

## **Zum Einfluß sommerlicher Dürre auf Rauhhaufledermäuse (*Pipistrellus nathusii*) und Braune Langohren (*Plecotus auritus*) in ostbrandenburgischen Kiefernforsten**

Von AXEL SCHMIDT, Beeskow

Mit 7 Abbildungen

### **Einleitung**

Im Dürresommer 1989 fiel in den Paarungs- und Durchzugsgebieten der Rauhhaufledermaus ein extrem niedriger Fledermauskastenbesatz auf. Ähnliche, wenn auch nicht ganz so gravierende Erscheinungen, konnten schon in den heißen Sommern 1982 und 1983 festgestellt werden. Auf der Suche nach einer Erklärung soll hier eine Diskussionsgrundlage gegeben werden.

### **Material und Methodik**

Die 10 Fledermauskastengebiete in Kiefernforsten des Kreises Beeskow im ehemaligen Bezirk Frankfurt (Oder) entwickelten sich bisher zu 2 Wochenstubengebieten und 7 Paarungs- und Durchzugsgebieten der Rauhhaufledermaus. Ein Gebiet steht noch am Anfang der Entwicklung. Zusätzlich bieten die Fledermauskästen, z. T. auch gleichzeitig hängende Vogelkästen, 7 Wochenstubengruppen des Braunen Langohrs Unterschlupf. Insgesamt hängen 207 Fledermauskästen in Kiefernforsten (SCHMIDT 1990). Am längsten und gründlichsten stehen die Paarungs- und Durchzugsgebiete für Rauhhaufledermäuse „Möllenwinkel“ bei Friedland ( $\pm 50$  Fkä seit 1969, regelmäßige Kontrollen seit 1973) und „Holzspre“ ( $\pm 20$  Fkä seit 1969) bei Beeskow sowie das Wochenstubengebiet der Rauhhaufledermaus „Blankes Luch“ bei Ragow (34 Fkä seit 1978) unter Beobachtung, so daß sie als Beispiele für die Bestandsentwicklungen in den verschiedenen Jahren ausgewertet werden sollen. In den ausgewählten Gebieten konnten die Besonderheiten des Jahres 1989 sehr gut erkannt werden, da die populationsdynamische Wachstumsphase der Besiedlung durch die Rauhhaufledermaus längst abgeschlossen war. Die Bestände befanden sich bei jahrelang gleichbleibender Kastenzahl in der pulsierenden Gleichgewichtsphase. Nach dem extrem milden Winter 1988/89 schieden auch Winterverluste als Ursache für Bestandsminima 1989 aus.

Die Körpermasse wurde auf einer Briefwaage ermittelt (0,5 g-Einteilung). Durch Beringung der anwesenden Fledermäuse konnten Doppelzählungen ausgeschlossen werden. Da sich die Bestände im Jahresverlauf gesetzmäßig ändern, soll mit der durchschnittlichen Anzahl anwesender Rauhhaufledermäuse in einer Saison auch eine vergleichbare Bezugsgrundlage gegeben werden. Aus wiederholten, störungsfreien

Kontrollen (Spiegeln, Leuchten mit der Taschenlampe, Ausflugszählungen) und Fängen wurde die durchschnittlich anwesende Anzahl von Fledermäusen als Mittelwert von 2 Kontrolltagen für den verstrichenen Zeitraum errechnet. Aus der Summe der Produkte dieser Werte und den Zeitabschnitten in Tagen ergeben sich die „Fledermaustage“ für die Saison. Aus dieser Summe ergibt sich nach Division durch die Gesamtzahl der Tage die durchschnittliche Anzahl der Fledermäuse pro Tag für den untersuchten Zeitraum (Tab. 1).

Tabelle 1. Berechnung des Durchschnittsbesatzes an Rauhhautfledermäusen für 3 Fledermauskastengebiete im Jahr 1989

Datum	Fledermäuse n	Fim./Tag $\bar{x}/d$	Tage n	Fledermaustage $\bar{x} \cdot d$	
29. III.	0	—	—	—	Revier
12. IV.	2	1	14	14	Blankes
17. IV.	3	2,5	5	12,5	Luch
2. V.	32—38	19	15	285	
17. V.	57—65	48	15	720	
22. V.	55—65	61	5	305	
29. V.	65—68	64	7	448	
8. VI.	etwa 65	68	10	680	
6. VII.	113	89	28	2492	
15. VII.	77	95	9	855	
24. VII.	9	43	9	387	
31. VII.	12	10,5	7	73,5	
15. VIII.	5	8,5	15	127,5	
31. VIII.	1	3	16	48	
			155	6447,5	$\bar{x} = 42 \text{ Ex./d}$
29. III.	0	—	—	—	Revier
13. IV.	1	0,5	15	7,5	Holzspree
18. IV.	0	0,5	5	2,5	
24. IV.	0	0	—	—	
2. V.	0	0	—	—	
7. V.	2	1	5	5	
26. V.	7	4,5	19	85,5	
29. V.	7	7	3	21	
5. VII.	6	6,5	37	240,5	
4. VIII.	7	6,5	30	195	
22. VIII.	19	13	18	234	
7. IX.	24	21,5	12	258	
13. IX.	8	16	6	96	
27. IX.	1	4,5	14	93	
			164	1 208	$\bar{x} = 7 \text{ Ex./d}$

Tabelle 1. (Fortsetzung)

2. IV.	0	—	—	—	Revier
19. IV.	1	0,5	17	8,5	Möllenwinkel
26. IV.	2	1,5	7	10,5	
8. V.	1	1,5	12	18	
17. V.	2	1,5	9	13,5	
15. VI.	16	9	29	261	
20. VII.	14	15	35	525	
23. VIII.	42	28	34	952	
6. IX.	20	31	14	434	
26. IX.	1	10,5	20	210	
			177	2432,5	$\bar{x} = 14 \text{ Ex./d}$

### Zum regionalen Witterungsablauf 1989

Januar und Februar zeigten sich eher vorfrühlingshaft als winterlich. Lediglich an 22 Tagen beider Monate wurde es nachts kälter als 0 °C, davon nur 3mal kälter als —5 °C. An 6 Tagen blieb die Minimaltemperatur über 5 °C. An insgesamt 54 Tagen war es tagsüber wärmer als 0 °C, davon an 27 Tagen wärmer als 5 °C und an 3 Tagen wärmer als 10 °C (für beide Monate). Niederschläge fielen im Januar spärlich und im Februar in durchschnittlicher Höhe. Der Monat März zählte wegen seiner überdurchschnittlich hohen Temperaturen „zu den zehn wärmsten des Jahrhunderts“ („Neuer Tag“ = NT, v. 4. IV. 1989). Die schauerartigen Regenfälle brachten durchschnittliche Niederschlagsmengen und konnten das winterliche Niederschlagsdefizit nicht ausgleichen. Trotzdem war das Nadelwehr der Spree in Beeskow bis fast Mitte März offen und entließ rasant die bescheidene Landschaftsfeuchte. Schon Anfang April zeigten Fließe, Tümpel und Sümpfe Niedrigwasser, das auch durch reichliche Niederschläge im April (69 mm = 168% des langjährigen Durchschnitts; Station Lindenberg) nicht wesentlich aufbessert wurde. Extrem wenig Regen und hohe Temperaturen im Mai vergrößerten das Wasserdefizit der Landschaft schnell. An 10 Tagen blieben die Nachttemperaturen (eigene Messungen in Beeskow) über 9 °C, und an 22 Tagen wurde es wärmer als 20 °C, davon an 9 Tagen wärmer als 25 °C (2mal max. 30 °C). In den letzten Maiwochen herrschten Hitze und Dürre. Insgesamt fielen 14 mm Niederschlag, das waren 30% des langjährigen Durchschnitts. Der Juni brachte wenig Regen (26 mm = 46% des langjährigen Mittels) und wieder extrem hohe Temperaturen. An 12 Tagen stiegen die Tagestemperaturen über 24 °C an, davon an 3 Tagen über 30 °C (max. 32 °C). Auf Grund einiger sehr kalter Nächte um die Monatsmitte war der Monatsdurchschnitt der Julitemperaturen nur um 0,5—1° zu warm (NT v. 2. VIII. 1989). Mindestens 16 Tage waren wärmer als 24 °C, davon 9 Tage wärmer als 29 °C (max. 34 °C). Die anhaltende Hitze und nur unbedeutende Niederschläge führten zu einer extremen Trockenheit in der ganzen Landschaft. Bäche, Tümpel, nasse Wiesen und Sümpfe waren seit 4—6 Wochen trocken (Abb. 1 u. 2). Mitte des Monats stand der Roggen längst trocken auf dem Halm, und in den Kartoffelfeldern breiteten sich Trockenschäden immer stärker aus. Fließgewässer und Seen zeigten extremes Niedrigwasser. Es fielen lediglich 27 mm Niederschlag (= 36% des langjährigen Durchschnitts).

Trockenheit und übermäßige Wärme hielten auch in den folgenden beiden Monaten an. Das Thermometer zeigte an 28 Tagen (beide Monate) mehr als 24 °C. Darunter waren 6 Tage im August, die wärmer als 29 °C waren (max. 34 °C; max. im Sept. 28 °C). Durch einige Schauer ergaben sich für August lediglich 40 mm Niederschlag (= 63% des langjährigen Durchschnitts) und für September 17 mm (= 40%). Die 2. Septemberdekade gehörte „zu den 10 wärmsten der letzten 100 Jahre“ (NT v. 25. IX. 1989)! Der weitere Witterungsablauf wird für das abgegrenzte Thema nicht benötigt.



Abb. 1. Der Lange Puhl im Wochenstubegebiet Blankes Luch mit maximaler Wasserführung (19. V. 1987). Aufn.: A. SCHMIDT



Abb. 2. Der Lange Puhl ausgetrocknet und vergrast nach dem Hitzesommer 1983 (18. VII. 1984). Aufn.: A. SCHMIDT

### Ergebnisse

Der ♀-Bestand im Wochenstübengebiet Blankes Luch wuchs bis zum Jahre 1988 auf 60—70 ♀♀ an und blieb 1989 etwa auf dieser Höhe (60—65 Ex., Mai u. A. Juni). Genausowenig wie 1982 und 1983 zeigten sich 1989 hier Auswirkungen, die in Zusammenhang mit der extremen Witterung gebracht werden können. Dagegen begann die Auflösung der Wochenstüben-gesellschaft 1989 extrem früh. Schon am 28. Juni wurde 1 ♀ dieser Wochenstübengruppe in einem knapp 2 km entfernten Kastengebiet kontrolliert. Nach den schon wieder behaarten Zitzenhöfen hatte es wahrscheinlich seine Jungen verloren. Bei einer Kastenkontrolle am 6. Juli wurden insgesamt 35 ad. ♀♀ und 76 juv. angetroffen, mindesten 4—5 ad. ♀♀ hatten ihre flüggen Jungen schon verlassen. Am 15. Juli hielten sich nur noch 12 ad. ♀♀ und 65 Jungtiere im Wochenstübengebiet auf, neben weiteren ad. ♀♀ hatten zu diesem frühen Zeitpunkt sogar schon mindestens 11 zuvor beringte Junge das Gebiet verlassen. Normalerweise ist um diese Zeit der größte Teil der Jungtiere erst flügge und noch vollzählig im Gebiet. Im kalten Sommer 1984 hatte sogar die Auflösung der Wochenstüben-gesellschaft noch gar nicht begonnen, andererseits gab es in den trockenen Sommern 1982 und 1983 gleichfalls Verfrühungen (SCHMIDT 1987a). Das weitere Geschehen war gleichfalls außergewöhnlich. Am 24. Juli und 31. Juli konnten nur noch 9 bzw. 12 Rauhhaufledermäuse nachgewiesen werden,

am 15. August 5 und am 31. August 1. Als entgegengesetztes Extrem seien nochmals die Verhältnisse im kalten Sommer 1984 erwähnt, als am 7. August ein Fledermauskasten noch „voll“ und einzelne juv. noch nicht flügge waren. Bis zum 23. August gab es Jungtiergruppen von 16 und 9 Ex. (SCHMIDT 1987 a).

Tabelle 2. Rauhhaufledermausbesatz in 2 Paarungs- und Durchzugsgebieten des Kreises Beeskow

	Revier Möllenkinkel			Revier Holzspree		
	Ex. E. Aug.	Ex. A. Sept.	Ex. ges.	Ex. E. Aug.	Ex. A. Sept.	Ex. ges.
1984	72	38	110	24	34	58
1985	68	40	108	35	30	65
1986	72	34	106	32	25	57
1987	69	38	107	22	21	43
1988	47	56	103	45	21	66
$\bar{x}$	65,6	41,2	106,8	31,6	26,2	57,8
1984—1988						
1989	42	20	62	19	24	43
% zu $\bar{x}$	64	48,5	58,1	60,1	91,6	74,4

In den beiden Paarungs- und Durchzugsgebieten konnte Ende August und Anfang September 1989 nur etwa die Hälfte bis drei Viertel des Normalbesatzes festgestellt werden (Tab. 2). Während von 1984—1988 im Gebiet Möllenkinkel 20—28  $\sigma\sigma$  Reviere besetzt hatten ( $\bar{x} = 25$  Reviere), waren es 1989 nur 19. Anfang September blieben 1989 noch 14  $\sigma\sigma$  im Gebiet, während es sonst (1984—1988) 15—26, durchschnittlich 21, waren. Der Gesamtbesatz schwankte 1984—1988 auffällig wenig, die Biotopkapazität war erreicht (pulsierende Gleichgewichtsphase). Im Extremjahr 1989 war neben der geringen Anzahl von  $\sigma\sigma$  besonders der minimale Bestand an  $\varnothing\varnothing$  für das festgestellte Bestandstief verantwortlich. In Normaljahren kamen im Gebiet Möllenkinkel Ende August durchschnittlich 1,54  $\varnothing\varnothing$  auf ein revierbesitzendes  $\sigma$  (20—28  $\sigma\sigma$ ), am 23. VIII. 1989 waren es nur 1,1  $\varnothing\varnothing$ . Von den 19  $\sigma\sigma$  mit Revier hatten 13 mit insgesamt 20  $\varnothing\varnothing$  Paarungsgruppen gebildet, und 6 saßen allein im Quartier. Im Gebiet Holzspree wich das entsprechende Ergebnis von 1989 mit 1:1 (10  $\sigma\sigma$  mit Revier und 10  $\varnothing\varnothing$ ) noch stärker zum mehrjährigen Durchschnitt (1:1,53) ab.

Die langjährige Bestandsentwicklung in den beiden Paarungs- und Durchzugsgebieten läßt eine Korrelation zwischen der Summe der Sommerniederschläge (Juni u. Juli) und den spätsommerlichen Rauhhaufbeständen erkennen (Abb. 3). Jeweils nach einem extrem trockenen Mittsommer (1982, 1983, 1989) gab es deutliche Bestandstiefs, die 1982 und 1983 allein durch die stark verringerte Anzahl anwesender  $\varnothing\varnothing$  entstanden, im Extremjahr 1989 durch den besonders starken Mangel an  $\varnothing\varnothing$  und einer geringeren Anzahl ad.  $\sigma\sigma$  mit Revier. Die minimalen Sommerniederschläge 1978 blieben in den Untersuchungsgebieten ohne erkennbaren Einfluß, da zu dieser Zeit die Kapazitätsgrenze der Biotope für die Rauhhaufledermausbestände noch nicht erreicht war. Der damalige Be-

satz lag noch unter dem Minimalbesatz der Trockenjahre 1982 und 1983. 1986 blieben durch übernormale Niederschläge von März—Mai (Mai 211%) und des Vorjahres Auswirkungen der minimalen Sommerniederschläge aus.

Für andere Kastengebiete des Kreises konnten ähnliche Feststellungen getroffen werden. In einem vor allem in der 2. Julihälfte aufgesuchten Gebiet war die Aufenthaltszeit der Tiere 1989 zusätzlich viel kürzer als sonst.

Nach einem grundsätzlichen Einblick in die Entwicklung der Körpermasse bei ♂♂ und ♀♀ der Rauhhaufledermaus (SCHMIDT 1982) wurden in den folgenden Jahren stichprobenartig nur noch kleine Gruppen gewogen. Damit steht ein zufällig verteiltes, jedoch oft im Umfang nicht ganz ausreichendes Material zur Verfügung. Bei Zusammenfassung von Gruppen aus den sommertrockenen (1978, 1982, 1983, 1989), normalen (1979—1981, 1985, 1986, 1988) und den niederschlagsreichen (1984, 1987) Jahren ergeben sich überwiegend ausreichend große Gruppen und gute Vergleichsmöglichkeiten (Tab. 3, Abb. 4—6). Für die ♂♂ sind die nur sehr geringen Schwankungen der Durchschnittsmasse in den verschiedenen Jahresgruppen charakteristisch. In keinem Falle sind die Mittelwertunterschiede signifikant ( $\alpha = 25\text{—}50\%$ ).

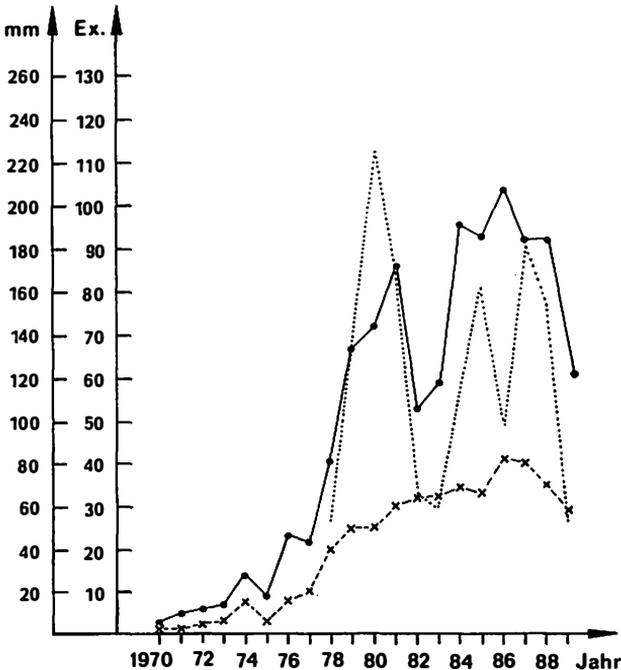


Abb. 3. Die Entwicklung der Bestände der Rauhhaufledermaus in den Fledermauskastengebieten Möllenkamp und Holzspree im Kreis Beeskow in Beziehung zu den Sommer-niederschlägen (Juni u. Juli).

- Anzahl der Rauhhaufledermäuse Ende August
- x—x— Anzahl der Reviere von Rauhhaufledermäusen Ende August
- ..... mm Niederschlag der Monate Juni und Juli im Untersuchungsgebiet

Tabelle 3. Die Körpermasse (g) von ♂♂ und ♀♀ der Rauhhautfledermaus aus Paarungs- und Durchzugsgebieten des Kreises Beeskow in verschiedenen Jahren

Gen.	Jahre	Ende August			Anfang September		
		$\bar{x}$	V	n	$\bar{x}$	V	n
♂♂	1978, 1982						
	1983, 1989	7,44	7,0—8,0	8	7,38	6,5—8,2	21
	1979, 1980						
	1988	7,68	6,5—9,0	28	7,32	6,5—9,0	18
	1984, 1987	—	—	—	7,53	6,8—8,0	7
♀♀	1978, 1982						
	1983, 1989	9,69	9,0—10,2	15	10,94	9,5—13,5	40
	1979—1981,						
	1985, 1986	10,44	8,5—13,0	109	11,04	9,0—14,1	50
	1988						
	1984, 1987	9,88	8,7—11,1	8	11,80	9,3—14,8	30

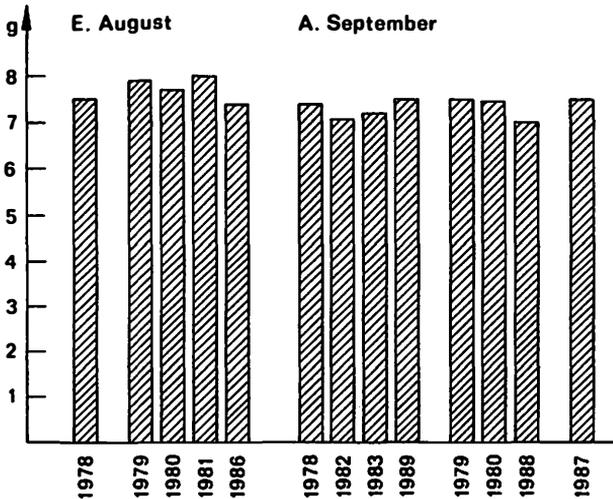


Abb. 4. Durchschnittsmassen von ♂♂ der Rauhhautfledermaus aus den Gebieten Holzspree und Möllnwinkel zu verschiedenen Zeiten

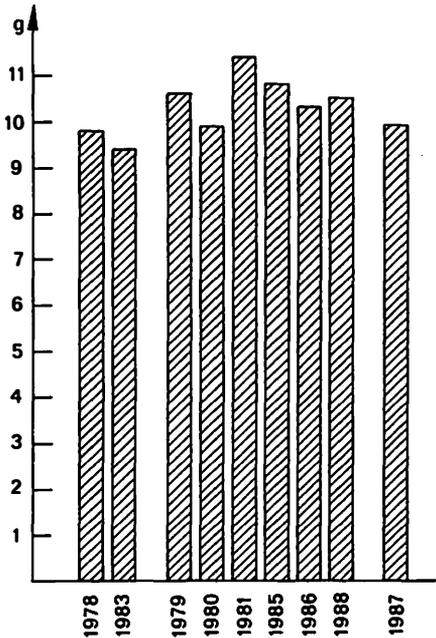


Abb. 5. Durchschnittsmassen von ♀♀ der Rauhhautfledermaus aus den Gebieten Holzspree und Möllwinkel Ende August verschiedener Jahre

Bei den ♀-Massen hat der herausragende Durchschnittswert von Ende August 1981 keine besondere Bedeutung, da er nur aus 3 Messungen entstand. Nur die Überprüfung der am meisten auseinanderliegenden Durchschnittswerte von Ende August (1980  $\bar{x} = 9,93$  g,  $n = 21$  zu 1985  $\bar{x} = 10,84$  g,  $n = 17$ ) ergab Signifikanz ( $\alpha < 0,2\%$ ). Hier scheinen schlechte Jagdbedingungen durch niederschlagsreiche Sommermonate 1980 der Grund für die etwas geringere Körpermasse gewesen zu sein. Unterschiede von Mittelwertpaaren der Körpermassen der ♀♀ aus verschiedenen Jahren von Anfang September ließen sich in keinem Fall statistisch sichern ( $\alpha > 10-50\%$ ). Die Mittelwertunterschiede der Körpermasse der ♀♀ aus verschiedenen Gebieten (Revier Holzspree  $\bar{x} = 10,84$  g,  $n = 16$ ; Rev. Möllwinkel  $\bar{x} = 10,36$  g,  $n = 18$ ) sind für Ende August 1979 nicht signifikant verschieden, jedoch für Anfang September 1985 gesichert ( $\bar{x} = 12,64$  g,  $n = 5$  und  $\bar{x} = 10,71$  g,  $n = 8$ ;  $\alpha < 2\%$ ). Obwohl die Materialgrundlage dürftig ist, scheinen die Ernährungsbedingungen im Revier Holzspree Anfang September tatsächlich besser zu sein, denn auch im Extremjahr 1989 wich der Besatz zu dieser Zeit kaum vom Durchschnitt normaler Jahre ab (Tab. 2). Der Einfluß des angrenzenden Flußgebietes der Spree könnte sich hier auswirken.

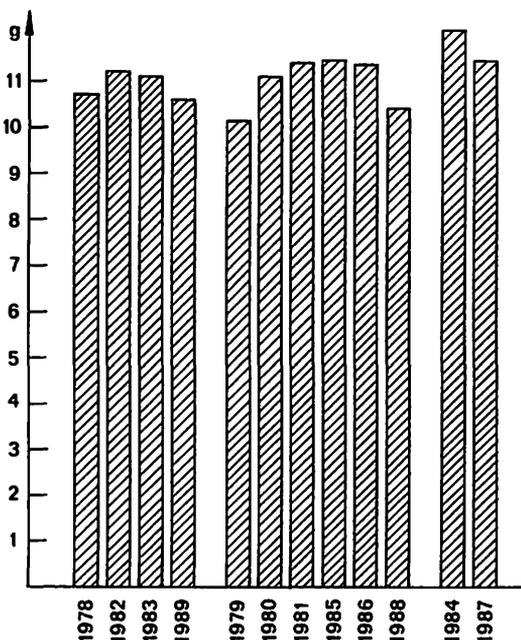


Abb. 6. Durchschnittsmassen von ♀♀ der Rauhhauffledermaus aus den Gebieten Holzspree und Möllwinkel Anfang September verschiedener Jahre

Es ergibt sich, daß die durchschnittliche Körpermasse der ♀♀ der Rauhhauffledermaus zur Paarungszeit nur ausnahmsweise durch Besonderheiten des Gebietes oder der Witterung geringfügig beeinflußt wird, bei den ♂♂ gar nicht. Ausschlaggebend scheint dabei in niederschlagsreichen Sommern die schlechtere Erlangbarkeit der Beute (Störung durch Regen, Inaktivität der Insekten) zu sein, nicht Nahrungstiermangel, wie zuvor (SCHMIDT 1987 a) diskutiert.

Im umfangreichen Material aus den Jahresgruppen sind bei den ♂♂ keinerlei Mittelwertpaare signifikant verschieden ( $\alpha = 50\%$ ). Die ♀♀ waren Ende August in den sommertrockenen Jahren signifikant leichter ( $\alpha < 0,2\%$ ) als in den Normaljahren, Anfang September nicht mehr ( $\alpha = 50\%$ ). Anfang September waren sie dagegen in den niederschlagsreichen Jahren (1984, 1987) im Durchschnitt signifikant ( $\alpha < 1\%$ ) schwerer als in den normalen oder sommertrockenen Jahren. Es scheint, daß ein Nahrungsmangel durch trockene Sommer (Befund Ende August) Anfang September wieder ausgeglichen ist und niederschlagsreiche Sommer eine überoptimale Nahrungsmenge schaffen, so daß dann überdurchschnittliche Körpermassen erreicht werden. Die fehlenden Auswirkungen auf die Körpermasse der ♂♂ erklären sich durch das übergeordnete Verhalten während der Paarungszeit (Territorialität), in der durchgehend Minimalmassen charakteristisch sind (SCHMIDT 1982).

Tabelle 4. Die durchschnittliche Anzahl anwesender Rauhhaufledermäuse in einer Saison (A. April—E. September)

	Wochenstubegebiet		Paarungs- und Durchzugsgebiete	
	Revier	Blankes Luch	Revier	Revier
	Ex./d	Ex./d	Holzspree	Möllenwinkel
	Ex./d	Ex./d	Ex./d	Ex./d
1984	—	12	28	
1985	—	—	29	
1986	48	10	33	
1987	31	6	21	
1988	38	10	20	
1989	42	7	14	

Die durchschnittliche Anzahl anwesender Rauhhaufledermäuse war im Wochenstubegebiet Blankes Luch 1989 nicht auffällig verschieden zu den Werten der Vorjahre (Tab. 4). Genauso wie 1988 bestand die Wochenstubeengruppe aus etwa 65 ad. ♀♀. Eine frühzeitige und schnelle Bestandsauffüllung im milden Frühjahr glich die zeitige Abwanderung der ad. ♀♀ im Sommer aus. In den Paarungs- und Durchzugsgebieten war die durchschnittliche Anzahl von Rauhhaufledermäusen in der Saison 1989 jedoch minimal (Tab. 4). Geringe Bestände und kurze Aufenthaltszeiten der Tiere ergaben diese geringen Durchschnittsbestände. Ein ähnlich niedriger Wert für das Gebiet Holzspree aus dem Jahre 1987 muß als Folge eines Kahlschlages im Kiefernbaumholz angesehen werden.

Für das Braune Langohr können Masse- und Verhaltensvergleiche aus den Jahren 1988 und 1989 herangezogen werden. Im Gegensatz zur Rauhhaufledermaus waren die ad. ♀♀ des Braunen Langohrs 1989 auch im Herbst noch signifikant ( $\alpha < 0,2\%$ ) leichter als zu etwa der gleichen Zeit im Vorjahr (Tab. 5). Außerdem hielten sich am 2. X. 1989 bei 18 ad. ♀♀ von 2 Wochenstubeengruppen nur noch 6 Jungtiere (25%) in den Gesellschaften auf, während zu etwa der gleichen Zeit im Vorjahr (29. IX. 1988) auf 15 ad. ♀♀ 10 Jungtiere (40%) kamen. Zusätzlich gab es allein 1989 3 Fälle des Nachweises eines beringten Braunen Langohrs in einer fremden Gesellschaft (1 ad. ♀ und 2 juv. ♀♀), was über viele Jahre trotz einer hohen Anzahl beringter Tiere ansonsten überhaupt nicht festgestellt werden konnte (HEISE u. SCHMIDT 1988).

Tabelle 5. Die Körpermasse von ad. ♀♀ des Braunen Langohrs aus jeweils denselben 2 Wochenstubeengruppen in verschiedenen Jahren

Zeit	n	$\bar{x}$	V
29. IX. 1988	14	12,29 g	10,0—13,3 g
2. X. 1989	18	10,84 g	9,0—12,8 g

## Diskussion

Für die Bestandstiefs der Rauhhautfledermaus in den Paarungs- und Durchzugsgebieten kamen Quartiermangel oder Winterverluste nicht in Frage. Auch Kahlschläge oder chemische Forstschutzmaßnahmen fanden 1989 in den Untersuchungsgebieten nicht statt und schieden als Ursachen ebenfalls aus. Es ergab sich also die Suche nach einschneidenden Veränderungen der Ernährungssituation.

Der auffälligste festgestellte Unterschied zur Nahrungsgrundlage der Rauhhautfledermause war 1989 das spärliche Vorkommen von Stechmücken in Forsten, Wäldern und Wiesengebieten. In Forsten mit kleinen Tümpeln und im NSG Karauschsee wurde im Mai 1988 die Mückenhäufigkeit mit „massenhaft“ und „reichlich“ (10. V. 1988 und 18. V. 1988, Dismigrationsgebiet), „massenhaft“ (15. V. 1988 Wochenstubengebiet bei Sauen), „reichlich“ oder „massenhaft“ (20. V., 31. V. und 2. VI. 1988, Wochenstubengebiet Blankes Luch) und „massenhaft“ (an allen Beobachtungstagen im NSG Karauschsee) beurteilt. In Kiefernforsten ohne Gewässer gab es im Mai 1988 keine Mücken (z. B. 14. V. 1988 Revier Möllenwinkel, 16. V. 1988 Rev. Holzspree), sondern erst im Sommer und Spätsommer. 1989 gab es weder in Wäldern und Forsten noch in Wiesengebieten Mückenplagen. Nur geringe Mückenbestände entwickelten sich in Tümpelwäldern, trockene Kiefernforste (Rev. Möllenwinkel und Holzspree) waren mückenfrei.

Ökologisch wird u. a. zwischen Wald-, Wiesen- und Hausmücken unterschieden. Von Bedeutung für diese Betrachtung sind die Arten der Wald- und Wiesenmücken (*Aedes spec.*, etwa 15 häufige Arten; PEUS 1950). Nach PEUS (1950) entwickeln sich die Wald-

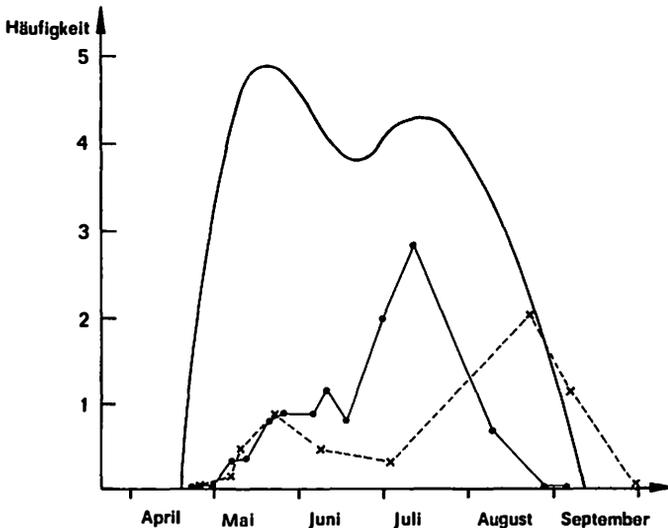


Abb. 7. Die jährliche Entwicklung der Bestände der Rauhhautfledermaus (1 = 50 Ex.) in Fledermauskastengebieten im Vergleich zum geschätzten Verlauf der Massenentwicklung von Wald- und Wiesenmückenarten (*Aedes spec.*).

● — ● Wochenstubengebiet Blankes Luch 1986

× - - - × Paarungs- und Durchzugsgebiete Holzspree und Möllenwinkel 1986

mücken im Frühjahr mit zunehmender Erwärmung in den durch Winterniederschläge gefüllten Waldtümpeln und schlüpfen ab Ende April. Schon ab Anfang Mai, im Untersuchungsgebiet ab etwa Mitte Mai, und oft schlagartig sind sie massenhaft vorhanden. Der Individuenreichtum hält bis in den Juli hinein an und wird im Hochsommer bei genügend Feuchtigkeit durch eine 2. meist nicht so starke Mückenwelle, die erst im September abklingt, nochmals aufgefüllt, denn ein Teil der Arten bringt eine 2. Generation hervor. Trockene Forste bekommen von all dem nichts ab, auch nicht durch Einwanderung von Waldmücken, da diese Artengruppe sehr ortsfest ist. Die Entwicklung der Wiesenmücken wird im Frühjahr durch die Auwaldmücken angeführt. Die Massenentwicklungen setzen am auffälligsten nach dem Sommerhochwasser ein. Im Gegensatz zu den Waldmücken sind die Wiesenmücken außerordentlich wanderfreudig und können bis in 10 oder 20 km entfernte Gebiete, z. B. auch in trockene Kiefernforste, einwandern. Bezeichnenderweise paßt die jährliche Häufigkeitsentwicklung bei der Rauhhaufledermaus in den Gebieten verschiedener biologischer Funktion sehr gut in diese Entwicklungszyklen (Abb. 7). Während des Heimzuges und im Wochenstubegebiet (ad. und juv.) stehen den Tieren die Massen der Waldmücken (und andere Nahrung) zur Verfügung, die im Hochsommer, nachdem die Jungtiere flügge sind, sogar noch von eingewanderten Wiesenmücken aufgefüllt werden. In den trockenen Kiefernforsten fehlen im Frühjahr die Mücken, das scheint dann also der Grund zu sein, weshalb diese Biotope nur geringe Frühjahrs- und Frühsommerbestände der Rauhhaufledermaus aufweisen und erst nach Einwanderung von Wiesenmückenmassen als Paarungs- und Durchzugsgebiete im Spätsommer attraktiv werden (Abb. 7). Somit dürften Heimzug, Wochenstubezeit und Wegzug bei der Rauhhaufledermaus jahrweise durch konkrete Witterungsbesonderheiten variiert werden (SCHMIDT 1985, 1987 a), generell jedoch in die jährliche Populationsentwicklung der Wald- und Wiesenmücken eingepaßt sein. Eine positive Korrelation der Fledermausbestände zu Gebieten mit Unterholz würde sich über den Reichtum an Rastplätzen in Bodennähe für die Stechmücken (Feuchtigkeit) und die zusätzliche Entwicklung anderer Beutetiere erklären.

Demzufolge sind als Wochenstubegebiete der Rauhhaufledermaus nur waldmückenproduzierende Wälder und Forste geeignet, müssen also wenigstens ein paar kleine Tümpel aufweisen (HEISE 1982, IFFERT u. a. 1989, OLDENBURG u. HACKETHAL 1988, SCHMIDT 1990). Als Paarungs- und Durchzugsgebiete sind auch nicht mückenproduzierende Forste geeignet, wenn Wiesenmückenbrutplätze in der Nähe liegen. Je umfangreicher die Mückeneinwanderung ist, um so besser besetzt ist das Paarungs- und Durchzugsgebiet, bei ansonsten optimalen Bestands- und Quartierverhältnissen. Die Melioration oder Verfüllung von Wald- und Wiesentümpeln, die „Reliefkorrektur“ und der Umbruch von Feuchtwiesen kommen also neben der Herabsetzung des Einschlagsalters und extremer Monokulturwirtschaft (SCHMIDT 1990) als gravierende Faktoren der Bestandssenkung für die Rauhhaufledermaus in heutiger Zeit hinzu. Der rücksichtslose Umgang mit der Landschaft verstärkte die Auswirkungen chemischer Verseuchung der Nahrungsketten, chemische und ökologische Gewalt führten zu einem erschreckenden Bestands- und Artenschwund (z. B. DITTBERNER u. DITTBERNER 1989, GILSENBACH 1982, HENKEL u. a. 1982, SAUER 1989, SEDLAG 1983). Im Gegensatz zu naturbedingten Extremen können solche Verluste nicht ausgeglichen werden.

Im Extremjahr zeigten sich bei ♂♂ und ♀♀ der Rauhhaufledermaus und den Wochenstubengruppen des Braunen Langohrs jeweils unterschiedliche Auswirkungen.

Hierfür können schon bekannte, charakteristische Verhaltensweisen verantwortlich gemacht werden. Die ♀♀ der Rauhhaufledermaus leben in den Paarungs- und Durchzugsgebieten nur vorübergehend und ohne Ortsbindung. Sie bejagen genauso wie in Wochenstubegebieten gleichberechtigt das gesamte Gebiet (gemeinsame Ressource, KREBS u. DAVIES 1984). Beobachtungen am Abend in Wochenstubegebieten ergaben immer wieder, daß sowohl mehrere Ex. gleichzeitig oder nacheinander an derselben Stelle jagen können. In Paarungs- und Durchzugsgebieten kommen häufig Verfolgungen vor, sicherlich durch revierbesitzende ♂♂. Die Konkurrenz unter den ♀♀ regelt dabei den Bestand. Die verschiedenen Massevergleiche zeigen, daß offensichtlich nur so viele ♀♀ im Gebiet bleiben, wie sich ausreichend ernähren können, die anderen wandern ab (ideal freie Verhältnisse, KREBS u. DAVIES 1984). In nahrungsknappen Zeiten muß für die durch Konkurrenz regulierte Anzahl der ♀♀ die Nahrung ausreichen, um den laufenden Energiebedarf und die für Zug und Überwinterung notwendige Massezunahme sicherzustellen. Zusätzlich unterliegen die ♀♀ der Nahrungskonkurrenz der ♂♂, die in der Paarungszeit Territorien besetzt halten, in denen sie sich gleichfalls ausreichend ernähren können (despotisches Verhalten zur Ressource; KREBS u. DAVIES 1984). Damit ist ihr Auskommen in unverminderter Zahl auch dann noch gesichert, wenn wegen einer verringerten Nahrungsgrundlage (1982 und 1983) schon ein Teil der ♀♀ abwandern muß. Erst unter extremen Verhältnissen (1989) sinkt auch die Zahl der ♂♂, sei es, daß die schlechtesten Reviere aufgegeben werden oder daß die verbleibenden ♂♂ größere Reviere besetzt halten.

Bei Nahrungs- und Verhaltensuntersuchungen an der Geschwisterart *Pipistrellus pipistrellus* ist für die ♀♀ die zunehmende Konkurrenz bei abnehmender Insektdichte nachgewiesen worden. Die innerartliche Aggression nimmt mit zunehmender Insektdichte ab und erlischt schließlich (RACEY u. SWIFT 1985). Über 4/5 der Nahrungstiere englischer Zwergfledermäuse entwickeln sich in Gewässern. In dem untersuchten Lebensraum der Zwergfledermäuse, Flußgebiete mit größeren Seen, sind es vor allem Zuckmücken (*Chironomidae* 56,4%) und Köcherfliegen (*Glossomatidae* 23,4%), weniger Stechmücken (*Ceratopogonidae* 4,1%; SWIFT u. a. 1985). Als optimale Nahrungsstrategie wird von den Autoren für diese kleine Fledermausart das unselektive Fressen (Nahrungsgeneralismus) herausgestellt, was auch für die Rauhhaufledermaus zutreffen wird. Eine Untersuchung zur Nahrung von Rauhhaufledermäusen aus dem Dnepr-Flußgebiet weist ebenfalls überwiegend (90%) Insekten mit einer Larvenentwicklung im Wasser als Beute aus (SOLOGOR u. PETRUSENKO 1973). Es dominieren Zuckmücken mit 44,2%, gefolgt von Stechmücken (*Culicidae*) mit 29,5% und den Kriebelmücken aus Fließgewässern (*Simuliidae*) mit 14,7%. In hiesigen Gebieten, Tümpelwälder und Kiefernforste, dürften im Nahrungsspektrum der Rauhhaufledermaus ganz stark die Stechmücken dominieren. Da auf dem Zug und bei Ankunft in den Wintergebieten West- und Südwesteuropas auch Seeufer, Fluß- und Stadtlandschaften bejagt werden und die *Aedes*-Bestände nur bis etwa Anfang September vorhanden sind, sind in dieser Hinsicht deutliche regionale und phänologische Unterschiede zu erwarten. Darauf weisen auch die besonderen Verhältnisse im Revier Holzspree hin, welches an die Spreeniederung angrenzt.

Es ist klar, daß ein solcher Regulationsmechanismus sich auf die sozial ganz anders organisierten Gruppen des Braunen Langohrs wiederum ganz anders auswirkt. Die Gruppen leben von Frühjahr bis Herbst ortsfest als geschlossene Sozialeinheiten in abgegrenz-

ten Territorien (HEISE u. SCHMIDT 1988). Vergrößerung der Reviere oder Ortswechsel nach augenblicklichem Bedarf können kurzfristig nicht realisiert werden. Die beschriebenen Massevergleiche zeigen, daß die Tiere ausharren und hungern und daß verstärkt Jungtiere abwandern (Emigration). Auch das Auftauchen eines ad. ♀ in einer 8,5 km entfernten Gesellschaft könnte durch die Hungersituation bedingt gewesen sein. Im Gegensatz dazu weicht die Rauhhaufledermaus im Rahmen der alljährlichen Dismigration regional oder großräumig aus.

Um nach diesen Darlegungen auch eine gewisse Abschätzung der Rolle der Rauhhaufledermäuse bei der Milderung der sommerlichen Stechmückenplage anzuschließen, war es neben der Kalkulation des täglichen Nahrungsbedarfs (schätzungsweise 4,5 g/Tag; SCHOBER u. GRIMMBERGER 1987) auch notwendig, die sich im Jahresverlauf charakteristisch ändernde Anzahl anwesender Fledermäuse zu berücksichtigen. Dazu wurde für das betreffende Kastengebiet und Jahr die durchschnittliche Anzahl anwesender Fledermäuse (s. o.) bestimmt. Am besten gelang das für die Saison 1986, in der die Rauhhaufledermäuse der 207 Fledermauskästen des Kreises Beeskow etwa 104 kg Insekten verzehrten. Bei der Annahme, daß etwa 50% dieser Beutetiere Stechmücken gewesen sein könnten, 221 ♀♀ von *Aedes spec.* aus dem Sumpf des NSG Karauschsee wogen frischtot 2,000 g (= 0,009 g/Ex.), wäre das eine Zahl von etwa 5,8 Mio. Ex. Da die Fledermauskästen nur auf etwa 2% der geeigneten Forstflächen (= über 50 Jahre) hängen, könnte das zu erreichende Regulationspotential noch schätzungsweise 50mal höher sein, und hinzu kämen noch die Regulationswirkungen auf die Populationen der anderen Nahrungstierarten. Eine einzelne Rauhhaufledermaus hätte unter o. g. Voraussetzungen in einer Saison (etwa 150 Tage) neben etwa gleich vielen anderen Beutetieren etwa 37 000 Stechmücken verzehrt. Für die etwas größere Wasserfledermaus (*Myotis daubentoni*) kalkulierte KURSKOW für Mitte Mai—Mitte Oktober 60 000 Mücken (SCHOBER u. GRIMMBERGER 1987).

### Schlußfolgerungen für den Artenschutz

Während auf der Basis überreichen Nahrungsangebots in den tümpelreichen mecklenburgischen Mischwäldern (Mückenparadiese) alljährlich große Bestände von Rauhhaufledermäusen leben und Junge aufziehen können (HEISE 1982, 1985, OLDENBURG u. HACKETHAL 1988) kommt es in den labilen, künstlichen Ökosystemen Ostbrandenburgs in trockenen Jahren zu Nahrungsmangel, zumindest für Rauhhaufledermäuse und Braune Langohren. Das stellt über die nur mangelhaft mögliche Aufmästung für den Zug und den Winter eine ernst zu nehmende Gefährdung heimischer und durchziehender Rauhhaufledermäuse dar. Abhilfe könnte durch Biotopvielfalt der Landschaft geschaffen werden. Die instabilen Kiefernmonokulturen müßten in artenreiche Mischbestände umgewandelt werden. Bei einem hohen Einschlagsalter, den Verzicht auf Kahlschläge und etwa 3% Altholzinseln (SCHMIDT 1987b) wäre das Quartierangebot gesichert. Die Bepflanzung von Forstwegen, Voranbau, Unterbau, die Anlage von artenreichen Waldmänteln sowie die Erhaltung, Pflege und Anlage von Wald- und Wiesentümpeln würden bei gleichzeitigem weitestgehendem Verzicht auf Chemieanwendung die Nahrungsgrundlage sichern. An Bächen müßte die charakteristische Bachbegleitflora erhalten und gepflegt werden. In der offenen und bebauten Landschaft (z. B. Campingplätze, Stadt- und Dorfränder, Müllplätze, Parke, Industrie- und Stallgelände, Straßenböschungen) wäre eine artenreiche Bepflanzung mit Bäumen und Sträuchern unterstützend, jedoch

auch aus ökologischen, klimatischen und erholungsmäßigen Gründen notwendig. Eine zusätzliche Aufhängung von Fledermauskästen würde zur Verstärkung und Verfrühung der Ansiedlung von Fledermäusen führen.

### Zusammenfassung

In niederschlagsarmen Sommern wurden Bestandstiefs von Rauhhaufledermäusen in ostbrandenburgischen Kiefernforsten festgestellt. Nahrungsmangel, insbesondere fehlende Massenentwicklung von Stechmücken (*Aedes*), war wahrscheinlich die Ursache. Aus Körpermassevergleichen ging hervor, daß Nahrungsmenge und -erlangbarkeit für die anwesenden Tiere gut ausreichen müssen, um den Bedarf, zeitgemäßer Energieverbrauch, Aufbau von Reserven für Zug, Winterschlaf oder Haarwechsel, zu decken. Erste Auswirkungen des Nahrungsmangels zeigten sich in der verminderten Anzahl der ♀♀. Ihr Bestand wird durch freie Konkurrenz um die gemeinsame Ressource Nahrung reguliert. Erst unter extremen Verhältnissen (1989) waren auch weniger ♂-Revier besetzt (Nahrungsdespotismus). Regionales und großräumiges Ausweichen während der Dismigration und auf dem Zug sichern für jedes Individuum ausreichende Ernährungsmöglichkeiten.

Im Gegensatz dazu wanderte beim Braunen Langohr unter Nahrungsmangel ein höherer Teil der Jungtiere ab, während ansonsten die ortsfesten Gruppen unter diesen Bedingungen hungerten.

Über die durchschnittlich in einer Saison anwesende Anzahl von Rauhhaufledermäusen ließ sich deren hohe Bedeutung bei der Regulation von Insektdichten, z. B. Stechmücken, kalkulieren.

Zeitweiser Nahrungsmangel stellt für heimische und durchziehende Fledermäuse eine Gefährdung dar und könnte durch eine Reihe ökologischer Gestaltungsmaßnahmen verhindert werden.

### Summary

In summer seasons with low precipitation also a low population of *Nathusius pipistrelle* was recorded in pine forests of Eastern Brandenburg. Food shortage, especially a missing mass development of gnats (*Aedes*) is believed to be the reason. Comparisons of the body weight showed that quantity and availability of food for the present animals must be well sufficient, in order to fill the needs, temporal consumption of energy, laying in reserves for migration, hibernation or hair-change. First consequences of food shortage became evident in reduced numbers of ♀♀, the stock of which is regulated by free rivalry for the common food resource. Only under extreme conditions (1989) also less male quarters were occupied (food despotism). Regional and spacious outflaking during dismigration and migration secure sufficient feeding possibilities to every animal.

Contrary to this a greater part of the young Common long-eared bats was migrating in times of food shortage, whereas the local resident groups went hungry under these conditions.

Due to the average number of Common long-eared bats being present during a season the great importance for the regulation of the density of insects, i.e. gnats, could be calculated.

Temporary lack of food is a danger for native and migrating bats and should be prevented by several ecological arrangements.

### Schrifttum

- DITTBERNER, H., u. DITTBERNER, W. (1989): Alters- und Geschlechtskennzeichen beim Sprosser. D. Falke 36, 255—259.
- GILSENBACH, R. (1982): Rund um die Natur. Berlin.

- HEISE, G. (1982): Zu Vorkommen, Biologie und Ökologie der Rauhhaufledermaus (*Pipistrellus nathusii*) in der Umgebung von Prenzlau (Uckermark), Bez. Neubrandenburg. *Nyctalus* (N.F.) 1, 281—300.
- (1985): Zur Erstbesiedlung von Quartieren durch „Waldfledermäuse“. *Ibid.* 2, 191—197.
- , u. SCHMIDT, A. (1988): Beiträge zur sozialen Organisation und Ökologie des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus*). *Ibid.* 2, 445—465.
- HENKEL, F., TRESS, C., u. TRESS, H. (1982): Zum Bestandsrückgang der Mausohren (*Myotis myotis*) in Südthüringen. *Ibid.* 1, 453—471.
- IFFERT, D., TRESS, J., u. TRESS, C. (1989): Kastenbesatz durch Fledermäuse in Abhängigkeit zur Waldstruktur im Forstrevier Hahnenhorst (Bezirk Schwerin). *Populationsökol. Fledermausarten*, Halle, 277—289.
- KREBS, J. R., u. DAVIES, N. (1984): Einführung in die Verhaltensökologie. Stuttgart/New York.
- OLDENBURG, W., u. HACKETHAL, H. (1988): Zur gegenwärtigen Kenntnis der Fledermausfauna des Kreises Waren/Müritz, Bezirk Neubrandenburg, mit einigen Angaben zur Biometrie und Ökologie der nachgewiesenen Arten. *Naturschutzarb. Mecklenbg.* 31, 1—12.
- PEUS, F. (1950): Stechmücken. *Neue Brehm-Büch.*, Bd. 22. Leipzig u. Wittenberg Lutherstadt.
- RACEY, P. A., and SWIFT, S. M. (1985): Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (*Chiroptera: Vespertilionidae*) during pregnancy and lactation. Part 1: Foraging behavior. *Journ. Animal Ecology* 54, 205—215.
- SAUER, T. (1989): Erfahrungen zur Fluggestaltungs-konzeption der LPG „Fahner Obst“ Gierstädt. *D. Falke* 36, 295—297.
- SCHMIDT, A. (1982): Die Körpermasse der Rauhhaufledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling u. Blasius, 1839). *Nyctalus* (N.F.) 1, 383—389.
- (1985): Zu Jugendentwicklung und phänologischem Verhalten der Rauhhaufledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling u. Blasius, 1839), im Süden des Bezirkes Frankfurt/O. *Ibid.* 2, 101—118.
- (1987 a): Zum Einfluß des kalten Sommers 1984 auf Lebensweise und Entwicklung der Rauhhaufledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling u. Blasius, 1839). *Ibid.* 2, 348—358.
- (1987 b): Möglichkeiten der Bestandserhaltung und Bestandshebung bei unseren Waldfledermäusen. *Beeskower nat. wiss. Abh.* 1, 28—36.
- (1990): Fledermausansiedlungsversuche in ostbrandenburgischen Kiefernforsten. *Nyctalus* (N.F.) 3, 177—207.
- SCHOBER, W., u. GRIMMBERGER, E. (1987): Die Fledermäuse Europas — kennen — bestimmen — schützen. Stuttgart.
- SEDLAG, U. (1983): Vom Aussterben der Tiere. Leipzig, Jena, Berlin.
- SOLOGOR, E., u. PETRUŠENKO, A. (1973): On studying nutrition of *Chiroptera* order of the middle Dnieper area. *Zool. Rec.*, Kiew, 3, 45 (russ.). *Zit. nach: VIERHAUS, H. (i. Dr.): Pipistrellus nathusii* (Keyserling u. Blasius, 1839) — Rauhhaufledermaus. In: NIETHAMMER, J., u. KRAPP, F. (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas*. Bd. 4. Wiesbaden.
- SWIFT, S. M., RACEY, P. A., and AVERY, M. I. (1985): Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (*Chiroptera: Vespertilionidae*) during pregnancy and lactation. Part 2: Diet. *Journ. Animal Ecology* 54, 217—225.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Nyctalus – Internationale Fledermaus-Fachzeitschrift](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [NF\\_4](#)

Autor(en)/Author(s): Schmidt Axel

Artikel/Article: [Zum Einfluß sommerlicher Dürre auf Rauhhautfledermäuse \(Pipistrellus nathusii\) und Braune Langohren \(Plecotus auritus\) in ostbrandenburgischen Kiefernforsten 123-139](#)