx	0	xx	0	0	0	.	.		
<i>Tecoma stans</i>	.	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	0	xxx	.	.		
<i>Turraea robusta</i>	0	xxx	.	.	xxx	x	xxx	0	0	xxx	0	xx	0	xxx	0	xx	x	xxx	.	.	0	0	.	.		
<i>Urena lobata</i>	xxx	xxx		

Tab. A8a: Bestandsentwicklung der Krautschicht der Fläche Queens Mile (BG4).
LS=Londo-Skala (vgl. Tab. 2); S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Standort: QUEENS MILE (BG4)

Brachiaria-Bothriochloa-Dominanzbestand

Lfd. Nr.	Feuer															
	1		2		3		4		5		6		7		8	
Datum	24.10.95		08.04.96		18.06.96		14.08.96		18.09.96		15.11.96		02.01.97		26.02.97	
Artenzahl	14		14		11		?		14		17		24		12	
Höhe [cm] d. Hauptbestandes	40		40		40		0-10		20		40		40		40	
Deckung [%] d. Krautschicht	68		88		82		20		53		71		76		73	
Arten	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S	LS	S
<i>Brachiaria eminii</i>	2	x	3	xx	3	x			3	0	2	xx	2	x	3	0
<i>Bothriochloa insculpta</i>	2	x	3	0	3	0			1	0	+	x	1	xx	2	0
<i>Sporobolus pyramidalis</i>	2	x	2	xx	1	0			2	0	3	x	1	xx	1	x
<i>Chloris gayana</i>	2	xx	1	x	+	x			+	0	1	xx	1	xx	1	0
<i>Themeda triandra</i>	+	xx	+	0	2	x			r	xx	+	xx	r	x	+	x
<i>Vigna ambacensis</i>	+	0	+	x	1	x			+	0	1	0	1	x	1	x
<i>Hyparrhenia rufa</i>	r	0	+	x	r	x			.	.	+	xxx	+	xx	+	x
<i>Indigofera spicata</i>	+	0	r	0	.	.			r	0	+	xxx	+	xxx	r	xxx
<i>Sida ovata</i>	r	xx	r	xxx	r	xx			r	xx	r	xxx	r	xxx	.	.
<i>Ruellia patula</i>	.	.	r	0	.	.			r	0	r	x	r	0	.	.
<i>Solanum incanum</i>	.	.	r	0	r	0	r	0	r	0
<i>Panicum maximum</i>	r	xxx			r	xxx	r	0	r	0	.	.
<i>Cassia kirkii</i>	r	x	+	xxx	r	0
<i>Abutilon hirtum</i>	.	.	r	0	.	.			r	0	r	0
<i>Commelina benghalensis</i>			r	0	r	0	r	0	.	.
<i>Indigofera simplicifolia</i>	+	xxx	r	xxx
<i>Hyparrhenia filipendula</i>	r	x			+	x	.	.
<i>Alysicarpus sp.</i>	+	xxx	r	xxx
<i>Heteropogon contortus</i>	+	xxx	r	xx
<i>Cenchrus ciliaris</i>	r	0	r	xxx	.	.
<i>Desmodium gangeticum</i>	r	0
<i>Imperata cylindrica</i>	r	0
<i>Sporobolus stapfianus</i>	r	0
<i>Cissus petiolata</i>	.	.	r	0
<i>Vigna friesiorum</i>	r	xx		
<i>Cyperus teneriffae</i>			r	xxx
<i>Indigofera circinella</i>			r	0
<i>Acacia sieberiana</i>	r	0
<i>Indigofera arrecta</i>	r	xx
<i>Abutilon murutemia</i>	r	0	.	.
<i>Glycinie sp.</i>	r	x	.	.
<i>Hyperthelia dissoluta</i>	r	xxx	.	.
<i>Jasminium bussei</i>	r	0	.	.
<i>Polygala sp.</i>	r	0	.	.
<i>Tephrosia sp.</i>	r	0	.	.

Tab. A8b: Vegetation der Buschgruppen der Fläche Queens Mile (BG4). B=Blüten, S=Samen (x = wenig; xx = mittel; xxx = viel).

Lfd. Nr. (vgl. Tab. A8a)	Feuer													
	2		3		4		5		6		7		8	
Datum	08.04.96		18.06.96		14.08.96		18.09.96		15.11.96		02.01.97		26.02.97	
Arten	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S
<i>Abutilon guineensis</i>	xxx	x	xxx	xx	.	.	0	xxx
<i>Abutilon hirtum</i>	x	xxx	xxx	xxx	0	xxx	xx	xxx	xxx	xxx
<i>Abutilon murutemia</i>	xx	xxx	.	.
<i>Acacia sieberiana</i>	.	.	0	0
<i>Achyranthes aspera</i>	0	xxx	x	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	x	xxx
<i>Aloe angiensis</i>	0	0	.	.	0	0
<i>Capparis tomentosa</i>	x	xxx	xx	xxx	x	xxx	xxx	xxx	0	xxx	xx	xxx	xxx	xxx
<i>Cayratia ibuensis</i>	xxx	0	0	0
<i>Cissus petiolata</i>	.	.	x	0	.	.	0	0	0	xxx
<i>Cissus quadrangularis</i>	.	.	xxx	xxx	xx	x	xx	xxx	0	xxx	xxx	xxx	xxx	x
<i>Clerodendrum rotundifolium</i>	.	.	0	xx	.	.	0	0
<i>Conyza stricta</i>	0	0	xxx	xxx	0	xxx	xxx	0
<i>Erythrococca bongensis</i>	xxx	0	xxx	0	xxx	x	0	xxx	0	xxx	xxx	xxx	0	xxx
<i>Euphorbia candelabrum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	xx	0
<i>Euphorbia hirta</i>	xx	xxx
<i>Fleuggea virosa</i>	0	0	0	xx	xxx	xxx	0	xxx	0	0	0	xxx	0	0
<i>Grewia similis</i>	xx	xxx	0	xxx
<i>Hibiscus aethiopicus</i>	x	xxx	0	xxx	0	xxx	.	.
<i>Hoslundia opposita</i>	xxx	xx	xxx	0	xxx	x	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xx	0	0
<i>Lantana trifolia</i>	xxx	x	.	.	0	0
<i>Maerua triphylla</i>	xxx	0	xxx	xxx
<i>Ocimum americanum</i>	xx	xxx	.	.
<i>Ocimum suave</i>	.	.	xxx	xxx	.	.	xx	xxx	xx	xxx	xxx	xxx	0	xxx
<i>Panicum maximum</i>	0	x
<i>Pavetta albertina</i>	0	0	0	xx
<i>Solanum incanum</i>	0	0	x	0	0	x	.	.
<i>Tarenna graveolens</i>	xx	xxx	xxx	xxx	xxx	x	x	xxx	0	0	0	xxx	0	0
<i>Turraea robusta</i>	xxx	xxx	0	xxx	xxx	xx	xxx	0	xxx	xxx	xx	xxx	0	0
<i>Vigna ambacensis</i>	xxx	0	xxx	xxx	.	.	0	xx

Tab. A9: Laborbericht des Department of Soil Science der Makerere University in Kampala/Uganda zu den Bodenproben des QENP (Februar 1997). Die kritischen Werte beziehen sich auf die negative Auswirkung auf das Pflanzenwachstum. H.o.=Hang oben; H.u.=Hang unten; S=Sand, T=Ton, L=Lehm; me=milli equivalent (entspricht mmol).

Bodentiefe [cm]	G1		G2		BG1		BG2		H.o. BG3		H.u.		BG4		Kritischer Wert
	5	15	5	15	5	15	5	15	5	15	5	15	5	15	
Bodenparameter															
Boden-pH	7,0	6,8	6,3	6,3	7,2	7,3	6,8	6,8	8,2	8,1	8,5	8,5	7,0	6,9	< 5,5
N [%]	0,36	0,23	0,34	0,20	0,21	0,46	0,24	0,15	0,11	0,08	0,08	0,07	0,31	0,15	< 0,2
Org. Anteil [%]	10,60	7,87	10,09	5,81	6,50	3,76	5,47	2,22	2,74	1,20	0,86	0,34	7,70	5,30	< 6,8
P [ppm]	96,32	89,90	86,48	91,12	73,59	75,06	92,48	89,63	50,78	47,10	92,42	15,45	89,23	92,42	< 15,0
Ca [me/100g]	17,8	17,2	15,6	15,4	16,1	14,5	10,8	11,7	15,6	11,4	8,8	19,6	13,6	13,9	< 4,0
K [me/100g]	2,2	2,0	2,3	1,4	2,5	2,3	4,0	4,6	1,8	0,8	1,2	2,5	2,8	2,0	< 0,2
Na [me/100g]	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1,3	0,2	0,3	> 1,0
Mg [me/100g]	3,15	3,15	3,96	3,69	3,60	3,78	3,33	3,60	2,70	3,42	2,25	5,31	3,51	3,78	< 0,5
Gefüge	L.S.	S.L.	S.L.	S.T.L.	S.T.L.	S.T.L.	S.T.L.	S.T.	S.L.	S.T.L.	S.L.	S.T.	S.L.	S.T.L.	
Sand [%]	72,0	70,0	58,0	56,0	58,0	54,0	46,0	42,0	62,0	56,0	70,0	44,0	54,0	50,0	
Schluff [%]	18,0	12,0	28,0	16,0	22,0	22,0	24,0	18,0	20,0	14,0	10,0	12,0	28,0	20,0	
Ton [%]	10,0	18,0	14,0	28,0	20,0	24,0	30,0	40,0	18,0	30,0	20,0	44,0	18,0	30,0	

Kornfraktion

Sand 2 - 0,02 mm
 Schluff 0,02 - 0,002 mm
 Ton < 0,002 mm

Tab. A10: Fangergebnisse aus den Barberfallen 1996-1997. Die Gesamtstückzahl der erfaßten Tiere aus 10 Barberfallen ist für jede Fangserie angegeben.

		Crater Outer Slope (G1)												Kyambura Fig Tree (G2)																	
		1996						1997						1996						1997											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J ¹	F	M	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F ²	M
ARTHROPODA																															
Arachnida	Araneae+Opiliones	9	32	14	27	21	34	11	14	5	12	12	54		91	36	22	15	7	25											
Myriapoda	Diplopoda	4	3				15	2	1										3	2											
Insecta	Blattoptera	4	2			1	8	4	4	1								6			3	1	5	4	3						
	Isoptera									3																				9	
	Orthoptera ohne Gryllidae	8	4	8	2	11	8	2	3	6							6	6	14	7	5		1	2							
	Gryllidae	9	16	48	60	26	21	10	19	5	33	6	6	2	7	12	30	16	31	24											
	Heteroptera	2															2				1										
	Coleoptera	2	3	8	8	9	18	28	7	1	2		28		3		5	6		6											
	Hymenoptera ohne Formicoidea					1	1																								
	Formicoidea	>100	>100	40	10	23	101	81	45	16	91	21	>100	14	>100	113	40	20	56	107											
	Diptera		6	28	1	1	18	11								60		11	19	15	1	18	16								
	Lepidoptera	5	8	24		1	7				18	23		20		11	7	4		6	6										
	nicht bestimmt	22	7	18	16	5		12	49	1	2		59		1		30	4	1	5											
Gesamtrockengewicht [g] ohne Diplopoda		8,0	10,0	4,5	3,5	3,0	2,5	1,0	0,5	2,0	3,0	0,5	6,5	3,5	2,5	2,0	2,0	0,5	1,0	2,5											
Trockengewicht [g] Diplopoda		2,5	0,5				1,0	<0,5	<0,5							0,5															

¹ Ergebnis von 2 Fangtagen

² Ergebnis von 2 Fangtagen der 2. Fangserie im Februar

Fortsetzung Tab. A10

		Crater Road (BG1)												Hippo Pool (BG2)																	
		1996						1997						1996						1997											
		J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M
ARTHROPODA																															
Arachnida	Araneae+Opiliones				33		11		36	37		26	18		6	43				95		73		36		38	65		17		4
Myriapoda	Diplopoda						6					2				2				2		4		5		1					
Insecta	Blattoptera				6		6			5		6	7		4					18		10		5		3	2		2		2
	Isoptera															1														4	
	Orthoptera				11		8		5	7		10	5		1	5				6		10		2		7	18		3	4	
					10		21		63	42		45	28		22	37				110		39		63		24	38		13	37	
	Heteroptera				60		9		19											4		2		1							
	Coleoptera				20		13		3	7		21	2		1	5				29		8		12		1	13		11		
	Hymenoptera						1																								1
					43		17		66	71		>100	35		26	68				>100		>100		TA ³		>100	97		TA ³	46	
	Diptera				15		17			15		9	10							8				15			34		2		2
	Lepidoptera				6		7		3			1	4		1	10						1		1				2		2	
	nicht bestimmt				41		6		10	4		5	7		1	4						1		2							10
Gesamttrockengewicht [g] ohne Diplopoda					3,5		5,0		4,0	3,5		4,5	3,0		2,5	5,5				30,0		8,5		11,0		3,0	11,5		3,5		2,0
Trockengewicht [g] Diplopoda							1,0					1,5				0,5				1,5		1,0		1,0		0,5					

³ TA= episodisches Auftreten von Treiberameisen
 Juli 1996: TA Σ 7,0g ; Dezember 1996: TA Σ 2,5g)

Tab. A11a-f: Fangzahlen und MNA der 6 Untersuchungsflächen über den gesamten Untersuchungszeitraum. F=Fänge; Ind=Individuen.**a) Crater Outer Slope (G1)**

Fangserien	(nach Feuer)						(nach Feuer)						(nach Feuer)																
	Mai 95	Juni 95	Sept. 95	Nov. 95	Febr. 96	März 96	Mai 96	Juli 96	Aug. 96	Okt. 96	Nov. 96	Jan. 97 ¹	Febr. 97	März 97															
Fallennächte	464	464	200	200	468	468	544	556	630	596	596	322	632	616															
Falleneinheiten	812	812	350	350	819	819	952	973	1.103	1.043	1.043	644	1.106	1.078															
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind													
<i>L. striatus</i>	71	31	98	37	43	20	20	11	209	61	206	60	204	59	252	63	232	60	112	27	63	18	41	15	27	8	62	17	
<i>M. natalensis</i>	7	4	7	3	24	12	22	10	61	25	78	25	62	21	39	14	43	16	44	21	34	14	3	2	5	3	11	5	
<i>A. nairobae</i>
<i>L. ansorgei</i>	2	2	5	3	6	4	7	3	
<i>Crocidura spp.</i>	.	.	2	2	1	1	.	.	2	2	.	.	2	2	4	4	.	.	2	2	.	.	3	3	10	9	12	8	
<i>A. kaiseri</i>
<i>M. triton</i>	1	1	2	2	3	3	11	5	5	4	10	5	3	2	9	5	1	1	7	3	
<i>T. valida</i>	.	.	2	1	3	2	1	1	8	6	4	3	2	1	1	1	.	.	1	1	7	4	.	.	5	2	10	4	
<i>M. musculoides</i>
<i>G. murinus</i>
<i>Z. hildegardeae</i>	5	2	.	.	3	2	1	1	.	.	2	2	7	2	8	2	1	1
<i>M. dybowskii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	87	41	116	48	74	37	43	22	284	98	299	93	276	88	306	87	280	80	175	58	113	39	48	21	54	27	110	41	

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	
<i>L. striatus</i>	71	31	98	38	43	20	20	14	209	62	206	65	204	63	252	65	232	60	112	27	63	18	41	15	27	10	62	17	
<i>M. natalensis</i>	7	4	7	3	24	12	22	10	61	26	78	28	62	24	39	18	43	19	44	22	34	17	3	5	5	5	11	5	
<i>A. nairobae</i>
<i>L. ansorgei</i>	2	2	5	3	6	4	7	3	
<i>Crocidura spp.</i>	.	.	2	2	1	1	.	.	2	2	.	.	2	2	4	4	.	.	2	2	.	.	3	3	10	9	12	8	
<i>A. kaiseri</i>
<i>M. triton</i>	1	1	2	2	3	3	11	5	5	4	10	5	3	4	9	5	1	1	7	3	
<i>T. valida</i>	.	.	2	1	3	2	1	2	8	6	4	3	2	2	1	2	.	2	1	2	7	4	.	1	5	2	10	4	
<i>M. musculoides</i>
<i>G. murinus</i>
<i>Z. hildegardeae</i>	5	2	.	1	3	2	1	1	.	.	2	2	7	2	8	2	1	1
<i>M. dybowskii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	87	41	116	50	74	37	43	26	284	100	299	101	276	96	306	94	280	87	175	60	113	42	48	25	54	31	110	41	

¹ nur 2 Fangnächte

b) Kyambura Fig Tree (G2)

Fangserien	(nach Feuer)										(nach Feuer)													
	Sept. 95	Nov. 95	Febr. 96	Apr. 96	Juni 96	Aug. 96	Okt. 96	Dez. 96	Jan. 97	Febr. 97 ¹	Febr. 97 ²	März 97												
Fallennächte	200	200	536	552	528	552	552	552	552	256	256	548												
Falleneinheiten	350	350	938	966	924	966	966	966	966	512	512	959												
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind										
<i>L. striatus</i>	50	17	72	26	7	3	19	9	124	37	95	23	89	31	101	38	145	32	19	14	45	24	70	22
<i>M. natalensis</i>	8	4	3	3	14	4	14	7	38	18	25	10	9	4	11	7	8	3	.	.	1	1	3	2
<i>A. nairobae</i>	1	1	.	.	19	6	1	1	.	.	8	4
<i>L. ansorgei</i>	2	2	15	9	5	3	.	.	17	8	8	4	14	7	23	9	45	16	33	28	11	7	12	5
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	1	1	.	.	2	2	1	1
<i>A. kaiseri</i>	1	1	2	1	.	.	1	1	1	1
<i>M. triton</i>	6	3	9	6	10	7	14	6	6	3	14	5	20	6	8	5	9	6	19	5
<i>T. valida</i>	3	2	1	1	13	5	4	3	1	1	2	1	23	10	2	2	13	8	8	4
<i>M. musculoides</i>	8	5	2	2	.	.	1	1	1	1	8	4	.	.
<i>G. murinus</i>	4	2	1	1
<i>Z. hildegardeae</i>	2	1	4	2	.	.	3	2	4	2	6	4	6	2
<i>M. dybowskii</i>	4	3	.	.	1	1	.	.	4	3	1	1	.	.	2	2
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	69	28	99	44	30	13	39	20	208	79	158	54	133	56	158	65	273	81	67	54	87	50	122	44

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA
<i>L. striatus</i>	50	17	72	27	7	5	19	10	124	38	95	26	89	33	101	39	145	34	19	26	45	27	70	22
<i>M. natalensis</i>	8	4	3	4	14	4	14	8	38	18	25	10	9	4	11	7	8	3	.	1	1	1	3	2
<i>A. nairobae</i>	1	1	.	1	19	6	1	4	.	4	8	4
<i>L. ansorgei</i>	2	2	15	9	5	4	.	3	17	8	8	5	14	7	23	9	45	16	33	28	11	8	12	5
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	1	1	.	.	2	2	1	1
<i>A. kaiseri</i>	1	1	2	1	.	.	1	1	1	1
<i>M. triton</i>	6	3	9	6	10	7	14	6	6	3	14	5	20	7	8	6	9	7	19	5
<i>T. valida</i>	3	2	1	1	13	5	4	4	1	3	2	4	23	10	2	7	13	8	8	4
<i>M. musculoides</i>	8	5	2	3	.	1	1	1	1	1	8	4	.	.
<i>G. murinus</i>	4	2	1	1
<i>Z. hildegardeae</i>	2	1	4	2	.	1	3	2	4	2	6	4	6	2
<i>M. dybowskii</i>	4	3	.	.	1	1	.	1	4	3	1	1	.	.	2	2
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	69	28	99	46	30	16	39	25	208	81	158	59	133	61	158	72	273	84	67	76	87	59	122	44

^{1, 2} jeweils nur 2 Fangnächte

c) Crater Road (BG1)

	(nach Feuer)						(Feuer)																
Fangserien	Juni 95	Sept. 95	Dez. 95	Apr. 96	Juni 96	Aug. 96	Sept. 96	Nov. 96	Dez. 96	Febr. 97	März 97												
Fallennächte	464	200	200	492	492	520	520	520	520	524	580												
Falleneinheiten	812	350	350	861	861	910	910	910	910	917	1.015												
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind											
<i>L. striatus</i>	1	1	.	4	3	.	7	2	6	1								
<i>M. natalensis</i>	17	14	18	7	4	2	12	9	25	12	11	7	14	7	12	6	24	10	13	7	21	9	
<i>A. nairobae</i>	12	10	18	12	7	6	14	4	21	11	29	14	15	8	14	7	6	4	9	4	17	6	
<i>L. ansorgei</i>	1	1	7	6	.	.	
<i>Crocidura spp.</i>	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	.	.	.	2	2	4	4	4	2
<i>A. kaiseri</i>	1	1	3	1
<i>M. triton</i>
<i>T. valida</i>
<i>M. musculoides</i>	3	3	1	1	3	2	5	2
<i>G. murinus</i>	1	1	7	3	7	2	2	1	.	.	9	5	2	2	2	2	1
<i>Z. hildegardeae</i>	7	3	.	.	1	1	.	.	1	1	.	.	.	1	1
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>	1	1
<i>R. rattus</i>
	30	25	36	19	12	9	30	17	63	32	52	28	38	22	32	16	45	23	42	25	56	22	

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA
<i>L. striatus</i>	1	1	.	.	4	3	3	1	.	7	2	6	1			
<i>M. natalensis</i>	17	14	18	7	4	2	12	10	25	13	11	7	14	7	12	6	24	10	13	7	21	9
<i>A. nairobae</i>	12	10	18	12	7	6	14	5	21	11	29	14	15	10	14	8	6	5	9	4	17	6
<i>L. ansorgei</i>	1	1	7	6	.	.
<i>Crocidura spp.</i>	1	1	2	2	2	2	1	1	1	1	.	.	2	2	4	4	4	2
<i>A. kaiseri</i>	1	1	3	1
<i>M. triton</i>
<i>T. valida</i>
<i>M. musculoides</i>	3	3	1	1	3	2	5	2
<i>G. murinus</i>	1	1	7	3	7	2	2	1	.	1	9	5	2	2	2	1
<i>Z. hildegardeae</i>	7	3	.	2	1	2	.	1	1	1	.	.	1	1
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>	1	1
<i>R. rattus</i>
	30	25	36	19	12	9	30	19	63	33	52	30	38	25	32	19	45	25	42	25	56	22

d) Hippo Pool (BG2)

Fangserien	Mai 95	Juli 95	Okt. 95	März 96	Mai 96	Juli 96	Sept. 96	Okt.96	Dez. 96	Febr. 97												
Fallennächte	288	288	144	524	524	524	524	524	524	524												
Falleneinheiten	504	504	252	917	917	917	917	917	917	917												
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind										
<i>L. striatus</i>	1	1	4	2	1	1	.	.	10	5						
<i>M. natalensis</i>	.	.	5	3	.	.	3	2	17	10	20	7	14	6	7	6	45	21	45	19		
<i>A. nairobae</i>	6	3	11	8	15	10	37	21	76	27	64	24	97	42	103	46	161	63	145	55		
<i>L. ansorgei</i>	2	1	9	6		
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	1	1	1	1	.	.	2	2	1	1	2	2		
<i>A. kaiseri</i>	1	1	2	1	1	1	7	4	10	4	7	3	1	1	1	1	4	3	6	3		
<i>M. triton</i>	
<i>T. valida</i>	
<i>M. musculooides</i>	1	1	
<i>G. murinus</i>	
<i>Z. hildegardeae</i>	2	1
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	9	6	18	12	16	11	48	28	104	42	93	36	117	52	114	56	213	89	219	91		

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA		
<i>L. striatus</i>	1	1	4	2	1	1	.	.	10	5				
<i>M. natalensis</i>	.	.	5	3	.	.	3	2	17	10	20	8	14	7	7	6	45	22	45	19		
<i>A. nairobae</i>	6	3	11	8	15	10	37	22	76	28	64	26	97	43	103	49	161	66	145	55		
<i>L. ansorgei</i>	2	1	9	6		
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	1	1	1	1	.	.	2	2	1	1	2	2		
<i>A. kaiseri</i>	1	1	2	1	1	1	7	4	10	4	7	3	1	1	1	1	4	3	6	3		
<i>M. triton</i>	
<i>T. valida</i>	
<i>M. musculooides</i>	1	1	
<i>G. murinus</i>	
<i>Z. hildegardeae</i>	2	1
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>
<i>R. rattus</i>
	9	6	18	12	16	11	48	29	104	43	93	39	117	54	114	59	213	93	219	91		

e) Mweya Peninsula (BG3)

Fangserien	Apr. 95	Juni 95	Okt. 95	Febr. 96	Apr. 96	Juli 96	Sept. 96	Okt. 96	Nov. 96	Jan. 97	März 97													
Fallennächte	464	256	260	616	616	604	604	604	604	604	604													
Falleneinheiten	812	448	455	1.078	1.078	1.057	1.057	1.057	1.057	1.057	1.057													
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind												
<i>L. striatus</i>	2	1	.	.	12	4	4	3	3	2	8	2	3	3	5	2	17	5	8	3				
<i>M. natalensis</i>	3	2	9	4	2	1	15	10	14	6	8	4	16	7	30	14	17	10		
<i>A. nairobae</i>	1	1	1	1	3	2	9	5	11	2	9	4	1	1	7	2	4	1		
<i>L. ansorgei</i>	
<i>Crocidura spp.</i>	3	3	1	1	1	1	.	
<i>A. kaiseri</i>	.	.	5	4	2	1	3	2	4	2	10	6	8	3	9	4	4	3	12	6	13	6	.	
<i>M. triton</i>	
<i>T. valida</i>	
<i>M. musculoides</i>	1	1	.	.	3	3	7	5	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1
<i>G. murinus</i>	6	2	2	2	.	.	8	7	7	4	10	5	.	.	.	
<i>Z. hildegardeae</i>	1	1	
<i>M. dybowskii</i>	
<i>G. dolichurus</i>	1	1	
<i>R. rattus</i>	
	3	2	6	5	5	3	28	14	14	9	46	28	50	20	32	18	36	22	75	33	54	27		

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA		
<i>L. striatus</i>	2	1	.	.	12	4	4	3	3	2	8	2	3	3	5	2	17	5	8	3				
<i>M. natalensis</i>	3	2	9	4	2	1	15	10	14	7	8	5	16	7	30	14	17	10		
<i>A. nairobae</i>	1	1	1	1	3	2	9	6	11	3	9	4	1	1	7	2	4	1		
<i>L. ansorgei</i>		
<i>Crocidura spp.</i>	3	3	1	1	1	1		
<i>A. kaiseri</i>	.	.	5	4	2	1	3	2	4	2	10	6	8	4	9	4	4	3	12	6	13	6		
<i>M. triton</i>		
<i>T. valida</i>		
<i>M. musculoides</i>	1	1	.	.	3	3	7	5	2	2	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1
<i>G. murinus</i>	6	2	2	3	.	2	8	7	7	4	10	5	.	.		
<i>Z. hildegardeae</i>	1	1		
<i>M. dybowskii</i>		
<i>G. dolichurus</i>	1	1		
<i>R. rattus</i>		
	3	2	6	5	5	3	28	14	14	9	46	29	50	24	32	21	36	22	75	33	54	27		

f) Queens Mile (BG4)

(nach Feuer)

Fangserien	Okt. 95	Apr. 96	Juni 96	Aug. 96	Sept. 96	Nov. 96	Jan. 97	Febr. 97								
Fallennächte	200	496	496	560	560	560	560	560								
Falleneinheiten	350	868	868	980	980	980	980	980								
Arten	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind	F	Ind				
<i>L. striatus</i>	.	.	4	3	12	5	13	5	3	1	5	2	9	6	1	1
<i>M. natalensis</i>	6	3	19	10	28	14	18	7	.	.	15	7	17	11	10	8
<i>A. nairobae</i>	4	2	1	1	5	2	9	5
<i>L. ansorgei</i>
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	.	.
<i>A. kaiseri</i>	2	2	9	4	8	3	16	5	5	3	8	3	10	3	9	4
<i>M. triton</i>
<i>T. valida</i>
<i>M. musculoides</i>
<i>G. murinus</i>	1	1
<i>Z. hildegardae</i>	4	2	1	1	.	.
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>	1	1	1	1
<i>R. rattus</i>	.	.	1	1
	8	5	33	18	58	28	48	18	9	5	30	14	43	24	29	18

Arten	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA	F	MNA
<i>L. striatus</i>	.	.	4	3	12	6	13	5	3	1	5	2	9	6	1	1
<i>M. natalensis</i>	6	3	19	10	28	14	18	11	.	4	15	9	17	12	10	8
<i>A. nairobae</i>	4	2	.	1	.	1	1	1	5	2	9	5
<i>L. ansorgei</i>
<i>Crocidura spp.</i>	2	2	1	1	.	.
<i>A. kaiseri</i>	2	2	9	4	8	3	16	5	5	3	8	3	10	3	9	4
<i>M. triton</i>
<i>T. valida</i>
<i>M. musculoides</i>
<i>G. murinus</i>	1	1
<i>Z. hildegardae</i>	4	2	1	1	.	.
<i>M. dybowskii</i>
<i>G. dolichurus</i>	1	1	1	1
<i>R. rattus</i>	.	.	1	1
	8	5	33	18	58	29	48	23	9	10	30	16	43	25	29	18

Tab. A12: Fängigkeitsraten der häufigsten Arten auf verschiedenen Untersuchungsflächen. FS=Fangserien.

	Fängigkeitsrate [\bar{x}]			Fang [n]	MNA [n]	FS [n]
	Männchen	Weibchen	gesamt			
<i>L. striatus</i>						
G1	2,82 ± 1,06	3,24 ± 0,68	3,05 ± 0,77	1640	505	14
G2	2,67 ± 1,15	2,51 ± 1,00	2,58 ± 1,00	836	304	12
<i>A. nairobae</i>						
BG1	1,77 ± 0,48	1,98 ± 1,10	1,83 ± 0,60	162	91	11
BG2	2,08 ± 0,67	2,09 ± 0,50	2,12 ± 0,47	715	310	10
<i>M. natalensis</i>						
G1	2,31 ± 0,52	1,75 ± 0,70	2,02 ± 0,58	440	198	14
G2	2,13 ± 0,66	1,76 ± 1,03	1,80 ± 0,93	134	66	11
BG1	1,97 ± 0,75	1,94 ± 0,39	1,92 ± 0,45	171	92	11
BG2	1,81 ± 0,78	1,89 ± 0,46	1,88 ± 0,45	156	76	8
BG3	2,08 ± 0,36	1,74 ± 0,46	1,89 ± 0,32	114	60	9
BG4	1,44 ± 0,67	1,47 ± 0,75	1,48 ± 0,66	113	71	8
<i>L. ansorgei</i>						
G2	1,90 ± 0,97	1,47 ± 0,86	1,66 ± 0,79	186	105	12

Tab. A13a-c: Gewinn-, Verlust-, Zuwachs- und Turnoverraten für *L. striatus*, *A. nairobae* und *M. natalensis* auf verschiedenen Flächen. **S1** = Individuen (n) der vorherigen Fangserie (FS); **S2** = Individuen (n) der aktuellen FS; **I** = neu hinzugekommene Ind. (n); **E** = verschwundene Ind. (n); vgl. auch Kap. 3.1.6.

a) *Lemniscomys striatus*, Flächen G1 und G2.

		Fläche G1				Rate			
Fangserie		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M		31	31					
	J	31	38	14	7	0,45	0,23	0,23	0,30
	J								
	A								
1996	S	38	20	6	24	0,16	0,63	-0,47	0,52
	O								
	N	20	14	6	12	0,30	0,60	-0,30	0,53
	D								
	J								
1997	F	14	62	52	4	3,71	0,29	3,43	0,74
	M	62	65	17	14	0,27	0,23	0,05	0,24
	A								
	M	65	63	24	26	0,37	0,40	-0,03	0,39
	J								
	J	63	65	15	13	0,24	0,21	0,03	0,22
	A	65	60	7	12	0,11	0,18	-0,08	0,15
	S								
	O	60	27	13	46	0,22	0,77	-0,55	0,68
	N	27	18	5	14	0,19	0,52	-0,33	0,42
1997	D								
	J ¹	18	15	6	9	0,33	0,50	-0,17	0,45
	F	15	10	2	7	0,13	0,47	-0,33	0,36
	M	10	17	8	1	0,80	0,10	0,70	0,33

1, 2, 3 jeweils nur 2 Fangnächte

		Fläche G2				Rate			
Fangserie		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M								
	J								
	J								
	A								
	S		17	17					
	O								
	N	17	27	13	3	0,76	0,18	0,59	0,36
	D								
	J								
1996	F	27	5	1	23	0,04	0,85	-0,81	0,75
	M								
	A	5	10	8	3	1,60	0,60	1,00	0,73
	M								
	J	10	38	30	2	3,00	0,20	2,80	0,67
	J								
	A	38	26	5	17	0,13	0,45	-0,32	0,34
	S								
	O	26	33	13	6	0,50	0,23	0,27	0,32
	N								
1997	D	33	39	13	7	0,39	0,21	0,18	0,28
	J	39	34	9	14	0,23	0,36	-0,13	0,32
	F ²	34	26	1	9	0,03	0,26	-0,24	0,17
	F ³	26	27	2	1	0,08	0,04	0,04	0,06
	M	27	22	5	10	0,19	0,37	-0,19	0,31

b) *Arvivanthis nairobae*, Flächen BG1 und BG2.

		Fläche BG1				Rate			
Fangserie		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M								
	J	10	10						
	J								
	A								
1996	S	10	12	11	9	1,10	0,90	0,20	0,91
	O								
	N								
	D	12	6	3	9	0,25	0,75	-0,50	0,67
	J								
1997	F								
	M								
	A	6	5	3	4	0,50	0,67	-0,17	0,64
	M								
	J	5	11	7	1	1,40	0,20	1,20	0,50
1998	J								
	A	11	14	8	5	0,73	0,45	0,27	0,52
	S	14	10	5	9	0,36	0,64	-0,29	0,58
	O								
	N	10	8	2	4	0,20	0,40	-0,20	0,33
1999	D	8	5	2	5	0,25	0,63	-0,38	0,54
	J								
	F	5	4	3	4	0,60	0,80	-0,20	0,78
	M	4	6	5	3	1,25	0,75	0,50	0,80

		Fläche BG2				Rate			
		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M	3	3						
	J								
	J	3	8	7	2	2,33	0,67	1,67	0,82
	A								
1996	S	8	10	7	5	0,88	0,63	0,25	0,67
	O								
	N								
	D								
	J								
1997	F	10	22	17	5	1,70	0,50	1,20	0,69
	M								
	A	22	28	12	6	0,55	0,27	0,27	0,36
	M								
	J	28	26	11	13	0,39	0,46	-0,07	0,44
1998	J								
	A	26	43	27	10	1,04	0,38	0,65	0,54
	S	43	49	16	10	0,37	0,23	0,14	0,28
	O								
	N	49	67	36	18	0,73	0,37	0,37	0,47
1999	D								
	J								
	F	66	55	22	33	0,33	0,50	-0,17	0,45
	M								

c) *Mastomys natalensis*, Flächen G1 und BG1.

		Fläche G1				Rate			
Fangserie		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M		4	4					
	J	4	3	2	3	0,50	0,75	-0,25	0,71
	J								
	A								
1996	S	3	12	11	2	3,67	0,67	3,00	0,87
	O								
	N	12	10	6	8	0,50	0,67	-0,17	0,64
	D								
	J								
1997	F	10	26	21	5	2,10	0,50	1,60	0,72
	M	26	28	6	4	0,23	0,15	0,08	0,19
	A								
	M	28	24	3	7	0,11	0,25	-0,14	0,19
	J								
	J	24	18	2	8	0,08	0,33	-0,25	0,24
	A	18	19	1	0	0,06	0,00	0,06	0,03
	S								
	O	19	22	11	8	0,58	0,42	0,16	0,46
	N	22	17	3	8	0,14	0,36	-0,23	0,28
1997	D								
	J	17	5	0	12	0,00	0,71	-0,71	0,55
	F	5	5	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00
M	5	5	1	1	0,20	0,20	0,00	0,20	

		Fläche BG1				Rate			
		S1	S2	I	E	Gewinn	Verlust	Zuwachs	Turnover
1995	A								
	M								
	J	14	14						
	J								
	A								
1996	S	14	7	7	14	0,50	1,00	-0,50	1,00
	O								
	N								
	D	7	2	1	6	0,14	0,86	-0,71	0,78
	J								
1997	F								
	M	2	10	8	0	4,00	0,00	4,00	0,67
	A								
	M								
	J	10	13	10	7	1,00	0,70	0,30	0,74
	J								
	A	13	7	2	8	0,15	0,62	-0,46	0,50
	S	7	7	3	3	0,43	0,43	0,00	0,43
	O								
	N	7	6	1	2	0,14	0,29	-0,14	0,23
1997	D	6	10	7	3	1,17	0,50	0,67	0,63
	J								
	F	10	7	3	6	0,30	0,60	-0,30	0,53
M	7	9	7	5	1,00	0,71	0,29	0,75	

Tab. A14: Randeffekt des Gesamtfanges und der Populationen von *M. natalensis*, *L. striatus* und *A. nairobae* auf verschiedenen Flächen. FSO=Fallenstandorte [n].

Flächen	Zonen	FSO	Gesamtfang				<i>M. natalensis</i>				<i>L. striatus</i>				<i>A. nairobae</i>				
			Tatsächl.	Erwarteter	Fang /	p	Tatsächl.	Erwarteter	Fang /	p	Tatsächl.	Erwarteter	Fang /	p	Tatsächl.	Erwarteter	Fang /	p	
			Σ Fang	Σ Fang	FSO		Σ Fang	Σ Fang	FSO		Σ Fang	Σ Fang	FSO		Σ Fang	Σ Fang	FSO		
G1	Äußere	36	840	709	23,33	***	183	138	5,08	***	610	521	16,94	***					
	Mittlere	28	568	552	20,29		133	108	4,75		391	404	13,96						
	Innere	36	562	709	15,61		68	138	1,89		445	521	12,36						
G2	Äußere	36	500	379	13,89	***	33	25	0,92	*	308	230	8,56	***					
	Mittlere	28	269	295	9,61		22	20	0,79		167	180	5,96						
	Innere	36	284	379	7,89		15	25	0,42		165	230	4,58						
BG1	Äußere	36	133	112	3,69	*	51	44	1,42	**				-	53	48	1,47		
	Mittlere	28	87	88	3,11		44	33	1,57						26	37	0,93		
	Innere	36	92	112	2,56		26	44	0,72						54	48	1,50		
BG2	Äußere	36	303	269	8,42	**	41	43	1,14	-				**	226	206	6,28		
	Mittlere	28	210	209	7,50		33	33	1,18						172	160	6,14		
	Innere	32	204	239	6,38		40	38	1,25						152	184	4,75		
BG3	Äußere	36	79	73	2,19	-	20	21	0,56	-				-					
	Mittlere	28	57	57	2,04		17	17	0,61										
	Innere	36	67	73	1,86		22	21	0,61										
BG4	Äußere	36	84	64	2,33	***	48	35	1,33	***				***					
	Mittlere	28	59	49	2,11		33	26	1,18										
	Innere	36	34	64	0,94		15	35	0,42										

Tab. A15: Aktionsweiten von *L. striatus* und *M. natalensis* auf verschiedenen Flächen.***Lemniscomys striatus***

Aktionsweiten		♂	inaktiv	aktiv	♀	inaktiv	aktiv
G1	Median [m]	22,4	22,4	28,3	22,4	20,0	22,4
	n	163	96	67	214	118	96
	≥ 20 m [%]	69,9	66,7	74,6	29,9	54,2	79,2
	n	114	64	50	64	64	76
	≥ 30 m [%]	35,6	27,1	47,8	13,6	24,6	40,6
	n	58	26	32	29	29	39
Min. [m]	0	0	0	0	4	0	
Max. [m]	86,0	72,1	86,0	72,8	72,8	72,8	
Aktionsweiten		♂	inaktiv	aktiv	♀	inaktiv	aktiv
G2	Median [m]	31,6	40,0	30,0	29,3	30,0	29,3
	n	97	43	54	108	66	42
	≥ 20 m [%]	79,4	83,7	75,9	67,6	63,6	73,8
	n	77	36	41	73	42	31
	≥ 30 m [%]	58,8	65,1	53,7	49,1	51,5	45,2
	n	57	28	29	53	34	19
Min. [m]	0	0	0	0	0	0	
Max. [m]	108,2	90,6	108,2	104,0	76,2	104,0	

Mastomys natalensis

Aktionsweiten		♂	inaktiv	aktiv	♀	inaktiv	aktiv
G1	Median (m)	22,4	20,0	22,4	14,1	14,1	17,1
	n	79	18	61	51	27	24
	≥ 20 m [%]	60,8	55,6	62,3	47,1	44,4	50,0
	n	48	10	38	24	12	12
	≥ 30 m [%]	34,2	22,2	37,7	9,8	7,4	12,5
	n	27	4	23	5	2	3
Min. [m]	0	0	0	0	0	0	
Max. [m]	94,3	51,0	94,3	36,1	30,0	36,1	
Aktionsweiten		♂	inaktiv	aktiv	♀	inaktiv	aktiv
BG1	Median (m)	29,1	26,2	30,0	10,0	10,0	12,1
	n	20	10	10	27	17	10
	≥ 20 m [%]	75,0	60,0	90,0	44,4	47,1	40,0
	n	15	6	9	12	8	4
	≥ 30 m [%]	50,0	50,0	50,0	33,3	35,3	30,0
	n	10	5	5	9	6	3
Min. [m]	0	0	0	0	0	0	
Max. [m]	72,1	50,0	72,1	90,0	72,8	90,0	

Tab. A16: Übersicht zu den Telemetrie- und Fallenfangdaten der telemetrierten Tiere von *L. striatus* und *M. natalensis*.
Akt.=Sexuelle Aktivität (i=inaktiv, a=aktiv); T=Tage (n); N=Nächte (n); AR=Aktionsraum; FS=Fangserien (n);
FSO=Fallenstandorte (n).

		Radiotelemetrie							Fallenfang						
Art	Individuen	GW ¹	Akt.	Periode	T	N	Anzahl Peilungen	Anzahl Ortungen ²	AR [ha]			Zeitraum	Anzahl		AR [ha]
									100%	95%	60%		FS	FSO ³	100%
<i>Lemniscomys striatus</i>	♀ 1	37	i	G1	7	2	219	31	0,128	0,070	0,020	02/96 - 07/96	4	9	0,115
	♀ 2	39	i	Mai 96	8	3	286	29	0,101	0,065	0,023	02/96 - 07/96	4	9	0,138
	♂ 1	37	a		8	3	289	44	0,145	0,106	0,051	02/96 - 07/96	4	11	0,185
	♂ 2	41	a		8	3	271	43	0,161	0,114	0,038	02/96 - 07/96	4	11	0,150
	♀ 3	39	a	G1	7	0	79	53	0,864	0,803	0,343	08/96 - 01/97	4	11	0,210
	♀ 4	43	a	Nov. 96	2	0	31	17	0,191	0,101	0,053	08/96 - 01/97	4	8	0,135
	♂ 2	45	i?		4	0	29	21	0,244	0,244	0,144	08/96 - 11/96	3	11	0,275
	♂ 3	44	a		4	0	18	13	0,360	0,351	0,118	08/96 - 01/97	4	10	0,175
♂ 4	45	i		7	0	79	53	0,864	0,620	0,173	08/96 - 01/97	4	12	0,250	
<i>Mastomys natalensis</i>	♀ 1	53	i	G1	1	10	287	43	0,315	0,163	0,073	02/96 - 07/96	4	9	0,120
	♂ 1	52	a	März 96	1	10	289	76	0,291	0,255	0,068	02/96 - 03/96	2	5	0,135
	♂ 2	42	i		1	9	265	61	0,603	0,201	0,064	02/96 - 05/96	3	4	0,043
	♂ 3	48	i		0	6	166	36	0,153	0,119	0,021	02/96 - 03/96	2	6	0,090
	♀ 2	47	i	BG1	0	9	121	43	1,018	0,840	0,246	09/95 - 09/96	4	6	0,293
	♀ 3	27	i	Aug. 96	0	9	123	35	0,765	0,701	0,338	06/96 - 08/96	2	2	--
	♂ 4	47	a		0	9	124	37	0,726	0,656	0,164	06/96 - 12/96	5	8	0,275

¹ Gewicht zum Zeitpunkt der Besenderung

^{2, 3} verschiedene

Tab. A17: Fangzahlen der seltenen Arten im Buschland-Grasland-Mosaik. Berücksichtigung der Erstfänge aller Individuen jeder Fangserie über den gesamten Untersuchungszeitraum. G=Gras; B=Buschgruppen; S=Schluchten

Habitatstruktur	BG1		BG2		BG3			BG4	
	G	B	G	B	G	B	S	G	B
Flächenanteil %	94	6	85	15	68	16	16	87	13
<i>G. murinus</i>	2	13	.	.	1	2	17	0	1
<i>M. musculoides</i>	7	1	0	1	3	5	7	.	.
<i>L. ansorgei</i>	2	5	6	1	0	0	0	.	.
<i>Z. hildegardeae</i>	6	0	0	1	0	1	0	3	0
<i>G. dolichurus</i>	0	1	.	.	0	1	0	0	2
<i>Crocidura spp.</i>	9	6	7	3	1	3	1	1	2

LEBENS LAUF

Daten zur Person

Anke Hoffmann
Allerstr. 15
38106 Braunschweig
geboren am 07.03.1962
in Braunschweig
ledig
deutsch

Schul- und Berufsausbildung

1968 - 1972 Grundschule in Braunschweig
1972 - 1978 Realschule in Braunschweig
1978 - 1981 Ausbildung als Augenoptikerin bei Optiker Niemeyer
Berufsschule BBS II in Braunschweig
1982 - 1985 2. Bildungsweg, Abendgymnasium in Braunschweig

Berufspraxis als Augenoptikerin

1981 - 1987 Vollzeitbeschäftigung bei Fa. Bock in Braunschweig
1987 - 1994 Teilzeitbeschäftigung bei Fa. Bock in Braunschweig
1994 Vollzeitbeschäftigung bei Essilor Optik in Braunschweig
1997 - 1999 Teilzeitbeschäftigung bei Fa. Die Brille, Kühnhorn Optik
und Winter Augenoptik in Braunschweig

Hochschulstudium

1987 - 1989 Grundstudium der Biologie an der TU Braunschweig
Diplomvorprüfung: 1989
1989 - 1994 Fachstudium der Biologie an der TU Braunschweig
Hauptfach: Zoologie
Nebenfächer: Botanik, Ökologische Chemie
Thema der Diplomarbeit: Kleinsäuger auf Grünbrachen
- Populationsdynamik und Methodenvergleich.
Diplomhauptprüfung: 1994

Berufspraxis als Biologin

09/1988 Praktikantin im Otter-Zentrum Hankensbüttel
03/1990 Stationshelferin an der Biologischen Station List, Sylt
1992 - 1993 Forschungsarbeit zur Ökologie von Kleinsäugetieren im
Kibale Forest National Park, Uganda
1993, 1994 Wissenschaftliche Hilfsassistentin am Zoologischen
Institut, Ethologie, der TU Braunschweig
1995 - Doktorarbeit am Zoologischen Institut der TU
Braunschweig. Freilanduntersuchungen im Queen
Elizabeth National Park, Uganda von 1/95 – 5/97
08/1995 Wissenschaftliche Reisebegleiterin in Uganda für
Naturstudienreisen Northeim
1995 - 1997 Wissenschaftliche Beraterin für Studenten und
Freilandassistenten am Uganda Institute of Ecology
1999 - Teilzeitbeschäftigung beim Institut für Wildtierfor-
schung in Ahnsen

Publikationen

HOFFMANN, A. (1993): Kleinsäuger auf Grünbrachen - Populationsdynamik und Methodenvergleich. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig.

HOFFMANN, A. (1995): Fangeffizienz verschiedener Fallentypen für Kleinsäuger. In: STUBBE, M., STUBBE, A. & HEIDECKE, D. (eds.): Methoden feldökologischer Säugetierforschung, Halle/Saale 1995. Band 1: 273-280.

HOFFMANN, A. (1996): Radiotracking of *Lemniscomys striatus* and *Mastomys natalensis*. Poster. International Workshop on „Rodent biology and integrated pest management in Africa“, Tanzania, Morogoro 1996.

HOFFMANN, A. (1997): Small mammals in the Kibale Forest, Uganda. In: ULRICH, H. (ed.): Tropical biodiversity and systematics: 241-244. Proceedings of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn 1994.

HOFFMANN, A. & KLINGEL, H. (1997): Home ranges of two African rodent species. Z. Säugetierk. Sonderheft 62: 21-22.

HOFFMANN, A. (in Vorb.): Spatial and temporal patterns in *M. natalensis* revealed by radio-tracking. Collection Colloques et séminaires, Editions IRD, Paris. Proceedings of the 8th International African Small Mammal Symposium, Paris 1999.