

Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Uhus *Bubo bubo* im Engadin

David Jenny



JENNY, D. (2011): Population trend and reproduction of the Eurasian Eagle-Owl *Bubo bubo* in the Engadine. Ornithol. Beob. 108: 233–250.

In the Engadine valley between Maloja and Susch (Grisons) nine territories of the Eurasian Eagle-Owl were occupied in at least one year between 2005 and 2010. This corresponds approximately to a population density as noted by Haller (1978a) in the 1970s. The average distance between the eyries was 6.9 (3.6–11.7) km. In the Lower Engadine below Susch the population density was lower with an average distance of 10.8 (7.4–14.1) km. It was also lower compared to the results found by Haller (1978a) in this part of the Engadine. The occupation of the territories by Eagle Owl pairs was lower than in the 1970s and 1990s. 61 % of the controlled territories were occupied by pairs (Haller 1978a: at least 86 %). The proportion of territories occupied only by single owls was higher (24 %) than in the 1970s. Below Susch only two of seven former pairs could be confirmed. Overall, in the entire Engadine 11 of 17 known territories were found occupied, representing a drop of at least 25 %. Reproduction rate was 0.88 young per pair and year in the main study area (Maloja to Susch), the brood size was 1.61 fledged young per successful brood. In one case, a pair raised four young. The proportion of non-breeding pairs was relatively high with 21–36 %. Breeding failures were comparatively rare. As a consequence, breeding success was relatively high (72–90 % of all broods successful). During the study period 11 dead Eagle Owls were found in the Engadine, which corresponds to a rate of 0.18 birds per 10 km and year. This is less than in the past and indicates a decrease of the population. Most birds were victims of accidents, mainly of railway transport, followed by electrocution and road transport. The reduced number of occupied territories and the high turnover of territory occupancy reflects a low recruitment rate which is mainly caused by the high mortality due to accidents. But apart from technical infrastructure as a source of accidents habitat quality in the Engadine still appears to be good for the Eagle Owl. Considering the high altitude, breeding success and population density are above average.

David Jenny, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach, E-Mail jenny.d@compunet.ch

Im Engadin hat sich der Uhubestand während der Phase der direkten Nachstellungen im 19. und 20. Jahrhundert vermutlich besser gehalten als in anderen Regionen der Schweiz. Von 14 schweizerischen Uhu-Nachweisen zwischen 1920 und 1931 stammen 7 aus Graubünden,

6 davon aus dem Engadin (Corti 1935). In der Folge erholte sich der Uhubestand in verschiedenen Regionen der Schweiz wieder (Mosimann-Kampe et al. 1998). Regelmässige Nachweise erfolgten im Oberengadin ab 1950 durch Rudolf Melcher (Corti & Melcher 1958).

Haller (1978a) wies von 1974 bis 1977 im Engadin zwischen Maloja und Vinadi 17 besetzte Uhreviere nach. Bis Mitte der Neunzigerjahre bestätigten Bruno Badilatti und Paul Frei (in Mosimann-Kampe et al. 1998) 17 Paare im Engadin. Seither zeichnet sich in verschiedenen Teilen der Alpen ein erneuter Bestandsrückgang ab (Sascor & Maistri 1997, Lanz & Pille 2005, Aebischer 2008). Ziel der vorliegenden, durch das Amt für Jagd und Fischerei Graubünden und die Schweizerische Vogelwarte Sempach initiierten Arbeit ist es, die jüngste Bestandsentwicklung des Uhus im Engadin zu dokumentieren und Fragen nach möglichen Ursachen für Bestandsveränderungen nachzugehen.

1. Untersuchungsgebiet und Methode

Hauptuntersuchungsgebiete bildeten das Oberengadin entlang der Talachse des Inn inklusive der Gemeinde Maloja (Bergell) und das obere Unterengadin bis Susch. Der als Uhu-Lebensraum geeignete Talbodenbereich umfasst etwa 280 km². Die 1–2,5 km breite Talsohle ist von vergleichsweise extensiv genutzten Kulturlandflächen (fast ausschliesslich Viehwirtschaft), Siedlungsflächen, Feuchtgebieten (Inn inklusive Zuflüsse, Oberengadiner Seen) und Verkehrsanlagen (Strassen, Flugplatz, Bahnlinien) geprägt. In den Hanglagen dominieren Nadelwälder, über 2200 m ü.M. baumlose alpine Zonen. Der untersuchte Talabschnitt liegt zwischen 1400 und 1810 m ü.M. und ist 56 km lang. Die inneralpine Längsfurche ist relativ trocken, die Winter sind lang. Im Untersuchungsgebiet siedeln etwa 20000 Einwohner, saisonal steigt die Einwohnerzahl bis über 100000.

Uhus brüten in ans Kulturland angrenzenden Felsen, meist in der Nähe von Gewässern, Strassen, Bahnlinien und Siedlungen und jagen vorwiegend im offenen bis halboffenen Kulturland (vgl. Haller 1978a).

Die systematischen Bestandserhebungen von Heinrich Haller in den Siebzigerjahren (Haller 1978b) und deren Wiederholung 1987–1993 durch Bruno Badilatti und Paul Frei (Mosimann et al. 1998, B. Badilatti mdl.) sowie

Angaben der Wildhut und lokaler Ornithologen dienten als Ausgangslage für die aktuelle Erfassung der Uhreviere. Dabei wurden im Hauptuntersuchungsgebiet zwischen Anfang Februar und April der Jahre 2005–2010 elf potenzielle Brutfelsen durch Verhören in der Abenddämmerung, bis etwa 2 h nach Sonnenuntergang, kontrolliert (Tab. 1). Uhunachweise gelangen oft nur mit beträchtlichem Aufwand, im Mittel nach 4,6 h Verhördauer pro Revier. Im ersten Jahr der Untersuchung wurden mindestens 7,5 h Verhöraufwand investiert, bis eine Nichtbesetzung des Reviers angenommen wurde. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit eines besetzten Uhreviers lag damit gemäss den Berechnungen von Kéry (2008) bei knapp 90 %. In den Folgejahren reduzierte sich der Verhöraufwand, da auf den erworbenen Kenntnissen aufgebaut werden konnte. Von April bis Anfang Juli wurde bei Paaren mit Brutverdacht nach besetzten Brutnischen gesucht, welche in der Folge in etwa 14-tägigen Abständen bis zum Ausfliegen der Jungvögel kontrolliert wurden. Danach erfolgten weitere sporadische Kontrollen während der Ästlingsphase, vereinzelt wurden an Kröpfplätzen und Brutnischen Beutebelege in Form von Gewöllen und Rupfungen gesammelt.

Von 2007 bis 2010 wurde zusätzlich das Unterengadin von Susch talabwärts bis Vinadi an der Landesgrenze auf einer Strecke von 43 km durch Men Janett kontrolliert. Hier senkt sich der Talboden am Innufer bis 1000 m ü.M. ab. Entsprechend milder, aber nicht weniger trocken ist das Klima. Die systematischen Erhebungen erfolgten hier extensiver als im Hauptuntersuchungsgebiet.

2. Ergebnisse

2.1. Revierverteilung, Siedlungsdichte

Im Hauptuntersuchungsgebiet zwischen Maloja und Susch waren von 2005 bis 2010 maximal neun Reviere besetzt (Abb. 1). Die höchsten Brutplätze lagen im obersten Engadin auf 1900 m ü.M. (vgl. Jenny 2005). Zwei Reviere, die bis um die Jahrtausendwende noch besetzt waren, blieben während der Untersuchungsperiode verwaist (Madulain und Brail). Der mitt-

Tab. 1. Verhör-Aufwand während der ersten Revierkontrollen von Februar bis April 2005 in elf potenziellen Uhu revieren. Kontrolliert bzw. angesessen wurde ab der Abenddämmerung jeweils zwei Stunden lang pro Revier. Kursive Schrift: unsicherer Hinweis auf Paar oder Einzelvogel; – = kein Hinweis auf eine Präsenz des Uhus. – *Sampling effort during the first checks of 11 potentially occupied Eagle-Owl territories in the Engadine from February to April 2005. Monitoring took place after dusk for two hours per station. Italics: uncertain indication of a couple or single bird; – = no Eagle-Owl present.*

Revier	1. Kontrolle	2. Kontrolle	3. Kontrolle	4. Kontrolle	5. Kontrolle	Befund
1 Maloja	14. Feb. 17.45–19.45 –	10. März 18.45–19.55 ♀ und ♂ rufend				Paar
2 Sils	11. Feb. 17.30–19.40 –	28. Feb. 18.50–20.50 –	22. März 18.15–21.15 ♂ rufend wo?	23. März 18.05–21.30 1 ♂ rufend		Paar
3 Silvaplana	22. Feb. 18.15–20.15 ♀ und ♂ rufend					Paar
4 St. Moritz	2. Feb. 17.30–18.30 –	17. Feb. 18.45–20.45 1 ♂ rufend				Paar
5 Samedan	8. Feb. 17.30–19.30 evtl.	23. Feb. 18.15–20.45 evtl.?	17. März 19.00–21.00 Ruf?	25. März 18.40–21.00 –	28. März 18.30–20.30 ♀ ruft laut	♀
6 Madulain	31. Jan. 17.45–19.15 –	25. Feb. 18.45–20.45 –	18. März 18.00–21.00 –	12. April 19.50–21.50 –		nicht besetzt
7 S-chanf	30. Jan. 17.30–19.15 –	24. Feb. 18.45–20.45 evtl.?	14. März 18.45–20.45 –	3. April 19.15–21.00 –		nicht besetzt
8 Brail	13. Feb. 17.45–19.45 –	9. März 18.45–20.45 –	21. März 18.15–20.15 –	27. März 18.15–19.45 –		nicht besetzt
9 Spöl	12. Feb. 17.30–19.30 –	4. März 18.30–20.30 1 Uhu sitzt				Paar
10 Zernez	3. Feb. 18.15–19.30 –	8. März 18.45–20.45 –	20. März 18.10–19.40 ♀ und ♂ fliegen			Paar
11 Susch	5. Feb. 17.30–19.00 ♂ rufend					Paar

lere Abstand zwischen zwei besetzten Revieren lag bei 6,9 (3,6–11,7) km, was den Werten von Haller (1978a) in den Siebzigerjahren entspricht (6,8 km). Der aktuelle Dichtewert im Engadin verringert sich allerdings stark, wenn man nur jene Reviere berücksichtigt, welche im gleichen Jahr von einem Uhu paar besetzt waren (2005–2010: Paarabstand 9,1–13,6, im Mittel 12,0 km).

Die potenziellen Uhu-Revier sind perl-schnurartig entlang der Talachse des Inn an-

geordnet. Hinweise auf weitere Uhu-Standorte bestehen aus hochalpinen Habitaten in den Seitentälern Val Bernina, Val Chamuera, Val Bever und Val Tantermozza, wo aber lediglich Einzelvögel nachgewiesen werden konnten.

Unterhalb von Susch (Lavin bis Vinadi) lag der mittlere Revierabstand bei 10,8 (7,4–14,1) km. Hier hat sich die Revierdichte im Vergleich zu den Angaben von Haller (1978a; 6,5 km) stark verringert (Jenny & Janett 2008).

2.2. Revierbesetzung

Neun von elf potenziellen Revieren waren im Hauptuntersuchungsgebiet während der Untersuchungsperiode mindestens in einem Jahr besetzt (82 %). Vom Oberengadin talabwärts nahm die Belegung potenzieller Reviere ten-

denziell ab (Abb. 1). Diese war zudem auffallend unstetig: Im Hauptuntersuchungsgebiet standen fünf Revieraufgaben drei Neubesetzungen gegenüber (Tab. 2). Nur drei der neun Reviere waren zwischen 2005 und 2010 durchgehend besetzt (Silvaplana, Spöl und Susch), wogegen drei Reviere nur während eines Jah-

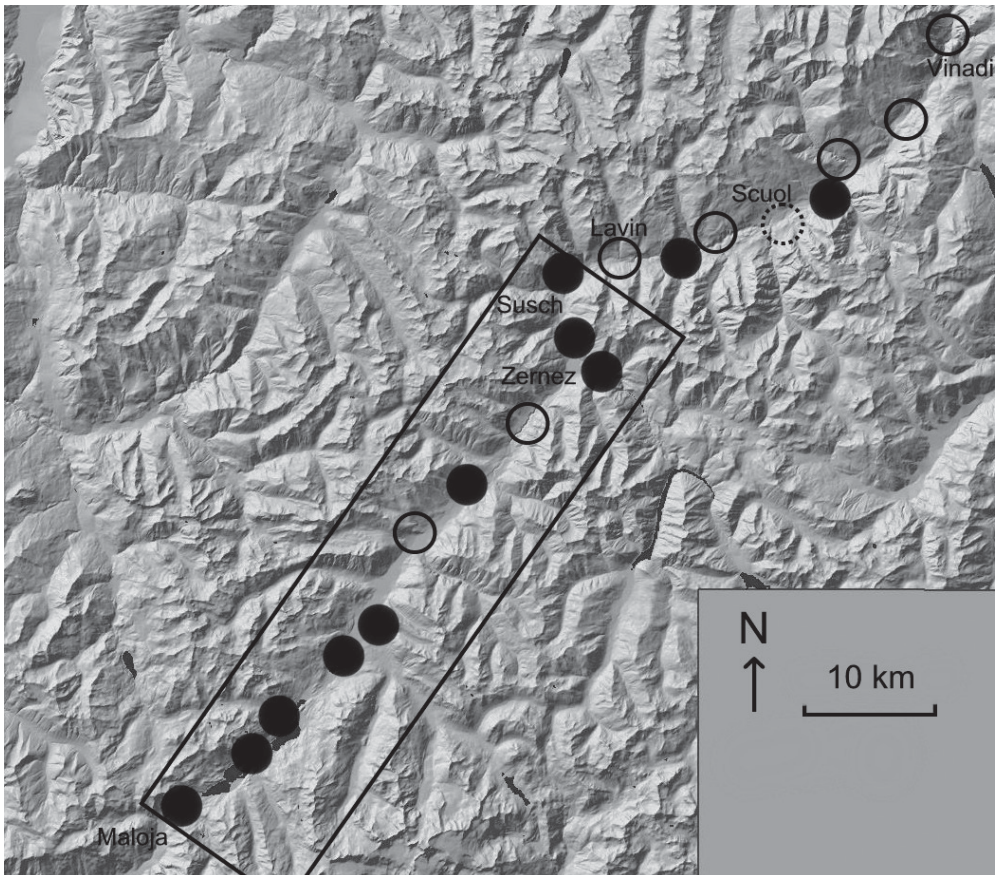


Abb. 1. Uhu-Revire im Hauptuntersuchungsgebiet 2005–2010 (Rechteck: Oberengadin und oberes Unterengadin von Maloja bis Susch). Ab 2007 wurden im unteren Unterengadin ergänzende Reviererhebungen durchgeführt (Lavin bis Vinadi). Angegeben sind während der Untersuchungsperiode mindestens einmal besetzte Revire (schwarz), ehemals besetzte Revire (vor 2000; Kreis) und ehemals vermutlich besetzte Revire (unterbrochener Kreis). Angaben über frühere Revierbelegung aus Haller (1978b) und Mosimann-Kampe et al. (1998). – *Eagle Owl territories in the main study area from 2005 to 2010 (square: Upper Engadine and top of the Lower Engadine from Maloja to Susch). From 2007, complementary surveys were carried out in the Lower Engadine (from Lavin to Vinadi). Territories which were occupied at least once during the study period (black), formerly occupied territories (before 2000; circle) and probable formerly occupied territories (dotted circle) are indicated. Historical information on territory occupation by by Haller (1978b) and Mosimann-Kampe et al. (1998).*

Tab. 2. Revierbesetzung und Reproduktion des Uhus im Engadin (Maloja bis Susch). Die Ziffern in der Übersicht beziehen sich auf die Zahl der Jungvögel. * = Nestlinge vor Ausflug verschollen (in Klammern: im Horst gestorbene Nestlinge), a = abgebrochene Brut; k = keine Brut; k/a = keine oder früh abgebrochene Brut. In all diesen Fällen war das Revier von einem Paar besetzt. e = nur Einzelvogel anwesend; . = Revier nicht besetzt. Nachwuchsrate = ausgeflogene Jungvögel/anwesendes Paar 2005–2010; Brutgrösse = ausgeflogene Jungvögel/erfolgreiche Brut 2005–2010. – *Occupation of territories and reproduction of Eagle Owls in the Engadine (Maloja to Susch). The numbers in the table indicate the number of young birds. * = nestlings disappearing before fledging (in brackets: nestlings found dead in the nest); a = brood failure; k = no brood; k/a = no breeding attempt or brood failed at an early stage. In all these cases the territory was occupied by pairs. e = only single birds present. . = territory not occupied. Reproduction rate (Nachwuchsrate) = fledged young/pair 2005–2010; brood size (Brutgrösse) = fledged young/successful breeding 2005–2010.*

Revier	Anzahl ausgeflogene Jungvögel							Nachwuchsrate	Brutgrösse
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2005–10		
1 Maloja	1	k	k	k	k	.	1	0,20	1,00
2 Sils	k/a	e	e	.	.	.		0,00	
3 Silvaplana	2 + (1)	k/a	1 + (1)	1	1	2	7	1,17	1,40
4 St. Moritz	1	3	k	.	.	2	6	1,50	2,00
5 Samedan	e	e	k/a	k/a	k	e		0,00	
6 Madulain	.	.	.	.	.	.			
7 S-chanf	.	.	.	.	e	2	2	2,00	2,00
8 Brail	.	.	.	.	.	.			
9 Spöl	1	2	(2)*	1	2	k	6	1,00	1,50
10 Zernez	2	e	e	.	.	.	2	2,00	2,00
11 Susch	1	k/a	2	2	a	k/a	5	0,83	1,67
Total Jungvögel	8	5	3	4	3	6	29		
Nachwuchsrate	1,14	1,00	0,50	0,80	0,60	1,20		0,88	
Brutgrösse	1,33	2,50	1,50	1,33	1,50	2,00			1,61

res von einem Paar belegt waren (Sils, S-chanf, Zernez). In einem Fall wurde der Brutplatz nach zweijähriger Abwesenheit wieder von Uhus besetzt (St. Moritz). Phasenweise waren Reviere auch von Einzelvögeln bewohnt: In mindestens 8 von 33 Revierjahren wurden Einzelvögel festgestellt (24 %), wobei allerdings unklar blieb, ob es sich um umherstreifende oder sesshafte Uhus handelte (Tab. 2).

Die Paarpräsenz lag im Untersuchungszeitraum 2005–2010 bei 61 % (n = 54) und war damit wesentlich geringer als der entsprechende Vergleichswert von Haller (1978a; mind. 86 %, n = 36).

Der Anteil der im Folgejahr wiederum besetzten Reviere betrug im Hauptuntersuchungsgebiet von 2005 bis 2010 im Mittel 83 %. Dieser Wert gibt Auskunft über die Kontinuität der Revierbesetzung.

Von den neun Revieren waren maximal sieben gleichzeitig belegt. Im Verlauf des Unter-

suchungszeitraums 2005–2010 liess sich eine leicht rückläufige Tendenz feststellen. Während der letzten drei Jahre der Erhebungen waren nur jeweils fünf Reviere gleichzeitig von Paaren besetzt. Seit den Untersuchungen in den Siebzigerjahren (Haller 1978a) und den Neunzigerjahren (Mosimann-Kampe et al. 1998) erfolgte ein deutlicher Rückgang (Abb. 2).

Unterhalb von Susch wurden zwei Paare nachgewiesen, wobei eines 2010 neu auftauchte (Ardez) und das andere mindestens ab 2007 permanent anwesend war (Sent). Im Unterengadin war damit die Belegung der potenziellen Reviere deutlich geringer als im höher gelegenen Hauptuntersuchungsgebiet: Von 2007 bis 2010 konnten hier nur zwei von ehemals mindestens sieben Paaren (Haller 1978a) nachgewiesen werden (28 %; Abb. 1).

Insgesamt wurden 2005–2010 im ganzen Engadin 11 von ehemals 17 Revieren (Haller 1978a; 1974–1977) während mindestens eines

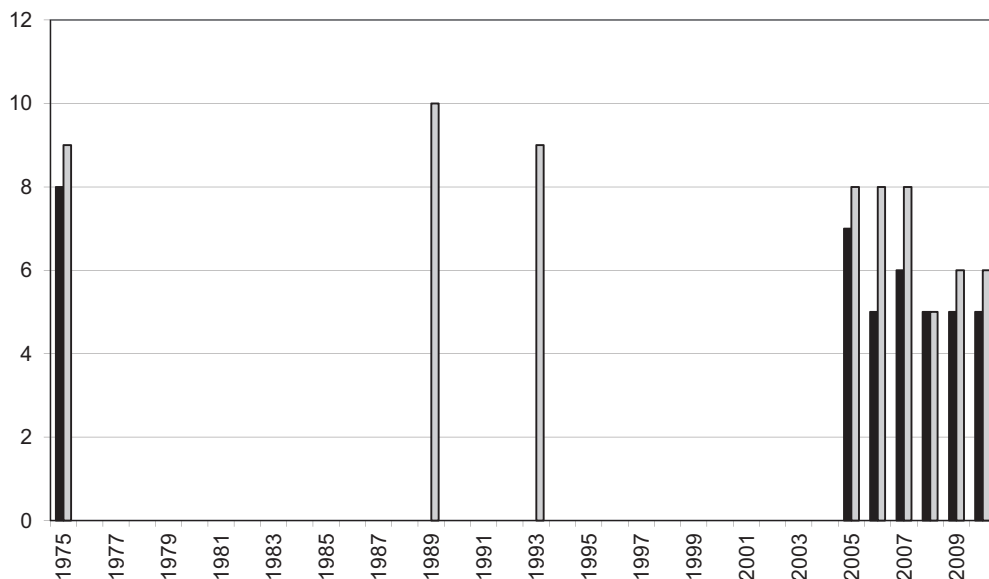


Abb. 2. Die Zahl der von Paaren besetzten Uhreviere (schwarz) und der von Paaren oder Einzelvögeln besetzten Reviere (grau) im Untersuchungsgebiet während der Erhebungen in den Siebzigerjahren (Haller 1978a, 1978b), Ende der Achtziger- und Anfang der Neunzigerjahre (Mosimann-Kampe et al. 1998 mit Ergänzungen von B. Badilatti mündl.) und in den Monitoringjahren 2005–2010. – *The number of Eagle Owl territories occupied by pairs (black) and by pairs or single birds (grey) in the study area during surveys in the 1970s (Haller 1978a, 1978b), in the late 1980s and early 1990s (Mosimann-Kampe et al. 1998 and B. Badilatti pers. comm.).*

Jahres besetzt vorgefunden (65 %). Auch wenn möglicherweise 1–2 besetzte Reviere übersehen wurden, so ist von einem Bestandsrückgang von mindestens 25 % auszugehen.

2.3. Reproduktion

Die Nachwuchsrate lag im Hauptuntersuchungsgebiet bei 0,88 ausgeflogenen Jungvögeln pro anwesendes Paar, die Brutgrösse bei 1,61 Jungen pro erfolgreiche Brut (Tab. 2). In 20 bis 26 von 33 Paarjahren wurde gebrütet (61–79 %), wobei in diesen Zahlen möglicherweise unerkannte, früh abgebrochene Bruten enthalten sind; d.h. in 7–13 Paarjahren hat keine Brut stattgefunden (21–39 %). Der Anteil erfolgreicher Bruten am Total der begonnenen Bruten lag bei 69–90 %. Brutabbrüche traten im Untersuchungsgebiet eher selten auf. Nur in einem von 20 Fällen kam es zum Totalverlust während der Nestlingsphase, in 1–6 Fäl-

len während der Bebrütungsphase. In frühen Brutphasen wurden Brutverluste zwar unvollständig erfasst, erreichten aber höchstens 30 % (n = 20). Dies entspricht den von Haller (1978a) festgestellten Werten.

Wird der Anteil erfolgreicher Bruten auf die anwesenden Paare bezogen, wie dies in den meisten Vergleichsstudien gemacht wird (Tab. 4), so ergibt sich ein Wert von 0,55 erfolgreichen Bruten pro Paar.

Zwischen den 9 Paaren ergaben sich grosse Unterschiede bezüglich Brutaktivität und Nachwuchsrate. Bei drei Paaren lag letztere bei 6 bzw. 7 Jungen in sechs Jahren (Abb. 2), während drei andere Paare nur je 1 oder 2 Jungvögel aufzogen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Begriff «Paare» nicht zwingend die Anwesenheit derselben Individuen impliziert.

Bei der Brutgrösse ergaben sich folgende Werte (n = 18): 8-mal 1 Jungvogel (44 %), 9-mal 2 Jungvögel (50 %) und 1-mal 3 Jung-

Abb. 3. Uhu-♀ des Paares bei Silvaplana (3. Juli 2008). Es hat in sechs Jahren sieben Junge aufgezogen und dies auf 1900 m ü.M. Aufnahme D. Jenny. – *Female of the Eagle Owl pair near Silvaplana (3 July 2008). In six years she raised seven young at 1900 m above sea level.*



vögel (6 %). Bezieht man drei weitere Bruten aus dem Unterengadin unterhalb von Susch mit ein, so erhöht sich die Brutgrösse auf 1,81 Junge pro erfolgreiche Brut ($n = 21$). Bei einer erfolgreichen Brut mit vier ausgeflogenen Jungen wurden durch R. Strimer sogar fünf Nestlinge bis etwa 10 Tage nach dem Schlüpfen ausgemacht (Jenny & Strimer 2011). Die Brutgrösse war damit bei den zwei Paaren im unteren Unterengadin mit 3,0 Jungen pro erfolgreiche Brut fast doppelt so hoch wie im höher gelegenen Hauptuntersuchungsgebiet.

Insgesamt resultierte im Hauptuntersuchungsgebiet von 2005 bis 2010 eine deutlich geringere Nachwuchsrate als von 1974 bis 1977 (Haller 1978a), was auf eine tiefere Brutaktivität und geringere Brutgrössen zurückzuführen war. Vergleichbar hoch wie bei Haller (1978a; 74 %, $n = 51$) war hingegen der Anteil erfolgreicher Bruten.

2.4. Mortalität

Von 2005 bis 2010 wurden im Engadin 11 tote Uhus gefunden (0,18 pro Jahr auf 10 km Talab-

schnitt). Diese verteilen sich etwa je zur Hälfte auf Adulte und auf Jungvögel (Tab. 3). Bei sechs Opfern war eine Geschlechtsbestimmung möglich, in fünf Fällen handelte es sich um ♀.

Zehn von elf tot gefundenen Uhus waren Unfallopfer. Die meisten Uhus fielen dem Bahnverkehr zum Opfer (5), gefolgt von Stromschlag (3) und Strassenverkehr (2; Abb. 4). Beim Fundort der Opfer wird die Bedeutung des Bahnverkehrs als Hauptursache deutlich: mehr als die Hälfte (6 von 11) der Totfunde erfolgten am Bahntrasse der Rhätischen Bahn (Abb. 5). Unmittelbare Todesursache waren neben direkter Kollision mit der Bahn auch Stromschläge oder Kollisionen mit der Fahrleitung.

Die Stromschlagopfer lagen unter Mittelspannungsmasten mit exponierten, unisolierten Leitungen. Im Strassenverkehr umgekommene Uhus kollidierten in einem Fall mit dem Rückspiegel eines Lastwagens, im anderen mit einem Personenwagen.

Die Opfer wurden meist im Umfeld von besetzten Revieren gefunden: Die mittlere Distanz des Fundorts zum nächsten Brutfelsen be-

Tab. 3. Aufgefundene Todesopfer bei verpaarten Reviervögeln und Jungvögeln (juv. = bis max. 2 Jahre alt) im gesamten Untersuchungsgebiet zwischen Maloja und Vinadi. TU = Todesursache, El. = Stromschlag, Fahrl. = Fahrleitung. – *Eagle Owls found dead in the whole study area (from Maloja to Vinadi) between 2005 and 2010 (territorial birds and juveniles up to 2 years old). TU = cause of death, El. = electrocution, Fahrl. = overhead contact line, Auto = car, Zug = train.*

Revier	2005		2006		2007		2008		2009		2010	
	ad.	juv. TU	ad.	juv. TU	ad.	juv. TU	ad.	juv. TU	ad.	juv. TU	ad.	juv. TU
1 Maloja	.		.		.		.		.		.	
2 Sils	.		1 ♂	Auto	.		.		.		.	
3 Silvaplana	.		.		.		.		.		.	
4 St. Moritz	.		1 ♀	Zug	.		.		.		.	
5 Samedan	.		.		.		.		.		.	
6 Madulain	.		.		.		.		.		.	
7 S-chanf	.		.		.		.		.		.	
8 Brail	.		.		.		.		.		.	
9 Spöl	.		1 ?		.		1 ♀	Zug	.		.	
10 Zernez	1	Auto	.		1 ♀	Zug	.		.		.	
11 Susch	1	Fahrl.	.		.		.		.		.	
unterhalb Susch	.		.		.		1 ♀	El.	1 ♀	El.	?	El.
	.		.		.		.		1	Zug	.	
Total	1	1	1	2	.	1	1	1	2		.	1

trug 1,74 (0,03–8,20) km. Die Funde verteilen sich auf die Monate Januar, März, Juli, September, Oktober und November mit einer Häufung in den Monaten Juli und September.

Die im Engadin gefundenen Opfer verteilen sich etwa gleichmässig auf die besetzten Uhu-reviere (Tab. 3). Allerdings haben sie sich im Verlauf des Untersuchungszeitraums 2005–2010 vom Oberengadin tendenziell talabwärts verlagert. Dies passt zu der 2010 im unteren Unterengadin festgestellten Ansiedlung eines

zusätzlichen Paares, während im Oberengadin die Zahl der besetzten Reviere zurückging.

3. Diskussion

3.1. Revierverteilung und Bestandsdichte

Die Revierdichte des Uhus im Oberengadin ist mit 6,9 km Paarabstand für schweizerische Verhältnisse auch heute noch relativ hoch und hat sich seit den Siebzigerjahren (Haller 1978a)

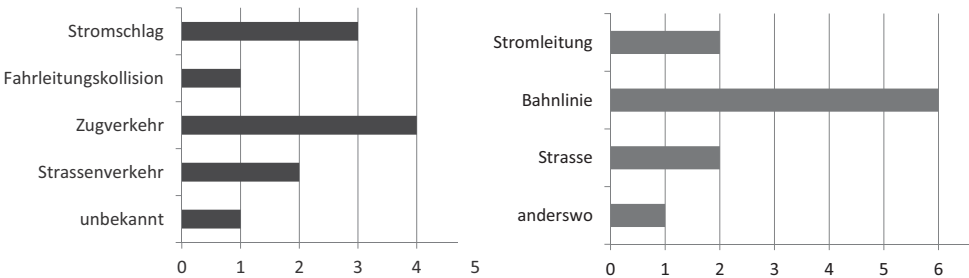


Abb. 4. Todesursachen (links) und Fundstellen (rechts) von 11 Uhuopfern im Engadin 2005–2010. – *Causes of death (left) and location of 11 victims (right) in the Engadine from 2005 to 2010.*



Abb. 5. Vom Zug überrolltes Uhu-♀ bei Zerneß (17. Januar 2007). Das betreffende Uhrevier blieb bis 2010 verwaist. Aufnahme D. Jenny. – *Female Eagle Owl, killed by a train near Zerneß in January 2007. This territory subsequently remained deserted until 2010.*

kaum verändert. Damit wird die grundsätzliche Eignung des Uhu-Lebensraums im hoch gelegenen Engadin bestätigt. Höhere Dichten werden im Kanton Graubünden auch im etwa 1000 m tiefer gelegenen Churer Rheintal nicht erreicht, wo seit mindestens 40 Jahren regelmäßig 4–5 Reviere besetzt sind (Paarabstand ca. 8 km; C. Meier-Zwicky briefl.). Ein deutlich geringerer Dichtewert ergibt sich, wenn nur im selben Jahr besetzte Reviere berücksichtigt werden. Dies widerspiegelt die niedrige Revierbesetzung und die hohe Fluktuationsrate bei den Paarvögeln im Engadin.

Der tiefer liegende Teil des Engadins unterhalb von Susch ist heute wesentlich dünner vom Uhu besiedelt als während der Neunzigerjahre (Mosimann-Kampe 1998) und auch weniger dicht als das höher gelegene Hauptuntersuchungsgebiet. Allerdings könnten hier wegen einer geringeren Bearbeitungsintensität

1–2 Uhupaare unentdeckt geblieben sein. Dabei spielt möglicherweise auch die Tatsache eine Rolle, dass in dünner besiedelten Gebieten die Ruffreudigkeit und damit die Entdeckungswahrscheinlichkeit der Uhus geringer ist als in Gebieten mit hohen Populationsdichten (Penteriani et al. 2002a).

Im Walliser Rhonetal war die Siedlungsdichte in einer Uhu population von 8 Brutpaaren in den Achtzigerjahren geringer als jene im Engadin (mittlerer Paarabstand 11,8 km). 2009 und 2010 wies A. Aebischer (briefl.) im Wallis eine markant höhere Siedlungsdichte nach (mittlerer Paarabstand: 6,6 km, 9 Paare).

Die im oberen Engadin erhobene Bestandsdichte passt gut zu den Werten, die aus östlichen Teilen der Alpen bekannt sind. In der Steiermark betrug der Paarabstand 8,1 km ($n = 6$, Sackl & Dörlmayer 1996), in Kärnten in den östliche Kalkalpen 4,6–8,7 km ($n = 17$,



Abb. 6. Das Oberengadin eignet sich trotz hoher Lage und rauer Klimaverhältnisse als Uhu-Lebensraum. Im Vordergrund: Silsersee und Sils, Blick talabwärts Richtung NE. Aufnahme 10. Dezember 2005, D. Jenny. – *In spite of high altitude and harsh climatic conditions, the Upper Engadine provides adequate resources for the Eagle Owl.*

Cekoni-Hutter 1998) und im Südtirol 8,2 km ($n = 24$, Sascor & Maistri 1997). Aus den südlichen Alpen sind hingegen gebietsweise deutlich höhere Bestandsdichten belegt, allerdings in wesentlich tieferen Lagen. In den Bergamascher Voralpen betrug der Paarabstand 3,6 km ($n = 11$, Bassi et al. 2003) und im Trentino 3,8 km ($n = 13$, Marchesi et al. 1999).

Weit höher als im Engadin liegt die Populationsdichte in optimalen Lebensräumen wie in Südfrankreich, wo das Wildkaninchen *Oryctolagus cuniculus* und die Wanderratte *Rattus norvegicus* zusammen über 50 % der Nahrung ausmachen. Entsprechend hohe Siedlungsdichten bzw. geringe Paarabstände sind in Teilen Europas auch heute noch anzutreffen; in der Provence (F) 1,4 km ($n = 32$, Bergier & Badan 1979); in der Region des Lubéron (F) 1,8 km ($n = 59$, Penteriani et al. 2002b), an der Loire (F) 2,7 km ($n = 103$, Balluet & Faure 2006), in

Schleswig-Holstein (D) 3,3 km ($n = 58$, Klose & Koop 2007), in Thüringen (D) 4,3 km ($n = 18$, Knobloch 1981) oder im Frankenjura (D) 4,4 km ($n = 12$, Mebs 1972).

Für die hohe Lage der Oberengadiner Uhu-reviere (Abb. 6) ist deren Bestandsdichte überdurchschnittlich und belegt eine ausreichend bis gute Nahrungsgrundlage. Positive Faktoren dürften daneben die klimamildernde Wirkung der Oberengadiner Seen, die vergleichsweise geringe Beeinträchtigung der Landschaft mit Freileitungen und das Fehlen einer Bahnlinie im obersten Teil des Engadins sein.

Besorgniserregend ist die geringe Paardichte im unteren Unterengadin. Inwiefern es sich um vorübergehende Schwankungen handelt, bleibt zwar offen. Mehrere Indizien sprechen aber für ein Phänomen, das auch in anderen Teilen der Alpen vorliegt. So fehlen heute Uhuhinweise aus weiten Teilen Mittelbündens, welche laut

H. Haller (in Mosimann et al. 1998) noch in den Siebzigerjahren und bis 1990 besiedelt waren (Landschaft Davos, Landwassertal, Oberhalbstein).

Aebischer (2008) erwähnt Hinweise auf Bestandsabnahmen aus verschiedenen Regionen der Schweiz. Auch Lanz & Pille (2005) stellen im Werdenfeller Land in den Bayerischen Alpen einen Bestandsrückgang von 50 % fest, und Sascor & Maistri (1997) konstatierten rückläufige Bestände für das Südtirol.

3.2. Revierbesetzung

Die tatsächliche Besetzung der Uhreviere im Hauptuntersuchungsgebiet war insgesamt tiefer als bei Haller (1978a) in den Siebzigerjahren und entspricht den aktuell im Wallis festgestellten Werten: Von 19 Revieren waren im Rhonetal gemäss Aebischer et al. (2005) 1997–2005 nur 6 (31,6 %) in mindestens 6 Jahren besetzt. Im Engadin waren gar nur 3 der 11 potenziellen Reviere von 2005 bis 2010 durchgehend von Paaren belegt (27 %). Dies ist auf hohe Unstetigkeit der Paarpräsenz zurückzuführen und widerspiegelt eine hohe Fluktuation bei den Reviervögeln. In südlicheren Teilen der Alpen, wo höhere Siedlungsdichten nachgewiesen wurden (Marchesi et al. 1999, Bionda 2003, Bassi et al. 2005), ist auch eine höhere Kontinuität der Revierbesetzung dokumentiert, mit 95 % Revierbesetzung im Folgejahr bei Marchesi et al. (1999) gegenüber 83 % im oberen Teil des Engadins.

Haller (1978a) hatte in den Siebzigerjahren bei 30 Uhrevieren im Engadin und Mittelbünden keines nachgewiesen, das nur von einem Einzelvogel besetzt gewesen wäre. Von 2005 bis 2010 waren hingegen in etwa einem Viertel der Paarjahre lediglich Einzeluhus im Hauptuntersuchungsgebiet festzustellen. Im östlichen Alpenraum (Kärnten) dokumentierte Cekoni-Hutter (1998) von 1996 bis 1998 ähnliche Befunde: 42 % der Uhreviere waren von Einzelvögeln besetzt, 6 % der Reviere verwaisten, während in der Untersuchungsperiode keine Neubesetzungen stattfanden. In Arealteilen mit wachsenden oder (beinahe) gesättigten Populationen finden sich diese Indikatoren hingegen weniger oder gar nicht. So war ein über

60 Jahre dokumentiertes Uhrevier in Thüringen, wo hohe Bestandsdichten vorherrschen, nur in 2 Jahren (3 %) von Einzelvögeln besetzt (Görner 2010). Aus einer Grafik über die Bestandsentwicklung einer Uhuspopulation im Südwesten Niederösterreichs geht hervor, dass die Zahl der von Einzeluhus besetzten Reviere bei wachsenden Beständen abnahm und bei rückläufigen oder konstanten Revierzahlen wesentlich höher lag (Leditznig 2005a).

Insgesamt ist für das Engadin im Vergleich mit den Siebzigerjahren (Haller 1978a) und vermutlich ab Mitte der Neunzigerjahre (Mosimann-Kampe 1998) eine deutliche Reduktion der Revierbesetzung und eine damit verbundene geringere Rekrutierung von Uhus festzustellen. Diese negative Trendwende im Verlauf der Neunzigerjahre wurde offenbar auch im Wallis (Aebischer et al. 2005) und in weiten Teilen Bayerns (Lanz & Pille 2005) festgestellt.

3.3. Reproduktion

Die im Hauptuntersuchungsgebiet ermittelte Nachwuchsrate von 0,88 Jungvögeln pro anwesendes Paar ($n = 33$) ist ähnlich hoch wie in anderen Alpenregionen (Tab. 4). Haller (1978a) stellte für die Uhuspopulation im Engadin und Mittelbünden in den Siebzigerjahren eine solche von 1,32 Jungen pro Brut fest, bezog aber (wenige) nichtbrütende Paare nicht mit ein. In den tiefen Lagen Mitteleuropas (insbesondere in Frankreich) sind mehrheitlich höhere, aber regionenweise sehr unterschiedliche Nachwuchsrate festgelegt worden. Ein positiver Zusammenhang zwischen Nachwuchsrate und Nahrungsangebot ist mehrfach belegt worden (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980) und lässt für das Engadin auf eine für den Uhu mittelmässige bis gute Nahrungsgrundlage schliessen.

Auch die Brutgrösse liegt im Untersuchungsgebiet mit 1,61 Jungen pro erfolgreiche Brut im Bereich der Werte aus anderen Alpenregionen (Tab. 4). Die Engadiner Population liegt aber durchschnittlich mindestens 700 m höher (1460–1900 m ü.M.) als alle anderen in den Vergleichsstudien aufgeführten Populationen in den Alpen. Da gemäss Dalbeck (2005) zwischen Meereshöhe und Bruterfolg ein negativer

Tab. 4. Daten zur Reproduktion des Uhus aus alpinen und andern Regionen Mitteleuropas: Nachwuchsrate (Jungvögel pro Paar), Brutgrösse (Anzahl Jungvögel pro erfolgreiche Brut) und Anteil erfolgreicher Bruten pro Paar. Zahlen in Klammern: Angaben zur Nachwuchsrate nur bedingt vergleichbar, da nichtbrütende Paare unberücksichtigt blieben. – *Data on the reproduction of Eagle Owls from alpine and other regions of Central Europe. In brackets: data on reproductive success are not directly comparable because non-breeding pairs were not taken into account.*

		Nachwuchsrate		Brutgrösse		Anteil erfolgr. Bruten pro Paar	Quelle
		Jungvögel pro Paar	n	Jungv. pro erf. Brut	n		
Engadin GR	Alpen	0,88	33	1,61	18	0,55	diese Studie
Walliser Rhonetal CH	Alpen	0,93	111	1,78	59	0,53	A. Aebischer und Mitarb. (schriftl.)
Engadin, Mittel- bünden CH	Alpen	(1,32)	50	1,80	46	0,70	Haller (1978)
Bayerische Alpen D	Alpen	0,54	56	1,53	19	0,34	Lanz & Mammen (2005)
Kalkalpen, SW Niederösterr. A	Alpen	0,29	51	1,25	12	0,24	Leditznig (2005)
Bergamo I	Alpen	–	–	1,46	24	–	Bassi et al. (2003)
Trentino I	Alpen	0,89	160	1,81	79	0,51	Marchesi et al. (2002)
Südtirol I	Alpen	1,23	43	1,79	24	0,56	Sascor & Maistri (1997)
Eifel D	Mittelgebirge	1,27	1130	2,13	674	0,60	Dalbeck & Heg (2006)
Elbsandstein- gebirge D	Hügelland	0,43	285	1,47	83	0,29	Augst (2003)
Harz, Nieder- sachsen D	Mittelgebirge	1,80	213	2,18	177	0,83	Ristig et al. (2003)
Donautal, SW Niederösterr. A	Tiefland	0,72	164	1,76	67	0,41	Leditznig (2005a)
Niederösterreich A	Tiefland	0,99	1008	2,00	461	0,46	Frey (1992)
Jeseniky (Altva- tergebirge) CZ	Mittelgebirge	0,54	205	1,77	177	0,59	Suchý (2001)
Provence F	Tiefland	1,44	50	1,95	37	0,74	Bergier & Badan (1979)
Hérault F	Tiefland	1,80	225	2,02	252	0,89	Defontaines (2002)
Lubéron F	Tiefland	1,63	347	1,83	306	0,92	Penteriani et al. (2002b)
Loire F	Hügelland	1,73	82	2,18	66	0,80	Balluet & Faure (2006)

Zusammenhang besteht, sind die Reproduktionseleistungen im Engadin besonders positiv zu beurteilen. In den Tief- und Mittelgebirgslagen Mitteleuropas ausserhalb der Alpen sind die Brutgrössen meist höher (Mittelwert aus Tab. 4: 1,9 Junge pro erfolgreiche Brut, $n = 3709$) und lassen auf insgesamt bessere Lebensraumbedingungen schliessen als in den Alpen. Die sehr hohen Werte mit mehr als zwei Jungen

pro erfolgreiche Brut in den kaninchenreichen Optimalhabitaten Frankreichs und in Teilen Deutschlands zeigen bei umfangreichen Stichproben wohl die obere Grenze maximaler Reproduktion freilebender Populationen.

Die Tatsache, dass im unteren Unterengadin zwei Paare kurzfristig noch höhere Werte erreichten und eines davon eine erfolgreiche Brut mit vier Jungvögeln zeitigte (Jenny & Strimer

2011), weist auf gute Habitateignung hin. Dies kontrastiert allerdings mit den im unteren Teil des Engadins rückläufigen Revierzahlen. Inwieweit hier Momentaufnahmen oder Trends vorliegen, wird sich erst zeigen.

Auffallend hoch war der Bruterfolg im Engadin, d.h. die Anzahl erfolgreicher Bruten bezogen auf die Anzahl angefangener Bruten. Bezieht man die Anzahl erfolgreicher Bruten auf die Anzahl der anwesenden Paare, so verringert sich der Wert zwar erheblich, weil auch nichtbrütende Paare mitberücksichtigt werden, bleibt aber im Vergleich mit anderen Studien im Alpenraum immer noch überdurchschnittlich (Tab. 4).

Tatsächlich schwanken die Reproduktionsleistungen im Engadin von Paar zu Paar und von Jahr zu Jahr erheblich, was für den Uhu charakteristisch scheint und in anderen Studien mehrfach bestätigt wird (z.B. Wadewitz 1997, Balluet & Faure 2006, Leditznig & Leditznig 2006). Dies deutet auf starke Abhängigkeit von variablen Umweltbedingungen hin, vor allem vom Nahrungsangebot bzw. dessen Verfügbarkeit (Penteriani et al. 2002b, Leditznig 2005b) und von Witterungseinflüssen (Dalbeck & Heg 2006, Leditznig & Leditznig 2006).

Aufschlussreich ist zudem der Blick auf die Anteile nichtbrütender Paare. Haller (1978a) fand in den Siebzigerjahren im Engadin und in Mittelbünden lediglich in 5,6 % der Paarjahre nichtbrütende Uhus ($n = 54$). 2005–2010 waren es im oberen Engadin etwa ein Viertel der Paarjahre. Die Gründe für einen hohen Nichtbrüteranteil könnten in dichteabhängigen Effekten der innerartlichen Konkurrenz zu finden sein, wie sie z.B. beim Steinadler *Aquila chrysaetos* nachgewiesen sind (Jenny 1996) sowie bei Balluet & Faure (2006) für eine Uhupopulation hoher Siedlungsdichte an der Loire diskutiert werden. Sie sind möglicherweise auch in einer gesättigten Population in Niederösterreich (20 % Nichtbrüter) wirksam (Frey 1992). Im vergleichsweise dünn besiedelten Engadin sind sie aber auszuschliessen. Vielmehr dürften Faktoren wie hohe Unstetigkeit und häufige Partnerwechsel für einen geringen Anteil an Paaren, die zur Brut schreiten, verantwortlich sein. Störungen im Balzablauf und geringer Partnerkontakt beeinflussen gemäss Baumgart

et al. (1973) die Reproduktion und erhöhen insbesondere die Rate der Nichtbrüter. Relativ hohe Nichtbrüteranteile von mindestens 15 % hat auch Bergerhausen (1998) bei rückläufigen Uhupopulationen in norddeutschen Mittelgebirgen festgehalten. Ausschlaggebend für hohe Nichtbrüteranteile dürften letztlich hohe Mortalitätsraten sein, insbesondere bei den Adultvögeln.

Die im Vergleich zu jenen in den Siebzigerjahren (Haller 1978a) erfolgten Einbussen in der Reproduktion im oberen Engadin 2005–2010 gehen insbesondere auf eine geringere Brutaktivität zurück (höherer Anteil an Revieren ohne Bruten). Der Bruterfolg (Anteil erfolgreicher Bruten bezogen auf die Anzahl der begonnenen Bruten) hingegen war nach wie vor relativ hoch. Auch die Brutgrösse hat sich insgesamt nicht verringert, zumindest, wenn auch die zwei Paare unterhalb des Hauptuntersuchungsgebietes mitberücksichtigt werden. Dies lässt den Schluss auf unverändert gute Nahrungsressourcen im Engadin zu.

3.4. Mortalität

Die hohe unfallbedingte Mortalität hat heute in vielen Arealteilen des Uhus in Mitteleuropa kritische Grenzen erreicht (Rubolini et al. 2001, Marchesi et al. 2002, Sergio et al. 2004, Aebischer et al. 2005, Koch 2005, Schaub et al. 2010), denn die Brutplätze des Uhus liegen oft unweit von Siedlungen oder stark befahrenen Strassen und Bahnlinien. Auch im Engadin betreffen die allermeisten Totfunde Unfallopfer, wobei es zu berücksichtigen gilt, dass die Fundwahrscheinlichkeit bei natürlich gestorbenen Uhus geringer ist (vgl. auch Schaub et al. 2010). Im Untersuchungsgebiet war die anhand der Totfunde angezeigte Mortalität mit hochgerechnet 0,18 Totfunden pro 10 km Talabschnitt und Jahr 2005–2010 zwar hoch ($n = 11$), aber doch geringer als in stärker erschlossenen Gebieten und auch geringer als im Engadin in den Neunzigerjahren. Für das Churer Rheintal liess sich von 1970 bis 2000 dank Angaben des Amtes für Jagd und Fischerei in Chur ein Wert von 0,42 Totfunden pro 10 km Talabschnitt und Jahr berechnen ($n = 34$). Im Wallis ergaben sich 1998–2009 0,21 Totfunde pro 10 km Talab-

schnitt und Jahr ($n = 19$; A. Aebischer briefl.). Die im Vergleich zu anderen Regionen mit relativ hoher Uhupräsenz tieferen Unfallzahlen im Engadin sind vermutlich auf die geringere Bestandsdichte zurückzuführen. Dies verdeutlicht ein historischer Vergleich: Aus den Angaben von B. Badilatti & P. Frei (in Mosimann-Kampe 1998) lassen sich für das Oberengadin 1987–1989 gar 0,68 Totfunde pro 10 km und Jahr ermitteln ($n = 8$). Die Totfunderate ist im Engadin seither offensichtlich zurückgegangen. Auch im ganzen Kanton Graubünden zeigen die Statistiken des Amts für Jagd und Fischerei in Chur nach einem Hoch in den Neunzigerjahren deutlich rückläufige Zahlen bei den tot gefundenen Uhus (von 28 gefundenen Opfern 1990–1994 auf 12 Opfer 2005–2009). Die seit den Neunzigerjahren gesunkenen Totfunde bestätigen die Befunde zur aktuellen Siedlungsdichte und Revierbesetzung im Engadin. Sie weisen zudem auf Bestandseinbussen auch in anderen Regionen Graubündens und damit auf ein überregionales Phänomen hin.

Im Engadin sind die häufigsten Unfallursachen etwas anders verteilt als in den meisten anderen Arealteilen. Kollisionen mit der Bahn oder deren Fahrleitung inkl. Stromschlag stehen deutlich an erster Stelle, gefolgt von Stromschlag durch Mittelspannungsleitungen und Kollisionen im Strassenverkehr. Der Anteil an Bahnopfern war im Untersuchungszeitraum 2005–2010 etwa ein Drittel höher als im ganzen Kanton Graubünden, aber auch höher als in den Phasen vor 2005 im Engadin (D. Jenny in Meier-Zwicky & Schmid 2007). Dies hat mit der hohen Präsenz der Bahn in der relativ schmalen Talsohle des Engadins und möglicherweise mit der Erhöhung der Frequenzen bei der Rhätischen Bahn in den letzten Jahrzehnten zu tun. Stromschlagopfer ergaben sich ausschliesslich bei Mittelspannungsleitungen. Meist lagen Uhus unter Mastschaltern, bei welchen unisolierte stromführende Metallbügel nach oben ragen und insbesondere Junguhus zum Landen einladen. Unerfahrene Jungvögel mit erhöhtem Erkundungsdrang sind daher in der Stichprobe der Unfallopfer übervertreten (vgl. Koch 2005). Warum fast ausschliesslich ♀ gefunden wurden, bleibt offen, passt aber zu den Befunden der landesweiten Erhebung

zur Uhumortalität (Koch 2005) und wird dort diskutiert. Bestrebungen zur Verbesserung der Situation bezüglich Stromschlagrisiken führten im Engadin punktuell zur Entschärfung von gefährlichen Masten durch die verantwortlichen Kraftwerke (Pult 2008), erfordern aber vermehrte Anstrengungen. Hier liegt denn auch der grösste Handlungsbedarf, denn die gefährlichen Mittelspannungsmasten sind auch heute noch weit verbreitet (vgl. Breuer & Brücher 2010).

Bezogen auf das ganze Engadin stehen 2005–2010 insgesamt 38 ausgeflogenen Jungvögeln 11 tot gefundene Uhus gegenüber. Bei der Totfund-Wahrscheinlichkeit muss gemäss Berechnungen in einer Walliser Uhupopulation (Schaub et al. 2010) eine Dunkelziffer von mindestens 50 % berücksichtigt werden. Der relativ hohe Anteil an Adultvögeln bei den Unfallopfern (45 %) stört die Stetigkeit in der Revierbesetzung und beeinflusst damit den Status der Population besonders negativ.

Hohe Unfallmortalität dürfte auch im Engadin die wichtigste Ursache für die Ausdünnung des Bestands im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte sein. Allerdings vermag sie allein die in den Neunzigerjahren erfolgte negative Trendwende nicht vollständig zu erklären.

3.5. Bilanz

Im Engadin hat sich die Situation für den Uhu im Verlauf der letzten 15–20 Jahre verschlechtert. Dies lässt sich am Rückgang der Siedlungsdichte im unteren Engadin, geringerer Revierbesetzung und verminderter Brutaktivität belegen. Die Ressourcen haben sich allerdings kaum verschlechtert, was Indizien wie mehrheitlich gute Brutgrössen und der Fall einer Brut mit vier Jungvögeln unterstützen. Die festgestellte hohe Unstetigkeit der Revierbesetzung führt zu Störungen im Paarungsablauf und letztlich zu einer geringen Brutaktivität. Inwieweit auch immigrierende Vögel, wie sie im Wallis offenbar in grosser Zahl auftreten (Schaub et al. 2010), zur Unstetigkeit der Paarbindungen beitragen, bleibt abzuklären. Eine Zuwanderung von Uhus aus den südlichen Nachbarregionen (Provinz Bergamo, Trentino), wo höhere Bestandsdichten vorliegen (Marche-

si et al. 1999, Bassi et al. 2003), scheint möglich. Aebischer et al. (2010) weisen auf eine grossräumige Metapopulation hin, in welcher sich Individuen über weite Strecken austauschen. Eine hohe Mortalität bewirkt allerdings immer wieder Ausfälle bei den Reviervögeln, die ein Anwachsen der Population letztlich verhindern.

Die Ursachen, die zur Verschlechterung des Populationsstatus führten, liegen wohl weitgehend in der hohen Unfallmortalität begründet. Das Phänomen ist über die Region hinaus in Graubünden und auch in anderen Alpenregionen feststellbar (Sascor & Maistri 1997, Aebischer et al. 2005, Lanz & Pille 2005).

Die Statusverschlechterung in den Alpen steht in Kontrast zu auch heute noch wachsenden ausseralpinen Populationen in benachbarten Ländern, insbesondere in Deutschland, die grösstenteils auf grossangelegte Freilassungsprojekte zurückgehen (Asmussen 2003, Augst 2003, Brauneis 2003, Dalbeck 2005, Görner 2005, Rockenbach 2005, Lindner 2005). Auch in grenznahen Gebieten Frankreichs kommen vitale und wachsende Uhubestände vor (Monneret 2010). Im Alpenraum herrschen vorwiegend aus klimatischen Gründen und durch die nutzungsbedingte Konfliktsituation in den relativ eng begrenzten Gebirgsfurchen vergleichsweise suboptimale Lebensraumbedingungen für den Uhu vor. Hier scheinen die Populationen nicht nur in geringerer Dichte aufzutreten, sondern mit Ausnahme südalpiner Regionen (Marchesi et al. 1999, Bassi 2003, Bionda 2003) auch abzunehmen.

Die in den letzten zwei Dekaden festzustellenden Einbussen bei alpinen Uhupopulationen gehen vermutlich auch darauf zurück, dass seit Beginn der Neunzigerjahre im nördlichen Mitteleuropa, inklusive der Schweiz, keine gezüchteten Uhus mehr freigelassen werden. Zuvor, etwa ab 1970, wurden jährlich etwa 20 Jungvögel im schweizerischen Mittelland und im Jura ausgewildert, welche zweifellos zur Erholung des Bestands nach dem Tiefstand vor Mitte des 20. Jahrhunderts beitrugen. Es ist anzunehmen, dass dieser Zustrom an Individuen mitverantwortlich war für das Bestandshoch in den Neunzigerjahren, von welchem auch die Alpenbestände profitierten. Heute

kommen Uhus zwar ohne künstliche Bestandstützungen aus, entsprechend geringer ist aber auch der Populationsdruck (s. auch Aebischer 2008).

Uhus zeigen ein hohes Anpassungspotenzial (z.B. Cochet 2006, Mebs & Scherzinger 2008). Die festgestellten Bestandsverschlechterungen verlieren etwas an Dramatik, wenn man als Vergleichsbasis langfristige Mittelwerte und nicht die womöglich künstlich gestützten Bestandshöhepunkte in den Siebziger- bis Neunzigerjahren heranzieht. Dennoch bleibt die Unfallmortalität ein Schlüsselfaktor. Deren Verminderung oder gar Eliminierung würde zu einer Annäherung der Revierbesetzung an die Kapazität der Lebensräume führen, wie Schaub et al. (2010) in Modellen bei einer Walliser Population zeigten. Uhuschutz bedeutet daher heute in erster Linie, die Unfallrisiken zu entschärfen (Breuer & Brücher 2010, Schaub et al. 2010), sei es durch Isolationsmassnahmen bei Mittelspannungsleitungen, die Verblendung heikler Strassen- oder Bahnabschnitte oder die Berücksichtigung der Brutstandorte bei der Linienführung von Verkehrsachsen und Stromleitungen.

Im Engadin spricht – trotz Einbussen im Populationsstatus – die nach wie vor relativ hohe Präsenz des Uhus in den hochalpinen Lagen für eine insgesamt gute Eignung des Lebensraums (Abb. 6). Der Bestandsrückgang im unteren Engadin ist allerdings besorgniserregend. Inwieweit dieser einen überregionalen Trend oder nur kleinräumige Bestandsschwankungen widerspiegelt, bedarf weiterer Abklärungen. Immerhin flogen im letzten Jahr der Untersuchung im ganzen Engadin erfreulich viele, nämlich 13 Jungvögel aus (Brutgrösse: 2,6 Junge pro erfolgreiche Brut, $n = 5$), was zu Optimismus Anlass gibt.

Dank. Zahlreiche Wildhüter lieferten wertvolle Hinweise und meldeten Totfunde. Gedankt sei insbesondere Reto Bass, Guolf Denoth, Dario De Tann, Curdin Florineth, Daniel Godli, Jon Gross, Gianni Largiadèr, Jon Morell, Not Pua, Raffael Soldano und Robert Strimer. Besonderer Dank gebührt Thomas Wehrli, welcher bei zahllosen Verhöraktionen mitgeholfen hat. Das Amt für Jagd und Fischerei Graubünden (Hannes Jenny) stellte Datengrundlagen zur Verfügung und finanzierte das Uhuprojekt mit. Men Janett leistete im Unterengadin wichtige

Feldarbeit. Reto Strimer stellte Beobachtungsdaten zur Verfügung und gab viele wertvolle Hinweise. Domenic Godly entdeckte zwei Bruten im Unterengadin. Heinrich Haller sei gedankt für fortwährende Beratung und wertvolle Hinweise. Niklaus Zbinden und Hans Schmid gaben den Anstoss für die Untersuchung, letzterer korrigierte auch das Manuskript. Bruno Badilatti lieferte Hinweise über historische Daten. Wolfram Bürkli gab immer wieder Einblick in seinen Erfahrungsschatz. Adrian Aebischer gab zahlreiche Ratschläge, lieferte Vergleichsdaten aus dem Wallis und hat das Manuskript kritisch durchgesehen. Christoph Meier-Zwicky lieferte Vergleichsdaten aus dem Churer Rheintal. Enrico Bassi gab wertvolle Hinweise aus südalpinen Regionen. Theo Mebs stand immer wieder mit Rat zur Verfügung, lieferte viele Literaturhinweise und las das Manuskript kritisch durch. Auch Arthur Egloff und zwei Reviewer kommentierten das Manuskript; redigiert wurde es von Christian Marti. Jürg Bruhin hat die englischen Übersetzungen korrigiert. Eine wichtige Grundlage waren zudem die Aufzeichnungen von Rudolf Melcher†. Meine Frau Barbara Jenny half zeitweise im Feld mit und lieferte die entscheidende Unterstützung.

Zusammenfassung

Im Engadin zwischen Maloja und Susch siedelten neun Uhu-paare während mindestens eines Jahres zwischen 2005 und 2010. Dies entspricht einer ähnlichen Siedlungsdichte, wie sie Haller (1978a) in den Siebzigerjahren festgestellt hatte. Der mittlere Abstand zwischen den Revieren betrug 6,9 (3,6–11,7) km. Im Unterengadin unterhalb von Susch waren die Distanzen mit 10,8 (7,4–14,1) km grösser, auch im Vergleich zu den Siebziger- und Neunzigerjahren hat die Siedlungsdichte dort abgenommen. Die Besetzung der Reviere war tiefer: In 61 % der Revierjahre waren Uhu-paare anwesend (Haller 1978a: mindestens 86 %). Auch der Anteil der lediglich von Einzeluhus besetzten Revierjahre war höher (24 %) als in den Siebzigerjahren. Unterhalb von Susch gingen die Nachweise gar von sieben Paaren auf zwei zurück. Insgesamt wurden im ganzen Engadin 11 von ursprünglich 17 Revieren besetzt vorgefunden. Die Nachwuchsrate betrug im Hauptuntersuchungsgebiet (Maloja bis Susch) 0,88 Junge pro anwesendes Paar, die Brutgrösse lag bei 1,61 Jungen pro erfolgreiche Brut. Der Anteil an nichtbrütenden Paaren war mit 21–36 % relativ hoch. Brutabbrüche erfolgten hingegen vergleichsweise selten, entsprechend war der Bruterfolg recht hoch (72–90 %; erfolgreiche Bruten bezogen auf die angefangenen Bruten). Im Unterengadin unterhalb von Susch zeigten zwei Paare eine hohe Brutgrösse von 3,0 (Anzahl Jungvögel pro erfolgreiche Brut). Während der Untersuchungsperiode wurden im Engadin 11 tote Uhus gefunden, was einer Rate von 0,18 pro 10 km Talabschnitt entspricht. Dies ist im Vergleich zu früher weniger

und weist auf Bestandseinbussen hin. Die meisten waren Unfallopfer, wobei Bahnverkehr gefolgt von Stromschlag und Strassenverkehr die Hauptursachen bildeten. Mögliche Gründe für den Bestandsrückgang werden diskutiert. Die im Vergleich zu früher geringere Rate der besetzten Reviere und die hohe Unstetigkeit bei den Uhu-paaren sind Ausdruck eines geringen Populationsdrucks sowie hoher Unfallmortalität. Der Lebensraum im Engadin scheint für den Uhu aber insgesamt nach wie vor gut. Bruterfolg und Brutgrössen sind vergleichbar mit tiefer gelegenen Habitaten, und die im oberen Engadin festgestellte Siedlungsdichte ist für die ausgesprochen hohe Lage der Reviere sogar überdurchschnittlich.

Literatur

- AEBISCHER, A. (2008): Eulen und Käuze. Auf den Spuren der nächtlichen Jäger. Haupt, Bern. 248 S.
- AEBISCHER, A., P. NYFFELER & R. ARLETTAZ (2010): Wide-range dispersal in juvenile Eagle Owls (*Bubo bubo*) across the European Alps calls for transnational conservation programmes. J. Ornithol. 151: 1–9.
- AEBISCHER, A., P. NYFFELER, S. KOCH & R. ARLETTAZ (2005): Jugenddispersion und Mortalität Schweizer Uhus *Bubo bubo*. Ein aktueller Zwischenbericht. Ornithol. Anz. 44: 197–200.
- ARLETTAZ, R. (1988): Statut du Hibou Grand-duc, *Bubo bubo*, en Valais central. Bull. Murithienne 106: 3–23.
- ASMUSSEN, R. (2003): Die Wiedereinbürgerung des Uhus *Bubo bubo* in Schleswig-Holstein. Vogelwelt 124: 223–228.
- AUGST, U. (2003): Reproduktion und Bestandsentwicklung des Uhus *Bubo bubo* im Elbsandsteingebirge. Vogelwelt 124: 229–239.
- BALLUET, P. & R. FAURE (2006): Le Grand-duc d'Europe *Bubo bubo* dans le département de la Loire. Nos Oiseaux 53: 195–208.
- BASSI, E., R. FACCOETI, E. VIGANO & P. GALEOTTI (2005): Efficacia delle segnalazioni indirette per la localizzazione dei territori di gufo reale *Bubo bubo*. Avocetta 29: 137.
- BASSI, E., P. BONVICINI & P. GALEOTTI (2003): Successo riproduttivo e selezione del territorio di nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo* nelle Prealpi bergamasche. Avocetta 27: 97.
- BAUMGART, W., S. D. SIMEONOV, M. ZIMMERMANN, H. BÜNSCHE, P. BAUMGART & G. KÜHNAST (1973): An Horsten des Uhus (*Bubo bubo*) in Bulgarien. I. Der Uhu im Iskerdurchbruch (Westbalkan). Zool. Abh. Mus. Tierkde Dresden 32: 203–247.
- BERGERHAUSEN, W. (1998): 15 Jahre Uhu-Monitoring «Nordwestdeutsche Mittelgebirge» – Schlechte Zeiten für den König der Nacht. Eulen-Rundblick 47: 19–20.
- BERGIER, P. & O. BADAN (1979): Compléments sur la reproduction du Grand-Duc *Bubo bubo* en Provence. Alauda 47: 271–275.

- BIONDA, R. (2003): Censimento di Gufo reale *Bubo bubo* nella provincia del Verbano Cusio Ossola. *Avocetta* 27: 34.
- BRAUNEIS, W. (2005): Die Bestandsentwicklung des Uhus (*Bubo bubo*) in Hessen. Artenschutzreport Sonderheft 17: 9–14.
- BREUER, W. & S. BRÜCHER (2010): Gefährliche Mittelspannungsmasten und Klettersport: Aktuelle Aspekte des Uhuschutzes *Bubo bubo* in der Eifel. *Charadrius* 46: 49–55.
- CEKONI-HUTTER, B. M. (1998). Zur Verbreitung und Nahrungsökologie des Uhus (*Bubo b. bubo*) in Kärnten mit besonderer Berücksichtigung der Wechselbeziehung zum Wanderfalken (*Falco p. peregrinus*). Diss. Univ. Wien.
- COCHET, G. (2006): Le grand-duc d'Europe. Delachaux et Niestlé, Paris. 208 S.
- CORTI, U. (1935): Bergvögel. Eine Einführung in die Vogelwelt der schweizerischen Gebirge. Flück, Bern. 481 S.
- CORTI, U. & R. MELCHER (1958): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt Graubündens II. Periode 1952–1957. Jahresber. Nat.forsch. Ges. Graubünden 87: 72–106.
- DALBECK, L. (2005): Nahrung als limitierender Faktor für den Uhu *Bubo bubo* (L.) in der Eifel? *Ornithol. Anz.* 44: 99–112.
- DALBECK, L. & D. HEG (2006): Reproductive success of a reintroduced population of Eagle owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea* 94: 3–21.
- DEFONTAINES, P. (2002): Suivi sur 20 ans d'une population de Grand-ducs d'Europe *Bubo bubo* en Languedoc. *Alauda* 70: 15–22.
- FREY, H. (1992): Bestandsentwicklung und Jungproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in Niederösterreich zwischen 1969 und 1991. *Egretta* 35: 9–19.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd 9, Columbiformes – Piciformes. Akad. Verl.-Ges., Frankfurt a.M. 1145 S.
- GÖRNER, M. (2005): Zur Lage und Situation des Uhus (*Bubo bubo*) in Thüringen. Artenschutzreport Sonderheft 17: 44–56.
- GÖRNER, M. (2010): Ergebnisse einer sechzigjährigen Uhuhorstkontrolle *Bubo bubo* in Thüringen. *Charadrius* 46: 56–64.
- HALLER, H. (1978a): Zur Populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* im Hochgebirge: Bestand, Bestandsentwicklung und Lebensraum in den Rätischen Alpen. *Ornithol. Beob.* 75: 237–265.
- HALLER, H. (1978b): Anhang zu: Zur Populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* im Hochgebirge: Bestand, Bestandesentwicklung und Lebensraum in den Rätischen Alpen. Unveröffentlichtes Typskript. 11 S.
- JENNY, D. (1996): Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. *Ornithol. Beob.* 89: 1–43.
- JENNY, D. (2005): Uhu-Bericht Oberengadin 2005. Erster Monitoringbericht über die Uhuviere im Oberengadin. Interner Bericht Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Amt für Jagd und Fischerei Graubünden, Chur. 31 S.
- JENNY, D. & M. JANETT (2008): Uhu-Bericht Engadin 2008. Vierter Monitoringbericht über die Uhuviere im Engadin. Interner Bericht Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Amt für Jagd und Fischerei Graubünden, Chur. 23 S.
- JENNY, D. & R. STRIMER (2011): Brut des Uhus *Bubo bubo* mit fünf Eiern und später vier flüggen Jungvögeln im Engadin. *Ornithol. Beob.* 108: 117–121.
- KÉRY, M. (2008): Grundlagen der Bestandserfassung. *Ornithol. Beob.* 105: 353–386.
- KLOSE, O. & B. KOOP (2007): Brutbestand, Verbreitung und Siedlungsdichte des Uhus (*Bubo bubo*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 20: 251–262.
- KNOBLOCH, H. (1981): Zur Verbreitung, Bestandsentwicklung und Fortpflanzung der Uhus (*Bubo b. bubo* [L.]) in der Deutschen Demokratischen Republik. *Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkde Dresden* 8: 9–49.
- KOCH, S. (2005): Mortality factors and nestling diet of the Eagle owl *Bubo bubo* in Switzerland. *Dipl. Arb. Univ. Bern*.
- LANZ, U. & A. PILLE (2005): Der Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern – Bestand und Gefährdung. Artenschutzreport Sonderheft 17: 26–29.
- LANZ, U. & U. MAMMEN (2005): Der Uhu *Bubo bubo* – ein Vogel des Jahres im Aufwind? *Ornithol. Anz.* 44: 69–79.
- LEDITZNIG, C. (2005a): Die Situation des Uhus (*Bubo bubo*) in Österreich und seine Schutzprobleme. Artenschutzreport Sonderheft 17: 1–6.
- LEDITZNIG, C. (2005b): Der Einfluss der Nahrungsvorfügbarkeit und der Nahrungsqualität auf die Reproduktion des Uhus *Bubo* im Südwesten Niederösterreichs. *Ornithol. Anz.* 44: 123–136.
- LEDITZNIG, C. & W. LEDITZNIG (2006): Einfluss unterschiedlicher Witterungsverhältnisse auf die Reproduktion der Uhus (*Bubo bubo*) im Mostviertel, Niederösterreich. *Greifvögel & Eulen in Österreich* 2006: 165–181.
- LINDNER, M. (2005): Reproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in stillgelegten und betriebenen Steinbrüchen im Sauerland. Artenschutzreport Sonderheft 17: 15–19.
- MARCHESI, L., P. PEDRINI, & P. GALEOTTI (1999): Densità e dispersione territoriale del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trentino (Alpi centro-orientali). *Avocetta* 23: 19–23.
- MARCHESI, L., F. SERGIO & P. PEDRINI (2002): Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 144: 164–177.
- MEBS, T. (1972): Zur Biologie des Uhus (*Bubo bubo*) im nördlichen Frankenjura. *Anz. Ornithol. Ges. Bayern* 11: 7–25.
- MEBS, T. & W. SCHERZINGER (2008): Die Eulen Europas: Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos, Stuttgart. 398 S.
- MEIER-ZWICKY, C. & H. SCHMID (2007): Die Vögel Graubündens. 3. Aufl., Desertina, Chur. 360 S.

- MONNERET, R. J. (2010): The spread of Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* and its consequences on Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in the French Jura Mountains. *Alauda* 78: 81–91.
- MOSIMANN-KAMPE, P., H. HALLER & R. ARLETTAZ (1998): Verbreitung und Bestand des Uhus *Bubo bubo* in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 95: 143–151.
- PENTERIANI, V., M. GALLARDO & H. CAZASSUS (2002a): Conspecific density biases passive auditory surveys. *J. Field Ornithol.* 73: 387–391.
- PENTERIANI, V., M. GALLARDO & P. ROCHE (2002b): Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. *J. Zool. Lond.* 257: 365–372.
- PULT, M. (2008): Il rai da la not nu vain a tir culla tecnica. *Engadiner Post* 17. Mai 2008, S. 5.
- RISTIG, U., M. WADEWITZ & H. ZANG (2003): Der Uhu *Bubo bubo* im nördlichen Harzvorland. *Vogelwelt* 124: 249–253.
- ROCKENBAUCH, D. (2005): Der Uhu *Bubo bubo* in Baden-Württemberg – Wie Phönix aus der Asche. *Ornithol. Anz.* 44: 117–122.
- RUBOLINI, D., E. BASSI, G. BOGLIANI, P. GALEOTTI, & R. GARAVAGLIA (2001): Eagle Owl *Bubo bubo* and power line interactions in the Italian Alps. *Bird Conserv. Internat.* 11: 319–324.
- SACKL, P. & G. DÖITLMAYER (1996): Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). S. 33–45 in: A. GAMAUF & V. BERGER (Hrsg.): Greifvögel und Eulen Österreichs. Faunistik – Forschung – Schutz. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 33–45.
- SASCOR, R. & R. MAISTRI (1997): Der Uhu. Ökologie, Bestandssituation und Populationsdynamik in Südtirol. Trento und Bozen. 100 S.
- SCHAUB, M., A. AEBISCHER O. GIMENEZ, S. BERGER & R. ARLETTAZ (2010): Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biol. Conserv.* 143: 1911–1918.
- SERGIO, F., L. MARCHESI, P. PEDRINI, M. FERRER & V. PENTERIANI (2004): Electrocution alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *J. Appl. Ecol.* 41: 836–845.
- SUCHÝ, O. (2001): Vývoj populace výra velkého (*Bubo bubo*) v Jeseníkách v letech 1955–2000. *Buteo* 12: 13–28. [Tschech. mit engl. Summary: Changes in the population of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) in the Jeseníky Mountains (Czech Republic) in 1955–2000.]
- WADEWITZ, M. (1997): Bestandsentwicklung und Reproduktion einer Population des Uhus (*Bubo bubo*) am Harz. *Jahresber. Monitoring Greifvögel Eulen Europas* 9: 115–122.

Manuskript eingegangen 8. April 2011
Bereinigte Fassung angenommen 27. Juli 2011