

# Abschlußbericht — Auswilderung von Haselhühnern im Frankenwald

Elke Lindner

29. September 2006

---

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung</b>	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Datenanalyse</b>	<b>5</b>
2.1	Untersuchungsflächen und Probeflächen . . . . .	5
2.2	Hauptfaktoren für einen positiven Haselhuhnnachweis . . . . .	5
2.2.1	Diskussion . . . . .	8
2.3	Heterogenität . . . . .	9
2.3.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	9
2.3.2	Diskussion . . . . .	9
2.4	Baumumfang . . . . .	9
2.4.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	10
2.4.2	Diskussion . . . . .	11
2.5	Bestandsalter und -höhe . . . . .	11
2.5.1	Alter . . . . .	11
2.5.2	Höhe . . . . .	12
2.6	Anzahl der Baumschichten . . . . .	12
2.6.1	Diskussion . . . . .	13
2.7	Anzahl benachbarter Kantenstrukturen . . . . .	13
2.7.1	Diskussion . . . . .	14
2.8	Typische Bäume als Nahrungspflanzen . . . . .	14
2.8.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	14
2.8.2	Diskussion . . . . .	15
2.9	Deckungsgrad potentieller Pflanzennahrung am Boden . . . . .	15
2.9.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	15
2.9.2	Diskussion . . . . .	17
2.10	Gras . . . . .	17
2.10.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	17
2.10.2	Diskussion . . . . .	18
2.11	Boden . . . . .	18
2.12	Räuber . . . . .	18
2.12.1	Datenanalyse und Ergebnisse . . . . .	18
2.12.2	Diskussion . . . . .	19
2.13	Nachtrag . . . . .	20
2.13.1	Waldstruktur . . . . .	20
2.13.2	Besuch eines laufenden Haselhuhnprojektes . . . . .	20

<b>3</b>	<b>Wesentliche Gründe für den Abbruch</b>	<b>21</b>
3.1	Logistische Voraussetzungen . . . . .	21
3.2	IUCN-Richtlinien . . . . .	21
<b>4</b>	<b>Zusammenfassung</b>	<b>23</b>
	<b>Literatur</b>	<b>23</b>

---

# 1 Einführung

Der vorliegende Bericht entstand auf der Datengrundlage meiner abgebrochenen Doktorarbeit zur Wiederansiedlung des Haselhuhns im Frankenwald. Der Stiftung liegen der Antrag zu diesem Projekt sowie ein Bilanzbericht an meine Betreuer (Lindner 2005) vor. Auf die Probleme, auf welche ich im Verlauf meines ersten Jahres gestoßen bin und die letztlich ausschlaggebend für den Abbruch waren, wurde in diesem Zwischenbericht ausführlich eingegangen. Daher werde ich im folgenden nur noch auf einige wenige Diskrepanzen zwischen Plan und Durchführung eingehen, ansonsten verweise ich auf besagten Bericht.

Die im Jahr 2005 erhobenen Daten beschränken sich, mit Ausnahme weniger Telemetriedaten, auf die Habitatanalyse des Herkunftsgebiets der zwei umgesiedelten Wildhennen sowie auf die Analyse des Auswilderungsgebiets. Im folgenden sollen einige dieser Daten näher ausgewertet werden. Eine vollständige Analyse aller erhobenen Daten habe ich allerdings aus Zeitmangel nicht durchführen können. Da die Telemetriedaten im Dezember 2005 an die TLUG weitergereicht worden sind, wurden diese von mir ebenfalls nicht weiter bearbeitet.

Da die im Stipendienantrag erwähnte Habitatanalyse durch Herrn Boock (Abschn. 2.2 im Stipendienantrag), wie ich später feststellte, nicht erfolgt und somit die Eignung des Habitats für eine Wiederansiedlung auf Datenebene nicht geklärt war, habe ich im folgenden die wichtigsten Güteparameter statistisch ausgewertet.

---

## 2 Datenanalyse

### 2.1 Untersuchungsflächen und Probeflächen

Die Vegetationsdaten wurden in zwei Gebieten in den Kärntner Nockbergen (Österreich) und auf einem Teilgebiet der Reuss'schen Forstverwaltung im Frankenwald (Thüringen) gesammelt. Die Datensätze gliedern sich in verschiedenen Typen von Probeflächen auf:

- Transekte, mit Probeflächen in Abständen von ca. 200 m und
- Probekreise nach Sewitz und Klaus (1997) (Flächen mit Haselhuhnnachweisen als Kreiszentren plus je vier Satellitflächen in einem Abstand von ca. 50 m vom Zentrum).

Die Transekt- und Probekreisflächen unterscheiden sich nicht hinsichtlich der Art und Weise der Datenaufnahme. Einige wenige Probekreisflächen (Zentrum oder Satelliten) sind gleichzeitig auch Transektflächen. Der Radius eines jeden Probekreises betrug nur ca. 8 m. Damit konnte garantiert werden, daß auch in dichtesten Beständen noch Schätzungen durchgeführt werden konnten.

Im folgenden werden drei Flächen betrachtet: Afritz und Einöde als ursprüngliches Haselhuhnhabitat in den Kärntner Nockbergen und der Frankenwald als Auswilderungshabitat. Da die Datenaufnahme des Untersuchungsgebiets Afritz umfangreicher und detaillierter geschah als auf dem Untersuchungsgebiet Einöde, können einige Analysen ausschließlich unter Benutzung der Datensätze Afritz und Frankenwald getätigt werden (siehe Abschn. 2.13.2). Die Daten von Afritz und aus dem Frankenwald wurden gleichermaßen im Sommer 2005 aufgenommen, während die Daten von Einöde im Frühjahr 2005 aufgenommen wurden.

### 2.2 Hauptfaktoren für einen positiven Haselhuhnnachweis

Um die Hauptfaktoren herauszufinden, welche für das Vorkommen des Haselhuhns in seinem natürlichen Habitat am notwendigsten sind, wurde eine *Multiple logistische Regression (MLR)* für alle Habitatparameter durchgeführt:

- Höhe des Kronenschlusses
- Bestandsalter
- durchschnittlicher Baumumfang in Brusthöhe und dessen Standardabweichungen
- Heterogenität
- Anzahl der Baumschichten

- Anzahl der Kantenstrukturen
- prozentualer Kronenschluß unter 1 m
- prozentualer Kronenschluß zwischen 1-4 m, 4-10 m und über 10 m
- Anzahl des stehenden und liegenden Totholzes
- Deckungsgrade von *Vaccinium sp.*, anderen Zwergsträuchern, Kräutern, Gras und Moos
- Flächenanteil vegetationsfreier Areale
- vorhandener Vegetationstyp
- Ameisen- und Räubernachweise

Für ein gleichmäßiges Ergebnis wurden ausschließlich Datenpunkte aus dem Afritzer Untersuchungsgebiet zur Analyse herangezogen. Diese Daten wurden nicht nach Transekt und Probekreis getrennt, um alle vorhandenen Flächen und Gebietscharakteristika zu berücksichtigen. Die *MLR* wurde nach dem Ausschlußprinzip durchgeführt, d.h. zuerst werden alle Habitatparameter in das Modell aufgenommen und nacheinander wird jeweils der schlechteste Parameter aus dem Modell ausgeschlossen.

Die beste Beschreibung des Modells (Tab. 2.1) wurde bei den folgenden fünf Variablen erreicht:

- Heterogenität
- Anzahl der über 3 m hohen Bäume
- Deckungsgrad von Moos
- Baumkronenschluß  $< 1$  m
- Baumkronenschluß  $> 10$  m

Zur Verifizierung des Modells wurde mit denselben Daten zusätzlich eine *Analysis of Deviance* mit Variablenreduktion durchgeführt. Die Ergebnisse der Teststatistik wurden mit dem  $\chi^2$ -Test geprüft. Das Ergebnis war ähnlich der *MLR*. Die Heterogenität sowie die Anzahl der über 3 m hohen Bäume auf der Probefläche sind signifikant wichtige Faktoren für ein Haselhuhnvorkommen (Tab. 2.2).

Schaut man direkt auf die Daten der Probekreise und ihrer Satelliten ergibt sich ein ähnliches Bild wie beim gesamten Habitat (Tab. 2.3 u. 2.4). Die *MLR* hebt die Habitat-heterogenität und den Anteil der Moosbedeckung auf der Probefläche signifikant hervor. Außerdem spielt die Anzahl der über 3 m hohen Bäume, der Kronenschluß unterhalb 1 m sowie Flächen ohne Vegetationsbedeckung eine Rolle. Die *Analysis of Deviance* bestätigt die signifikante Wichtigkeit von Heterogenität, dem Kronenschluß unterhalb 1 m und dem Anteil der Moosbedeckung.

Deviance Residuals:						
	Min	1Q	Median	3Q	Max	
	-1.786	-0.746	-0.419	0.115	2.346	
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(>  z )	Sig.	
(Intercept)	-1.720	0.922	-1.867	0.062	.	
Heterogenität	0.676	0.244	2.768	0.006	**	
Anzahl der Bäume > 3 m	0.036	0.014	2.493	0.013	*	
Baumkronenschluß < 1 m	-0.078	0.044	-1.764	0.078	.	
Baumkronenschluß > 10 m	-0.017	0.009	-1.979	0.048	*	
Deckungsgrad der Moosschicht	-0.022	0.009	-2.409	0.016	*	

Tabelle 2.1: Die Ergebnisse der *MLR* für diejenigen Daten, die das System am besten beschreiben. Signifikanzniveaus: 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*' 0.05 '.', null deviance: 130 bei 115 Freiheitsgraden, residual deviance: 106 bei 110 Freiheitsgraden, AIC: 118 (AIC = Akaiikes Information Criterion)

	Df	Deviance	AIC	LRT	Pr(Chi)	Sign.
Anzahl der Bäume > 3 m	1	125.230	129.230	7.471	0.006	**
Heterogenität	1	124.233	128.233	6.474	0.011	*

Tabelle 2.2: *Analysis of Deviance*-Tabelle mit den Endresultaten. Signifikanzniveaus: 0.001 '\*\*\*' 0.01 '\*\*'

Deviance Residuals:					
	Min	1Q	Median	3Q	Max
	-1.78059	-0.657	-0.038	0.549	2.280
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(>  z )	
(Intercept)	-0.842	2.479	-0.340	0.734	
Bestandsalter	0.033	0.018	1.867	0.062	.
Heterogenität	2.025	0.612	3.308	0.001	***
Anzahl der Bäume > 3 m	0.068	0.027	2.510	0.012	*
Kronenschluß < 1 m liegendes Totholz	-0.217	0.093	-2.328	0.020	*
Deckungsgrad der Krautschicht	-0.104	0.057	-1.836	0.066	.
Deckungsgrad der Grasschicht	-0.034	0.022	-1.546	0.122	
Deckungsgrad der Moosschicht	-0.085	0.029	-2.986	0.003	**
Flächenanteil ohne Vegetation	-0.075	0.032	-2.370	0.019	*

Tabelle 2.3: Dargestellt sind die *MLR*-Resultate mit den Parametern, die das System am besten beschreiben. Signifikanzniveaus: 0.001 '\*\*\*', 0.01 '\*\*', 0.05 '.', null deviance: 91 bei 65 Freiheitsgraden, residual deviance: 53 bei 56 Freiheitsgraden, AIC: 73

### 2.2.1 Diskussion

Die Ergebnisse der *MLR* implizieren eine maßgebliche Bedeutung der Heterogenität eines Habitats für das Vorkommen von Haselhühnern. Weiterhin scheint das Vorhandensein der Baumgruppe der über 3 m großen Bäume wichtig zu sein, wobei viele hohe oder viele kleine Bäume sowie Habitats mit starker Moosbedeckung des Bodens eher einen negativen Einfluß auf das Vorkommen von Haselhühnern haben. Der hohe AIC-Wert läßt aber darauf schließen, daß das Resultat vorsichtig bewertet werden sollte.

Viele hohe Bäume lassen auf eine hallenartige Waldstruktur schließen, in denen wenig Deckung vorhanden ist. Hier liegt auch ein ideales Jagdgebiet für den Habicht (*Accipiter gentilis*) vor (siehe Abschn. 2.12). Viele kleine Bäume (< 1m) kennzeichnen Flächen mit starker Naturverjüngung von beispielsweise Fichten oder Buchen. Dieser kleine Jungwuchs läßt kaum andere Vegetation wie *Vaccinium sp.* oder Kräuter neben sich aufkommen. Der Bestand bietet in diesem Fall Schutz am Boden, aber keine Nahrung für das Haselhuhn. Habitats mit starker Moosbedeckung sind oft homogene Bestände einer Baumart mit geringer Lichtdurchlässigkeit zum Waldboden, welcher folglich auch nur schwach mit potentieller Haselhuhnnahrung ausgestattet ist. In solchen dichten Beständen werden aber gern Schlafbäume aufgesucht. Die Dichte des Bestandes, gerade wenn noch keine Entastung vorgenommen worden ist, schützt wiederum vor dem Habicht.

Die Kontrolle über die *Analysis of Deviance* bestätigt die Bedeutung eines heterogenen Habitats mit nicht allzu jungem Baumbestand. Daher sollen diese Parameter im folgenden noch einmal genauer betrachtet werden.

	Df	Deviance	AIC	LRT	Pr(Chi)	
Heterogenität	1	82.823	88.823	15.158	9.9e-05	***
Kronenschluß < 1 m	1	80.364	86.364	12.698	3.7e-04	***
Deckungsgrad der Mooschicht	1	71.971	77.971	4.306	0.038	*

Tabelle 2.4: *Analysis of Deviance*-Tabelle mit den Endresultaten. Signifikanzniveaus: 0 '\*\*\*', 0.001 '\*\*', 0.01 '\*'

## 2.3 Heterogenität

Haselhühner bevorzugen gut strukturierte Habitate, was sich in einem hohen Grad an Habitatheterogenität widerspiegelt (Bergmann *et. al* 1996, Sewitz & Klaus 1997). Damit sollte sich das Auslaßhabitat im Frankenwald möglichst nicht oder nur positiv von den Herkunftshabitaten in Kärnten unterscheiden.

### 2.3.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Die Struktur der jeweiligen Probefläche wurde über die Heterogenität geschätzt. Dabei wurden Güteklassen von 1 bis 5 vergeben, wobei die Klasse 1 ein gänzlich homogenes Habitat beschreibt und die Klasse 5 ein ausgesprochen stark strukturiertes Habitat. Als Kriterien flossen das Vorhandensein und die Diversität der Bodenvegetation, der Strauch- und Krautschicht, sowie der Baumschicht ein.

Die Datengrundlage bilden alle Probeflächen der jeweiligen Untersuchungsgebiete, d.h. Daten der Transektflächen wurden nicht von denen der Probekreisflächen unterschieden. Zur Datenanalyse wurde ein *G-Test* auf eine  $r \times c$ -*Kontingenztafel* angewendet. Um die unterschiedlich große Stichprobenzahl der Untersuchungsflächen (Afritz:  $n = 116$ , Einöde:  $n = 68$ , Frankenwald:  $n = 168$ ) vergleichbar zu machen, wurde mit den Häufigkeiten gerechnet. Das ermittelte  $G = 9,48$  lag bei 8 Freiheitsgraden unter dem kritischen Wert  $\chi^2 = 15,51$  ( $p = 0,05$ ). Damit unterscheiden sich die Flächen des Herkunftsgebiets und die des Auswilderungsgebiets nicht voneinander.

Zum Vergleich wurden die Transekt- und Probekreisflächen im Herkunftsgebiet mit der gleichen Methode getestet. Auch sie unterscheiden sich nicht voneinander (Transekt:  $n = 81$ , Probekreis:  $n = 103$ ,  $G = 1,31$ ,  $df = 4$ ,  $\chi^2 = 9,49$ ,  $p = 0,05$ ).

### 2.3.2 Diskussion

Das Ergebnis zeigt, daß das Aussiedlungsgebiet durchaus strukturiert ist. Neben mindestens einer Baumschicht ist meist auch mindestens eine Schicht mit Naturverjüngung oder mit Kräutern und Zwergsträuchern zu finden.

## 2.4 Baumumfang

Der Baumumfang ist ein wichtiger Parameter zur Beurteilung der Güte eines Haselhuhnhabitats. In ihm spiegelt sich das Alter und der Typ vorhandener Bäume wider. Das

ideale Alter haselhuhngerechter Bergmischwälder liegt zwischen 10-40 Jahren (mit hohem Anteil an Weichholz) oder bei über 50 Jahren, wenn der Bestand ein vielschichtiger, naturnaher Altbestand ist (Bergmann *et al.* 1996). Ein Bestand, der von verschiedenen Altersklassen und Arten von Bäumen geprägt wird, weist auch genügend Deckung auf. Die Standardabweichung des Mittelwertes verschiedener Umfänge kann auch ein Maß für die strukturelle Vielfalt des Baumbestands sein. Ist sie groß, so spricht das entweder für das Vorhandensein verschiedener Arten innerhalb einer Baumart oder für verschiedenste Gehölzarten. Ist sie klein, so kann das ein Ausdruck für einen gleichaltrigen Baumbestand mit wenigen verschiedenen Arten sein.

### Hypothesen

Da bei einer Wiederansiedlung die Habitate des Herkunftsgebiets und die des Auswilderungsgebiets die gleiche Güte aufweisen sollen (IUCN 1995), muß von folgenden Hypothesen ausgegangen werden:

1. Die Transekt- und Probekreisflächen von Herkunfts- und Auswilderungsgebiet sollten ähnliche Werte für den Baumumfang aufweisen, um dem Habitatanspruch des Haselhuhns zu genügen.
2. Die Transekt- und Probekreisflächen von Herkunfts- und Auswilderungsgebiet sollten sich in dem Parameter „Standardabweichung des Baumumfangs“ nicht voneinander unterscheiden.

#### 2.4.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Auf jeder Probefläche wurden in Brusthöhe die Baumdurchmesser von fünf der größten Bäume gemessen. Gab es verschiedene Arten, so wurden verschiedene Arten auch in die Messung mit einbezogen. Gab es nicht genügend ausgewachsene Bäume, wurde die nächst kleinere Altergruppe mit vermessen. Aus diesen Daten wurde der Mittelwert und die Standardabweichung ( $s$ ) des maximalen Baumumfangs auf dieser Probefläche berechnet.  $s$  ist ein Ausdruck für die Streuung der Werte um den jeweiligen Mittelwert. Je mehr verschiedene Arten in der Gruppe der älteren Bäume auf einer Fläche vorkommen, desto größer wird  $s$ , da verschiedene ausgewachsene Baumarten auch unterschiedliche Umfänge aufweisen. Ein größeres  $s$  kann auch angenommen werden, wenn wenige alte und viele jüngere Bäume auf einer Probefläche stehen und letztere in die Messungen mit aufgenommen werden. Genauere Aussagen werden mit weiteren Variablen geprüft.

Da die Daten nicht normalverteilt sind, wurde mit dem *Kruskal-Wallis-Test* gearbeitet. Die Daten der Transekte und die der Probekreise wurden separat analysiert, um festzustellen, ob es in dem zur Verfügung stehenden Areal bzw. den durch Haselhühner genutzten Habitaten Unterschiede gibt.

### Ergebnis

- (1) Weder die Mediane der Mittelwerte der Baumumfänge auf den Transektflächen (Afritz:  $n = 56$ , median = 86,5, Einöde:  $n = 25$ , median = 73,8, Frankenwald:  $n = 116$ ,

median = 89,5,  $\chi^2 = 2,84$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,24$ ), noch die der Probekreisflächen (Afritz:  $n = 60$ , median = 75,8, Einöde:  $n = 41$ , median = 74,1, Frankenwald:  $n = 49$ , median = 84,4,  $\chi^2 = 1,57$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,45$ ) sind voneinander verschieden.

- (2) Die Mediane von  $s$  auf den Transektflächen unterscheiden sich voneinander (Afritz:  $n = 56$ , median = 29,9, Einöde:  $n = 23$ , median = 21,8, Frankenwald:  $n = 115$ , median = 18,7,  $\chi^2 = 12,34$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,002$ ), die der Probekreisflächen aber nicht (Afritz:  $n = 60$ , median = 24,6, Einöde:  $n = 40$  median = 21,5, Frankenwald:  $n = 49$  median = 17,7,  $\chi^2 = 5,41$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0,067$ ).

### 2.4.2 Diskussion

Nach Ergebnis (1) sind die Bestandsalter des Herkunftsgebiets und des Auswilderungsgebiets, hier repräsentiert durch die Umfänge der älteren Bäume einer Probefläche, einander ähnlich. Ergebnis (2) deutet aber darauf hin, daß die Arten- oder Altersstruktur der zur Verfügung stehenden Habitats (Transekte) zwischen Herkunfts- und Auswilderungsgebiet verschieden sind. Die durch die Tiere genutzten Habitats aller Gebiete (Probekreise) sind dagegen ähnlich, d.h. der Habitatsanspruch bleibt konstant.

Der Median von  $s$  auf der Transektfläche von Afritz ist deutlich höher als der aus dem Frankenwald. Einöde unterscheidet sich von keiner der anderen beiden Flächen, aber die Anzahl der Probeflächen ist hier geringer, und durch die zeitlich verschobene Datenaufnahme sind mögliche methodische Abweichungen zwischen Einöde bzw. Afritz und dem Frankenwald zu berücksichtigen (Abschn. 2.13.2).

## 2.5 Bestandsalter und -höhe

### 2.5.1 Alter

Das Bestandsalter wurde anhand der am ältesten vorkommenden Bäume geschätzt, sofern mehr als fünf auf der Probefläche vorkamen. Waren relativ frische Baumstümpfe von Bäumen derselben Altersgruppe vorhanden, so wurden die Jahresringe gezählt.

Auf Grund von Unterschieden in den Verteilungsfunktionen der Daten wurden die Messungen von Afritz und Einöde zusammengefaßt. Trotzdem blieben die Verteilungen der Daten vom Frankenwald (bimodal) und von Kärnten (gleichmäßig) verschieden voneinander und verhinderten eine sinnvolle statistische Analyse. Dennoch ist in Abb. 2.1 S. 16 zu sehen, daß im Frankenwald Altersbestände zwischen 10-20 Jahren sowie 60-80 Jahren dominieren, während die Verteilung in Kärnten über die verschiedenen Altersklassen relativ konstant bleibt (mit Ausnahme der 70-80-jährigen Bestände).

### Diskussion

Die Altersschätzungen bei Beständen über 40 Jahre waren relativ schwierig. In Kärnten blieb mir der Einfluß der Süd- bis Ostexposition, der relativ geringen Höhenlage und der südeuropäischen Lage auf das Bestandswachstum unbekannt. Im Frankenwald sind die

älteren Bestände möglicherweise leicht überschätzt worden, wie ich aus späteren Rücksprachen mit dem Forstamt schließen konnte. Der Konsistenz halber wurde dieser Fehler beibehalten.

Die bimodale Verteilung läßt zum einen die ehemaligen, großflächigen ostdeutschen Forstarbeiten durchscheinen und zum anderen die Übernahme der Waldgebiete durch den heutigen Eigentümer, wie man an den Aufforstungen nach erster Nutzholzgewinnung sehen kann. Die relativ gleichmäßige Altersklassenverteilung in Kärnten zeugt von kleinflächiger privater Waldwirtschaft durch Plenterung.

Betrachtet man das Ergebnis im Sinne der Wiederansiedlung des Haselhuhns, so weisen beide Gebiete taugliche Altersbestände auf. Das Haselhuhn besiedelt sowohl mittlere Bestände als auch Altbestände (Åberg *et al.* 2003). Beide Altersgruppen sollten aber eine gut entwickelte Krautschicht sowie einen ansehnlichen Anteil Laubgehölze (vorwiegend Erle) aufweisen. In Skandinavien nahm die Überlebensrate von Haselhühnern stark mit einem steigenden Anteil junger, undurchforsteter Fichtenbestände ab, wie Swenson (1995) zeigen konnte. Solche jüngeren Bestände gab es im Frankenwald zu einem großen Anteil um das Aussetzungsgebiet herum. Hier findet ein Haselhuhn zwar Schutz vor dem Habicht, aber nicht vor Marder oder Fuchs, wenn es am wenig vegetationsüberzogenen Boden nach Nahrung sucht.

### 2.5.2 Höhe

Die maximale Höhe des Kronenschlusses wurde an einem der höchsten Bäume auf der Probefläche mit Hilfe eines Baumhöhenmessers annähernd ermittelt.

Die Höhen des Kronenschlusses können statistisch nicht auf einen Unterschied geprüft werden, da die Verteilung der Daten im Herkunftsgebiet rechtsschief ist und die im Auswilderungsgebiet bimodal. Ein Vergleich der Mittelwerte, Varianzen, Mediane oder Verteilungen ist somit nicht möglich.

Die unterschiedlichen Verteilungen der Daten deuten auf verschiedene Wirtschaftsformen hin. Im Frankenwald sind größere Bestände gleichen Alters vorhanden, was vor allem 10-30jährige und 60-80jährige Bestände betrifft. Im Herkunftsgebiet der Hühner scheinen ältere Bestände zu dominieren. Bei älteren Beständen kann mit Hilfe der vorliegenden Daten allerdings keine Aussage über die Höhe der nächstkleineren Altersklasse getroffen werden, die für die Deckung und die Nahrungsaufnahme wichtig ist, wenn ein Haselhuhn diesen Bestand nutzen soll.

## 2.6 Anzahl der Baumschichten

Die Anzahl der Baumschichten entscheidet unter anderem auch über die vorhandene Deckung für ein Haselhuhn. Die jeweilige Baumschicht mußte mindestens 10 % der Probefläche bedecken, um bei der Zählung Berücksichtigung zu finden. Jungwuchs unter 0,5 m wurde in diese Zählung nicht mit aufgenommen. Die Anzahl der Schichten auf einer Probefläche bewegte sich zwischen 0 und 4. Der Wert 0 wurde nur auf einer Probefläche in Einöde sowie auf zwei Transektflächen des Frankenwaldes vergeben, wobei

die Probekreisfläche ein Satellitpunkt war. Alle drei Werte können somit als methodisch bedingte Extremwerte angesehen werden.

Wie bei der Heterogenität (Abschn. 2.3) bilden alle Probeflächen der jeweiligen Untersuchungsgebiete die Datengrundlage, d.h. Daten der Transektflächen wurden nicht von denen der Probekreisflächen unterschieden. Zur Datenanalyse wurde ein *G-Test* auf eine  $r \times c$ -Kontingenztafel angewendet. Um die unterschiedlich großen Stichprobenzahlen der Untersuchungsflächen (Afritz:  $n = 116$ , Einöde:  $n = 68$ , Frankenwald:  $n = 168$ ) vergleichbar zu machen, wurde mit den Häufigkeiten gerechnet. Das ermittelte  $G = 26,51$  lag bei 8 Freiheitsgraden über dem kritischen Wert  $\chi^2 = 20,09$  ( $p = 0,01$ ). Damit unterscheiden sich die Flächen des Herkunftsgebiets und die des Auswilderungsgebiets signifikant voneinander.

Faßt man die beiden Herkunftsgebiete zusammen, so liegen einschichtige Bestände im Herkunftsgebiet mit 34 % deutlich unter dem Anteil der einschichtigen Bestände im Auswilderungsgebiet (47 %). Zweischichtige Bestände sind ähnlich häufig in beiden Gebieten (Kärnten: 42 %, Frankenwald: 47 %), wobei dreischichtige Bestände in den Herkunftsgebieten deutlich häufiger anzutreffen sind (Kärnten: 23 %, Frankenwald: 5 %). Eine Fläche mit vier Schichten wurde nur einmal im Gebiet Einöde angetroffen.

Zum Vergleich wurden die Transekt- und Probekreisflächen im Herkunftsgebiet mit der gleichen Methode getestet. Sie unterscheiden sich statistisch nicht voneinander.

### 2.6.1 Diskussion

Laut Åberg (1995), Bergmann *et al.* (1996), Morel d'Arleux (2004) u.v.a. stellen Haselhühner einen hohen Deckungsanspruch an ihren Lebensraum. Sie sind heimliche Waldbewohner und haben viele Frefßeinde, sowohl am Boden als auch aus der Luft. Wenigschichtige Waldbestände sind ein gutes Jagdgebiet für den Habicht, zu dessen Beutespektrum das Haselhuhn gehört. Die Waldstruktur der Auswilderungsgebiete ist daher als schlechter zu beurteilen, als die des Herkunftsgebiets. Die starke Ähnlichkeit der Transekt- und Probekreisflächen im Herkunftsgebiet untermauert noch einmal den Bedarf der Vögel an einer mehrschichtigen Waldstruktur über ein größeres Areal hinweg.

## 2.7 Anzahl benachbarter Kantenstrukturen

Als Kantenstrukturen wurden Straßen, Wege und Forstwege, Wiesen, Schläge, Bäche und Sumpfgelände aufgenommen, sofern sie sich stark von der Probefläche unterschieden. Diese verteilen sich zu 70 % auf Straßen, Wege und Forstwege, zu 10 % auf größere offene Flächen wie Wiesen und Schläge sowie zu 20 % auf Bach- und Feuchtbiotopstrukturen.

Um die unterschiedlich große Stichprobenzahl der Untersuchungsflächen vergleichbar zu machen, wurde mit den Häufigkeiten gerechnet. Ein Vergleich der Transekte ergibt keinen signifikanten Unterschied in der Anzahl von Kantenstrukturen (Afritz:  $n = 56$ , Einöde:  $n = 25$ , Frankenwald:  $n = 117$ ,  $G = 10,91$ ,  $df = 8$ ,  $\chi^2 = 15,51$ ,  $p = 0,05$ ). Vergleicht man die Gebiete mit Haselhuhnnachweisen (positiv) mit denen ohne einen solchen Nachweis (negativ) im Herkunftsgebiet, kann man auch keine Bevorzugung von Habitaten

	Birke	Erle	Hasel	Weide	alle Kätzchenbäume
Afritz	32,14 %	25 %	25 %	0 %	55,36 %
Frankenwald	10,26 %	13,68 %	0,85 %	16,24 %	29,06 %

Tabelle 2.5: Anteil der Probekreise bezüglich aller Transektpunkte mit Birken-, Erlen-, Hasel- oder Weidenvorkommen bzw. aller kätzchentragender Arten insgesamt.

mit weniger Kantenstrukturen durch das Haselhuhn erkennen (Nachweis positiv  $n = 60$ , Nachweis negativ  $n = 124$ ,  $G = 3,52$ ,  $df = 3$ ,  $\chi^2 = 7,81$ ,  $p = 0,05$ ).

### 2.7.1 Diskussion

Offene Flächen bieten kaum Deckung und erlauben Fressfeinden einen guten Überblick. An Kanten solcher Strukturen sind allerdings oft kleinwüchsige, frische Vegetation sowie Steinchen für den Kropf zu finden (pers. Beob.). Andere solche Kanten sind mit ihrer Lage und Charakteristik als Sandbadeplätze geeignet. Kanten teilen zwar daher den Haselhuhnlebensraum, erhöhen aber gleichzeitig seine strukturelle Vielfalt. Positive und negative Effekte solcher Kanten scheinen sich daher die Waage zu halten, was durch das Ergebnis der Ähnlichkeit von haselhuhn-positiven und -negativen Nachweisorten bezüglich der Anzahl benachbarter Kantenstrukturen untermauert werden kann.

## 2.8 Typische Bäume als Nahrungspflanzen

Vor allen im Herbst, Winter und Frühjahr nutzen Haselhühner kätzchentragende Bäume wie Erle, Birke und Hasel als Nahrung (Swenson 1991, Bergmann *et al.* 1996, Handschuh 2004). Daher war die Aufnahme von Gehölzarten in dieser Studie von besonderer Bedeutung.

### 2.8.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Auf den Untersuchungsflächen wurden je Probepunkt die Anzahl vorhandener Bäume bestimmter Arten aufgenommen. Darunter zählten unter anderem Birke, Hasel, Erle und Weide als typische Vertreter von Kätzchenträgern. Da zu Beginn nicht zwischen Jungwuchs und älteren Bäumen unterschieden wurde, basiert die Auswertung ausschließlich auf „vorhanden/nicht vorhanden“-Daten (Tab. 2.5).

Der Eberesche wird auch eine große Bedeutung als Nahrungsgrundlage für das Haselhuhn beigemessen (Klaus pers. Mitt.). Auf den Afritzer Transekten hatten rund 15 % aller Transektflächen ein Vorkommen an Eberesche (zumeist Altgehölze), wogegen diese Baumart im Frankenwald auf rund 44 % aller Transektflächen vorkam (zumeist Junggehölze und Schößlinge ohne Beeren). Weidengehölze kamen im Frankenwald nur fleckenweise (z.B. im Bereich des „Grünen Bandes“ und entlang der wenigen Wasserläufe) und nicht flächendeckend vor.

### 2.8.2 Diskussion

Swenson (1991) hebt in seiner Arbeit die Begrenzung von Haselhuhnvorkommen durch die Winternahrung hervor, die vorwiegend aus Kätzchen und Knospen besteht, was einen um so stärkeren Einfluß auf die Bestandsdichte und das Vorkommen in einem Gebiet ausübt, da das Haselhuhn auch im Winter territorial bleibt. Er konnte weiterhin feststellen, daß trotz eines variablen Angebots an Laubgehölzen vorwiegend Erle und Birke als Winternahrung genutzt wurden. Für das Haselhuhn ist die Eberesche nur im beerentragenden Zustand von Bedeutung. Sie bildet allerdings frühestens ab einem Alter von 5-6 Jahren Blüten aus (KBJ [1997]).

Zusammenfassend kann man feststellen, daß das Herkunftsgebiet wesentlich besser mit der notwendigen Winternahrung in Form von kätzchentragenden Bäumen bestückt ist. Eine Ausnahme bildet die Weide, die aber auch im Frankenwald nur in bestimmten Gebieten auftrat. Die großen zusammenhängenden Waldgebiete bieten im Auswilderungsgebiet des Frankenwaldes kaum ausreichend Winternahrung. Angrenzende Forstgebiete (staatliche thüringische Forsten und private bayrische Forsten) sahen im ersten Augenschein zum Teil günstiger aus; da dort aber keine Untersuchungen erfolgten, kann nur darüber spekuliert werden. Als Untermauerung dieser Hypothese kann die Abwanderung der ausgelassenen und länger überlebenden Vögel in diese Gebiete dienen (2 Wildhennen, 2 Zuchthähne aus dem Bayrischen Wald; erste Durchsicht des Datenmaterials, welches ich der TLUG überlassen habe).

## 2.9 Deckungsgrad potentieller Pflanzennahrung am Boden

Im späten Frühjahr und im Sommer ernährt sich das Haselhuhn vorwiegend von jungen Trieben und Blättchen am Boden wachsender Pflanzen, später auch von Beeren. Eine besondere Rolle spielen dabei Zwergsträucher wie *Vaccinium sp.*, aber auch *Rubus sp.* und verschiedenste Kräuter. (Wurm 1912, Bergmann *et al.* 1996)

### 2.9.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Auf allen Probeflächen wurde der Deckungsgrad von Wald- und Wiesenkräutern, Zwergsträuchern wie Preisel- und Blaubeere (*Vaccinium sp.*), aber auch von anderen Zwergsträuchern bestimmt. *Rubus sp.*, *Caluna sp.* und *Fragaria sp.* wurden dabei unter „andere Zwergsträucher“ zusammengefaßt. Der Deckungsgrad wurde in Zehnerschritten geschätzt. Der Wert 0 steht für das gänzliche Ausbleiben bzw. unbedeutendes Vorkommen der jeweiligen Pflanzengruppe. Alle weiteren Deckungsgrade beschreiben ein deutlich erkennbares Vorkommen von 10-70 % Bodenbedeckung durch *Vaccinium sp.*, 10-60 % andere Zwergsträucher und 10-80 % Kräuter. Ein jeweils höherer Deckungsgrad als hier angegeben wurde in keinem der beiden Gebiete festgestellt. Daten aus Einöde wurden auf Grund der Datenerhebung im Frühjahr, als die Bodenvegetation noch nicht vollständig entwickelt war, nicht mit in die Statistik einbezogen.

Zum Vergleich von Herkunfts- und Auswilderungsgebiet wurden ausschließlich die Transektdaten herangezogen. Der einseitige *Wilcoxon-signed-Rank-Test* zeigte deutliche

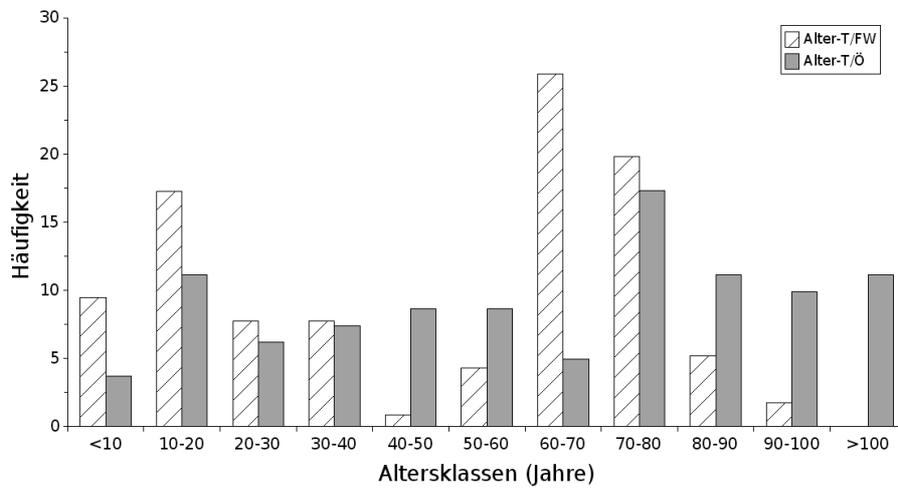


Abbildung 2.1: Altersklassenverteilung der Baumbestände im Frankenwald (AW) und auf beiden Flächen in Kärnten (zusammengefaßt als Ö).

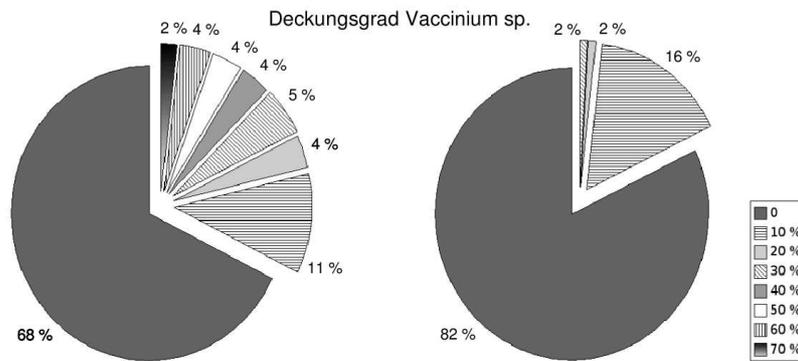


Abbildung 2.2: Deckungsgrad der Blaubeere auf den Transektprobenflächen in Afriz (links) und im Frankenwald (rechts).

Unterschiede im *Vaccinium*-Vorkommen (Afritz:  $n = 56$ , Frankenwald:  $n = 117$ ,  $W = 3820$ ,  $p = 0,008$ ). In Afritz ist auf 36 % aller Probeflächen ein deutliches Vorkommen von *Vaccinium sp.* zu verzeichnen. Im Frankenwald weisen 19 % der Probeflächen ein deutliches Vorkommen von *Vaccinium sp.* auf. Die Analyse ergab keinen Unterschied der Untersuchungsgebiete hinsichtlich des Deckungsgrades anderer Zwergsträucher (Afritz:  $n = 56$ , Frankenwald:  $n = 117$ ,  $W = 3181$ ,  $p = 0,692$ ). Auch beim Deckungsgrad der Wildkräuter konnte kein Unterschied festgestellt werden (Afritz  $n = 56$ , Frankenwald:  $n = 117$ ,  $W = 3241$ ,  $p = 0,556$ ).

Die Daten sagen nichts über Qualität der Pflanzengruppen aus, doch auf Grund der Beobachtungen im Feld kann festgestellt werden, daß geringe Vorkommen von Blaubeere in der Regel aus sterilen, kleinen Pflanzen bestanden. Im Frankenwald galt dies auch für größere Vorkommen.

### 2.9.2 Diskussion

Die Sommernahrung der Haselhühner besteht zu einem großen Anteil aus *Vaccinium sp.* (Natmessnig, pers. Mitt., Bergmann et. al 1996). Junge Triebe, frische Blättchen und später auch Beeren sind sehr begehrt. Aus dem Ergebnis wird deutlich, daß im Frankenwald zu geringe *Vaccinium*-Vorkommen vorhanden sind (Abb. 2.2 S. 16). Es war nicht zu erwarten, daß die anderen Zwergsträucher sich in beiden Gebieten im Deckungsgrad stark unterscheiden, da sie relativ gesehen nur in geringem Grade vorkamen.

## 2.10 Gras

Gräser können zum einen mit ihren frischen Trieben als Nahrung für das Haselhuhn dienen, zum anderen bieten sie Sichtschutz am Boden und halten auch ein reichhaltiges Angebot an Insektennahrung während der Jungenaufzucht bereit. Wenn aber Gräser wie *Calamagrostis sp.* den größten Teil des Waldbodens bedecken, kann es durchaus passieren, daß andere wichtige Nahrungspflanzen wie *Vaccinium sp.* oder Wildkräuter vollständig unterdrückt werden. In diesem Fall verschlechtert das Vorkommen von Gräsern das Haselhuhnhabitat deutlich.

### 2.10.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Ein einseitiger *Wilcoxon-signed-Rank-Test* brachte einen signifikanten Unterschied im Deckungsgrad durch Gras zwischen den beiden Untersuchungsgebieten hervor (Afritz:  $n = 56$ , Frankenwald:  $n = 117$ ,  $W = 2352$ ,  $p = 0,001$ ). In Kärnten kamen anteilmäßig mehr Probeflächen ohne oder mit einem niedrigen Deckungsgrad an Gras vor als im Frankenwald, wo auch ein großer Anteil Probeflächen einen hohen Grasdeckungsgrad aufweist.

Nachbarflächen von Probeflächen mit einem hohen Deckungsgrad an Gras hatten häufig ebenfalls einen hohen Grasanteil zu verzeichnen (pers. Beob.). Damit waren größere Waldareale durch eine artenarme, monotone Vegetation gekennzeichnet.

### 2.10.2 Diskussion

Åberg *et al.* (1995) schreiben in ihrer Arbeit, daß Haselhühner in der Regel als Habitat ungeeignete Waldflächen ab einer Größe von 2 km als Barriere ansehen und diese nicht mehr überwinden. Dasselbe gilt für mehr als 100-150 m breites Offenland. Das Untersuchungsgebiet im Frankenwald hält durchaus solche größeren, für das Haselhuhn ungeeigneten Waldflächen vor. Aktuelle Holzeinschläge vergrößern dieses Areal zusätzlich. Das sogenannte „Grüne Band“, das eine Grenze zum bayrischen Teil des Frankenwaldes bildet, ist stellenweise ein reichlich 100 m breites Offenland. Eigenen Beobachtungen zufolge (siehe auch Abschn. 2.12) gab es im Bereich dieser Grenze die größten Dichten potentieller Räuber. In Abständen waren aber weichholzreiche Korridore zu den Bayrischen Waldbeständen vorhanden, die sich in ihrer Bewirtschaftungsform und Bestandsstruktur leicht positiv von den Reuss'schen Forsten unterschieden. Unter anderem war die Grasbedeckung zugunsten einer beerentragenden Strauchschicht aus *Rubus sp.* oder *Vaccinium sp.* großflächig verringert. Laubhölzer wie Hasel, Erle und Buche lockerten die Nadelbestände häufiger auf (pers. Beob.).

## 2.11 Boden

Im Frankenwald herrscht ein lehmiger Staunässeboden vor (Forstamt, pers. Mitt.). Nährstoffeinträge in Form von Stickstoffverbindungen aus Luft und totem organischen Material werden stark akkumuliert und können auf Grund der vorherrschenden Topografie (Hochebene) nicht abtransportiert werden. Zur Stickstoffakkumulation im Boden trägt auch die Art der Bodenbedeckung bei. Im Falle eines hohen Deckungsgrades an *Calamagrostis sp.* kommt jedes Jahr neue Biomasse in Form von totem Pflanzenmaterial hinzu, was wiederum das Wachstum dieser stickstoffliebenden Pflanzen begünstigt; Arten mit geringen Nährstoffansprüchen, wie sie auch in ausgeglichenen und forstlich nicht intensiv genutzten Gebirgswäldern zu finden sind, werden benachteiligt.

Auch wenn der Bodentyp in Kärnten nicht bestimmt wurde, so kann man aus der Vegetation ersehen, daß keine hochgradige Nährstoffanreicherung über das gesamte Gebiet zu finden ist. Kleine Gebirgsbäche, die das Herkunftsgebiet in regelmäßigen Abständen durchziehen sowie relativ starke Hangneigungen (etwa 15-40°) sorgen für den kontinuierlichen Abtransport von totem organischen Material und Nährstoffen. Somit konnte sich hier eine reichere Vegetation entwickeln: mit stellenweise nährstoffarmen und stellenweise nährstoffreichen Habitatansprüchen.

## 2.12 Räuber

### 2.12.1 Datenanalyse und Ergebnisse

Die Suche und Aufnahme von Räubernachweisen auf einer Probefläche wurde nicht von Beginn an durchgeführt. Daher können nur die Daten von Afritz und die des Frankenwaldes zur Analyse herangezogen werden. Zur Suche nach indirekten Spuren (Losung, Federfunde, Gewölle, Risse, Rupfungen, Trittsiegel) von Räubern bzw. auch nach indirekten Spuren von Haselhühnern wurde die kreisförmige Probefläche von ihrem Zentrum

nach außen spiralförmig abgesucht (Leonard, pers. Mitt.). Die Funde wurden nach Typ und Anzahl vermerkt. Funde zwischen den Transekt- oder Probeflächen wurden nicht in die Daten aufgenommen.

Auf beiden Flächen waren Bussard (*Buteo buteo*) und Habicht zu Hause. Im Frankenwald wurde im Bereich des „Grünen Bandes“ außerdem gehäuft Marder- (*Martes sp.*) und Fuchslosung (*Vulpes vulpes*) gefunden. Marderlosung kam auch im Afritzer Gebiet vor, aber sie war wesentlich seltener zu finden als im Frankenwald. Wildschweinspuren (*Sus scrofa*) wurden in diesem Zusammenhang ebenfalls aufgenommen, da sie Gelege und Gesperre räubern bzw. stören können. Wildschweine sind bisher in den Nockbergen, in denen u.a. das Afritzer Gebiet liegt, nicht anzutreffen.

Die Datenstruktur setzt sich aus „vorhanden/nicht vorhanden“-Daten zusammen. Mit Hilfe einer  $2 \times 2$ -Kontingenztafel und eines  $G$ -Tests wurden die Daten analysiert.

Die Räuberdichte im Frankenwald ( $n = 118$ , 40 % aller Probeflächen mit Räubernachweis) ist, verglichen mit dem Haselhuhngebiet in Afritz ( $n = 55$ , 9 % aller Probeflächen mit Räubernachweis), signifikant verschieden. Dabei lagen die Nachweise im Frankenwald gehäuft in wenigen großen Arealen vor.

### 2.12.2 Diskussion

Der Unterschied zwischen den beiden Gebieten scheint sehr groß. Es ist jedoch zu berücksichtigen, daß die Spurensuche im Afritzer Gebiet durch die Hangneigung und dichtes Unterholz ungleich schwieriger war als im Frankenwald und daher nicht alle Spuren gefunden werden konnten.

Bussarde spielen bei der Prädation von Haselhühnern eher eine untergeordnete Rolle (Natmessnig pers. Mitt.). Bedeutendere Feinde sind Marder, Hauskatzen (*Felis silvestris*) und nicht zuletzt der Habicht. Bereits die Tatsache, daß im Auswilderungsgebiet eine recht hohe Räuberdichte herrscht und außerdem eine relativ hohe Wildschweindichte (zeitweise Freizeitjagd) im Gebiet anzutreffen ist, macht dieses Gebiet weniger geeignet für eine Wiederansiedlung des stark störungsempfindlichen Haselhuhns, zumal die Tiere eine Eingewöhnungs- und Orientierungszeit benötigen. Aufwendiger Fang und Abtransport von Habichtpärchen ist wenig erfolgreich und auf die Dauer für einen privaten Waldbesitzer ökonomisch nicht rentabel (Forstamt, pers. Mitt.). Der Abschluß von Fuchs, Marder und Wildschwein im Gebiet wird regelmäßig betrieben, kann aber den Bedarf an Reduzierung der Räuber nicht decken. Es ist auch sehr kritisch zu betrachten, inwieweit angestammte Arten zugunsten einer Wiederangesiedelten Art reduziert werden sollten.

Eine Untersuchung zur Räuberdichte des Auswilderungsgebiets hätte vor Beginn der Aussiedlung stattfinden müssen. „Gefühlsmäßige Einschätzungen“, deren Ergebnisse mir zu Beginn meiner Arbeit mitgeteilt wurden („unbedeutendes Räuberaufkommen an der Auslaßstelle“), wurden durch das Ergebnis dieser Datenaufnahmen widerlegt.

## 2.13 Nachtrag

### 2.13.1 Waldstruktur

Während im thüringischen Teil des Frankenwaldes zu DDR-Zeiten großflächige Fichtenmonokulturen bevorzugt und Weichhölzer im Bestand teilweise mit Bußgeldern belegt und daher eher entfernt wurden (Forstamt, pers. Mitt.) erfolgten die einzigen größeren Rodungen im Kärntner Bereich während der Kriegs- und Nachkriegsjahre, als versucht wurde, an den Gebirgshängen Winterweizen anzupflanzen (Zedrosser, pers. Mitt.). Allerdings wurde dieser Anbau auf Grund von Mißerfolgen schnell wieder rückgängig gemacht, so daß die kleinflächige private Nutzung von Waldeigentum seither eine strukturelle Vielfalt des Herkunftsgebiets in Kärnten begünstigt. Selbst wenn auf einer Fläche ein größerer Holzeinschlag geschieht, so bieten die umliegenden Wälder ausreichend Rückzugsmöglichkeiten für das Haselhuhn. Auf den inzwischen wieder privatisierten Reuss'schen Forsten im Frankenwad wird dagegen erst seit den 90er Jahren der Wald zurückgebaut. Naturverjüngung wird zugelassen, und sowohl Nadel- als auch Laubgehölze wachsen wieder nebeneinander. Trotzdem existieren weiterhin größere Flächen von Fichtenmonokulturen, die erst nach und nach ausgedünnt werden können. In einige ältere, einförmige Bestände werden aktiv Erlen und andere Laubgehölze gepflanzt (pers. Beob.). Diese Anpflanzungen brauchen aber eine gewisse Zeit (10-20 Jahre, erste Blüte ab 10 Jahren möglich (KBJ [2003])), um ausreichend Schutz und Nahrung für eine zukünftige Haselhuhnpopulation zu bieten.

### 2.13.2 Besuch eines laufenden Haselhuhnprojektes

Bei einem kurzen Aufenthalt in Gap (Frankreich), Ende Mai 2005, nutzte ich die Möglichkeit, das dort laufende Haselhuhnprojekt kennenzulernen. Dabei sammelte ich viele nützliche Anregungen für meine praktische Arbeit; angefangen von wertvollen Hinweisen zum Fang, über die richtige Nutzung der Lockpfeife bis zu wichtigen Parametern bei der Aufnahme von Daten zur Klassifizierung der Habitate und Hinweise zur Verbesserung meiner Datenaufnahmemethoden. Nach diesem Aufenthalt habe ich meine Aufnahmen dahingehend erweitert und verfeinert. Daher sind die Daten von Einöde, die vor diesem Besuch in Gap aufgenommen wurden, nicht immer vollständig mit denen der Gebiete Afritz und Frankenwald vergleichbar. Unter anderem sind direkte und indirekte Nachweise potentieller Haselhuhnräuber erst jetzt in die Felddaten eingeflossen.

Ein wichtiger Grund für diese Änderungen in der Datenaufnahme war die angestrebte Vergleichbarkeit meiner Daten mit denen anderer laufender Projekte. Während früherer Literaturstudien erwiesen sich oft diejenigen Daten als schwierig zu vergleichen, die mittels ungleicher Methoden erhoben wurden.

---

## 3 Wesentliche Gründe für den Abbruch

### 3.1 Logistische Voraussetzungen

Im Herkunftsgebiet „stehen vor Ort Experten bereit, die den Fang fachkundig, effektiv und schonend betreiben“, so der Stipendienantrag. Es stellte sich heraus, daß ich binnen dreier Wochen im Frühjahr für den Fang angelernt werden sollte, um ihn dann selbst weiterzuführen. Dieses Vorgehen hatte negative Auswirkungen sowohl auf weitere Datenerhebungen als auch auf die Betreuung der ausgewilderten Tiere im Frankenwald, die zeitgleich mit dem Fang erfolgen sollten. Der ausgearbeitete Projektzeitplan wurde damit hinfällig.

### 3.2 IUCN-Richtlinien

Für Wiederansiedlungsprojekte im europäischen Rahmen sollten die IUCN<sup>1</sup>-Richtlinien gelten. Im vorliegenden Projekt und dessen Vorarbeiten wurden jedoch viele wichtige Voraussetzungen nicht erfüllt (IUCN 1995):

- Zu Punkt 2.a,b (Wiederansiedlung zur Ansiedlung einer Schlüsselart; minimales weiteres Management): Das Haselhuhn ist weder eine Schlüsselart<sup>2</sup> im Frankenwald, noch kann es dort durch minimales Management erhalten werden.
- Zu Punkt 4.a.i (Machbarkeitsstudien, Genetik): Zum einen gilt die Art schon seit 100 im Frankenwald als ausgestorben, und es haben sich seither große Habitatänderungen allein durch die Bewirtschaftungsformen ergeben. Zum anderen sollten Tiere der gleichen Unterart ausgesetzt werden, was im vorliegenden Fall aber nicht gegeben war: Zuchttiere *B. b. rupestris*, Tiere aus Kärnten *B. b. styriaca*, weitere Wildtiere aus Polen angedacht (Klaus pers. Mitt.; *B. b. volgensis*).
- Zu Punkt 4.a.ii (Lernen aus früheren Studien): Erfahrungen aus dem Harzprojekt wurden nicht berücksichtigt (z.B. Koerner 1991, Kneistler 1994, Wittenberg 1996, Bergmann 1998, Niklasch 2000).
- Zu Punkt 4.a.iii (Langzeitschutz): Da das Auswilderungsgebiet im Besitz eines privat wirtschaftenden Forstbetriebes ist, kann es nie unter Langzeitschutz gestellt werden. Das Aussiedlungsgebiet ist ein Wirtschaftswald und kein Schutzgebiet.
- Zu Punkt 4.a.iv (Habitat): Habitat und Landschaft erfüllen nicht die Aussetzungsbedingungen, da weiterer Habitatverlust durch Forstnutzung nicht ausgeschlossen

---

<sup>1</sup>The International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources

<sup>2</sup>Eine Schlüsselart beeinflusst andere Arten oft weit über das durch deren Biomasse oder Abundanz zu erwartende Ausmaß hinaus. Ihr Verschwinden hat das Aussterben anderer Arten zur Folge.

- werden kann. Habitatverbessernde Maßnahmen waren zum Zeitpunkt der Auswilderungen noch lange nicht abgeschlossen (Lindner 2005).
- Zu Punkt 4.a.iv (geeignete Tiere): Es ist nichts darüber bekannt, ob Kärntner Haselhühner die gleichen Habitatansprüche haben wie die ehemaligen Heimischen im Frankenwald. Es war bekannt, daß die Zuchthühner aus der Zucht Gera nicht gut genug zum Auswildern waren (Klaus pers. Mitt. bezüglich vorjähriger Auswilderung im Frankenwald, Wittenberg & Wüllner 1996).
  - Zu Punkt 5 (Aussetzungsstrategie): Alle Wildtiere und einige Zuchttiere wurden nach langem Transport direkt in ihr neues Habitat entlassen. Es wurde weder gewartet, bis eventuell zwei Wildtiere gleichzeitig ausgesetzt werden konnten, noch wurden die Wildtiere an ihr neues Habitat gewöhnt. Trotzdem stand uns eine Voliere sowie Material für Minivolieren (freundlicherweise vom Naturpark Bayerischer Wald zur Verfügung gestellt) zur Verfügung. Letztere wurden ohne Wissen des Betreuers am Ende aufgestellt und benutzt.
  - Zu Punkt 6 (nach der Aussetzung): Korrekturen, Planänderungen und eventuelle Programmunterbrechungen waren mit Hinweis auf meine mangelnden Erfahrungen mit Haselhühnern unerwünscht. Allerdings wurden Vorschläge zum Winterfang, um die Chance, mehr Wildtiere für das Projekt zu bekommen, von meiner Seite zurückgewiesen, da zum einen keine Besserung der schlechten Voraussetzungen zu erwarten waren (Tiere finden im neuen Habitat im Winter auf Grund mangelnder Ortskenntnisse weniger Futter und weniger Schutz vor potentiellen Feinden) und zum anderen eine erste Bearbeitung der Daten (notwendig, da keine Basisanalyse vorhanden) auf unbestimmte Zeit aufgeschoben würde.
  - Zu Punkt 4.b (sozio-ökonomische Voraussetzungen): „Where the security of the re-introduced population is at risk from human activities, measures should be taken to minimise these in the re-introduction area. If these measures are inadequate, the re-introduction should be abandoned or alternative release areas sought.“ – Auf Grund der nicht gegebenen Voraussetzungen sowie der Tatsache, daß in absehbarer Zeit keine Besserung der Verhältnisse zu erwarten ist, habe ich den Entschluß gefaßt, das Projekt abubrechen.

---

## 4 Zusammenfassung

Beim Haselhuhn handelt es sich um eine anspruchsvolle und sensible Art, die in laubholzreichen Bergmischwäldern heimisch ist. Das begonnene Promotionsprojekt basierte auf der Wiederansiedlung dieses scheuen Waldhuhns im Frankenwald, wo es vor fast einem Jahrhundert ausstarb. Innerhalb des ersten Jahres traten verschiedene Probleme auf, die nahelegten, das Projekt unter den gegebenen Bedingungen besser nicht fortzuführen.

Der wohl schwerwiegendste Punkt waren grobe Verletzungen der IUCN-Richtlinien. Die Auswertung einiger gesammelter Daten weist ebenfalls auf ein eher suboptimales Habitat zur Wiederansiedlung von Haselhühnern auf den ausgewählten Flächen hin.

Eine *Multiple logistische Regression* der Habitatparameter unterstreicht die Bedeutung von heterogenen Habitaten, Sichtschutz und mittelalten, dichten Waldbeständen für das Haselhuhn. Die Heterogenität im Herkunfts- und Aussiedlungsgebiet ist auf den ersten Blick ähnlich. Die Altersstruktur und Bestandszusammensetzung sind in den beiden Gebieten aber verschieden. Im Herkunftsgebiet entsprechen sie den Ansprüchen der Haselhühner, und die ausgesiedelten Hühner haben denselben Anspruch an ihren Lebensraum im Frankenwald, was mit dem Vergleich von Transektdaten und Daten direkter und indirekter Nachweisorte belegt wird. Die Bestände im Herkunftsgebiet sind meist vielschichtiger. Kantenstrukturen, wie Wegesysteme und Lichtungen, haben keinen Einfluß auf das Vorhandensein von Haselhühnern, dafür aber das Nahrungsangebot. Das Herkunftsgebiet der Wildhennen ist reicher an verschiedenen, kätzchentragenden Gehölzen und an einer gut entwickelten Krautschicht (*Vaccinium sp.*). Zusätzlich erschwert eine relativ hohe Räuberichte im Auslaßgebiet eine Wiederansiedlung in den ausgewählten Forsten des Frankenwaldes.

---

## Literaturverzeichnis

- [1] Åberg, J. (1995): Järpen: en doldis i sump- och blandskog. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- [2] Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E. & Angelstam, P. (1995): The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103 (3): 265-269.
- [3] Åberg, J., Swenson, J. E. & Angelstam, P. (2003): The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecology and Management* 175(1): 437-444.
- [4] Bergmann H. H. (1998): Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz. *Naturschutz Informationen* (Osnabrück) 4: 4-15.
- [5] Bergmann, H. H., Klaus, S., Müller, F., Scherzinger, W., Swenson, J.E. & Wiesner (1996): Die Haselhühner. Die neue Brehmbücherei, Bd. 77, Westarp Wissenschaften.
- [6] Handschuh, M. (2004): Zur Eignung von Jungwäldern auf ehemaligen Sturmwurfflächen im Nordschwarzwald als Lebensraum für das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) – ein Vergleich mit besiedelten Jungwäldern der südlichen Vogesen. *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 20, 1-97.
- [7] IUCN (1995), IUCN/SSC guidelines for re-introductions, <http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/reinte.htm>
- [8] KBJ [1997]: <http://www.baum-des-jahres.de/archiv/eberesche97.html>.
- [9] KBJ [2003]: <http://www.baum-des-jahres.de/archiv/schwarzerle01.html>.
- [10] Kneistler, K. (1994): Kartierung von potentiellen Haselhuhn-Habitaten im Ostharz unter besonderer Berücksichtigung der Avifauna. Dipl.-Arbeit Univ. Osnabrück.
- [11] Koerner, S. (1991): Nahrungswahl in menschlicher Obhut aufgewachsener Haselhühner (*Bonasa bonasia* L.) im Wiederansiedlungsgebiet Südharz. Dipl.-Arbeit Univ. Osnabrück.
- [12] Lindner, E. (2005): Raum- und Habitatnutzung wiederangesiedelter Haselhühner (*Bonasa bonasia* L.): Wildfänge und Vögel aus der Zucht im Vergleich – Bilanz Herbst 2005; interner Bericht am Inst. für Ökol. der FSU Jena
- [13] Morel d'Arleux (2004): La gélinotte, symbole d'une forêt vivante. *Jours de Chasse* 17: S. 89-92.

- [14] Niklasch, K. (2000): Versuch zur Wiederansiedlung des Haselhuhns im Harz. Jahresbericht, Nieders. Forstamt Braunlage, Revierförsterei Zorge.
- [15] Sewitz, A. & S. Klaus (1997): Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasa bonasia*). Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 22: S. 263-276.
- [16] Swenson, J.E. 1991: Social organisation of hazel grouse and ecological factors influencing it. PhD Thesis, Univ. of Alberta, Canada.
- [17] Wittenberg, E. (1996): Raumnutzung wiederangesiedelter Haselhühner (*Bonasa bonasia*) im Harz. Dipl.-Arbeit Uni Osnabrück.
- [18] Wittenberg, E. & Wüllner, L. (1996): Wiederansiedlung des Haselhuhnes (*Bonasa bonasia* L.) im Harz. Arbeitsbericht 1995, Univ. Osnabrück.
- [19] Wurm, W. (1912): Das Haselwild. In: Alberti, D.C., Eilers, K. & Fuschlberger, H. Die hohe Jagd. 3. Aufl. Paul Parey, Berlin