

**BADEN-  
WÜRTTEMBERG**

Wildforschung in Baden-Württemberg  
Band 5

# Rehwildprojekt Borgerhau

Untersuchungen zur Ökologie einer  
freilebenden Rehwildpopulation



**Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg  
bei der Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf**



**Schriftenreihe**  
**Wildforschung in Baden-Württemberg**  
**Band 5**

**Herausgegeben von der**  
**Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf**  
**Wildforschungsstelle**

**Aulendorf März 2000**

## Impressum

---

Herausgeber: Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg  
bei der Staatlichen Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf

Projektleitung: Manfred Pegel  
Gundula Thor

Mitarbeiter: Gottfried Briemle  
Andreas Elliger  
Peter Linderoth  
Rainer Schall  
Sebastian Seitler  
Ulrich Strohhäcker †

Druck: Vebu GmbH

Preis: 20,-- DM

Bezug: Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg  
Atzenberger Weg 99, 88326 Aulendorf  
Tel. 07525 / 942 340, Fax. 07524 / 942 333  
Email WFS @LVVG.BWL.DE

© Wildforschungsstelle, Aulendorf, März 2000

---

Titelfoto: E. Marek

---

## **Rehwildprojekt Borgerhau**

---

### **Untersuchungen zur Ökologie einer freilebenden Rehwildpopulation und zu den Auswirkungen von Managementmaßnahmen**

aus der

Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

---

Wildforschung in Baden-Württemberg	<b>5</b>	1 - 147	Aulendorf 2000
------------------------------------	----------	---------	----------------

---

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	6
2	Untersuchungsgebiet .....	9
3	Methodik .....	11
3.1	Grundsätzlicher methodischer Ansatz .....	11
3.2	Durchführung der Fütterung .....	12
3.2.1	Fütterungszeitraum .....	12
3.2.2	Futtermittel, Futtermenge, Futterbewertung .....	12
3.3	Rehwildfang .....	15
3.4	Rehwildmarkierung .....	17
3.5	Ermittlung von Bestandsdaten .....	20
3.5.1	Bestandseinschätzung zu Stichtagen durch STROHHÄCKER .....	20
3.5.2	Leitlinienzählung .....	20
3.5.3	Scheinwerfertaxation .....	21
3.5.4	Beobachtungsansätze .....	21
3.5.5	Zähltreiben .....	24
3.6	Datenerhebungen zur Raumnutzung .....	29
3.6.1	Geräte für die Telemetrie .....	29
3.6.2	Kreuzpeilung .....	32
3.6.3	Fehlerabschätzung .....	33
3.6.4	Turnusmäßige Ortungen im Jahresverlauf .....	33
3.6.5	24-stündige Funküberwachung (24-h-Ortungen) .....	34
3.6.6	Berechnung von Streifgebietsgrößen .....	34
3.6.7	Statistische Methode zum Vergleich der Streifgebietsgrößen .....	36
3.6.8	Berechnung der zurückgelegten Tagesstrecken .....	36
3.6.9	Schätzung der Aufenthaltshäufigkeit einzelner Rehe im Geiren .....	37
3.7	Verbissaufnahmen .....	<b>Fehler! Textmarke nicht definiert.</b>
3.7.1	Verbissaufnahmen an Fichten .....	38
3.7.2	Forstliches Gutachten zum Abschussplan .....	39
3.7.3	Verbissaufnahme auf Probekreisen .....	39
3.7.4	Verbissaufnahmen auf Vegetationsaufnahmeflächen .....	40
3.7.5	Verbissmonitoring in einer Fichtenkultur .....	40
3.8	Vegetationskundliche Untersuchungen .....	41
4	Entwicklung des Rehwildbestandes .....	42
4.1	Bestandsermittlung mit verschiedenen Methoden (Methodenbewertung) .....	42
4.1.1	Frühjahrsbestand .....	42
4.1.2	Herbstbestand .....	43
4.1.3	Zusammenfassung .....	44
4.2	Detaillierte Bestandsanalyse und Jahresbilanzen .....	46
4.2.1	Entwicklung des Frühjahrsbestandes .....	46
4.2.1.1	Geißen und Böcke .....	46
4.2.1.2	Schmalrehe und Jährlinge .....	46
4.2.2	Entwicklung des Herbstbestandes .....	46
4.2.2.1	Geißen und Böcke .....	46
4.2.2.2	Schmalrehe und Jährlinge .....	46
4.2.2.3	Kitze .....	46
4.2.3	Entwicklung der Verluste .....	47
4.2.3.1	Jagd und Fallwild .....	47
4.2.3.2	Unbekannte Verluste, Zu- und Abwanderung .....	47
4.2.3.3	Jahresbilanzen .....	49
4.2.4	Zusammenfassung .....	50
5	Populationsparameter .....	52
5.1	Bestandsdichte .....	52
5.2	Altersaufbau und Geschlechterverhältnis .....	54
5.2.1	Im Frühjahr .....	54
5.2.2	Im Herbst .....	55
5.3	Zuwachs und Kitzrate .....	59

5.4 Sterblichkeit, Zu- und Abwanderung .....	61
5.4.1 Zeitraum 1. April bis 1. September .....	61
5.4.1.1 Kitze .....	61
5.4.1.2 Übrige Altersklassen .....	63
5.4.2 Zeitraum 1. September bis 1. April des Folgejahres .....	63
5.4.3 Zeitraum Gesamtjahr / Jahresbilanz .....	65
5.4.4 Dichteregulation durch Zu- und Abwanderung .....	66
5.4.5 Einzelbeobachtungen zur Abwanderung .....	68
5.4.5.1 Senderrehe .....	68
5.4.5.2 Sichtbeobachtungen markierter Rehe außerhalb des Borgerhaus .....	69
5.5 Lebendgewichte gefangener Rehe.....	70
<b>6 Raumnutzung.....</b>	<b>71</b>
6.1 Streifgebiete sendermarkierter Rehe.....	71
6.1.1 Kritische Betrachtung der Methode.....	76
6.1.2 Diskussion und Vergleich der Ergebnisse mit Literaturangaben .....	77
6.2 Mobilität im Tagesverlauf.....	81
6.3 Mobilität im Jahresverlauf.....	83
6.4 Beobachtungshäufigkeit des Rehwildes im Jahresverlauf .....	86
<b>7 Verbiss an Forstgehölzen .....</b>	<b>89</b>
7.1 Verbiss an Fichten.....	89
7.1.1 Erhebungen der Forstreferendare .....	89
7.1.2 Fichtenverbiss im Jahresablauf .....	90
7.1.3 Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse zum Fichtenverbiss .....	91
7.2 Verbiss in Laubholzbeständen .....	93
7.2.1 Ergebnisse der Aufnahmen in Probekreisen .....	93
7.2.2 Verbiss auf Vegetationsaufnahmeflächen .....	97
7.2.3 Zusammenfassung zum Verbiss in Laubholzbeständen .....	101
<b>8 Vegetationsentwicklung auf Probeflächen .....</b>	<b>103</b>
<b>9 Beurteilung der Versuchs- und Umweltbedingungen.....</b>	<b>108</b>
9.1 Futterangebot und Energiebedarf.....	108
9.2 Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum.....	111
9.2.1 Phänologische Daten .....	111
9.2.2 Witterung während der Setzperiode .....	111
9.2.3 Witterung im Winterhalbjahr.....	113
9.3 Entwicklung des Deckungs- und Äsungsangebotes.....	114
9.4 Zusammenfassende Wertung .....	115
<b>10 Schlußfolgerungen für das Rehwildmanagement .....</b>	<b>119</b>
10.1 Zur Planung der jagdlichen Nutzung .....	119
10.2 Fütterung des Rehwildes.....	122
10.3 Effektive Bejagung .....	123
<b>11 Zusammenfassung.....</b>	<b>124</b>
<b>12 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>128</b>
<b>13 Anhang: Abbildungen und Tabellen mit Rohdaten.....</b>	<b>131</b>

# 1 Einleitung

Das Rehwild ist zur bedeutendsten Wildart in Deutschland aufgerückt. Im Jagdjahr 1996/97 wurden in der Bundesrepublik über eine Million Rehe erlegt. Eine Jagdstrecke in dieser Höhe wird aktuell bei keiner anderen Wildart erreicht (DJV 1998).

Auch in Baden-Württemberg ist das flächendeckend verbreitete Reh die Wildart mit der größten jagdlichen Bedeutung. Die jährliche Jagdstrecke liegt hier im fünfjährigen Durchschnitt (1992/93 -1996/97) bei 145.829 Stück. Das entspricht 4,3 erlegten Rehen pro 100ha Jagdfläche bzw. 10,9 Stück pro 100ha Waldfläche. In gut geeigneten Lebensräumen Baden-Württembergs erreicht die flächenbezogene Jagdstrecke nachhaltig mehr als den doppelten Wert des genannten Durchschnittes.

Entsprechend seiner Bedeutung zählt das Rehwild zu den am besten untersuchten einheimischen Wildarten. Dennoch verbleiben große Kenntnislücken zur Ökologie des Rehwildes. Darunter leidet zwangsläufig auch die Entwicklung und Umsetzung eines sachgerechten Managements, das Erfordernisse aus wildbiologischer Sicht, jagdliche Probleme und landeskulturelle Ziele (Wildschadensminimierung) in bestmöglichen Einklang zu bringen hat.

Ein zielführendes Management setzt voraus, dass die Reaktionen eines Rehwildbestandes auf sich ändernde Umweltverhältnisse bekannt sind, um daraus geeignete Maßnahmen ableiten zu können und dass die Auswirkungen steuernder menschlicher Eingriffe überprüft werden können. Beide Voraussetzungen sind aber häufig nicht oder nicht hinreichend gegeben. Es wundert daher nicht, dass bestimmte Formen des Rehwildmanagements umstritten bleiben. Dies gilt z.B. für die Höhe und Aufgliederung des jagdlichen Eingriffs und auch für die Winterfütterung.

Befürworter der Fütterung propagieren diese aus verschiedenen Gründen. Dazu zählen die Überbrückung von Futternot und die Wildschadensvermeidung. Die Verbesserung der Trophäenqualität spielt als Motiv eine zusätzliche Rolle. Gegner lehnen die Fütterung als zur Bestandserhaltung nicht notwendig und in anderer Hinsicht als überflüssig oder sogar nachteilig ab.

Früher wurde die Abschussplanung auf der Grundlage von Bestands- und Zuwachseinschätzungen vorgenommen. Die Festsetzung der Abschussquoten erfolgte recht detailliert

aufgegliedert nach Alters- oder sogar Güteklassen und Geschlechtern. Jedoch entwickelten sich die Rehwildbestände ohne engen Bezug zu den deklarierten Zielen jagdlicher Eingriffe und zwar sowohl hinsichtlich der Dichte als auch ihrer Zusammensetzung. Auch Qualitätsverbesserungen blieben aus.

Nicht zuletzt dank der Untersuchungen von STRANDGARD (1972) in Kalø setzte sich die Erkenntnis durch, dass sich Rehe unter den Bedingungen der Revierpraxis normalerweise nicht zählen lassen. Auch alle Richtwerte zu forstwirtschaftlich tragbaren Rehwilddichten erwiesen sich als unbrauchbar. Einmal waren die entsprechenden Ausgangsdaten nicht zutreffend, zum anderen sind die Biotopverhältnisse so unterschiedlich, dass sich grundsätzlich wohl keine sinnvollen Richtwerte aufstellen lassen. In Baden-Württemberg hat man daher folgerichtig seit 1983 die Abschussplanung auf andere Grundlagen umgestellt: Auf die Einschätzung von Populationsparametern oder auf die Anlehnung an Richtwerte für tragbare Rehwilddichten wird verzichtet. Die Abschussplanung orientiert sich nur noch am Abschuss der Vorjahre und an der Verbißbelastung. Hierfür wird die Verbißsituation im Waldteil eines Jagdreviers im Rahmen eines forstlichen Gutachtens zum Abschussplan eingeschätzt (WEIDENBACH 1987, 1990). Diese Form der Abschussplanung ist vermutlich nicht das letzte Glied in der Kette von Ideen zum Rehwildmanagement. Sie ist aber als fortschrittlich zu bewerten und hat offenbar auch hinsichtlich der Entwicklung der Verbißsituation im Wald zu sichtbaren Erfolgen geführt. In Abstimmung mit dem dreijährigen Turnus des forstlichen Gutachtens wird seit 1998 auch die Abschussplanung für einen dreijährigen Zeitraum durchgeführt.

Gleichwohl wird die Höhe des festzusetzenden Abschusses immer ein Diskussionspunkt bei Abschussplanbesprechungen bleiben, nicht nur weil die Interessen von Jagd und Forstwirtschaft verschieden sind sondern auch, weil es an Dokumentationsmaterial mangelt, das die Auswirkungen alter und neuer Praktiken zur Bewirtschaftung des Rehwildes belegt. Daher wird jede Vertiefung unserer Kenntnisse zum Beziehungsgefüge zwischen Wild, Umweltfaktoren und Wildschäden sowie zu den Auswirkungen jagdlichen Managements zur Versachlichung der Diskussion beitragen.

Unter diesen Gesichtspunkten wurde ein Forschungsprojekt zur Ökologie des Rehwildes konzipiert.

In erster Linie sollten grundsätzliche Daten zur Populationsökologie und zum Verhalten eines eher in traditioneller Weise bewirtschafteten Rehwildbestandes dokumentiert werden. Hierzu gehört die Darstellung verschiedener Populationsparameter, die den Status der Population u.a. hinsichtlich Dichte, Zusammensetzung, Zuwachs und Sterblichkeit kennzeichnen. Dazu gehört auch die Analyse der Dichteregulation durch Jagd und durch populationseigene Mechanismen sowie die Darstellung der Raumnutzung unter den gegebenen Umweltverhältnissen und bei verschiedenen Populationsdichten.

Weiterhin sollten die Auswirkungen von Managementmaßnahmen überprüft werden. Da die Fütterung eine besonders umstrittene Maßnahme ist, wurde diese als variable Versuchsgröße ausgewählt. Das Projekt gliederte sich entsprechend in eine erste Versuchsphase mit intensiver Winterfütterung und in eine zweite Phase ohne Fütterung.

Besonders interessierten hierbei die Fragen:

- Nimmt die Rehwilddichte nach Einstellen der Fütterung ab?
- Gibt es Änderungen bei anderen Populationsparametern, insbesondere bei Zuwachs, Sterblichkeit und Abwanderungsrate?
- Welche Auswirkungen hat die Fütterung auf die Kondition der Rehe?
- Sind in den Versuchsphasen Unterschiede hinsichtlich des Nutzungsgrades der Waldvegetation festzustellen?

U. STROHHÄCKER gab den Anstoß, den bisher von ihm gepachteten staatlichen Eigenjagdbezirk „Borgerhau“ im Forstbezirk Blaustein als Forschungsrevier auszuwählen. Dieses Revier schien aus folgenden Gründen besonders geeignet zu sein:

- Das Revier liegt in einer naturräumlichen Einheit der Schwäbischen Alb, die u.a. auf Grund der geologischen Gegebenheiten sehr gute Lebensräume für Rehwild in Baden-Württemberg bietet.
- Das Revier gliedert sich in einen ca. 80ha großen Waldteil, der relativ weiträumig von Feld umgeben ist. Der Rehwildbestand ist damit zwar nicht eingegrenzt oder isoliert aber doch wenig beeinflusst von den Verhältnissen in benachbarten Waldgebieten.

- Die Struktur des Waldteiles ermöglicht eine gute Beobachtbarkeit der Rehe und erleichtert verschiedene Methoden der Bestandsermittlung.
- Mit der bisherigen Form der jagdlichen Bewirtschaftung des Rehwildes bestand eine Ausgangslage, die für nicht wenige traditionell bewirtschaftete Jagdreviere durchaus typisch ist: Diese Situation ist gekennzeichnet durch eine selektive und eher zurückhaltende Bejagung, die den jagdlich nutzbaren Zuwachs nicht ausschöpft, durch die Unterhaltung von Wildäckern sowie durch eine intensive Winterfütterung.
- Die hohe Rehwilddichte versprach ausreichenden Stichprobenumfang für verschiedene Erhebungen.
- U. STROHHÄCKER hatte mit Unterstützung des Landesjagdverbandes bereits jahrelang Kitze markiert und viele Einzeltiere in ihrer Entwicklung auch mittels fotografischer Dokumentation verfolgt. Ein bedeutender Teil des Rehwildbestandes war dadurch bereits individuell erkenntlich.
- Wegen intensiver, jährlich nach gleichem Muster durchgeführter sachkundiger Beobachtungen und Erhebungen gab es bereits recht gute Vorstellungen unter anderem über die Höhe des Rehwildbestandes.

Der Eigenjagdbezirk wurde mit Projektbeginn nicht wieder verpachtet sondern als staatliche Verwaltungsjagd des Forstbezirks Blaustein geführt. STROHHÄCKER blieb aber mit seinem herausragenden Geschick im Ansprechen und Beobachten von Rehwild als wertvoller Mitarbeiter im Projekt erhalten. Es entstand so das „Rehwildprojekt Borgerhau“ der Wildforschungsstelle in Zusammenarbeit mit der Landesforstverwaltung und dem Landesjagdverband.

Der vorliegende Abschlussbericht zum Projekt umfasst die wesentlichsten Ergebnisse zur Populationsökologie, zur Raumnutzung der Rehe und zur Verbißsituation im Wald. Einige Hinweise für ein zeitgemäßes Rehwildmanagement werden abgeleitet. Die Vielzahl der erhobenen Daten ermöglicht für bestimmte Themenbereiche eine noch detailliertere Aufarbeitung, als es bisher geschehen ist. Dies ist jedoch im Rahmen eines nachfolgenden, ergänzenden Berichts vorgesehen. In ihm sollen insbesondere speziellere Ergebnisse der Telemetrie, weitere Befunde zur Raumnutzung und zu anderen Verhaltensweisen, spezielle vegetationskundliche Analysen sowie die Befunde zur

Kondition der Rehe in den Phasen mit und ohne Fütterung behandelt werden.

## **Danksagung**

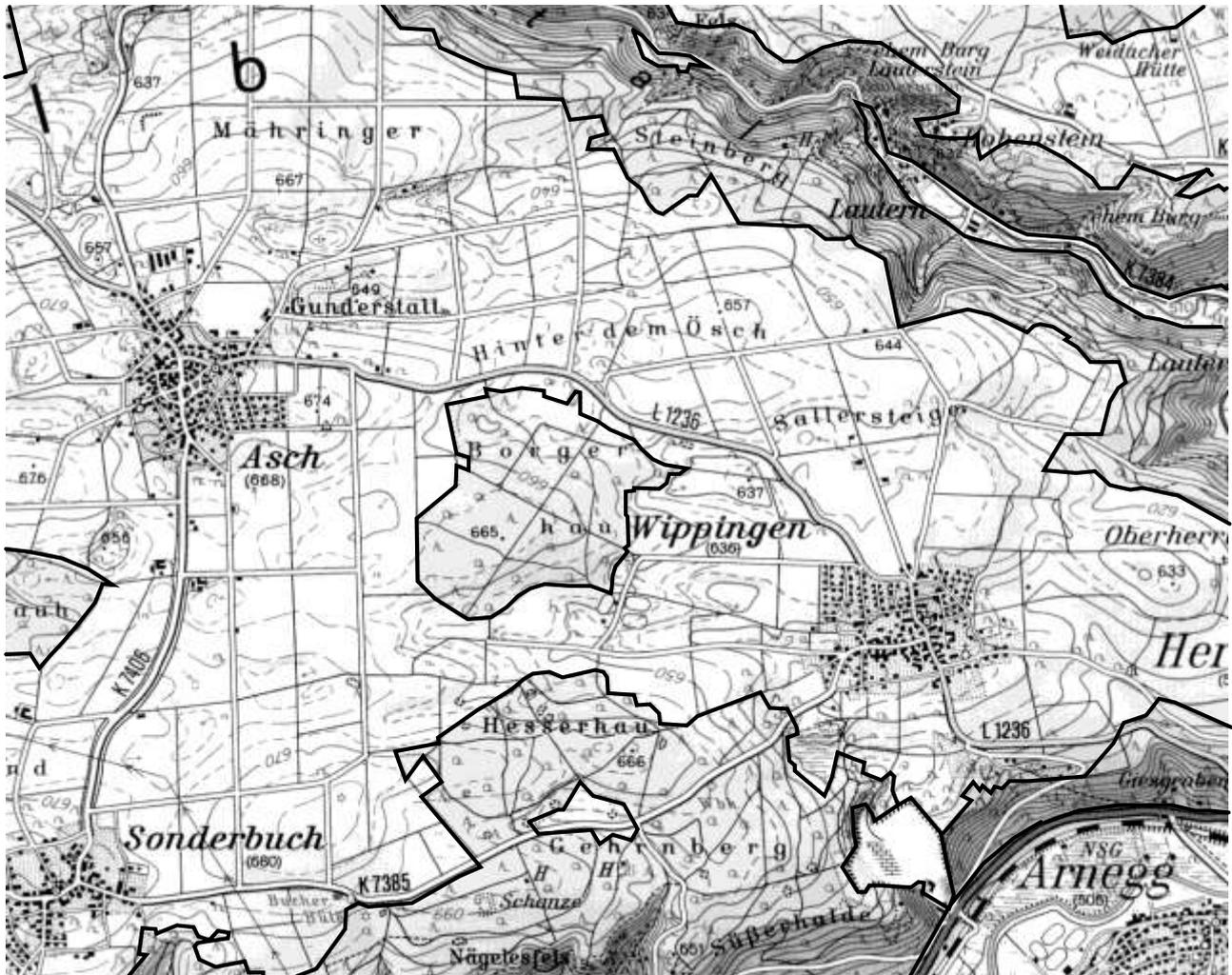
Ganz besonders herzlich bedanken wir uns für die wertvolle Mitarbeit von Herrn Ulrich Strohhäcker. Er verlor am 19. März 1996 auf tragische Art sein Leben. An den abschließenden Auswertungen zu diesem Projekt konnte er daher nicht mehr teilhaben. Aber viele der von ihm erhobenen Daten sind eingeflossen. Wir widmen ihm diese Arbeit in stillem Gedenken.

Wir bedanken uns bei der Landesforstverwaltung, die den staatlichen Eigenjagdbezirk zur Verfügung stellte und alle Jagdbetriebskosten von der Bestellung der Wildäcker über die Fütterung bis zur Erstellung von Reviereinrichtungen trug. Auch die Aufwendungen bei der Aufstellung von Kontrollzäunen und einigen anderen Versuchshilfsmitteln wurden von ihr aufgebracht. Dem zuständigen Revierleiter, Herrn M. Hunger, danken wir besonders. Er stand stets mit Rat und Tat zur Verfügung.

Alljährlich fanden Zähltreiben mit mehr als 100 Personen statt. Ohne die großzügige Unterstützung der Fachhochschulen Rottenburg und Nürtingen mit ihren Dozenten und Studenten wären diese Zählungen nicht möglich gewesen.

Aus den Reihen der Jägervereinigungen wären viele Persönlichkeiten aufzuzählen, weil sie uns immer wieder mit viel Interesse und Engagement bei verschiedenen Aktionen wie Kitzmarkierung, Fang von Rehen in Netzen, Beobachtungsansatz usw. geholfen haben. Das gleiche gilt für Berufskollegen und Privatpersonen aus dem Bekanntenkreis der Projektbearbeiter. Stellvertretend seien genannt: H. Köberle, J. Baier, R. Schwaiger, Matheis, Scheiffele, Dr. Klink, R. Schatz, S. Fauser, L. Freese, Fam. Strohhäcker, Fam. Ripper, Fam. Scharpf, Prof. G. Kech.

## 2 Untersuchungsgebiet



**Abbildung 1:** Lage des Untersuchungsgebietes. Auszug aus der topographischen Karte 1: 25.000 (Wiedergabe hier jedoch nicht maßstabsgetreu).

Das Forschungsrevier wird als staatliche Verwaltungsverwaltungsjagd des Forstbezirks Blaustein geführt. Es umfasst rund 80 ha Wald und 80 ha Feld.

Der Waldanteil ist vollständig von Feldflur umgeben (siehe Luftbild, Seite 18). Die nächstgelegenen Waldbestände befinden sich in einer Entfernung von 300 m im Süden, 900 m im Nordosten und 1.500 m im Westen. Eine öffentliche Straße im Norden des Forschungsreviers verbindet die beiden Ortschaften Wipplingen und Asch, die in je etwa 1,2 km Entfernung vom Untersuchungsgebiet liegen. Die Straße verläuft in einem Abstand von 100 bis 150 m zum Waldrand (vgl. Abbildung 1).

Auf den umliegenden Feldern werden hauptsächlich Gerste, Weizen und Raps, in geringem Maß auch Hafer, Mais, Rüben und Kartoffeln

angebaut. Wiesen sind nur vereinzelt eingestreut. Rund 1,5 % der Revierfläche sind als Wildäsungsflächen angelegt und werden jährlich Ende Juni / Anfang Juli mit einer etwas abgewandelten, handelsüblichen Wildacker Mischung bestellt.

### Naturräumliche Lage:

Das Untersuchungsgebiet liegt auf einer ebenen Hochfläche der Schwäbischen Alb in einer Höhe von 650 m NN. Es gehört zum Naturraum 095 Mittlere Flächenalb, Untereinheit 095.12 Blaubeurer Alb (Gliederung nach AMT FÜR LANDESKUNDE 1952).

**Klima:**

Folgende Durchschnittswerte gelten für das Gebiet:

Jahresniederschlag:	775 mm.
Niederschläge Mai bis Juli:	271 mm.
Niederschlagsmaximum:	im Juni/Juli.
Niederschlagsminimum:	im Februar.
Jahrestemperatur:	7° C.
Temperatur im Januar:	- 2,5° C.
Temperatur im Juli:	17,0° C.
Anzahl Frosttage:	125.
Anzahl Eistage (durchgehend unter 0°C):	41.
Anzahl Schneetage:	80 - 100.

Zu Wetterdaten aus dem Untersuchungszeitraum siehe Kapitel 9.2.

**Geologie:**

Massenkalk-Hochfläche (Weißjura delta).

**Forstliche Standorte:**

80 % tiefgründige Feinlehme, ansonsten Schicht- und Kalkverwitterungslehme, Braunerden und Parabraunerden, teilweise mit Feuersteinbeimengung.

**Natürliche Waldgesellschaft:**

Kontinental submontaner Buchenwald.

**Bodenvegetation:**

Milium-, Luzula nemorosa-, Athyrium-Gruppe.

**Waldbestände:**

Eichenreiche Buchenbestände und buchenreiche Eichenbestände verschiedener Altersstufen; Fichtenbestände verschiedener Altersstufen, z.T. mit Weißtannenanteil; Douglasie der 2. bis 4. Altersstufe (vgl. Abbildung 2: Baumartenzusammensetzung und Abbildung 3: Altersklassenaufbau).

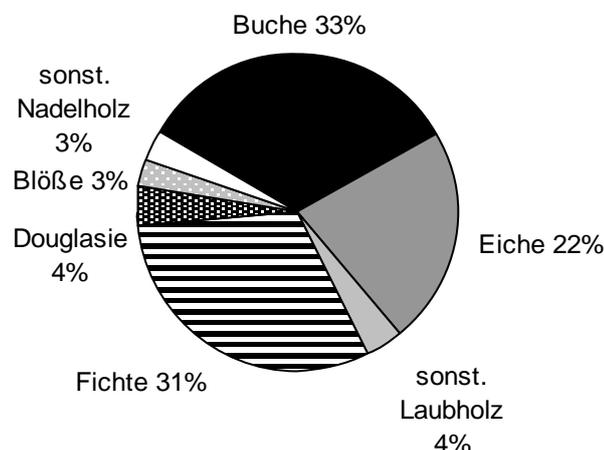


Abbildung 2: Baumartenverteilung im Distr. XIV Borgerhau nach Forsteinrichtungswerk 1991.

**Zielbestockung:**

Mittelfristig laut Forsteinrichtungswerk 1991, anhand der vorhandenen Betriebszieltypen: Auf etwa zwei Drittel der Fläche eichenreiche Laubmischbestände, auf etwa einem Drittel der Fläche Fichten- und Douglasienbestände, z.T. mit Laubholzbeimischung. Zur Verjüngung stehen derzeit nur kleine Teilflächen an. Langfristig laut Zielbestockungskarte 1991: Im gesamten Distrikt Borgerhau eichenreiche Mischbestände (Eiche, Buche, Hainbuche, Winterlinde, sonstiges Laubholz und Europäische Lärche).

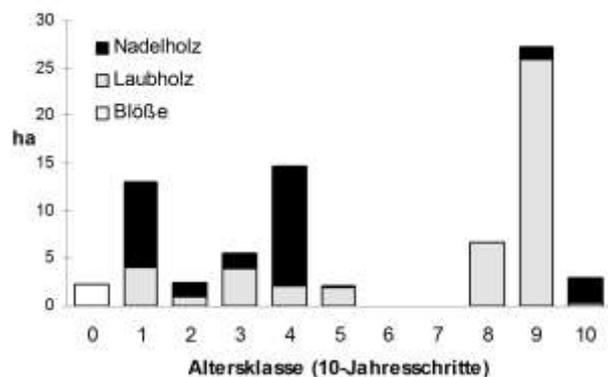


Abbildung 3: Altersaufbau des Waldbestandes im Distr. XIV Borgerhau nach Forsteinrichtungswerk 1991.

## 3 Methodik

### 3.1 Grundsätzlicher methodischer Ansatz

Das Untersuchungsprogramm wurde in zwei Versuchsphasen gegliedert. Die Ausgangslage im Untersuchungsrevier war gekennzeichnet durch

- selektive Bejagung, das heißt, die zu erlegenden Stücke wurden nach Alter, Stärke und Gehörnqualität ausgewählt,
- eher zurückhaltende Bejagung, d.h. der theoretisch zu erwartende, jagdlich nutzbare Zuwachs wurde nicht abgeschöpft,
- intensive Winterfütterung von Oktober bis April,
- zusätzliches Äsungsangebot in Form von Wildäckern.

An dieser Ausgangslage wurde zunächst nichts geändert. Die **Versuchsphase 1** diente dementsprechend zur Erfassung des Ist-Zustandes. Gemeint ist damit der Status des Rehwildbestandes mit den einzelnen Populationsparametern und sonstigen kennzeichnenden Merkmalen, einschließlich der Schwankungsbreite dieser Parameter. Ebenso zählt die Verbißsituation dazu, bzw. allgemein der Zustand der Waldvegetation. Nach Intensivierung der Erhebungen im Freiland mit dem Jahr 1989 dauerte die Versuchsphase 1 bis September 1992.

In der **Versuchsphase 2** wurde die Fütterung vollständig eingestellt. Alle übrigen, oben genannten Ausgangsbedingungen blieben unverändert. Insbesondere wurde auch darauf geachtet, dass die Bejagungsintensität (die Nutzungsrate) konstant blieb. Sämtliche in Versuchsphase 1 begonnenen Erhebungen wurden analog fortgeführt, um eventuelle Änderungen sowohl bei den Populationsparametern als auch beim Zustand der Waldvegetation aufzeigen zu können. Im Frühjahr 1996 wurden die Erhebungen im Freiland abgeschlossen.

Wesentliche methodische Hilfsmittel, die die Erfassung bestimmter Populationsparameter und die Durchführung verschiedener Methoden der Bestandserfassung überhaupt erst ermöglichten, waren der Lebendfang von Rehen, die Markierung eines großen Teils des Bestandes und die Telemetry.

## 3.2 Durchführung der Fütterung

### 3.2.1 Fütterungszeitraum

Entsprechend des allgemeinen Versuchsaufbaus sind hinsichtlich der Rehwildfütterung zwei Versuchsphasen zu unterscheiden:

#### Versuchsphase 1 (1989/90 bis 1991/92):

In Versuchsphase 1 wurde das Rehwild unter voller Ausnutzung des damals noch zulässigen Fütterungszeitraumes jährlich vom 1. Oktober bis zum 30. April mit Trocken- und Saffutter gefüttert. Die Fütterung erfolgte als Fortsetzung der bereits vor Versuchsbeginn durchgeführten Fütterungspraxis. Das heißt, an der bereits jahrelang vor dem eigentlichen Versuchsbeginn praktizierten Art der Futtermittelversorgung wurde während der Versuchsphase 1 nichts Wesentliches geändert.

Die letzten Futtergaben im Rahmen der Versuchsphase 1 erfolgten im April 1992.

#### Versuchsphase 2 (ab 1992/93)

In der Versuchsphase 2 wurde die Rehwildfütterung eingestellt. Der erste Herbst/Winter ohne Fütterung war somit 1992/93.

Lediglich zum Ankirren von Rehen für den Fang in Kastenfallen und zur Verbesserung der Sichtbarkeit der Rehe für die einmal jährlich im Frühjahr durchgeführten Beobachtungsansätze wurden noch geringe Mengen silierten Apfeltresters ausgebracht.

### 3.2.2 Futtermittel, Futtermenge, Futterbewertung

Die Lage der Futterstellen ist in

Abbildung 4 gezeigt. Die in Versuchsphase 1 ausgebrachten Futtermittel lassen sich in Trockenfuttermittel und Saffuttermittel (hier: Mischsilage und Zuckerrüben) einteilen:

#### Trockenfutter

Das Trockenfutter bestand aus handelsüblichen Presslingen („Krafftutter“ in pelletierter Form) und wurde in Futterautomaten ausgebracht. Die Ausbringung erfolgte ad libitum von Anfang Oktober bis Ende Dezember in jeweils 10 Futterautomaten, im Januar und Februar in reduzierter Menge (in 2 bis 3 Automaten oder gar nicht), im März und im April wieder ad libitum in je 10 Futterautomaten. Die 10 Futterstellen waren gleichmäßig auf der Waldfläche von 80 ha verteilt. Das entspricht einer Futterstelle pro 12,5 ha. Im Zeitraum 1989/90 bis 1991/92 wurden im Schnitt 3.052 kg Trockenfutter pro Jahr verbraucht.

#### Mischsilage

Die Zusammensetzung der Silage geht aus Tabelle 1 hervor. Sie wurde in fertig gemischter Form in Fässern angeliefert. Die Ausbringung erfolgte zweimal pro Woche in Trögen an 7 festen Fütterungseinrichtungen. Im März und April wurde die Mischsilage aber auch außerhalb fester Fütterungseinrichtungen an bis zu 12 verschiedenen Stellen verteilt. Dies diente zur Erleichterung der fotografischen Dokumentation einzelner Rehindividuen. Im Zeitraum 1989/90 bis 1991/92 wurden im Durchschnitt pro Jahr 8.350 kg Mischsilage ausgebracht. Der Futtermittelverlust durch Verderb wird mit 10 bis 30% (im Mittel 22%) eingeschätzt, so dass mit einer für die Rehe verfügbaren Menge Mischsilage von rund 6.500 kg pro Jahr gerechnet werden kann.

#### Zuckerrüben

Jährlich wurden 2.000 bis 2.500 kg Zuckerrüben Ende November lose im Wald verteilt. Sie wurden bis Ende April durch Rehe, Hasen und Mäuse jeweils nahezu aufgezehrt.

Der **Verbrauch** der Futtermittel ist für die einzelnen Jahre in Tabelle 3 aufgelistet.

#### Futterwert

Die Bewertung der Futtermittel wird mit Tabelle 1 und Tabelle 2 wiedergegeben. Beim Trockenfutter liegt der Rohproteingehalt mit ca. 24% im Verhältnis zum Energiegehalt sehr hoch und über dem physiologischen Bedarf (10 - 15%).

Tabelle 1: Zusammensetzung und Futterwert der Mischsilage sowie Futterwert von Zuckerrüben

**Anteil** = Anteile Frischsubstanz der einzelnen Futtermittel in der Mischung

**T** = Trockenmasse

**XX** = N-freie Extraktstoffe in g/kg T

**XP** = Rohprotein in g/kg T

**DOM** = Verdauliche Organische Masse

**XL** = Rohfett in g/kg T

**GE** = Bruttoenergie in Mega-Joule.

**XF** = Rohfaser in g/kg T

**GE (MJ)** =  $0,0239 \cdot \text{gXP} + 0,0398 \cdot \text{gXL} + 0,0201 \cdot \text{gXF} + 0,0175 \cdot \text{gXX}$

Quellen: DLG-Futterwerttabellen (1997), KLING & WÖHLBIER (1983).

1989/90	Anteil	T	XP	XL	XF	XX	DOM
Apfeltrester	27,0%	22%	66	42	216	652	64%
Biertreber	15,0%	24%	253	82	178	442	66%
Klee-Grasgemenge	9,0%	27%	137	35	303	431	70%
Mais, Körner	6,5%	88%	106	45	26	806	86%
Hafer, Körner	27,0%	88%	121	53	116	677	74%
Sojaschrot	10,0%	88%	510	15	67	341	91%
Kastanien, gemust	4,0%	84%	78	56	58	781	74%
Mineralstoffmischung	1,5%						
Gesamt	100,0%	53,6%	184	46	118	612	76%
GE (MJ)	19,33						
1990/91	Anteil	T	XP	XL	XF	XX	DOM
Apfeltrester	42,0%	22%	66	42	216	652	64%
Biertreber	7,0%	24%	253	82	178	442	66%
Klee-Grasgemenge	7,0%	27%	137	35	303	431	70%
Mais, Körner	11,0%	88%	106	45	26	806	86%
Hafer, Körner	18,0%	88%	121	53	116	677	74%
Sojaschrot	7,0%	88%	510	15	67	341	91%
Kastanien, gemust	8,0%	84%	78	56	58	781	74%
Gesamt	100,0%	51,2%	154	46	112	653	76%
GE (MJ)	19,20						
1991/92	Anteil	T	XP	XL	XF	XX	DOM
Apfeltrester	41,0%	22%	66	42	216	652	64%
Biertreber	10,0%	24%	253	82	178	442	66%
Maissilage	10,0%	21%	93	31	233	584	70%
Mais, Körner	10,0%	88%	106	45	26	806	86%
Hafer, Körner	15,0%	88%	121	53	116	677	74%
Sojaschrot	6,0%	88%	510	15	67	341	91%
Kastanien, gemust	2,0%	84%	78	56	58	781	74%
Karotten, gemust	6,0%	11%	92	15	93	705	88%
Gesamt	100,0%	43%	158	44	119	644	76%
GE (MJ)	19,21						

#### Durchschnittswerte für Mischsilage 1989/90 - 1991/92

GE	19,24 (MJ)
Trockenmasse	49,3%
Verdaulichkeit	76%

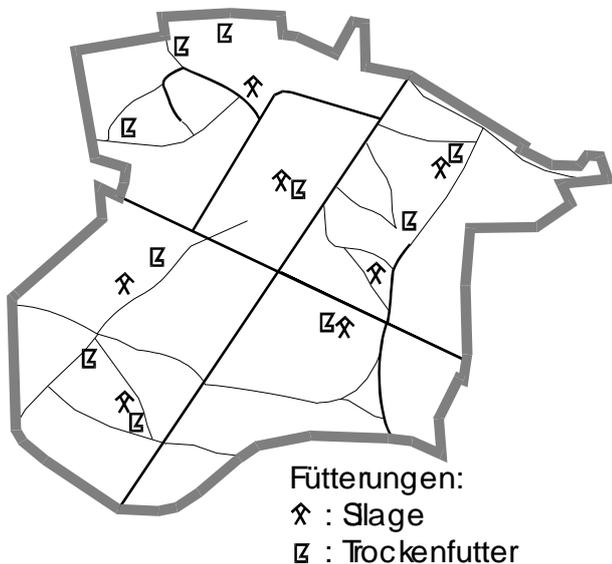
	T	XP	XL	XF	XX	DOM
<b>Zuckerrüben</b>	23%	62	3	54	834	89%
GE (MJ)	17,3					

**Tabelle 2: Analysewerte Trockenfutter. (LVVG)**

	1990/91	1991/92
Trockensubstanz	89%	89%
Rohprotein (g/kg/ T)	239	248
Rohfaser (g/kg T)		8,6
NEL (MJ)	6,3	7,05
StE	636	
Verdaulichkeit (%)		77,07

**Tabelle 3: Futtermittelverbrauch in Versuchsphase 1. Verluste bei der Mischsilage entstanden in erster Linie durch Verderb.**

Jahr	1989/90	1990/91	1991/92	Durchschnitt
Trockenfutter				
Fütterungsdauer	1.10. - 08.4.	1.10. - 30.4.	3.10. - 30.12. 20.2. - 30.4.	
Anzahl Futterautomaten	10 (31.12.-10.3. nur 3)	10 (24.12.-17.2. nur 2)	10	10
Gesamtverbrauch	2.285kg	3.842 kg	3.028 kg	3.052 kg
Mischsilage				
Fütterungsdauer	30.11. - 30.4.	01.11. - 30.4.	20.10. - 15.3.	
Anzahl Futterstellen	7 (März/April freie Auslage)	7 (März/April:12)	7	7 - 12
Gesamtverbrauch	ca. 8.450 kg	ca. 10.600 kg	ca. 6.000 kg	ca. 8.350 kg
Futtermittelverlust	25%	10%	30%	22%
Zuckerrüben				
Verteilungsdatum	Ende Nov	Ende Nov	17.11.	
Gesamtmenge	2.500 kg	2.500	2.000 kg	2.333 kg
Anmerkung zum natürlichen Futterangebot:				
Baummast	Vollmast Buche, Eiche	keine	Buche	

**Abbildung 4: Verteilung der Futterstellen (abgebildet ist der Waldteil des Untersuchungsgebietes).**

### 3.3 Rehwildfang

Der Lebendfang von Rehen diente in erster Linie:

- der Markierung eines möglichst großen Teils des Bestandes,
- der Anbringung von Halsbandsendern bei einem Teil der gefangenen Rehe,
- der Erhebung biometrischer Daten,
- der Einschätzung von Alter, Allgemeinzustand und Parasitierungsgrad der Rehe.

Folgende Fangmethoden kamen zum Einsatz:

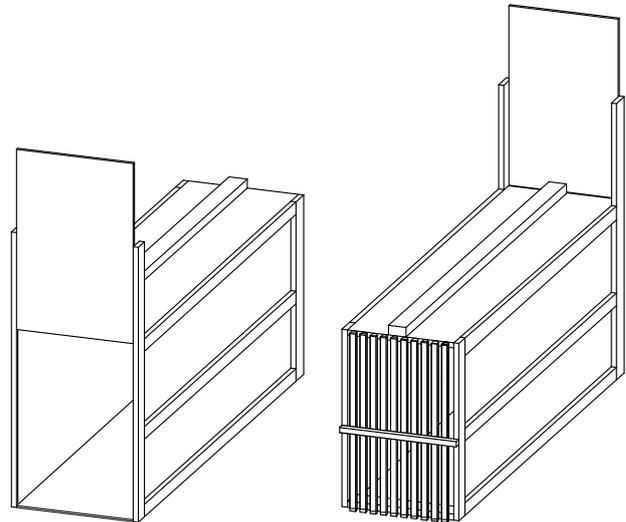
#### 1. Aufsuchen frisch gesetzter Kitze

Bis zu einem Alter von ca. 10 Tagen zeigen Kitze noch kein Fluchtverhalten, bleiben bei Annäherung am Boden gedrückt, lassen sich aufnehmen und auch wieder an derselben Stelle ablegen. Zum Aufsuchen der Kitze wurden die Waldflächen sowie auch angrenzende Wiesen durchstreift. Mehrere in einer Linie angeordnete Hilfspersonen gingen hierbei systematisch vor. Die gefundenen Kitze wurden mit einer kleinen Ohrmarke (Kapitel 3.3) versehen. Weiterhin wurden folgende Daten erhoben: Fundort, Geschlecht, Gewicht und Hinterlaufgröße. Nachteilige Auswirkungen der Kitzmarkierung konnten nicht festgestellt werden (vgl. Kapitel 5.4.1.1). In der Regel rieben sich die Hilfspersonen vor dem Anfassen der Kitze ihre Hände mit Kräutern aus der Umgebung ab. Notwendig war diese Maßnahme aber wahrscheinlich nicht. Insgesamt wurden 89 Kitze im Zeitraum 1989 bis 1995 auf diese Weise markiert.

#### 2. Lebendfang in Kastenfallen

Die Bauart der Kastenfallen ist in Abbildung 5 skizziert. Zum Einsatz kamen bis zu 19 Kastenfallen. Sie wurden im Oktober im Wald platziert, aber nur in den Monaten Dezember, Januar und Februar fängisch gestellt. Hauptfangmonat war der Januar, insbesondere bei Schneelage. Zum Ankirren wurde Apfeltrester in den Fallen gereicht. Die Fängischstellung erfolgte abends, die Kontrolle am frühen Morgen des darauffolgenden Tages. Die Rehe verhielten sich sehr ruhig in den Fallen und wurden erst bei Annäherung unruhig. Insgesamt wurden 46 Rehe von 1990 bis 1995 auf diese Weise gefangen, darunter 12 Fälle, in denen sich ein Reh zum wiederholten Male in einer Kastenfalle fing. Eine adulte Geiß wurde sogar viermal in einer Kastenfalle gefangen. Die hohe Zahl der Wiederfänge zeigt, dass diese Fangmethode die Rehe nicht wesentlich beeinträchtigen kann. Allerdings sind geringfügige Bastverletzungen

(Abschürfungen) bei der Entnahme sehr unruhiger Böcke möglich. Aus diesem Grund wurde auch jährlich der Fang im Verlauf des Februar eingestellt.



**Abbildung 5:** Bauschema der verwendeten Kastenfallen. Eine Stirnseite besteht aus innen abgerundeten Gitterstäben. Die Falltür, Seitenwände, Boden und Deckel bestehen aus Sperrholz. Der Deckel ist innen mit einer Lage Schaumstoff ausgepolstert. Die Auslösung der Falltür erfolgt über eine im hinteren Fallenteil gespannte Schnur.

#### 3. Lebendfang mit Netzen

Der Lebendfang mit Netzen wurde nur im Spätsommer/Herbst durchgeführt. Hierfür wurden Dickungskomplexe bis zu einer Größe von maximal ca. 5 ha mit Rehfangnetzen vollständig umstellt. Bis zu 1.000m Netzlänge waren erforderlich. Die Aufstellung erfolgte mit der entsprechend notwendigen Anzahl an Hilfspersonen ringsum gleichzeitig, um ein vorzeitiges Ausbrechen der Rehe zu verhindern. Auf der gesamten Netzlänge waren Hilfspersonen stets so verteilt, dass kein Netzabschnitt ohne Beaufsichtigung verblieb. Der Treiberdruck wurde zu Beginn eines Treibens zunächst gering gehalten (z.B. 1 Treiber und ein Hund) und im weiteren Verlauf dann gesteigert. Bis zu 5 Stöberhunde und mehrere Treiber waren zum Teil erforderlich, um noch gesehene Rehe aus den Dickungen in die Netze zu treiben. Zum Einsatz kamen nur niederläufige Hunde (in erster Linie Teckel und Terrier). Insgesamt konnten 86 Rehe von 1990 bis 1995 mit Netzen gefangen werden, darunter 31 Rehe, die sich zum wiederholten Male mit dieser Methode fingen. Nur in wenigen Einzelfällen traten bedeutungslose Abschürfungen bei den Rehen auf oder es kam zum Verlust bereits vorhandener Ohrmarken

nach Verfangen derselben in den Netzschnüren.

Die weitere Behandlung der in Kastenfallen oder Netzen gefangenen Rehe verlief wie folgt:

- Hochnahme und Transport an allen vier Läufen; in dieser hängenden Stellung verhielten sich die meisten Rehe ganz ruhig,
- Seitenlagerung unter weiterem Festhalten an allen Läufen am Markierplatz, Haupt durch ein Tuch abgedeckt,
- Vermessen der Rehe,
- Feststellung des Körpergewichts (Wägung des Rehes mit haltender Person auf Personenwaage),
- Markierung, falls nicht bereits markiert, ggf. Anbringung oder Austausch von Senderhalsband,
- Entnahme von einigen Losungspillen zur Feststellung des Parasitierungsgrades,
- Altersschätzung durch Blick in den Äser, falls Alter nicht bekannt,
- Einschätzung des Allgemeinzustandes,
- Freilassung.

Narkose- oder Beruhigungsmittel wurden nicht eingesetzt. Sie sind bei Rehwild eher problematisch und auch nicht notwendig.

### 3.4 Rehwildmarkierung

Schon Jahre vor dem eigentlichen Projektbeginn wurden von STROHHÄCKER jährlich Kitze markiert. Ab 1989 wurde dies weiter intensiviert und zusammen mit der Wildforschungsstelle durchgeführt. Anfangs kamen für die Kitzmarkierung Rototag-Ohrmarken in verschiedenen Jahrgangsfarben mit aufgeklebter Symbolmarke zum Einsatz (Abbildung 6). Da die landesweite Rehwildmarkierung aufgrund von Verlusten der Rototag-Ohrmarken auf Jumbo-Ohrmarken umgestellt hatte, wurden ab Ende 1991 ebenfalls Jumbo-Ohrmarken verwendet (Abbildung 7).

Bei adulten Stücken (nach Fallen- und Netzfang) kamen aufgrund der besseren Sichtbarkeit und Ablesbarkeit der Nummern größere Marken zum Einsatz. Anfangs wurden Ritchey-Ohrenmarken angebracht (Abbildung 8), bald darauf aber nur die einfacher anzubringenden Primaflex-Ohrenmarken verwendet (Abbildung 9).

Die Abmessungen der verschiedenen Ohrmarken sind in Tabelle 4 wiedergegeben.

**Tabelle 4: Abmessungen und Gewichte der verschiedenen Ohrmarkentypen.**

Marken-typ	Länge (mm)	Breite (mm)	Material-stärke (mm)	Gewicht (g)
Ritchey	75	58	2	9,1
Rototag	35	8	2	1,6
Jumbo	45	18	2	3,0
Primaflex	91	62	1,8	12,8

Im Zeitraum 1989 bis 1995 wurden 89 Kitze markiert. Im selben Zeitraum konnten 73 verschiedene adulte Rehe markiert werden. Der Anteil des markierten Frühjahrsbestandes steigerte sich bis zum Versuchsende auf ca. 79%.

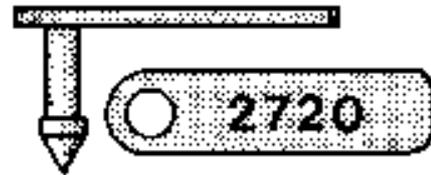


Abbildung 6: Rototag-Ohrmarke

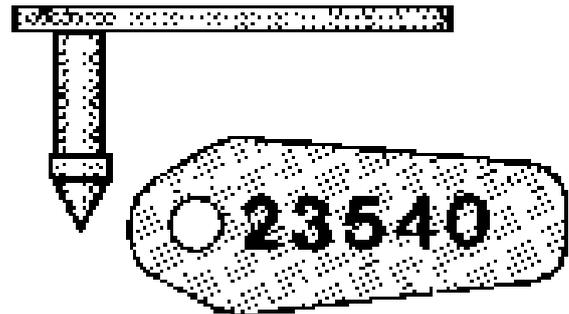


Abbildung 7: Jumbo-Ohrmarke



Abbildung 8: Ritchey-Ohrmarke



Abbildung 9: Primaflex-Ohrmarke



*Das Luftbild zeigt die Einbettung des Borgerhaus (ca. 80 ha Wald) in die Feldflur. Ansicht von Norden aus. Der nächste Wald ist ca. 300 m entfernt. (Foto Thor)*



*Auf etwa einem Drittel der Waldfläche stockt Nadelholz. Zwei Drittel der Waldfläche bestehen aus Laubmischwald, wobei insgesamt die Buche überwiegt. Nicht nur die Nadel- und Laubholzdi-ckungen bieten gute Einstände. Auf Sturmwurfflächen entwickelt sich eine deckungs- und äsungsreiche Strauchschicht.*



*Im Untersuchungsgebiet bestand nicht nur durch die umgebende Feldflur ein gutes Nahrungsangebot zu allen Jahreszeiten. Auch innerhalb des Waldes entwickelte sich auf belichteten Flächen reichhaltige Äsung. Trotz der hohen Rehwildichte kommt das Weidenröschen in dieser ungezäunten Fichtenkultur zur Blüte.*



*Trockenfutter wurde in 10 Futterautomaten gereicht. Für Mischsilage gab es drüber hinaus 7 Fütterungseinrichtungen. (Foto U. Strohhäcker)*

## 3.5 Ermittlung von Bestandsdaten

### 3.5.1 Bestandseinschätzung zu Stichtagen durch STROHHÄCKER

#### Sichtbeobachtungen im Jahresverlauf

Es handelt sich hierbei nicht um eine wissenschaftliche Standardmethode der Bestandsschätzung, die jederzeit reproduzierbar ist. Diese Methode dürfte auch nur unter den besonderen Bedingungen im Forschungsrevier zu guten Ergebnissen geführt haben (vgl. Kapitel 4.1.3). Zu diesen besonderen Bedingungen zählen u.a.:

- Gute Beobachtbarkeit der Rehe auf Grund der Waldstruktur,
- geringe Fluchtdistanz der Rehe nach bereits jahrelang und häufig durchgeführten Beobachtungen mit gleichbleibendem Muster durch ein- und dieselbe Person,
- nicht zuletzt die gute Beobachtungsgabe und Übung im Ansprechen des Beobachters.

U. STROHHÄCKER versuchte im gesamten Jahresverlauf stets eine möglichst große Anzahl von Individuen des Bestandes zu bestätigen und bisher nicht individuell erkenntliche Stücke zumindest an Hand der Beobachtungslokalitäten und des Verhaltens gegenüber anderen Rehen (z.B. in Gruppen mit markierten Rehen) zu identifizieren. Voraussetzung hierfür war die Markierung eines großen Teils des Bestandes. Ferner war die Anlage und laufende Aktualisierung eines Fotoarchivs für das Wiedererkennen einzelner Rehindividuen sehr hilfreich. STROHHÄCKER gelang es jährlich, z.B. fast alle der vorhandenen Böcke zu fotografieren.

Die Bestätigung von Rehindividuen geschah bei jeder Gelegenheit wie z.B. beim Ansitz anlässlich der Jagdausübung, bei sonstigen Tätigkeiten im Revier, aber in erster Linie bei speziellen Beobachtungsfahrten mit dem Auto, die im gesamten Jahresverlauf durchgeführt wurden. Die Beobachtungsfahrten erfolgten vorwiegend abends und am frühen Morgen innerhalb des Waldes. Eine bestimmte Fahrtroute war nicht festgelegt. Es wurden jedoch alle befahrbaren Waldwege genützt, um eine möglichst flächendeckende Beobachtung von Rehen zu gewährleisten. Die Dauer einer Beobachtungsfahrt schwankte in Abhängigkeit von der Verweildauer beim Beobachten zwischen 0,5 und 1,5 Stunden. Jede Rehbeobachtung wurde in vorgedruckten Erhebungsbögen festgehalten. Die Eintragungen waren differenziert nach Beobachtungszeitraum, Lokalität der

Beobachtung (Rasterfläche des Reviers), Altersklasse und Geschlecht unter Berücksichtigung von Markierungen oder sonstigen individuellen Kennzeichen der beobachteten Stücke. Bei den Böcken wurden außerdem die Gehörnentwicklung festgehalten und bei den Geißen ggf. sichtbare Zeichen zum Fortpflanzungsstatus (trächtig, säugend) notiert. Von 1989 bis 1995 hat STROHHÄCKER wohl weit über 6.000 Beobachtungen auf diese Weise zusammengetragen. Die Beobachtungsbögen liegen uns nach dem Tod von STROHHÄCKER leider nicht mehr vollständig vor, sondern teilweise nur in bereits aufgearbeiteter, zusammengefasster Form. Für den Zeitraum von 1990 bis 1995 standen aber immerhin noch 386 Original-Erhebungsbögen zur Verfügung. Sie enthalten insgesamt 3.745 Rehbeobachtungen und ermöglichten Detailanalysen, die über ursprünglich vorgesehene Themenbereiche hinausgingen, z.B. zur Beobachtbarkeit des Rehwildes im Jahresverlauf.

Die gesammelten Aufzeichnungen eines Jahres wurden von STROHHÄCKER zur Einschätzung des Bestandes und seiner Aufgliederung nach Geschlechtern und Altersklassen zu den Stichtagen 1. April und 1. September herangezogen.

Die Aufzeichnungen liefern darüber hinaus eine Fülle von Daten, z.B. zur Beobachtbarkeit der Rehe im Jahresverlauf, zur Verteilung der Rehe, zu Kitzraten, zur Entwicklung und zum Verbleib von Einzelindividuen, zu Fege- und Setzterminen bis hin zu verwandtschaftlichen Beziehungen innerhalb von Rehgruppen. Eine Reihe dieser Daten müssen einer späteren Auswertung vorbehalten bleiben.

### 3.5.2 Leitlinienzählung

Im Gegensatz zu den Beobachtungsfahrten von U. STROHHÄCKER wurde die Leitlinienzählung auf einer genau festgelegten Route von ca. 3.300 m Länge durchgeführt (Linientaxation). Die Beobachtungsfahrten starteten eineinhalb Stunden vor Sonnenuntergang. Dabei wurden alle Rehe registriert, die links und rechts der Strecke beobachtet wurden. Die Beobachtungen wurden von zwei Personen aus dem Fahrzeug heraus durchgeführt.

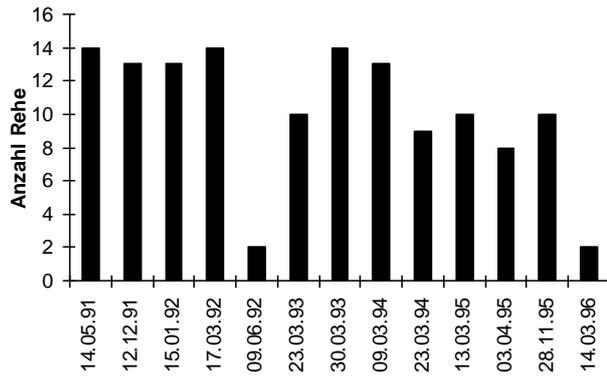


Abbildung 10: Ergebnisse der Leitlinienzählungen.

Um vergleichbare Ergebnisse bei der Linientaxation zu erhalten, sollte die einsehbare Fläche von Zählung zu Zählung gleich bleiben. Das gilt in etwa für die Winter- und Frühjahrsmonate. Nach Vegetationsbeginn wird die Sichtbarkeit der Rehe stark eingeschränkt (vgl. Abbildung 10: Zählergebnis vom 09.06.92 im Vergleich zu den übrigen). Der Bezug der Zählergebnisse auf eine Flächeneinheit ist kaum möglich. Selbst in der vegetationslosen Zeit herrschen im Wald keine homogenen Sichtverhältnisse entlang der Taxationslinie. Der kleinflächige Wechsel von Beständen (Dickungen, Altholz) und verschiedene Sichtweiten innerhalb einzelner Bestände führen dazu, dass sich die Breite des Probestreifens laufend ändert. Aus diesen Gründen war von vornherein zu erwarten, dass sich mit der Linientaxation im Wald bei Rehwild allenfalls grobe Trends zur Populationsentwicklung aufzeigen lassen (siehe Kapitel 4.1, vgl. auch SEBER 1982, cit ex. FISCHER 1984). Für weitere Auswertungen (Trend Frühjahrsbestand nach verschiedenen Erhebungsmethoden) wurden nur gemittelte Zählergebnisse der im März durchgeführten Linientaxationen verwendet.

### 3.5.3 Scheinwerfertextation

Die Scheinwerfertextation wurde als Sonderform der Linientaxation getestet. Hierbei wurden die Rehe im Feldteil des Untersuchungsgebietes bei Nacht mit Hilfe eines Halogen-Handscheinwerfers entlang einer festgelegten Fahrtroute gezählt. Außerdem wurden festgelegte Punkte angefahren, um von dort aus die Feldflur rundum abzusuchen. Auf diese Weise war es möglich, die meisten Feldflächen und Waldkanten im Untersuchungsgebiet einzusehen. Der Fahrtbeginn wurde auf zwei Stunden nach Sonnenuntergang festgelegt.

Es zeigten sich sehr große Schwankungen der Zählergebnisse selbst innerhalb eines Jahres (Abbildung 11). Bei einzelnen Zählungen war nur ein sehr geringer Teil des Rehwildbestandes in der Feldflur anzutreffen. Die Witterung (z.B. Wind) hatte großen Einfluss auf das Verhalten der Rehe. Die Ergebnisse der Scheinwerferzählungen wurden daher nicht für Einschätzungen zur Entwicklung des Rehwildbestandes herangezogen.

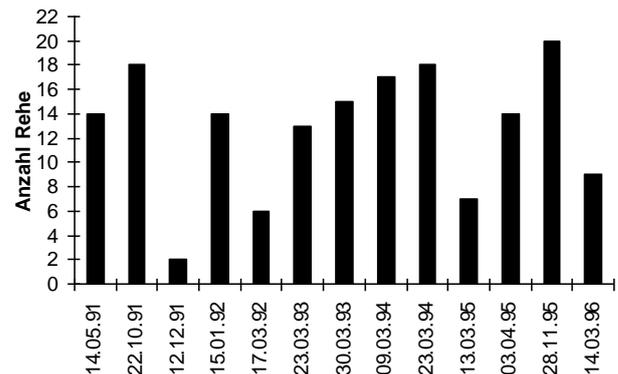


Abbildung 11: Ergebnisse der Scheinwerfertextationen.

### 3.5.4 Beobachtungsansätze

Die Beobachtungsansätze erfolgten jährlich einmal in den letzten Märztagen. Zwischen 13 und 17 Beobachter wurden möglichst gleichmäßig im Waldteil und zum Teil am Waldrand des Untersuchungsgebietes verteilt. Zur Erhöhung der Sichtbarkeit wurde das Rehwild an den Beobachtungsständen jeweils einige Tage mit Mischsilage bzw. Apfeltrester angekirrt. Die Beobachtungsansätze dauerten von frühestens 17:00 Uhr bis spätestens 21:30 Uhr. Die Eintragung von Rehwildbeobachtungen erfolgte in vorgedruckten Bögen unter Angabe von Zeitdauer der Beobachtung, Bewegungsrichtung, Gruppierungsart der gesehenen Rehe, Alter, Geschlecht, Markierung und sonstigen Ansprechmerkmalen. Im Anschluss an einen Beobachtungsansatz erfolgte eine gemeinsame Besprechung der Aufzeichnungen, um Doppelbeobachtungen bei der Zusammenfassung der Ergebnisse weitgehend ausschließen zu können.



*Bis zu einem Alter von etwa 10 Tagen zeigen Kitze noch kein Fluchtverhalten und können daher leicht markiert werden. Die Kitzsuche ist allerdings aufwendig. Jährlich wurden die Waldflächen und angrenzenden Wiesen zur Setzzeit mit Hilfspersonen systematisch durchstreift.*



*Von 1989 bis 1995 wurden 89 Kitze markiert. Die Markierung hatte keinen Einfluss auf die Lebenserwartung. Die frühe Kitzsterblichkeit (bis 1. Sept.) schwankte jährlich stark in Abhängigkeit von der Witterung zwischen 9 und 58%. Sie betrug im Mittel 24%.*



*Zum Lebendfang wurden jährlich im Herbst Dickungen mit Netzen umstellt. Im Zeitraum 1990 bis 1995 konnten 86 Rehe mit Netzen gefangen werden. In Kastenfallen (winterlicher Einsatz) wurden darüber hinaus 46 Rehe gefangen.*



*Jedes gefangene Reh wurde vermessen, gewogen, markiert, ggf. mit einem Sender versehen und anschließend wieder freigelassen.*

### 3.5.5 Zähltreiben

Zähltreiben zur Ermittlung der Rehwildichte wurden ab 1990 jährlich Ende November, Anfang Dezember durchgeführt. Zur Gewährleistung ausreichend geringer Abstände zwischen Beobachtungsposten bzw. Treibern nahmen an diesen Zähltreiben bis ca. 150 Personen teil. In übersichtlichen Altholzbeständen wurden Treiberabstände von 6-7m gewählt, in Dickungen waren Treiberabstände von 3-5m notwendig.

Die Ausrichtung der Zähltreiben erfolgte in zwei Formen:

1. Standardverfahren (auf einer Teilfläche des Untersuchungsgebietes),
2. Unterteiltes Zähltreiben auf der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes (eigene Weiterentwicklung des Standardverfahrens).

Beide Verfahrensweisen werden nachfolgend beschrieben.

#### 1. Standardverfahren

In der einfachsten Form eines Zähltreibens wird die durchzutreibende Fläche an drei Seiten mit Beobachtungsposten so umstellt, dass Blickkontakt zum jeweils nächsten Beobachtungsposten besteht. Die vierte Seite des Treibens wird durch die Treiberwehr geschlossen. Wenn alle Beobachtungsposten stehen, rückt die Treiberwehr auf Signal langsam durch die Fläche vor. Auf Zählkarten protokolliert jeder Beobachtungsposten und jeder Treiber jeweils nur in einer, vorher festgelegten Beobachtungsrichtung die zwischen sich und dem Nachbarn durchwechselnden Rehe. Doppelzählungen sind somit ausgeschlossen. Beobachtungsposten, die von der Treiberwehr passiert wurden, werden entweder mit neuen Zählkarten in die Treiberwehr eingereiht oder bleiben, ebenfalls mit neuen Zählkarten ausgerüstet, an ihrem Platz stehen, um diejenigen Rehe zu erfassen, die nach der Treiberwehr über die Beobachtungslinie in das Treiben ein- oder auswechseln. Der schematische Aufbau ist aus Abbildung 12 ersichtlich.

Auf der Zählkarte wird auch die Bewegungsrichtung der Rehe beim Hindurchwechseln zwischen zwei Treibern („aus dem Treiben“ / „in das Treiben“) oder zwischen zwei Beobachtungsposten („von rechts nach links“ / „von links nach rechts“) erfasst. Treiber und Beobachtungsposten erhalten jeweils spezielle Zählkarten, wobei auf den Karten für die Beobachtungsposten Standnummern angegeben sind. Somit kann auch im Nachhinein festgestellt werden, wieviel Rehe, in welcher Richtung und zwischen welchen Posten hindurch gewechselt

sind. Entscheidend sind die absolute Anzahl von Rehen und die Bewegungsrichtung. Zweit-rangig sind Beobachtungen zu Markierung, Geschlecht und Alter der Rehe. Beobachtungen von anderen Wildarten werden nur dann aufgezeichnet, wenn die Beobachtungen sicher sind und die Protokollierung nicht von der Beobachtung weiterer Rehe abhält.

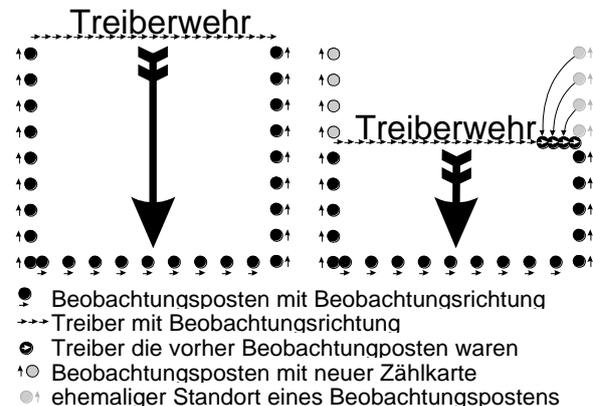
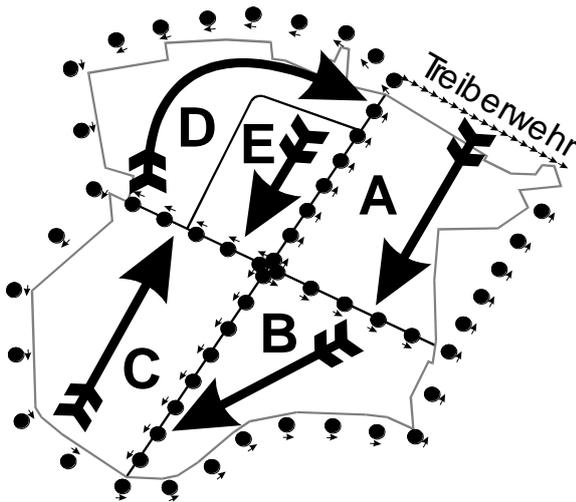


Abbildung 12: Schematischer Ablauf eines Zähltreibens nach Standardverfahren.

Im Verlauf des Zähltreibens rückt die Treiberwehr durch die Fläche voran und richtet sich bei jeder günstigen Gelegenheit neu aus (z.B. entlang von Forstwegen). Durch einen geringen Abstand zwischen den Treibern (in übersichtlichen Altholzbeständen 6 - 7 m; in jüngeren Beständen und Dickungen 3 - 5 m) kann die Wahrscheinlichkeit minimiert werden, dass sich Rehe der Beobachtung entziehen. Die Anzahl der Rehe, die sich vor Beginn des Zähltreibens auf der Fläche befunden haben, errechnet sich aus der Differenz zwischen „ausgewechselten“ und „eingewechselten“ Rehen.

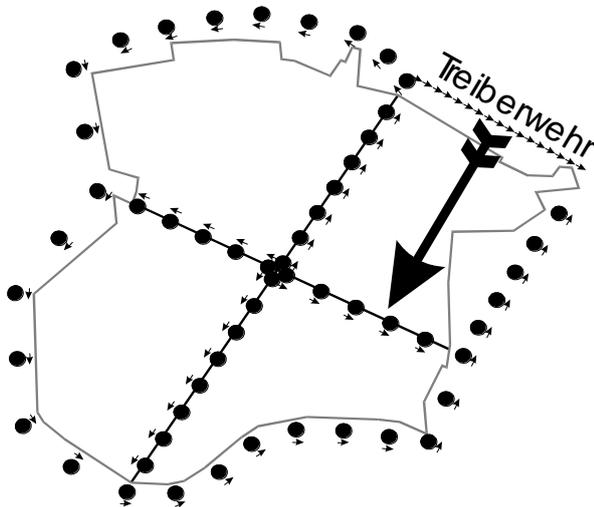
Nach dieser Methode wurde 1990 ein Zähltreiben auf rund 60 % der Waldfläche des Forschungsreviers (zwei der vier Abteilungen) durchgeführt. Die Zählung wurde nur auf einer Teilfläche durchgeführt, um erst einmal Erfahrungen mit dem Fluchtverhalten der Rehe zu sammeln. Eine Landstraße, die in der Nähe des Waldes vorbeiführt (Verkehrssicherung durch die Straßenbauverwaltung) und die Inselfituation des Forschungsreviers waren hierbei zu berücksichtigen. Es wurde jedoch festgestellt, dass nur einzelne Rehe die Waldinsel kurzfristig verließen und dass sogar einige Rehe durch die Treiberwehr hindurchwechselten, obwohl der Abstand von Treiber zu Treiber teilweise nur etwa 3 m betrug.



**Abbildung 13:** Übersicht über die einzelnen Treiben (A bis E) mit der Bewegungsrichtung der Treiberwehr beim unterteilten Zähltreiben auf der Gesamtfläche.

## 2. Unterteiltes Zähltreiben auf der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes

Nach den Erfahrungen zum Verhalten der Rehe beim ersten Zähltreiben wurden die folgenden Zähltreiben (1991 bis 1995) als Totalzählung auf der ganzen Fläche durchgeführt. Die Unterteilung der Gesamtfläche und die Marschrichtungen der Treiberwehr wurden jedoch so ausgerichtet, dass die Rehe nach Möglichkeit nicht aus dem Wald herausgetrieben wurden (Abbildung 13).



**Abbildung 14:** Ausgangsaufstellung für das Zähltreiben und Treiben A.

Die Organisation, Durchführung und Auswertung eines unterteilten Treibens auf der Gesamtfläche gestaltet sich ungleich komplizierter als bei einem durchgehenden Treiben. Das Hauptproblem ist dabei, Doppelzählungen sicher auszuschließen, und zwar auch bei Reihen, die zwischen den einzelnen Teilabschnitten des Zähltreibens hin und her wechseln oder sich sogar im Kreis bewegen. Weiterhin soll auch eine Zuordnung der Rehe zu einzelnen Abteilungen möglich sein. Diese Probleme werden durch das folgende systematische Vorgehen gelöst:

Bereits vor Beginn des ersten Treibens müssen alle Teilflächen umstellt sein (Abbildung 14), um auch vorzeitig auswechselnde Rehe zu erfassen. Die vier Abteilungen der Waldfläche werden jeweils wie gesonderte Treiben behandelt, d.h., es werden mehrere kleine Treiben durchgeführt. Für jedes Treiben werden an die Treiber neue Zählkarten ausgegeben. Wie im unter 1) beschriebenen durchgehenden Treiben werden die Beobachtungsposten auf den Außenlinien in die Treiberwehr eingereiht, sobald sie von ihr erreicht werden, und sie bekommen dabei neue (Treiber-)Zählkarten. Für die Beobachtungsposten an den Mittellinien ergibt sich jedoch ein Sonderfall: Sie werden bei Treiben A und B nicht in die Treiberwehr eingegliedert, sondern sie bleiben auf ihrem Stand, um die Linien auch während der späteren Treiben C, D und E zu kontrollieren. Diese Posten bekommen jedoch jeweils dann neue, nummerierte Posten-Zählkarten, wenn sie während der Treiben von der Treiberwehr passiert werden.

Treiben A beginnt entsprechend der Aufstellung in Abbildung 14. Treiben B ähnelt der Aufstellung zu Treiben A, jedoch ist ein Teil der äußeren Posten bereits in die Treiberwehr eingegliedert und die Posten auf der Mittellinie haben neue Zählkarten. Während des Treibens C werden die Posten zwischen Treiben B und C in die Treiberwehr eingegliedert (Abbildung 15).



*Ein an allen vier Läufen hochgehaltenes Reh verhält sich in der Regel ruhig. Das Körpergewicht wird mit Hilfe einer genau arbeitenden Personenwaage festgestellt. Der abgebildete Bock trägt einen farblich gekennzeichneten Halsbandsender*



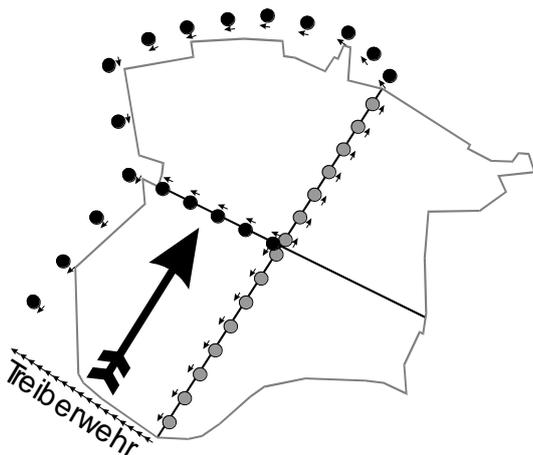
*Jährling im Bast. Knapp 80% des Frühjahrsbestandes waren bei Versuchsende markiert. Aber auch die meisten unmarkierten Stücke waren in irgendeiner Form individuell erkenntlich. U. Strohhäcker gelang es jährlich, nahezu alle Böcke des Bestandes fotografisch zu dokumentieren. (Foto U. Strohhäcker)*



*Die großen Ohrmarken sowie auch die Senderhalsbänder in verschiedenen Farben ermöglichten bei vielen Stücken eine rasche individuelle Erkennung. (Foto U. Strohhäcker)*

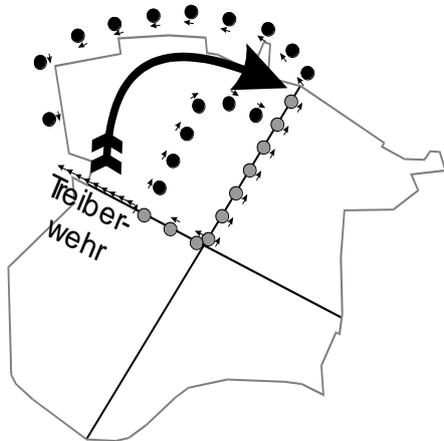


*Die Ortung der Rehe erfolgte durch Kreuzpeilung von festgelegten Peilpunkten aus. An diesen Punkten waren günstige Empfangsbedingungen für Sendersignale gegeben.*



**Abbildung 15: Ausgangssituation vor Treiben C. Die Beobachtungsposten mit ausgetauschten Zählkarten sind grau dargestellt.**

Vor dem Treiben D werden zusätzliche Posten auf der Linie zwischen Treiben D und E aufgestellt (Abbildung 16). Sie können zwar nicht mehr die Ausgangssituation erfassen, aber ermöglichen die Aufteilung von Abteilung 2 in zwei Treiben. Fasst man die Ergebnisse von Treiben D und E zusammen, so ergibt sich die Anzahl der Rehe für die gesamte Abteilung.



**Abbildung 16: Ausgangsaufstellung vor Treiben D. Beobachtungsposten mit ausgetauschten Zählkarten sind grau dargestellt.**

Dieser Ablauf gewährleistet, dass alle Rehe erfasst, Doppelzählungen jedoch sicher ausgeschlossen werden.

Beispiel: Wechselt z.B. ein Reh aus Treiben A nach Treiben B, wird es für Treiben A als „ausgewechselt“, für Treiben B als „eingewechselt“ gewertet. Wechselt es danach z.B. aus Treiben B ins freie Feld, wird es auf der Zählkarte des betreffenden Beobachtungspostens am Trauf für Treiben B als „ausgewechselt“ registriert. Bei der Auswertung von

Treiben B heben sich die Registrierungen „eingewechselt“ und „ausgewechselt“ gegenseitig auf. Dieses Reh wird also folgerichtig nur als „Reh in Treiben A“ gewertet. Auch wenn dieses Reh den Wald nicht verlässt, sondern z.B. von Treiben B nach Treiben C (oder sogar weiter nach Treiben E und A) wechselt, sich also kreisförmig im Waldstück bewegt, wird es bei der Auswertung ausschließlich seinem ursprünglichen Aufenthaltsort, nämlich der Fläche von Treiben A zugeordnet. Alle anderen Bewegungen über Zähllinien heben sich gegenseitig auf.

Ein weiteres Beispiel: Ein Reh wechselt im Verlauf des Treibens A aus Treiben A nach Treiben E. Hier müssen zwei Fälle unterschieden werden:

Fall 1: Das Reh wechselt über die Beobachtungslinie eines Postens, der noch nicht von der Treiberwehr passiert wurde, der also noch die erste Zählkarte hat.

Fall 2: Das Reh wechselt über die Beobachtungslinie eines Postens, der bereits von der Treiberwehr passiert wurde und eine neue Zählkarte erhalten hat.

Auswertung Fall 1: Das Reh wird für Treiben A als „ausgewechselt“, für Treiben E als „eingewechselt“ gewertet. Es befindet sich nun in Treiben E und wird im Verlauf des Treibens von der Treiberwehr oder einem Beobachtungsposten als „aus Treiben E ausgewechselt“ registriert werden. Bei der Auswertung heben sich die beiden letzten Registrierungen gegenseitig auf, und dieses Reh wird folgerichtig nur seinem ursprünglichen Aufenthaltsort, nämlich Treiben A, zugeordnet.

Auswertung Fall 2: Das Reh wurde bereits von der Treiberwehr für Treiben A als „ausgewechselt“ registriert (auf einer Treiber-Zählkarte, Treiben A). Für die Auswertung von Treiben A bleiben die Zählkarten Nr. 2 der Beobachtungsposten unberücksichtigt. Für die Auswertung von Treiben E werden sowohl die Karten Nr. 1 als auch die Karten Nr. 2 der Beobachtungsposten berücksichtigt und das Reh wird als „in Treiben E eingewechselt“ gewertet. Wenn dieses Reh danach Treiben E wieder verlässt, wird es von der Treiberwehr oder einem Beobachtungsposten natürlich wieder als „ausgewechselt“ registriert. Die beiden letzten Registrierungen heben sich gegenseitig auf, und auch dieses Reh wird folgerichtig nur seinem ursprünglichen Aufenthaltsort, nämlich Treiben A, zugeordnet. Dass das Reh erst nach Passieren der Treiberwehr die betreffende Beobachtungslinie überquert hat, ist der Nummer der Zählkarte zu entnehmen, die ja mit Ankunft der Treiberwehr an den betreffenden Beobachtungsposten ausgegeben wurde.

### 3.6 Datenerhebungen zur Raumnutzung

#### 3.6.1 Geräte für die Telemetrie

Die Geräte für die Telemetrie setzen sich zusammen aus:

- Sendern für das Ausstrahlen des Funksignals,
- Richtantennen, mit denen das Signal aufgefangen werden kann,
- Empfängern, die das empfangene Signal erkennen, verstärken und sicht- bzw. hörbar machen,
- Kompass, mit dem die Richtung, aus der das Signal kommt (= Ausrichtung der Antenne), ermittelt wird.

Für die Telemetriearbeiten wurde vom Bundesamt für Post und Telekommunikation das Frequenzband von 150,050 bis 150,240 MHz freigegeben.

#### Sender:

Es wurden folgende Sender der Firmen Biotrack und Wagener verwendet:

Bezeichnung	Hersteller
TW-2 Sender	Biotrack, Wareham, (GB)
Rehwildsender LS-B/6	Wagener, Köln, (D)
Rehwildsender LS/6	Wagener, Köln, (D)

Alle gleichzeitig eingesetzten Sender hatten verschiedene Frequenzen. Es wurde ein Abstand benachbarter Frequenzen von 0,01 MHz angestrebt. Aufgrund fertigungsbedingter Schwankungen betrug der minimale Frequenzabstand in einem Einzelfall nur 0,004 MHz. Es wurde jedoch vor dem Einsatz eines neuen Senders stets überprüft, ob die Trennschärfe des Empfängers ausreicht, um den neuen Sender sicher von bereits eingesetzten Sendern abgrenzen zu können.

Die Halsbänder der Firma Biotrack bestanden aus Leder. Zur Verhinderung von Scheuerstellen am Rehträger wurden die Kanten rundgeschliffen. Die Sendedauer betrug ca. zwei Jahre.

Die Halsbänder der Firma Wagener waren zusammen mit dem Sender in einem Schrumpfschlauch untergebracht und wiesen keine scharfen Kanten auf. Die Betriebsdauer von drei Sendern der Firma Wagener reichte bis über vier Jahre, im Mittel betrug die Sendedauer mehr als zwei Jahre.

Die Sendedauer für alle eingesetzten Sender ist in Abbildung 17 wiedergegeben.

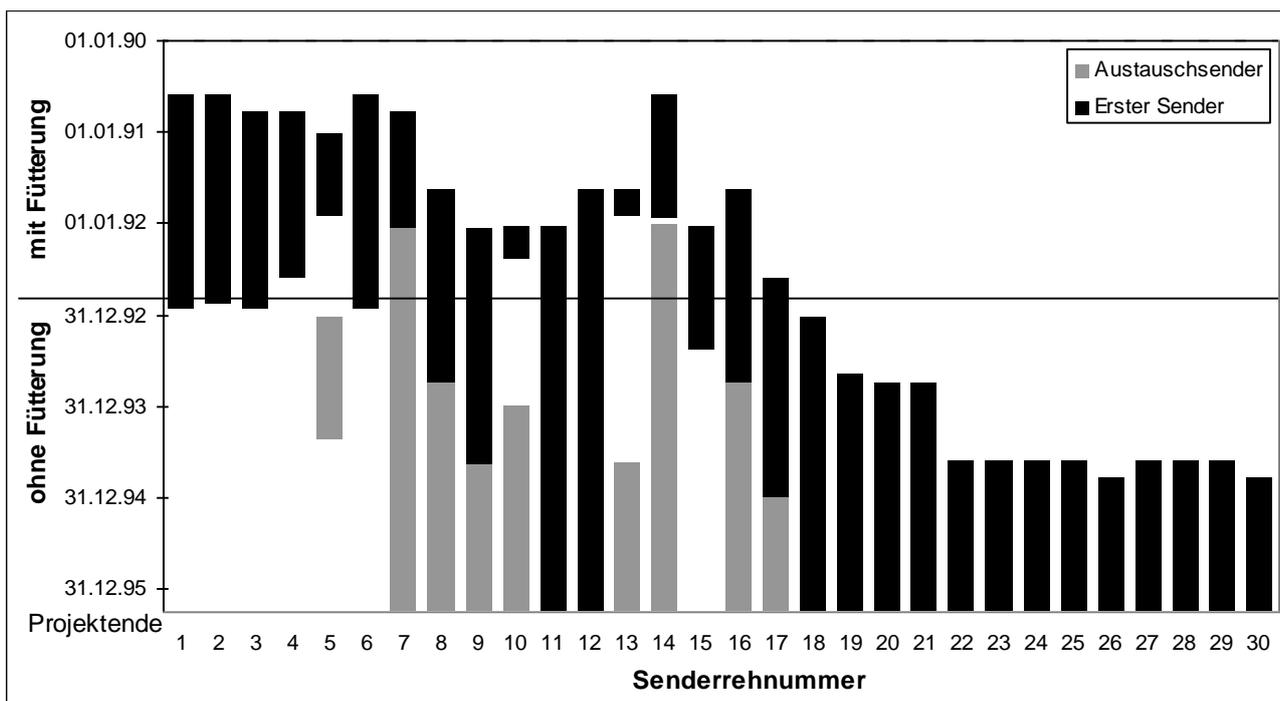


Abbildung 17: Sendedauer der einzelnen Sender.



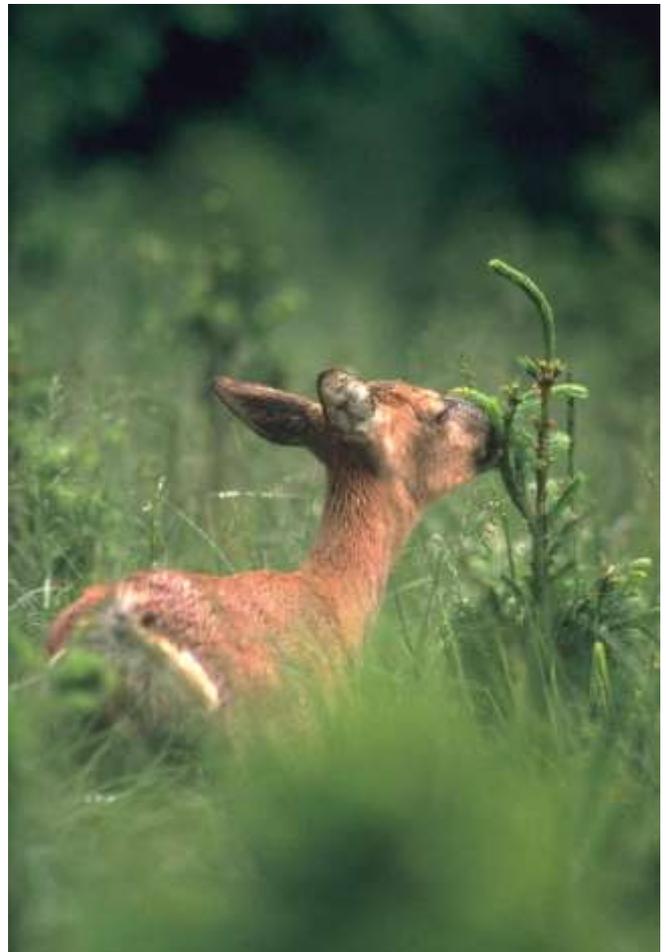
*Für die Zähltreiben wurden bis zu 150 Personen eingesetzt. Im Altholz reichen 6 - 7 Meter als Treiberabstand. In Dickungen sind Treiberabstände von 3 bis 5 m erforderlich. Trotzdem lassen sich die Rehe nicht lange in eine Richtung treiben. Viele durchbrechen die Treiberwehr. Daher erhalten auch die Treiber Zählkarten.*



*Vegetationskundliche Untersuchungen erfolgten auf 14 bis 15 Flächenpaaren (gezäunt / ungezäunt). Das Bild zeigt die typische Situation im Borgerhau: Unter dem geschlossenen Laubdach der etwa 80jährigen, von Buche dominierten Bestände steht die Naturverjüngung unter geringem Lichtgenuss und entwickelt sich nur zurückhaltend.*



*Fallwild und Verkehrstopfer waren bei abnehmender Wilddichte rückläufig. In der Versuchsphase 1 betrugen die Verluste durch Fallwild und Straßenverkehr ca. 15% des Frühjahrsbestandes, in der Versuchsphase 2 waren es nur 8%.*



*Bei der Fichte entfällt im Untersuchungsgebiet ein sehr hoher Anteil des Verbisses auf den Sommerverbiss. Er konzentriert sich auf die Monate Juni und Juli. Die noch weichen Fichtentriebe werden geäst, selbst wenn ringsum Äsung im Überfluss vorhanden ist. Pflanzen über 1,30 m Höhe weisen nur noch in Ausnahmefällen Leittriebverbiss auf. (Foto E. Marek)*

Zur Erleichterung der individuellen Unterscheidung der Rehe bei Sichtbeobachtung wurden die Halsbänder mit Klebeband in unterschiedlichen Farben umwickelt.

Ein einsatzfertiger Sender beider Hersteller wog ca. 250 g.

#### Antennen:

Es wurden überwiegend die Antennen der Firma Wagener eingesetzt, es kamen aber auch Antennen der Firmen Biotrack und Televilt zum Einsatz. Die genaue Bezeichnung lautet wie folgt:

Bezeichnung	Hersteller
3-Element Yagi Antenne	Biotrack, Wareham, (GB)
Handantenne HB9CV	Wagener, Köln, (D)
Aktivantenne AAST/M mit Magnetfuß	Wagener, Köln, (D)
Y-4FL Antenne	Televilt, Lindesberg, (S)

Die Antenne AAST/M ist im Gegensatz zu den anderen aufgeführten Antennen keine Richt- oder Peilantenne und wurde nur zur Suche weiter entfernter Rehe eingesetzt. Sie wurde auf dem Autodach mittels Magnetfuß befestigt. Das Antennenkabel wurde in das Fahrzeuginnere geführt und mit dem Empfänger verbunden. Auf diese Art konnte während der Fahrt festgestellt werden, ob der gesuchte Sender wieder empfangen und damit auch wieder gepeilt werden konnte.

#### Empfänger:

Es kamen zwei Geräte K2 / 29 II mit HF-Regler der Firma Wagener (D) zum Einsatz. Sie sind für Frequenzen von 144 bis 154 MHz geeignet. Die Anzeige der Frequenz erfolgte bis auf 0,0001 MHz genau (die Frequenzen der Sender lagen mindestens 0,004 MHz auseinander). Zusätzlich konnten bis zu 12 verschiedene Frequenzen eingespeichert werden.

#### Kompass:

Überwiegend wurden der ölgedämpfte Kompass Sight Master-3602 der Firma Sisteco Ltd. (FIN) und ein ebenfalls ölgedämpfter Peil-Kugel-Kompass der Firma Plastimo, Modell Iris 100 (F), benutzt. Der Kugelkompass wurde mit Aluminiumschrauben an einer Antennenhalterung aus Holz befestigt. Dies ermöglichte ein schnelles Ablesen auch bei Nacht, da der Kompass nicht extra zur Antenne ausgerichtet werden musste. Der Kugelkompass war insgesamt einfacher zu handhaben, da er nicht verkantet konnte und sich durch die große Skala leichter ablesen ließ als der Kompass der Firma Sisteco. Versuche mit einem elektronischen

Kompass, der drehbar zusammen mit einer Richtantenne auf dem Autodach montiert wurde, konnten nicht erfolgreich abgeschlossen werden. Die Peilrichtung wurde auf 5° gerundet notiert.

### 3.6.2 Kreuzpeilung

Das Grundprinzip der Kreuzpeilung beruht auf der Anpeilung eines Senders von mindestens zwei bekannten Punkten aus. Die Richtung der Peilungen wird mittels Kompass ermittelt und in eine Karte eingetragen. Dort, wo sich die Linien schneiden, befindet sich im Idealfall der Aufenthaltsort des Tieres. In der Praxis erfolgen jedoch mehr als 2 Peilungen (3-4). Die Peilrichtungen sind auch keine Linien, sondern unter Berücksichtigung der Peilgenauigkeit Winkel (z.B. Gradzahl nach Kompass  $\pm 5^\circ$ ). Aus dem Schnittbereich der drei bis vier Winkel ergibt sich dann die Fläche, in der sich das besenderte Tier aufhält.

Im Forschungsrevier wurden sogenannte „Peilpunkte“ eingerichtet. Diese Punkte waren eindeutig aufzufinden (z.B. an Wegkreuzungen, bei Hochsitzen oder an eigens für diesen Zweck angebrachten Markierungen). Zusätzlich waren an diesen Punkten günstige Empfangsbedingungen für Sendersignale gegeben. Die „Peilpunkte“ wurden auf zehn Meter genau ermittelt und die dazugehörigen Gauß-Krüger-Koordinaten notiert. Da die Peilung eines Senders von vielen Faktoren beeinflusst wird und die Peilantennen auch sogenannte 180° Reflexionen einfangen können, wurden die Peilungen von mindestens drei verschiedenen Peilpunkten aus durchgeführt. Durch die höhere Anzahl von Peilungen für eine Ortung können Peilfehler leichter erkannt werden.

Für jede Ortung wurden die Sendernummer, die Uhrzeit, die Dauer zwischen erster und letzter Peilung, das Datum, der Standort, die Peilwinkel und das zugehörige Versuchsprogramm (24-h-Ortungen, turnusmäßige Ortungen im Jahresverlauf) notiert. Kam es während der Telemetriearbeiten zur Sichtbeobachtung eines angepeilten Rehens, so ersetzte diese die weitere Peilung.

Zusätzlich wurde jede Ortung einem der folgenden Tagesabschnitte zugeordnet:

- Nachtortungen waren alle Ortungen, bei denen die Sonne mindestens 6,5° unter dem Horizont steht (Bürgerliche Dämmerung).

- Tagortungen waren alle Ortungen von einer Stunde nach Bürgerlicher Dämmerung bis einer Stunde vor Bürgerlicher Dämmerung.
- Dämmerungsortungen waren alle Ortungen, die weder zu Tag noch zu Nachtortungen gehörten.

Die Werte für die Bürgerliche Dämmerung (Sonne steht  $6,5^\circ$  unter dem Horizont) wurden aus einer Tabelle (Volkssternwarte München 1991) für den 48. Breitengrad von 1991 für den 0 Meridian in UT entnommen und auf  $10^\circ$  östliche Länge MEZ bzw. MESZ umgerechnet. Entscheidend für die Zuordnung war jeweils die erste verwertete Peilung, die zu einer Ortung führte.

Die Peilungen wurden mit dem Programm Locate II der Firma Pacer (CAN) zu Ortungen (Lokalisationen) verrechnet. Als Methode wurde das Verfahren des Maximum Likelihood Estimator (MLE) von LENTH (1981) angewendet.

### 3.6.3 Fehlerabschätzung

Mittels Locate II wurden zusätzlich zu den Gauß-Krüger-Koordinaten die Fehlerwinkel sowie die Fläche, in der die Ortung mit 95 % Wahrscheinlichkeit liegt, berechnet. Die Fläche hat die Form einer Ellipse und wird durch die einzelnen Peilungen beeinflusst. Der mittlere Peilfehler betrug 1,2 ha als Fläche der Fehlerellipse und  $4,2^\circ$  als Fehlerwinkel. Dieses bedeutet, dass die Ortung eines Senders im Mittel auf  $\pm 62$  m genau erfolgte. Verwirft man die Ortungen mit einer Fehlerfläche über 5 ha, so reduziert sich die Fläche der Fehlerellipse auf 0,75 ha und die mittlere Peilgenauigkeit steigt auf  $\pm 49$  m. Der Fehlerwinkel beträgt  $3,6^\circ$ .

Der Peilfehler erscheint im Vergleich zu anderen telemetrischen Arbeiten zunächst sehr hoch zu sein (vgl. THOR 1988: Radius  $<28$  m; GUTHÖRL 1987: Radius 5,6 - 28 m; GAISBAUER 1988: Radius 5,6 - 17 m). Allerdings wurde bei diesen Arbeiten häufig keine systematische Fehlerberechnung unter Einbezug aller Daten durchgeführt, d.h. es wurden Peilungen, die nicht zu einer Ortung zu führen schienen oder aus anderen Gründen nicht befriedigen konnten, verworfen oder wiederholt.

DWORSCHAK (1990) befasst sich näher mit dem Problem der Peilgenauigkeit. Er kommt dabei zu dem Ergebnis, dass die Fehlerfläche unter seinen Rahmenbedingungen im Südtiroler Hochgebirgsareal 1,92 ha (Radius = 78 m) beträgt. Diese Werte passen gut zu unseren Befunden. Erwartungsgemäß bleiben Fehlerfläche

und Fehlerwinkel aus unserem Untersuchungsgebiet mit seinem engen Wegenetz und der günstigeren topographischen Lage unter den von DWORSCHAK ermittelten Werten.

Die Peilgenauigkeit im Borgerhau ist immerhin so hoch, dass sich sogar das Wegenetz abzeichnet, wenn alle Lokalisationspunkte in eine Karte eingezeichnet werden (Abbildung 18). Dies lässt sich einmal durch die Lage der Einstände erklären, aber auch durch das Verhalten der Rehe während der Telemetriearbeiten: Spätestens wenn das Auto zum Peilen verlassen wird, ziehen sich die Rehe, die auf den Wegen oder am Wegrand standen, etwas zurück.

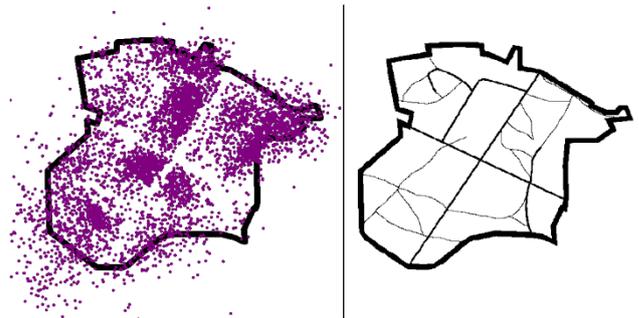


Abbildung 18: Lokalisationspunkte für alle Ortungen von besenderten Rehen im Untersuchungszeitraum (links) und Wegenetz im Waldteil des Untersuchungsgebietes (rechts).

### 3.6.4 Turnusmäßige Ortungen im Jahresverlauf

Im Rahmen dieses Versuchsprogramms wurden die Senderrehe im Normalfall jede Woche jeweils 2- bis 4-mal in Abständen von 4 bzw. 12 Stunden geortet. Die Ortungen erfolgten zu unterschiedlichen Uhrzeiten, so dass im Verlauf eines Jahres die Tages- und Nachtzeiten etwa gleichmäßig abgedeckt waren. In den Wochen, in denen 24-h-Ortungen oder Aktionen wie Rehfang mit Netzen oder Zähltreiben durchgeführt wurden, entfielen turnusmäßige Peilungen.

Rehe, die sich außerhalb des Untersuchungsreviers aufhielten, wurden wegen des großen zeitlichen Aufwandes bei diesen wöchentlichen Aktionen nur jeweils einmal geortet. Dies galt auch für Rehe, die sich im Geiren, dem südlich angrenzenden Wald, aufhielten. Außerdem wurde der Aufenthaltsort dort nicht immer genau ermittelt, sondern häufig wurde lediglich notiert, dass sich das gesuchte Reh im Geiren befand. Aus diesem Grund wurde für alle Ortungen im Geiren einheitlich ein fiktives Koordinatenpaar festgelegt.

### 3.6.5 24-stündige Funküberwachung (24-h-Ortungen)

Bei diesem Programm wurden ausgewählte Rehe ab 12:00 Uhr im zwei Stunden-Rhythmus bis um 12:00 Uhr des folgenden Tages geortet. Da die ständige Anwesenheit der telemetrierenden Personen eine Störquelle ist, wurde entschieden, ab der Dämmerung die Waldwege nicht mehr zu befahren und nur vom Feldteil aus zu peilen. Dies hat zwar möglicherweise das Verhalten von Rehen beeinflusst, die auf die Feldflur austreten wollten. Aber Wald und Feld gleichermaßen störungsfrei zu halten, war auf Grund der angestrebten Ortungsgenauigkeit nicht möglich.

24-h-Ortungen wurden in größeren Abständen in den verschiedenen phänologischen Jahreszeiten durchgeführt. Es wurde angestrebt, sowohl die Peilungen jährlich zu den gleichen Terminen zu wiederholen, als auch jeweils die gleichen Senderrehe zu berücksichtigen. Rehe, die für die 24-h-Ortung ausgewählt wurden, mussten auch von außerhalb des Waldes gut zu peilen sein (s.o.). Zwischen fünf und acht Rehe konnten jeweils für eine 24-Stunden-Ortung vorgesehen werden. Trotz der Vorauswahl waren einige Lücken in den Datenreihen nicht zu vermeiden, z.B. weil das Sendesignal eines Rehes manchmal doch zu schwach für eine Peilung wurde. Ein daraus resultierender unvollständiger Datensatz wurde nicht in die Auswertung einbezogen.

### 3.6.6 Berechnung von Streifgebietsgrößen

Die Berechnung der Streifgebiete erfolgte mittels der Buffermethode (z.B. THOR 1988) mit dem Programm ArcInfo 3.4.1 der Firma ESRI.

Als Bezugszeiträume wurden jeweils Halbjahre herangezogen:

- 1. Mai bis 31. Oktober für das Sommerhalbjahr,
- 1. November bis 30. April für den Winter bzw. die Fütterungszeit.

Datengrundlage waren die turnusmäßigen Ortungen im Jahresverlauf. Zusätzlich wurden, sofern für das betreffende Reh verfügbar, aus den verschiedenen Zeiträumen je drei Ortungen der 24-h-Peilungen verwendet und zwar aus den Intervallen 16:00 bis 18:00, 22:00 bis 24:00 und 6:00 bis 8:00 Uhr.

Für die Streifgebietsberechnung wurden Exkursionen ausgeschlossen. Wir schlossen uns

der Definition einer Exkursion von DWORSCHAK (1990) an, verwendeten jedoch wegen der Datenverarbeitung mit ArcInfo ein anderes graphisches Bestimmungsverfahren mit gleichem Resultat: Um jede Ortung eines Senderrehs wurde ein Buffer von 150 m aufgebaut. Betrag der Abstand der nächstgelegenen Ortung unter 300 m, so ergab sich eine zusammenhängende Bufferfläche. War der Abstand zwischen benachbarten Ortungen größer als 300 m, so ergab sich eine neue Fläche. Lagen in derartigen neuen Flächen nur Ortsbestimmungen, die innerhalb eines Zeitraumes von nur zwei Tagen erhoben wurden, so galten diese als Exkursionen.

Des Weiteren wurden folgende Daten nicht in die Auswertung einbezogen:

Alle Ortungen im Geiren (n = 188), da diese Daten nicht mit vergleichbarer Häufigkeit bzw. Genauigkeit vorliegen (siehe 3.6.4), sowie Ortungen mit einer Fehlerfläche größer als 5,0 ha (n = 244).

Die berechneten Fehlerwinkel wurden nicht als Kriterium für die Verwertbarkeit der Daten verwendet, da kein enger Zusammenhang zwischen Fehlerwinkel und Fehlerfläche besteht (Abbildung 19). Die Auswirkungen des Fehlerwinkels hängen sehr stark von der Entfernung zum Senderreh ab. Bei geringer Distanz zum Senderreh kann auch bei großem Fehlerwinkel eine kleine Fehlerfläche erzielt werden (Reh Nummer 2, 27.09.90, Fehlerwinkel 40,2 ° und 0,1 ha Fehlerfläche). Bei großer Entfernung zum Senderreh kann auch bei kleinem Fehlerwinkel die Fehlerfläche sehr groß sein (Reh Nummer 5, 25.10.93, Fehlerwinkel 0,4 ° und 8,5 ha Fehlerfläche).

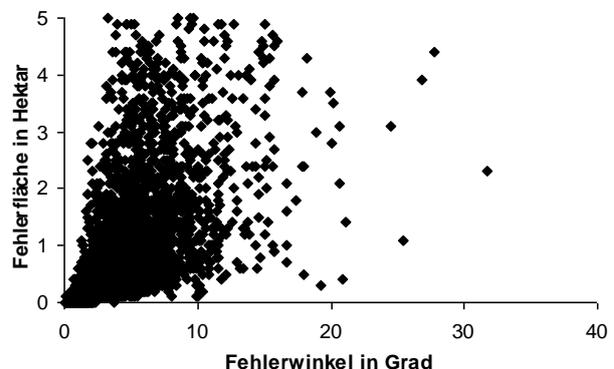
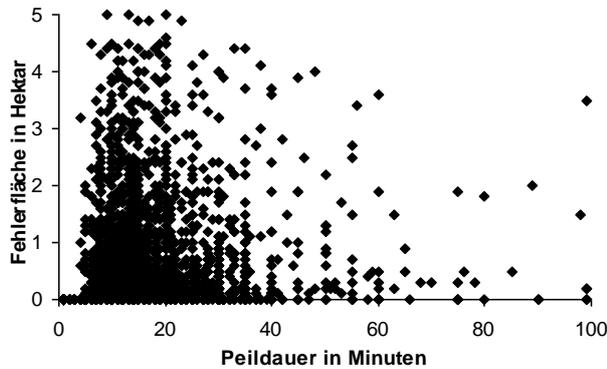


Abbildung 19: Fehlerfläche in Abhängigkeit vom Fehlerwinkel.

Ein weiteres Merkmal für die Qualität der Ortung ist die Zeit, innerhalb der alle verwerteten Peilungen zustande kommen. Bei verschiedenen Arbeiten (DWORSCHAK 1990, THOR 1988)

wurden deshalb Zeitlimits für die Zeit zwischen erster und letzter Peilung für eine Ortung vorgegeben. Aus unseren Daten ließ sich jedoch kein Zeitlimit ableiten, da kein enger Zusammenhang zwischen Peildauer und Fehlerfläche erkennbar war. Deshalb wurden keine Ortungen auf Grund der Peildauer verworfen (Abbildung 20).



**Abbildung 20: Fehlerfläche in Abhängigkeit von der Peildauer.**

In Tabelle 5 ist die Anzahl Ortungen je Bezugszeitraum für alle Senderreihe aufgeführt. Bei weniger als 25 Ortungen pro Reh und Bezugszeitraum wurde auf die Berechnung des Streifgebietes verzichtet. Lagen nur zwischen 20 und 25 Ortungen vor, wurde lediglich ein Ausdruck der Ortungen erstellt.

Die verbleibenden Ortungen eines Senderrehes innerhalb eines Betrachtungszeitraumes (6 Monate) wurden nunmehr in chronologischer Reihenfolge durch Linien miteinander verbunden. Die Verbindungslinien wurden jeweils beidseitig mit einem Buffer von 25 m versehen. Die so entstandene Bufferfläche (ohne die eingeschlossenen Flächen, die nicht zum Buffer gehören) stellt das Streifgebiet des Rehes dar.

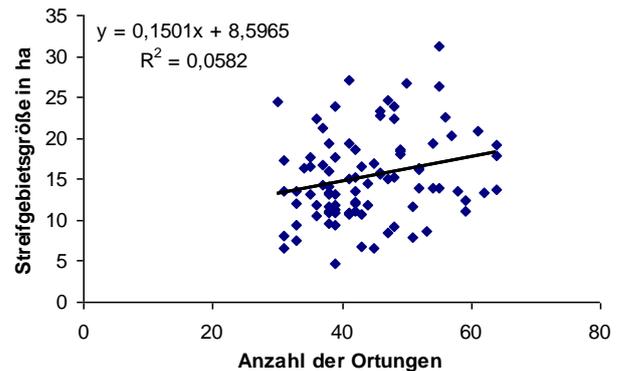
Es stellte sich heraus, dass die ermittelte Streifgebietsgröße mit zunehmender Anzahl von Ortungen größer wird. Selbst wenn mehr als 50 Ortungen vorliegen, zeichnet sich noch kein Endwert ab. Mit  $(|0,3020| > 0,2393 = r_{113; 0,01})$  ist die Abhängigkeit zwischen Streifgebietsgröße und Anzahl der Ortungen signifikant und wird durch einen linearen Zusammenhang im gegebenen Bereich der Stichprobenumfänge gut beschrieben (Abbildung 21). Um vergleichbare Angaben für die Streifgebietsgrößen bei unterschiedlich großem Stichprobenumfang zu erhalten, wurde daher jedes Ergebnis auf die einheitliche Anzahl von 50 Ortungen umgerechnet. Hierzu wurde, ausgehend von allen vorher ermittelten Streifgebieten, eine lineare Ausgleichsgerade nach der Methode der kleinsten Quadrate berechnet. Aus der Stei-

gung der Ausgleichsgeraden ergibt sich der Korrekturfaktor für die Umrechnung auf die Anzahl von 50 Ortungen.

Die Umrechnungsformel lautet:

$$Y_{(50)} = m(50 - X) + Y_{(x)}$$

mit  $Y$  = Streifgebietsgröße  
 $X$  = Anzahl der vorliegenden Ortungen  
 $m$  = Steigung = 0,1579.



**Abbildung 21: Streifgebietsgröße in Abhängigkeit der Anzahl der Ortungen.**

**Tabelle 5: Übersicht über die Anzahl der Ortungen je Senderreh und Betrachtungszeitraum.**

Übersicht über die verfügbaren Ortungen mit Fehlerfläche $\leq 5,0$ ha (ohne Geiren) zur Ermittlung der Homepage-Größe (inklusive möglicher Exkursionen)												
Reh Nr.	Sommer 90	Winter 90/91	Sommer 91	Winter 91/92	Sommer 92	Winter 92/93	Sommer 93	Winter 93/94	Sommer 94	Winter 94/95	Sommer 95	Winter 95/96
1	1	18	39	25	27	25	1		0			
2	4	19	42	29	31	39	45	17				
3	1	27	51	26	39	37						1
4	1	27	53	27	39	46	28					
5		18	42	7	1	31	47	26	5			
6	5	22	50	29	17	23	2	1	1		1	
7		14										
8	1											
10		23	51	23								
11			11	43	43	35	45	28	38	42	49	
12				20	38	46	44	33	38	44	59	64
14				17	12	6	3	23	36	42	55	64
15		1		19		41	1	26	2	29	9	
16			12	33	38	26	50	27	41	29	55	35
17			10	29	48	4	29	1	2	9	22	25
18	5	19	48	31	37	26	42					
19				17	39	41	48					49
20			10	41	41	38	52	25	35	42	46	62
21					10	39	58	33	33	41	59	61
22				1		25	36	27	38	43	28	54
23							2	3	5	8	7	5
24							3	30	39	36	52	56
25							1	17	36	19		1
26									2	38	47	55
27									3	38	48	52
28									2	38	47	
29									3	37	46	54
30								1		34	57	64
Summe	18	188	419	417	460	528	537	318	359	569	687	702

### 3.6.7 Statistische Methode zum Vergleich der Streifgebietsgrößen

Zur Überprüfung der Signifikanz von Unterschieden zwischen Streifgebietsgrößen schied der t-Test aus, weil dieser eine Normalverteilung voraussetzt. Deshalb wurde ein nicht-parametrischer Test (Mann-Whitney-U-Test, einseitig) verwendet. Die Rangfolgen wurden mit Excel berechnet. Da der Stichprobenumfang  $> 20$  war, wurden auch die Z-Werte berechnet und p durch den Vergleich mit Tafelwerten ermittelt (SIEGEL 1987).

### 3.6.8 Berechnung der zurückgelegten Tagesstrecken

Die Wegstrecke, die ein Reh innerhalb von 24 Stunden zurücklegt, wurde nach den Peildaten der 24-h-Ortungen eingeschätzt. Sie errechnet sich aus der Summe der elf Distanzen zwischen jeweils zwei zeitlich aufeinanderfolgenden Lokalisationen. Die Distanzen wurden mittels Pythagoras anhand der Koordinatenpaare in einem Tabellenkalkulationsprogramm errechnet. Die auf diese Weise ermittelten Tagesstrecken entsprechen zwar nicht exakt den zurückgelegten Wegstrecken, da die Distanzen zwischen den im zweistündigen Abstand ermittelten Lokalisationen nur geradlinig erfasst werden. Aber es resultieren gut geeignete Vergleichswerte für das Ausmaß der Mobilität.

### 3.6.9 Schätzung der Aufenthaltshäufigkeit einzelner Rehe im Geiren

Für bestimmte Fragestellungen war von Interesse, wie häufig einzelne Rehe sich außerhalb des Untersuchungsgebietes (insbesondere im benachbarten Waldgebiet Geiren) aufhielten. Methodisch bedingt wurden Rehe, die im Geiren standen, aber weniger intensiv gepeilt als Rehe im Borgerhau: Bei den turnusmäßigen wöchentlichen Peilungen wurden Rehe im Borgerhau i.d.R. dreimal, Rehe im Geiren aber nur einmal geortet. Die Nutzungshäufigkeit des Geirens wird daher ohne eine Korrektur auf vergleichbare Peildichten unterschätzt. Ein Korrekturfaktor von 3 hätte zur Überschätzung des Ortungsanteils im Geiren geführt, z.B. bei den Rehen, die am Anfang der Woche im Geiren standen, dann aber in den Borgerhau zurückwechselten und dort wieder geortet wurden. Als Korrekturfaktor wurde deshalb 2,5 angenommen.

Die Aufenthaltshäufigkeit im Geiren ergibt sich entsprechend nach:

$$n_G \cdot 2,5 \cdot 100 / n_{UG} + n_G \cdot 2,5 \text{ [in Prozent]}$$

mit

$n_G$  = vorliegende Anzahl der Ortungen im Geiren,

$n_{UG}$  = Anzahl der Ortungen innerhalb des Untersuchungsgebietes.

Hierin liegt natürlich eine mögliche Fehlerquelle bei der Einschätzung der Aufenthaltshäufigkeit der Rehe im Geiren. Um der gegebenen Ungenauigkeit Rechnung zu tragen, wurde daher die nach obiger Formel berechnete Aufenthaltshäufigkeit anschließend nur in 25%-Stufen eingeschätzt und entsprechend angegeben.

### 3.7 Verbißaufnahmen

Systematische Verbißaufnahmen wurden in erster Linie durch die Wildforschungsstelle (Bearbeiter: Elliger) durchgeführt. Darüber hinaus erfolgten im Borgerhau während der Projektlaufzeit auch Erhebungen der Forstverwaltung (für das forstliche Gutachten zum Abschussplan sowie im Rahmen von Referendararbeiten). Obwohl die Aufnahmen auf verschiedenen Flächen, nach verschiedenen Methoden und durch unterschiedliche Personen erfolgten, sollen alle Erhebungen Berücksichtigung finden. Tabelle 6 zeigt die durchgeführten Arbeiten im Überblick. Auf die dort genannte Nummer (Spalte 2) wird in den nachfolgenden Methodikbeschreibungen Bezug genommen.

#### 3.7.1 Verbißaufnahmen an Fichten

(Nr. 1 und 2 Tabelle 6)

Die Referendare des Forstamts Blaustein führten jedes Jahr zwischen 1988 und 1993 im Oktober Verbißaufnahmen an Fichten durch. Die erste Aufnahme erstellte Forstreferendar Schmid. Die Erhebung wurde an einer Fichtenpflanzung aus den Jahren 1986 und 1987 mit vierjährigen Pflanzen (2+2) im Verband 1 x 3 m durchgeführt. Als Orientierung dienten die

Pflanzreihen. Um den Umfang der Erhebungen zu begrenzen, wurde nur jede vierte Pflanze aufgenommen. Eine Markierung der Pflanzen oder der Aufnahmefläche fand nicht statt.

Es wurden folgende Parameter erhoben:

- Pflanzenhöhe,
- Terminaltriebverbiss des vorangegangenen Winters,
- Terminaltriebverbiss des abgelaufenen Sommers,
- Zahl der im Sommer verbissenen Seitentriebe und Einordnung in Stufen,
- Verbißform (Beurteilung des Verbisses in Bezug auf die Wuchsform),
- sonstige Schädigungen der Pflanze (Fegeschäden, Pilze, Insekten, ...).

Bei den nachfolgenden Aufnahmen entfiel die Beurteilung der Verbißform. Ab 1991 kam noch eine zweite Kulturfläche hinzu (Nr. 2). Sie wurde 1988 mit vierjährigen Fichten (2+2) im Verband 1 x 3 m angelegt. Die Aufnahme erfolgte analog zur ersten Fläche. Die Pflanzen wuchsen allerdings rasch aus dem Bereich des Äsers heraus (Pflanzenhöhe > 1,30 m), worauf

**Tabelle 6: Verbißaufnahmen im Borgerhau während der Projektlaufzeit.**

Bearbeiter	Nr.	Fläche	Verfahren	Baumart	Jahr
Schmid	1	1,28 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1988
Friedhoff	1	1,28 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1989
Herrmann	1	1,28 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1990
Hornung	1	1,28 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1991
Herrmann	2	1,20 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1990
Hornung	2	1,20 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1991
Frais	2	1,20 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1992
Schnitzler	2	1,20 ha	jede vierte Pflanze	Fichte	1993
Forstamt	3	7,00 ha	Forstliches Gutachten zum Abschussplan	Fichte	1989
Forstamt	3	6,00 ha	Forstliches Gutachten zum Abschussplan	Fichte	1992
Forstamt	3	3,00 ha	Forstliches Gutachten zum Abschussplan	Fichte	1995
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1989
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1990
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1991
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1992
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1994
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1993
Elliger	4	0,05 ha	Vollaufnahme von 49 Probeflächen	Laubholz	1995
Elliger	5	0,07 ha	Vollaufnahme von 28 (36) Probefläche	Laubholz	1992
Elliger	5	0,07 ha	Vollaufnahme von 28 Probeflächen	Laubholz	1993
Elliger	5	0,07 ha	Vollaufnahme von 28 Probeflächen	Laubholz	1995
Elliger	6	0,25 ha	monatlich 2 x 14 Trakte á 30 Pflanzen	Fichte	1993/94
Elliger	6	0,25 ha	vierteljährlich 2 x 14 Trakte á 30 Pfl.	Fichte	1994/95

hin die Aufnahmen eingestellt wurden (letzte Aufnahmen Nr. 1: 1991, bzw. Nr. 2: 1993).

Bei den Erhebungen der Forstreferendare erfolgte die Beurteilung von Sommer- und Winterverbiss nicht zeitnah. Insbesondere der Winterverbiss wurde für die vorangegangene Vegetationsperiode geschätzt, also für einen Zeitraum der sechs bis zwölf Monate früher lag. Als weitere Erschwernis kam die Wuchsentwicklung in der laufenden Vegetationsperiode hinzu. Folglich ergaben sich zwangsläufig große Unschärfen bei der Zuordnung zu Sommerverbiss bzw. Winterverbiss des Vorjahres.

### 3.7.2 Forstliches Gutachten zum Abschussplan

(Nr. 3 in Tabelle 6):

Das Forstliche Gutachten zum Abschussplan wird im dreijährigen Turnus für alle Jagdbezirke, mit Ausnahme der privaten Eigenjagdbezirke vom zuständigen staatlichen Forstamt erstellt. Beim Forstlichen Gutachten wird die aufgelaufene Verbißbelastung der vergangenen drei Jahre für alle Kulturflächen des betroffenen Reviers geschätzt. Die Verbiss Beurteilung erfolgt getrennt nach Baumarten in drei Stufen (bis 25 %, bis 50 % und über 50 % aufgelaufener Verbiss). Berücksichtigt werden nur die ungeschützten Leittriebe, d. h. die Terminaltriebe der Hauptbaumarten (Anteil > 5 %), die weder durch Zaun, noch durch sonstige Verbißschutzmaßnahmen vor dem Wild geschützt sind. Zusätzlich werden die Wildschutzmaßnahmen des betroffenen Reviers aufgeführt. Das Ziel der Erhebung ist eine Empfehlung für die Abschussfestsetzung entsprechend der waldbaulichen Zielsetzung. Das Forstliche Gutachten unterscheidet nicht nach Verbißverursachern (im Borgerhau Hase und Rehwild).

Bei den Forstlichen Gutachten zum Abschussplan für den Borgerhau wurde auch der Buchenverbiss vom Forstamt beurteilt. Für eine Buchenkultur wurde jedoch keine Fläche ausgewiesen. Entsprechend der Aufnahmeanweisung kann die Buche ohne vorhandene Kulturfläche nur dann beurteilt werden, wenn sie sich innerhalb Zaun leicht verjüngt, außerhalb Zaun, bei im Übrigen vergleichbaren Bedingungen, wegen Wildverbiss nicht vorkommt. Unter dieser Voraussetzung ist das Merkmal „starker Verbiss“ anzukreuzen. Da im Borgerhau jedoch keine Buchenkulturen vorhanden sind und Buchennaturverjüngung auch außerhalb von Zäunen vorkommt (siehe Verbißaufnahmen der Wildforschungsstelle), werden die Aussagen zum Buchenverbiss hier nicht berücksichtigt

und nur die Erhebungen an der Fichte verwendet.

### 3.7.3 Verbißaufnahme auf Probekreisen

(Nr. 4 in Tabelle 6)

Ziel dieser Aufnahmen war es, über die gesamte Projektlaufzeit hinweg auf Probeflächen die Anzahl der holzigen Pflanzen und deren aufgelaufenen Verbiss zu erfassen. Als geeignete Bestände wurden die Laubholzbestände der Abteilungen 1, 3 und 4 ausgewählt. Das Verfahren wurde von der Forstdirektion Tübingen vorgegeben. Ein Mitarbeiter der Wildforschungsstelle (ELLIGER) wurde in das Aufnahmeverfahren eingewiesen. Die Aufnahmen wurden jährlich von derselben Person (ELLIGER) durchgeführt.

Die Baumhölzer waren zu Beginn des Projekts etwa 80 Jahre alt. Die Bestände setzten sich zusammen aus Buche (40 - 75 %), Eiche (20 - 55 %), sowie Hainbuche, Bergahorn, Kirsche, Spitzahorn, Esche, Lärche und Fichte. Über diese Bestände wurde ein Raster von 70 mal 70 Meter gelegt und an jedem Schnittpunkt ein Pfahl als Markierung für das Zentrum einer Probefläche in den Boden eingeschlagen. Jeder Pfahl wurde mit einer Nummer versehen, die auch am nächst gelegenen Baum angebracht wurde. Es ergaben sich insgesamt 49 Probeflächen. Als Größe wurde für jede Aufnahme eine Fläche von 10 m<sup>2</sup> festgelegt. Die Form der Aufnahmefläche ergibt sich, in dem mit einer Schnur von 1,78 Meter Länge ein Kreis um den Pfahl geschlagen wird. Für die Aufnahmen wurden drei Schnüre verwendet. Eine Schnur markierte den Anfangs-, bzw. Endpunkt und mit den zwei weiteren Schnüren wurden jeweils Aufnahmesektoren gebildet, die die Fläche in übersichtliche Aufnahmesegmente gliederten. Auf der Aufnahmefläche wurden alle Baumarten im Bereich des Rehwildäfers, die also kleiner als 1,3 m waren, erfasst. Stockausschläge wurden nicht berücksichtigt.

An der Einzelpflanze wurden folgende Parameter erhoben:

- Baumart,
- Höhe,
- aufgelaufener Terminaltriebverbiss,
- Verbißverursacher.

Es wurde statt des aktuellen Terminaltriebverbisses der aufgelaufene Verbiss erfasst. Da die Pflanzen aufgrund der starken Beschattung sehr zierlich waren und die durchschnittliche

Pflanzenhöhe unter 20 cm lag, vertrockneten die Verbißstellen rasch. Kleine Pflanzen starben aufgrund des Verbisses teilweise sogar ab. Deshalb war eine Unterscheidung in frischen und alten Verbiss in der überwiegenden Zahl der Fälle nicht sicher möglich. Auf die ursprünglich vorgesehene Erhebung des Seitentriebverbisses wurde aufgrund der Pflanzenbeschaffenheit verzichtet. Die Ermittlung des Verbißverursachers erwies sich bei den kleinen Pflanzen als sehr schwierig. Eine sichere Zuordnung konnte nur in wenigen Fällen getroffen werden.

Die Aufnahmen wurden in der Regel im September durchgeführt. Eine Markierung von einzelnen Pflanzen erfolgte nicht.

### 3.7.4 Verbißaufnahmen auf Vegetationsaufnahmeflächen

(Nr. 5 in Tabelle 6)

Die Verbißaufnahmen auf den Vegetationsaufnahmeflächen wurden erst in der zweiten Versuchsphase durch die Wildforschungsstelle, jeweils im Herbst, durchgeführt. Die Bestände sind die gleichen, in denen auch die Verbißaufnahmen auf Probekreisen durchgeführt wurden. Die hierfür angelegten Flächenpaare wurden in Anlehnung an das Verfahren der Probekreise aufgenommen, wobei die Aufnahmefläche fünf mal fünf Meter betrug. Mit Hilfe von Schnüren wurden Aufnahmestreifen markiert. Für die Durchführung der Aufnahme war es notwendig, die gesamte Aufnahmefläche zu betreten.

Folgende Parameter wurden erhoben:

- Baumart,
- Höhe,
- aufgelaufener Terminaltriebverbiss,
- Verbißverursacher (sofern eindeutig erkennbar).

### 3.7.5 Verbißmonitoring in einer Fichtenkultur

(Nr. 6 in Tabelle 6)

Mit diesen Erhebungen sollte die jahreszeitliche Verteilung des Fichtenverbisses, insbesondere die Unterteilung in Sommer- und Winterverbiss genauer erfasst werden, als dies nach dem unter 3.7.1 beschriebenen Verfahren möglich war.

Zwischen Mai 1993 und April 1995 wurden die Verbißaufnahmen durch die Wildforschungs-

stelle durchgeführt. Dazu wählten wir in einer Fichtenkultur zwei Flächen aus. Die Pflanzen waren zu Beginn der Aufnahme achtjährig (Pflanzalter + Kulturzeit). Innerhalb der Flächen wurden jeweils 14 Trakte festgelegt. Die Trakte orientierten sich an den Pflanzreihen. Den Beginn jedes Traktes markierte ein Pflock mit der jeweiligen Traktnummer. Jeder Trakt bestand aus 30 Pflanzen. In den Erhebungsformularen wurde der Abstand vom Pflock zur ersten Pflanze und dann jeweils der Abstand von Pflanze zu Pflanze eingetragen. Damit war jede Pflanze eindeutig wiederzufinden, ohne dass an der Einzelpflanze eine Markierung angebracht werden musste.

Im ersten Jahr erfolgten die Aufnahmen in monatlichen Abständen, beginnend im Mai. Das Ergebnis der Aufnahme widersprach den Befunden der Forstreferendare (Nr. 1 und Nr. 2) hinsichtlich der Anteile von Sommer- und Winterverbiss völlig. Deshalb wurden für ein weiteres Jahr Daten erhoben, diesmal jedoch nur noch in größeren Zeitabständen (April, Juli, Oktober, April). Hierbei war ebenfalls eine eindeutige und zeitnahe Zuordnung zu Sommer- bzw. Winterverbiss möglich.

Je Einzelpflanze wurden bei jeder Aufnahme folgende Kriterien erhoben:

- Trieblänge,
- Terminaltriebschädigung,
- Ursache der Schädigung.

Im Mai 1993, April 1994 und April 1995 wurde auch die Gesamthöhe jeder einzelnen Pflanze gemessen.

Auf die Erhebung des Seitentriebverbisses wurde verzichtet, da die Aufnahmen der Forstreferendare (Nr. 2) keinen nennenswerten Seitentriebverbiss (über 30 %, also Stufe 1 und 2) zeigten. Zudem besaßen die Pflanzen so viel Grünmasse, dass bei Seitentriebverbiss keine wesentlichen Auswirkungen mehr auf die Wuchleistung zu erwarten war.

### 3.8 Vegetationskundliche Untersuchungen

Diese Erhebungen dienten u.a. dem Vergleich der Vegetationsentwicklung auf gezäunten und ungezäunten Flächen. Sie wurden in den älteren Laubholzbeständen des Untersuchungsreviers durchgeführt. Die Baumhölzer waren zu Beginn des Projekts etwa 80 Jahre alt. Die Bestände setzten sich zusammen aus Buche (40 - 75 %), Eiche (20 - 55 %), sowie Hainbuche, Bergahorn, Kirsche, Spitzahorn, Esche, Lärche und Fichte.

Für die Erhebungen wurden Flächenpaare ausgewählt, die nach dem ersten Augenschein vergleichbar waren. Die Flächen waren jeweils 5 mal 5 m groß und lagen bis zu 10 m auseinander. Sie wurden durch Pflöcke an den Eckpunkten markiert. Durch Münzwurf wurde festgestellt, welche der beiden Flächen gezäunt werden sollte. Die ersten 15 Flächenpaare wurden 1988 eingerichtet. Für die zweite Projektphase wurden 1992 14 weitere Flächenpaare eingerichtet.

Die Erhebungen führte der Botaniker der Lehr- und Versuchsanstalt Aulendorf, Herr Dr. Briemle, zusammen mit einer Hilfskraft durch. Die Aufnahmen erfolgten alle im Sommer innerhalb eines vergleichbaren Zeitraumes (Ende Juni / Anfang Juli). Da eine geringe Vegetationsdynamik erwartet wurde, erfolgte die Zweitaufnahme auf drei Flächenpaaren (2, 8 und 11) erst nach zwei Jahren. Da hierbei jedoch eine hohe Dynamik der Vegetation festgestellt wurde, wurden die Vegetationsaufnahmen ab 1991 im jährlichen Turnus durchgeführt.

Bei der Aufnahme wurde der Deckungsgrad jeder einzelnen Art auf ein Prozent genau geschätzt. Arten mit einem Deckungsgrad unter einem Prozent wurden mit „+“ (für Deckungsgrad ca. 0,5 %) oder mit „r“ (für Deckungsgrad weniger als 0,2 %) angegeben. Für Gehölze wurde zusätzlich noch der Deckungsgrad für verschiedene Höhengschichten geschätzt (< 10 cm, 10 bis 20, 20 bis 40 cm und > 40 cm).

Die Vegetationsaufnahmeflächen wurden, selbst für die Vegetationsaufnahme, nicht betreten. Die gezäunten Flächen wurden in unregelmäßigen Abständen, insbesondere nach Stürmen oder Rückarbeiten kontrolliert und gegebenenfalls wieder instandgesetzt. Zweimal wurden bei den Zaunkontrollen Rehmarken gefunden. Vereinzelt wurde auch Wild inner-

halb des Zaunes nachgewiesen (Rehwild, Feldhase), bzw. angetroffen (Feldhase).

Während der zweiten Versuchsphase wurden mehrere Verbißaufnahmen auf den Flächen durchgeführt. Hierfür war ein flächiges Betreten notwendig. Bei der Auswertung der Flächen wurde dieser Aspekt genauer betrachtet. Hierbei konnte eine Auswirkung auf die Vegetation, insbesondere bei trittempfindlichen Arten, nicht nachgewiesen werden.

## 4 Entwicklung des Rehwildbestandes

### 4.1 Bestandsermittlung mit verschiedenen Methoden (Methodenbewertung)

#### 4.1.1 Frühjahrsbestand

Zur Ermittlung des Frühjahrsbestandes kamen folgende Methoden zum Einsatz:

Methode 1: Bestandseinschätzung zum 1. April nach STROHHÄCKER

Methode 2: Beobachtungsansatz

Methode 3: Leitlinienzählung

Nach allen drei Methoden resultiert ein rückläufiger Trend des Frühjahrsbestandes. Ein größerer Bestandseinbruch nach dem Jahr 1993 wird mit den ersten beiden Methoden ersichtlich (Abbildung 22).

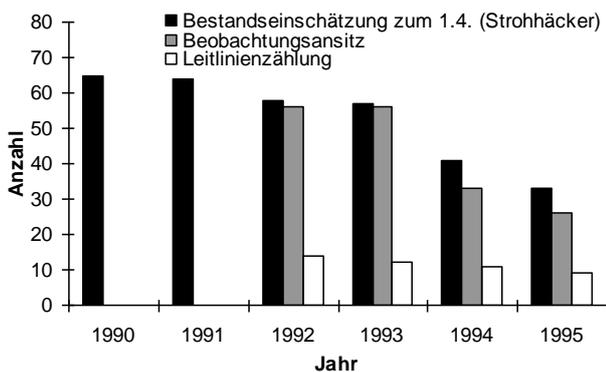


Abbildung 22: Entwicklung des Frühjahrsbestandes nach verschiedenen Erhebungsmethoden.

Die Bestandsdaten nach STROHHÄCKER verlaufen ziemlich genau parallel zu den Ergebnissen der Beobachtungsansätze. Die Anzahl der Rehe bei den Beobachtungsansätzen liegt stets etwas unter der Einschätzung des Gesamtbestandes nach STROHHÄCKER. Dies entspricht genau den Erwartungen, da bei den Beobachtungsansätzen keine flächendeckende Einsicht in das Gebiet möglich ist. Dennoch wird bei den Beobachtungsansätzen ein sehr hoher Prozentsatz des Gesamtbestandes erfasst. Im Durchschnitt wurden über 90% des Gesamtbestandes aller markierten Rehe bei den Beobachtungsansätzen gesehen (Tabelle 7). Wird aus den Daten der Beobachtungsansätze eine Hochrechnung auf den Gesamtbestand nach dem Muster des Lincoln-Index vorgenommen, so stimmt der hochgerechnete Bestand jeweils gut mit dem nach Methode 1 ermittelten Bestand überein (Tabelle 8).

Hieraus kann gefolgert werden, dass die erste Methode (Bestandseinschätzung nach STROHHÄCKER) die tatsächlichen Bestandsgrößen recht genau erfasst.

Auch die Beobachtungsansätze liefern zuverlässige Daten, zumindest können Bestandsänderungen hierbei gut verfolgt werden. Ohne Hochrechnungen (wozu eine Kombination mit Methode 1 erforderlich ist), müssen die ermittelten Bestandsgrößen aus methodischen Gründen aber unter den tatsächlichen bleiben. Anzumerken ist hier noch, dass unter normalen Verhältnissen eine Bestandserfassung mit Hilfe von Beobachtungsansätzen nicht in dieser Genauigkeit möglich ist. Im vorliegenden Fall wurden die Rehe im Umfeld der Beobachtungsstände für einige Tage angekirrt und nur der hohe Prozentsatz markierter Tiere im Bestand erlaubte einen Abgleich der Beobachtungsdaten zur Eliminierung von Doppelzählungen.

Die Leitlinienzählung ist dagegen in der durchgeführten Form zur genaueren Verfolgung von Bestandsänderungen nicht geeignet. Die Scheinwerfertextation als Sonderform einer Leitlinienzählung wurde zwar ebenfalls getestet, aber wegen zu stark schwankender Ergebnisse gar nicht erst für weitere Auswertungen zur Bestandsermittlung herangezogen (vgl. Kapitel 3.5.3).

Tabelle 7: Ergebnisse der Beobachtungsansätze zur Ermittlung des Frühjahrsbestandes.

Jahr	1992	1993	1994	1995
Anzahl der Beobachter	16	17	15	13
beobachtete Rehe insgesamt	79	87	48	55
<b>Anzahl verschiedener Individuen</b>	<b>56</b>	<b>56</b>	<b>33</b>	<b>26</b>
davon markiert	33	30	29	21

**Tabelle 8: Vergleich der Ergebnisse: a) Bestandseinschätzung nach STROHHÄCKER und b) Beobachtungsansatz. Die Hochrechnung unter b) erfolgt nach dem Muster des Lincoln-Index: Verhältnis beobachtete markierte Rehe zu Stichprobenumfang = Verhältnis markierte Rehe insgesamt zu Gesamtbestand  $\Rightarrow N = M \cdot n / m$ .**

a) Bestandseinschätzung an Stichtagen (Strohhäcker)				
Jahr	1992	1993	1994	1995
<b>Gesamtbestand</b>	<b>58</b>	<b>57</b>	<b>41</b>	<b>33</b>
M= davon markiert	36	31	32	26
b) Beobachtungsansatz				
Jahr	1992	1993	1994	1995
n= beobachtete Individuen gesamt	56	56	33	26
m= beobachtete markierte Stücke	33	30	29	21
Anteil von M	92 %	97 %	91 %	81 %
<b>N= hochgerechneter Bestand</b>	<b>61</b>	<b>58</b>	<b>36</b>	<b>32</b>

**4.1.2 Herbstbestand**

Der Herbstbestand wurde mit folgenden Methoden ermittelt:

Methode 1: Bestandseinschätzung zum

1. September nach STROHHÄCKER

Methode 4: Zähltreiben (mit und ohne Rückrechnungen auf den selben Stichtag wie bei Methode 1)

Im Jahr 1990 wurde das Zähltreiben auf zwei Abteilungen des Borgerhaus beschränkt. In den Folgejahren schlossen die Zähltreiben jeweils die gesamte Waldfläche des Untersuchungsgebietes ein. Hierbei zeigte sich, dass die Verteilung der Rehe auf die einzelnen, etwa gleich großen Abteilungen sehr unterschiedlich war (Tabelle 9). Daraus kann zunächst der allgemein gültige Schluss gezogen werden, dass ohne Kenntnisse über die Wildverteilung die Berechnung eines Gesamtbestandes auf Basis einer Teilzählung zu völlig falschen Werten führen kann. Im vorliegenden Fall liefert jedoch auch das Zähltreiben aus dem Jahr 1990 mit gewissen Einschränkungen verwertbare Daten. Mit den Ergebnissen der nachfolgenden Jahre lässt sich die unterschiedliche Verteilung der Rehe berücksichtigen; es wird somit die Hochrechnung auf einen wahrscheinlichen Gesamtbestand auch für das Jahr 1990 ermöglicht (Tabelle 9). Dieser hochgerechnete Bestand fügt sich im Übrigen gut in das Gesamtbild aller Daten ein (siehe weiter unten, Tabelle 10).

**Tabelle 9: Ergebnisse der Zähltreiben.**

In den Spalten „n“ ist die Anzahl der Rehe in den einzelnen Abteilungen sowie insgesamt aufgeführt. Die Spalten „%“ geben die Verteilung der Rehe in den Abteilungen als Anteil von der Gesamtzahl wieder. Im Jahr 1990 wurde das Zähltreiben nicht flächendeckend durchgeführt. Auf Basis der durchschnittlichen Verteilung der Rehe bei den Zähltreiben der Folgejahre lässt sich jedoch auf einen wahrscheinlichen Gesamtbestand im Jahr 1990 hochrechnen.

Datum	Abt. 1		Abt. 2		Abt. 3		Abt. 4		Gesamt n
	n	%	n	%	n	%	n	%	
16.11.90	?		29		?		26		(72) hochgerechnet
29.11.91	8	13	32	50	5	8	19	30	64
30.11.92	3	6	19	40	5	10	21	44	48
06.12.93	9	22	19	46	6	15	7	17	41
12.12.94	5	14	12	33	3	8	16	44	36
06.12.95	7	19	14	39	3	8	12	33	36
Mittel		15		42		10		34	

Mit beiden Methoden (1 und 4) wird für den Herbstbestand übereinstimmend ein rückläufiger Trend aufgezeigt, der sich nach 1994 nicht mehr weiter fortsetzt (Abbildung 23). Die Bestandsdaten aus den Zähltreiben liegen erwartungsgemäß unter den nach Methode 1 ermittelten Daten, denn zwischen dem 1. September und den Zeitpunkten für die Zähltreiben liegt ein Zeitraum von ca. drei Monaten. In dieser Zeit gibt es nicht unbedeutende Verluste im Rehbestand, insbesondere durch die Bejagung.

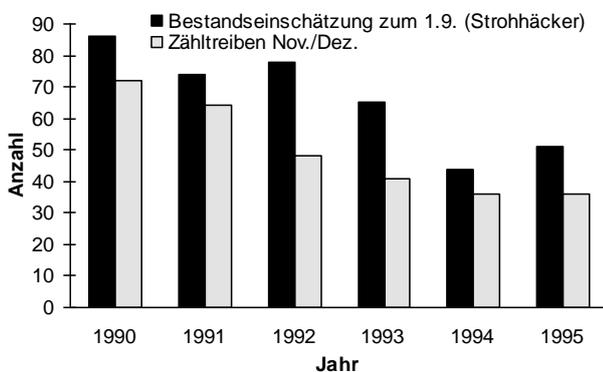
**Tabelle 10: Datenbasis zum Vergleich der nach verschiedenen Methoden ermittelten Herbstbestände (Abgleich auf denselben Stichtag).**

**Methode 1: Bestandseinschätzung zum 1.9. nach STROHHÄCKER**

**Methode 4': Ergebnis Zähltreiben + bekannte Abgänge zwischen dem 1.9. und dem Termin des Zähltreibens**

Jahr	Methode 1	Methode 4		
	Bestand 1.9.	gezählt	Abgänge 1.9. bis Zähltreiben	rückgerechneter Bestand 1.9.
1990	86	(72)	16	88
1991	74	64	13	77
1992	78	48	13	61
1993	65	41	14	55
1994	44	36	6	42
1995	51	36	13	49

Zur Überprüfung der Zuverlässigkeit der beiden Methoden ist es möglich, die Ergebnisse auf denselben Stichtag abzugleichen. Hierfür werden zum Zählergebnis der Zähltreiben die zwischenzeitlich aufgetretenen bekannten Verluste hinzugerechnet (Tabelle 10). Die nun aufeinander zeitlich abgestimmten Daten zeigen in den meisten Untersuchungs Jahren eine sehr gute Übereinstimmung (Abbildung 24). Nur 1992 und 1993 ergeben sich größere Abweichungen, die allerdings damit erklärt werden können, dass es gerade in diesen Jahren vermehrt unbekannte Verluste (durch Abwanderung) gab (vgl. Kap. 4.2.3.2). Mit beiden Methoden dürfte daher die reale Bestandsentwicklung zutreffend erfasst werden.



**Abbildung 23: Entwicklung des Herbstbestandes nach verschiedenen Erhebungsmethoden.**



**Abbildung 24: Vergleich: Bestandsschätzung und Zähltreiben unter Abgleich der Ergebnisse auf den Stichtag 1. September. Zu den Zählergebnissen der Zähltreiben werden hierfür bekannte Verluste zwischen dem 1.9. und dem jeweiligen Datum des Zähltreibens hinzugerechnet.**

### 4.1.3 Zusammenfassung

Die zusammenfassende Bewertung der unterschiedlichen Erhebungsmethoden ergibt:

Insgesamt kamen zur Ermittlung des Rehwildbestandes vier Methoden zum Einsatz:

- Methode 1: Bestandseinschätzung zu Stichtagen nach STROHHÄCKER (Frühjahrs- und Herbstbestand)
- Methode 2: Beobachtungsansatz (Frühjahrsbestand)
- Methode 3: Leitlinienzählung (insbesondere für Trend Frühjahrsbestand)
- Methode 4: Zähltreiben (November/Dezember-Bestand).

- Die Leitlinienzählung (Methode 3) ermöglicht nur die Bestimmung relativer Bestandsdaten. Sie erscheint darüber hinaus, zumindest in der hier durchgeführten Form, sehr ungenau, so dass selbst der Bestandstrend nur sehr grob wiedergegeben wird.
- Die übrigen Methoden (1, 2, 4) sind geeignet, relative Bestandsänderung in jedem Fall recht genau aufzuzeigen. Weiter gilt für sie:
  - Methode 1 zielt auf die Erhebung des tatsächlichen Gesamtbestandes zu verschiedenen Stichtagen ab und erfasst ihn offenbar recht genau, was der Vergleich mit den Ergebnissen anderer (unabhängiger) Methoden zeigt.
  - Methode 2 (Beobachtungsansatz) kann ohne weitere Hochrechnungen nur einen bestimmten Anteil des Bestandes erfassen. Dieser Anteil ist im vorliegenden Fall zwar sehr hoch, schwankt aber doch in gewissen Grenzen (vermutlich als Folge von Witterungseinflüssen, unterschiedlicher Aktivität und Beobachtbarkeit des Rehwildes).
  - Methode 4 (Zähltreiben) führt bei unbekanntem Verteilungsmuster der Rehe zu keinem brauchbaren Ergebnis, wenn nur ein Teil der zu untersuchenden Waldfläche bearbeitet wird. Dagegen wird bei flächendeckender Anwendung und sorgfältig organisierter Durchführung die tatsächliche Gesamtzahl der zu diesem Zeitpunkt vorhandenen Rehe sehr genau erhalten. Eine Aufgliederung der Daten nach Altersklassen und Geschlechter ist allerdings nicht möglich.
- Methode 1 und 2 können ihre hier festgestellte gute Eignung nur erreichen, weil ein großer Anteil des Rehwildbestandes markiert ist. Beide Methoden sind daher unter normalen Revierverhältnissen nicht anwendbar.

Bei Methode 1 (Bestandseinschätzung zu Stichtagen nach STROHHÄCKER) werden die Daten nach einer Vielzahl von Einzelbeobachtungen zusammengetragen. Gute Beobachtungsgabe und Übung im Ansprechen sind er-

forderlich. Das Erkennen individueller Stücke wird zwar durch die hohe Anzahl markierter Tiere und die umfangreiche Fotodokumentation erleichtert. Zweifellos bleibt aber in dieser Methode eine subjektive Komponente (vgl. hierzu Kap.1.1.1). Sie ist insofern nicht ohne weiteres reproduzierbar. Dennoch wird sie hier als geeignete Methode voll akzeptiert. Die gute Übereinstimmung mit den auf andere Weise ermittelten Bestandsdaten rechtfertigt dies. Methode 1 hat außerdem im vorliegenden Fall die großen Vorteile, dass die Bestandsdaten nach Altersklassen und Geschlechtern differenziert sind und dass gleich strukturierte Daten nicht nur für den Frühjahrs- sondern auch für den Herbstbestand vorliegen. Die Daten werden daher für Analysen zur Bestandsstruktur und zur detaillierten Betrachtung der Rehwildbestände in verschiedenen Jahresabschnitten in den folgenden Kapiteln mit herangezogen.

Da sowohl Methode 1 (Bestandseinschätzung zu Stichtagen) als auch Methode 4 (Zähltreiben) sich hier als geeignete Zählmethoden erweisen, können die Ergebnisse beider Verfahren auch zur Darstellung einer auf jeweils drei Zeitpunkte eines Jahres bezogenen Bestandsentwicklung kombiniert werden. Es er-

geben sich so für jedes Jahr als mögliche Betrachtungszeitpunkte: 1. April, 1. September, Anfang Dezember. Die auf diese Weise erhaltene Kurve der Bestandsentwicklung gibt den Trend der Bestandsentwicklung insgesamt wieder und sie zeigt (bis auf eine Ausnahme) in jedem Jahr die zu erwartende Dynamik mit einem Bestandszuwachs zwischen April und September und anschließender Bestandsabnahme von September über Dezember bis zum April des Folgejahres (Abbildung 25). Lediglich zwischen September 1992, Dezember 1992 und April 1993 entspricht die Entwicklung nicht dieser Dynamik, weil der Frühjahrsbestand über dem Winterbestand liegt. Werden alle drei Zählwerte als zutreffend akzeptiert, so müssten zwischen September und Dezember mehr Rehe als sonst aus dem Gebiet verschwunden sein, von denen ein Teil aber anschließend, zum Frühjahr, wieder zurückkehrte. Dass diese Vorgänge sich tatsächlich so abgespielt haben, ist durchaus nicht unwahrscheinlich, denn 1992 fand zum ersten Mal ab September keine Fütterung mehr statt. Ein Teil der Rehe hat sich daher möglicherweise vorübergehend in Nachbargebieten aufgehalten, in denen nach wie vor gefüttert wurde.

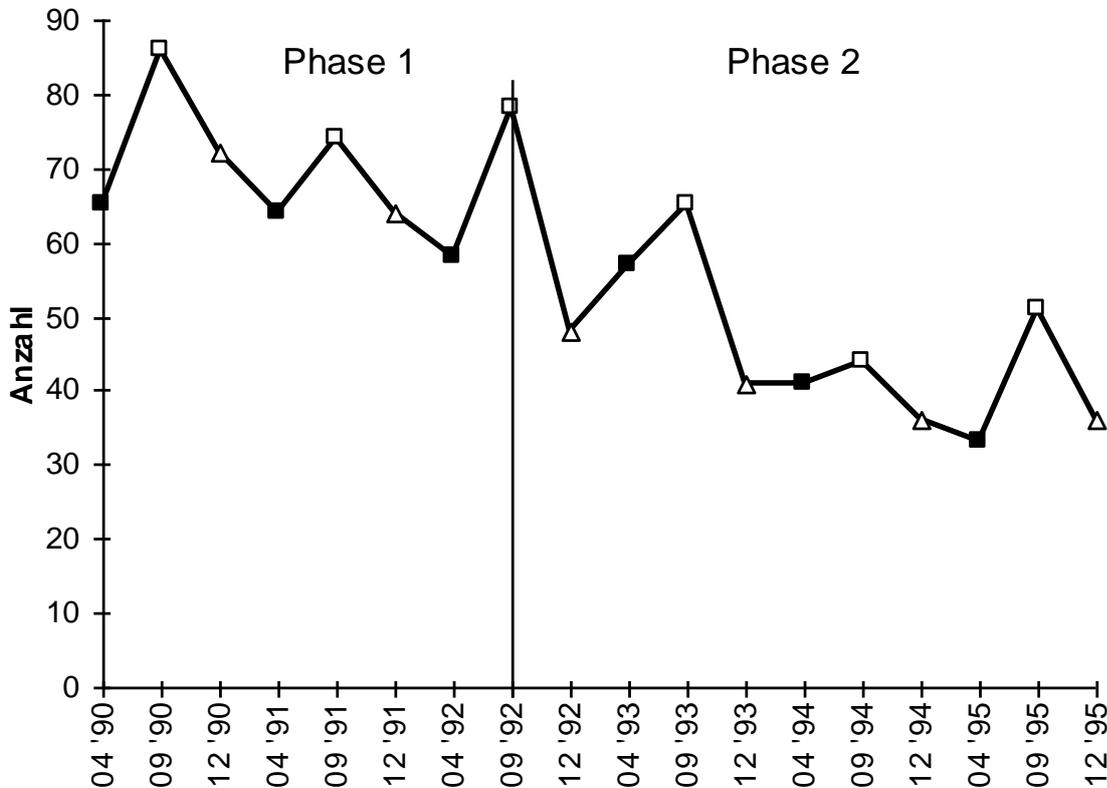


Abbildung 25: Entwicklung des Rehwildbestandes von 1990 bis 1995.

■ = April-Bestand (Bestandseinschätzung zu Stichtagen nach STROHHÄCKER)

□ = September-Bestand (Bestandseinschätzung zu Stichtagen nach STROHHÄCKER)

△ = Dezember-Bestand (auf Basis Zähltreiben)

## 4.2 Detaillierte Bestandsanalyse und Jahresbilanzen

Die folgenden Betrachtungen erfolgen auf der Grundlage von Methode 1 (Bestandseinschätzung zu Stichtagen). Die von STROHHÄCKER zusammengetragenen Bestandsdaten sowie die Verluste, jeweils nach Geschlechtern und Altersgruppen aufgegliedert, sind in Tabelle 59 (im Anhang) zusammengefasst.

### 4.2.1 Entwicklung des Frühjahrsbestandes

#### 4.2.1.1 Geißen und Böcke

Der Bestand an adulten Rehen nimmt während der Versuchsdauer ab. Der abnehmende Trend verstärkt sich bei den Geißen in der zweiten Versuchsphase zunächst, hält aber nach 1994 nicht mehr an (Abbildung 26).

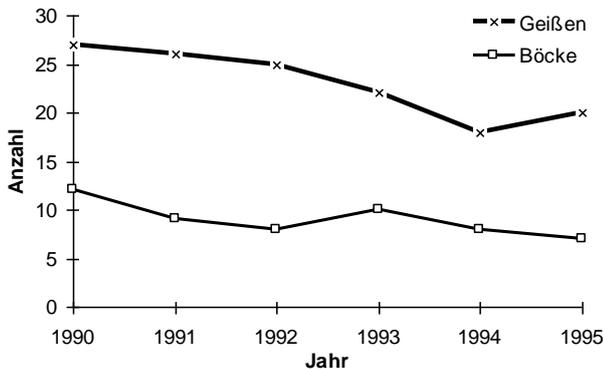


Abbildung 26: Entwicklung des Frühjahrsbestandes mehrjähriger Rehe.

#### 4.2.1.2 Schmalrehe und Jährlinge

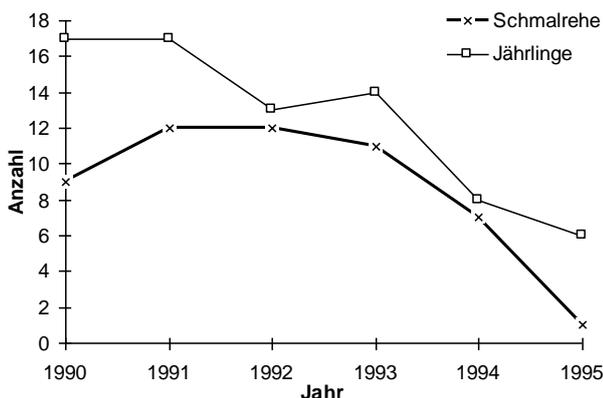


Abbildung 27: Entwicklung des Frühjahrsbestandes einjähriger Rehe.

Die Anzahl der Jährlinge nimmt während der gesamten Versuchsdauer mehr oder weniger kontinuierlich ab. Bei den Schmalreihen setzt die Bestandsabnahme erst in der zweiten Versuchsphase ein (Abbildung 27).

### 4.2.2 Entwicklung des Herbstbestandes

#### 4.2.2.1 Geißen und Böcke

Während der Bestand an Böcken im Herbstbestand über die gesamte Versuchsdauer hinweg etwa gleichbleibt, nimmt der Geißenbestand ab. Die Abnahme beginnt im Trend bereits innerhalb der Versuchsphase 1, verstärkt sich aber innerhalb der Versuchsphase 2 vorübergehend (Abbildung 28).

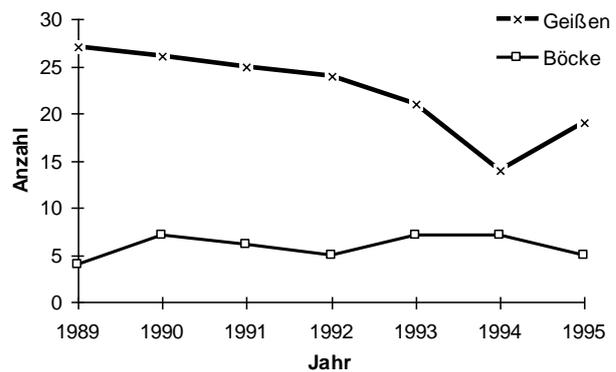


Abbildung 28: Entwicklung des Herbstbestandes mehrjähriger Rehe.

#### 4.2.2.2 Schmalrehe und Jährlinge

Die Anzahl der Schmalrehe im Herbstbestand bleibt bis 1994 konstant (schwankt zwischen 4 und 5). Erst im Jahr 1995 fällt die Anzahl der Schmalrehe auf 1 Stück ab. Diese Abnahme ist durch eine sehr geringe Kitzrate im Vorjahr bedingt. Die Anzahl der Jährlinge schwankt stärker, nimmt im Gesamttrend aber seit Versuchsbeginn ab (Abbildung 29).

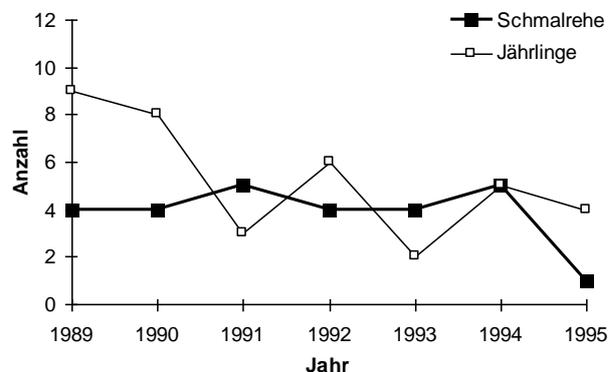


Abbildung 29: Entwicklung des Herbstbestandes einjähriger Rehe.

#### 4.2.2.3 Kitz

Die Anzahl der Kitz im Herbstbestand nimmt seit Versuchsbeginn mehr oder weniger kontinuierlich ab. Der Rückgang verstärkt sich in der

zweiten Versuchsphase erheblich (Abbildung 30). Dies korrespondiert mit der Entwicklung der Kitzraten (Anzahl der Kitze pro Geiß im Herbst). In der zweiten Versuchsphase gibt es in den Jahren 1994 und 1995 weit unter dem Durchschnitt liegende Kitzraten (Abbildung 31).

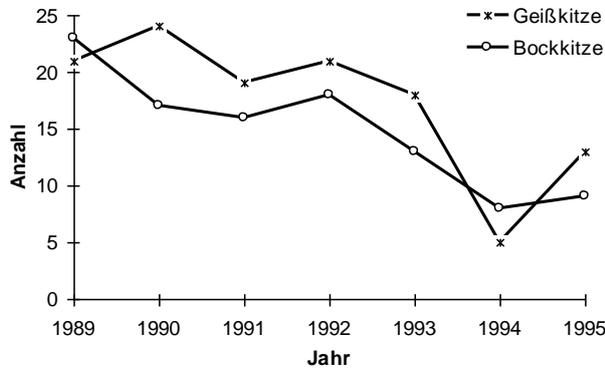


Abbildung 30: Entwicklung des Herbstbestandes an Kitzen.

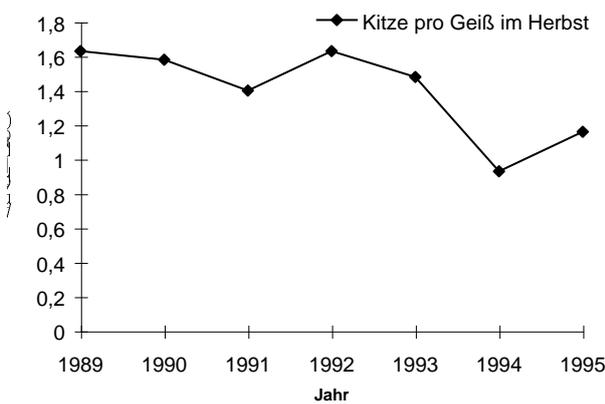


Abbildung 31: Kitzraten als Anzahl der Kitze am 1. September pro zu diesem Zeitpunkt vorhandener Geiß.

### 4.2.3 Entwicklung der Verluste

#### 4.2.3.1 Jagd und Fallwild

Zwischen Versuchsphase 1 und 2 gibt es keinen wesentlichen Unterschied in der Bejagungsintensität; der Anteil des Fallwildes ist in der zweiten Versuchsphase sogar geringer als in der ersten (Tabelle 11 u. Abbildung 32). Somit können gegebenenfalls unterschiedliche Bestandstrends in den Versuchsphasen nicht auf Änderung der Sterblichkeitsrate zurückgeführt werden.

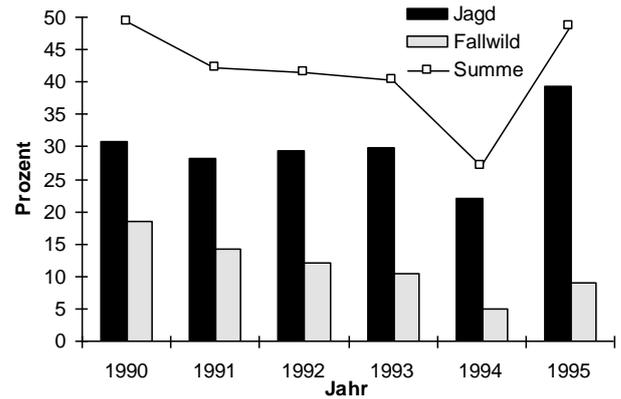


Abbildung 32: Entwicklung der bekannten Verluste (Jagdstrecke und Fallwild, einschließlich Verkehrsverluste) vom 1. April bis Ende März des Folgejahres, jeweils als Anteil des Frühjahrsbestandes.

Tabelle 11: Durchschnittliche Verluste durch Bejagung sowie Fallwild in den beiden Versuchsphasen (jeweils als Anteil des Frühjahrsbestandes).

	Bejagung	Fallwild
in Versuchsphase 1:	29,4 %	14,9 %
in Versuchsphase 2:	30,4 %	8,2 %

#### 4.2.3.2 Unbekannte Verluste, Zu- und Abwanderung

Die in Tabelle 59 (Anhang) durchgeführte Bilanzierung zwischen tatsächlich ermittelten Beständen („Ist“) und erwarteten Beständen („theoretisch“ = Ist-Bestand des vorausgegangenen Stichtages abzüglich bekannter Verluste) ergibt die „unbekannten Verluste“. Sie resultieren als Netto-Wert der Vorgänge Zu- und Abwanderung einschließlich nicht bekannt gewordener Verluste durch Sterblichkeit, vorausgesetzt, die in diesem Wert ebenfalls enthaltenen Fehler bei der Bestandsabschätzung sind nicht zu groß. Es wird hier unterstellt, dass die methodischen Fehler zumindest für die Darstellung von Trends zu vernachlässigen sind.

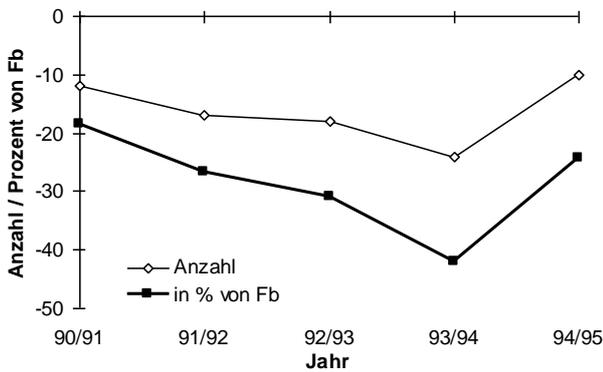
Eine positive Bilanz bedeutet, dass die Zuwanderung überwiegt. Bei einer negativen Bilanz überwiegt die Abwanderung gegenüber der Zuwanderung oder es gibt Verluste durch gestorbene aber nicht gefundene Rehe. Dass verendete Rehe nicht gefunden werden, ist bei der gegebenen guten Überwachung des Untersuchungsgebietes aber zumindest für erwachsene Rehe eher unwahrscheinlich.

Für verschiedene Zeitabschnitte ergibt sich folgendes:

#### 4.2.3.2.1 Zeitraum Frühjahr bis Folgefrühjahr

Wird die Bilanzierung (Ist/theor.) jeweils für ein komplettes Jahr (Frühjahr bis Folgefrühjahr) vorgenommen und werden hierbei alle Altersklassen (ausgenommen Kitze in den ersten Lebensmonaten bis 1.9.) zusammengefasst, so ergeben sich durchweg negative Bilanzen, die ihren größten Betrag im Jahr 1993/94 erreichen (Abbildung 33). Es ist sehr wahrscheinlich, dass Änderungen dieser Bilanzen in erster Linie durch Änderungen der Abwanderungsrate verursacht werden. Es ist demnach davon auszugehen, dass im zweiten Jahr der Versuchsphase 2 die höchste Abwanderungsrate des gesamten Untersuchungszeitraumes erreicht wird. Danach nimmt sie aber wieder ab, vermutlich auch als Folge der inzwischen deutlich geringeren Wilddichte.

Im Folgenden werden die Bilanzen für verschiedene Abschnitte des Jahres und für verschiedene Bestandsklassen analysiert, um Aufschlüsse darüber zu erhalten, ob es Unterschiede im Verhalten der Geschlechter und Altersklassen gibt.



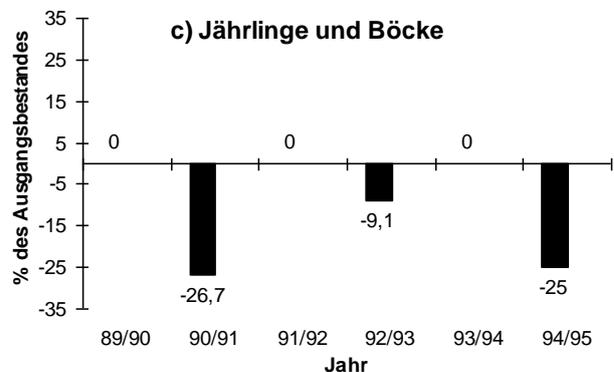
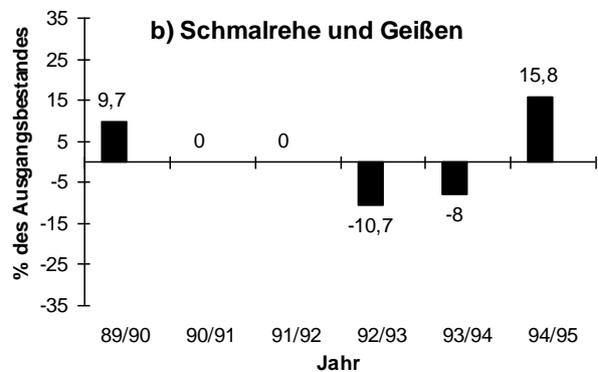
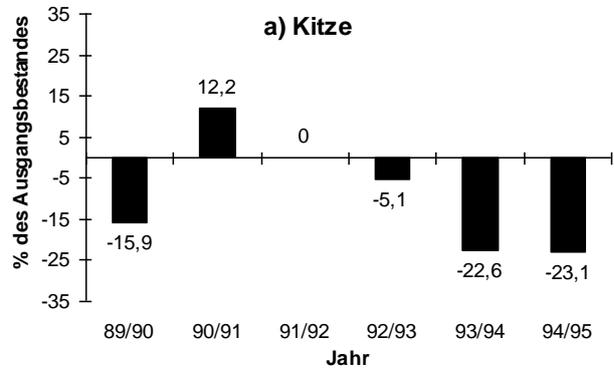
**Abbildung 33: Unbekannte Verluste = Netto-Wert für die Vorgänge: Zu- und Abwanderung sowie nicht bekannt gewordene Sterblichkeit im gesamten Jahr (1. April bis 31. März des Folgejahres), jeweils in absoluter Anzahl und als Anteil des Frühjahrsbestandes. Für alle Altersklassen, jedoch ohne Kitzverluste in den ersten Lebensmonaten (bis 1.9.). Beachte die Skalierung der y-Achse, die vom positiven bis in den negativen Bereich reicht.**

#### 4.2.3.2.2 Zeitraum Herbst bis Frühjahr (1. September - 1. April):

In den Winterhalbjahren verschwinden Kitze während der zweiten Versuchsphase häufiger auf unbekannte Weise, als in Versuchsphase 1 (Abbildung 34 a). Für Schmalrehe und Geißen gilt ähnliches. Jedoch deutet die positive Bilanz im letzten Jahr darauf hin, dass nach anfangs erhöhter Abwanderungsrate schließlich auch

wieder vermehrt Stücke zugewandert sind (Abbildung 34 b).

Für Jährlinge und Böcke ist im Trend keine Änderung der Bilanzen für die Winterhalbjahre ersichtlich (Abbildung 34 c).

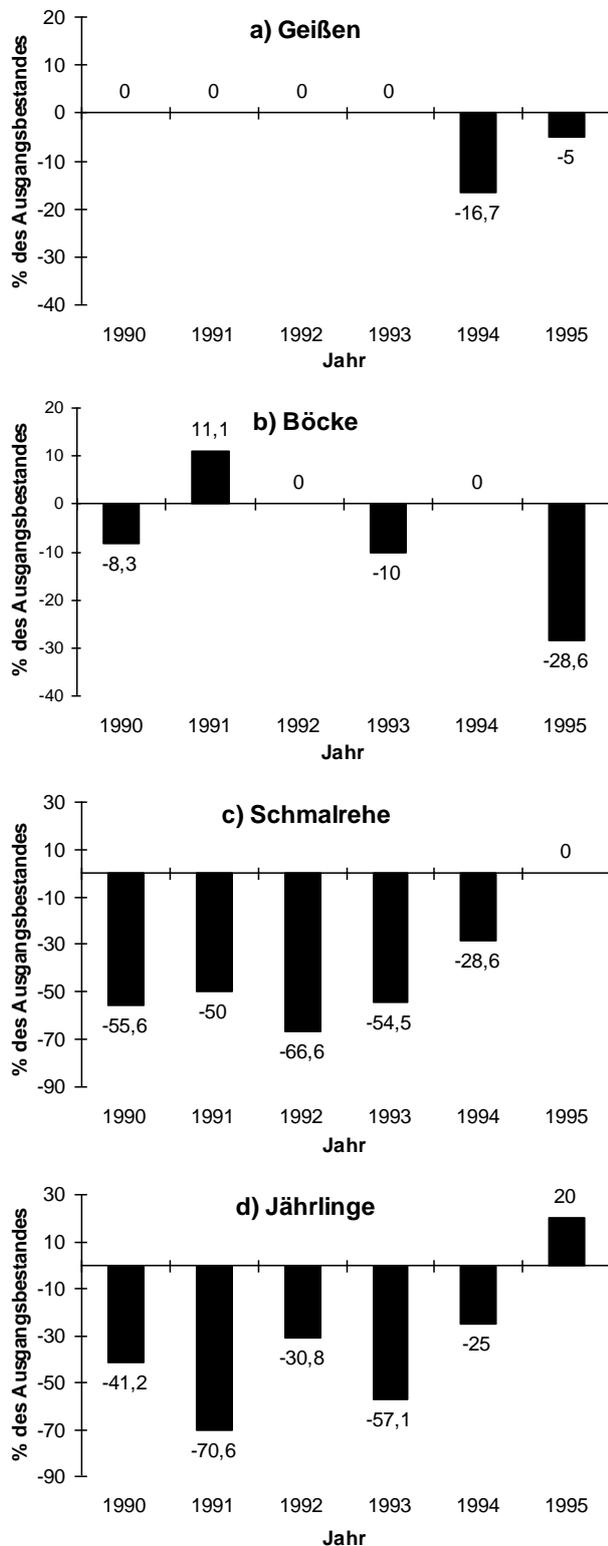


**Abbildung 34: Netto-Wert für die Vorgänge: Zu- und Abwanderung sowie nicht bekannt gewordene Sterblichkeit im Winterhalbjahr (Zeitraum 1.9. bis 1.4.).**

#### 4.2.3.2.3 Zeitraum Frühjahr bis Herbst (1. April - 1. September):

Während der Versuchsphase 1 ist bei den Geißen die Bilanz im Sommerhalbjahr stets ausgeglichen, das heißt, unbekannte Verluste treten zwischen Frühjahr und Herbst nicht auf; und damit finden auch weder Zu- noch Abwanderung statt, bzw. wenn doch, werden sie stets zahlenmäßig ausgeglichen. Erst innerhalb der

zweiten Versuchsphase treten negative Bilanzen auf, was auf eine erhöhte Abwanderungsrate hinweist (Abbildung 35 a).



**Abbildung 35: Netto-Wert für die Vorgänge: Zu- und Abwanderung sowie nicht bekannt gewordene Sterblichkeit im Sommerhalbjahr (Zeitraum 1.4. bis 1.9.).**

Bei den Böcken liegt im Trend zwar auch eine Zunahme negativer Bilanzen in der zweiten

Versuchsphase vor (Abbildung 35 b), aber die Schwankungen der Einzelwerte sind hoch, was auch durch den geringen Bockbestand bedingt ist (der Verlust nur eines Bockes führt bereits zu einer negativen Bilanz in Höhe von etwa 10%).

Bei den einjährigen Stücken ist der Trend dagegen umgekehrt (Abbildung 35 c u. d). In der ersten Versuchsphase verschwinden zwischen Frühjahr und Herbst im Schnitt 52 % des Schmalreh- und Jährlingsbestandes auf unbekannte Weise, was nur mit einer enorm hohen Abwanderungsrate erklärt werden kann. In der zweiten Versuchsphase sind es dagegen im Schnitt nur 22 %. Im letzten Versuchsjahr ist die Bilanz sogar positiv, das heißt, die Zuwanderungsrate muss größer als die Abwanderungsrate gewesen sein.

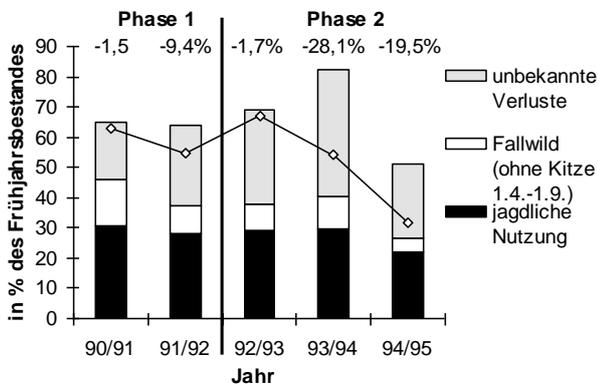
Die vorjährigen Kitze werden erst kurz vor Setzen von der Geiß abgeschlagen. Die inzwischen als Jährlinge und Schmalrehe bezeichneten Stücke müssen sich dann in einem eigenen Streifgebiet behaupten. Eine hohe Abwanderungsrate der einjährigen Stücke im Sommerhalbjahr ist also normal und erfüllt auch den biologischen Zweck des Genaustausches. Jedoch wandern aus allen Gebieten einjährige Stücke ab, die irgendwo bleiben müssen. Für nicht zu dicht besetzte Lebensräume wäre daher zu erwarten, dass sich Abwanderung und Zuwanderung zahlenmäßig ausgleichen. Das ist im Versuchsrevier Borgerhau aber während der Versuchsphase 1 nicht der Fall. Die Bilanz ist stark negativ. Die Wilddichte wird daher im Zeitraum der Versuchsphase 1 zumindest saisonal oberhalb der Biotopkapazität gelegen haben. Die rückläufige Abwanderungsrate der Jährlinge und Schmalrehe in der zweiten Versuchsphase (bzw. die zunehmend ausgeglichene Bilanz aus Zu- und Abwanderung) wäre entsprechend als Folge der ebenfalls rückläufigen Wilddichte zu werten.

Von mehrjährigen Stücken wird dagegen angenommen, dass sie sich bereits fest etabliert haben. Insofern überraschen die Ergebnisse der Bilanzen in der zweiten Versuchsphase. Bei gleichzeitig sinkender Wilddichte haben offensichtlich trotzdem Geißen, anders als während der Versuchsphase 1, ihr Areal selbst im Sommerhalbjahr verlassen.

#### 4.2.3.3 Jahresbilanzen

Aus der Gegenüberstellung von Zuwachs und Verlusten resultieren Jahresbilanzen des Rehwildbestandes, die die Vorgänge im Überblick veranschaulichen. Es ergibt sich folgendes Bild (Abbildung 36):

In jedem Jahr liegen die Verluste über dem Zuwachs. In der Versuchsphase 1 ist die Differenz geringfügig, in der zweiten Versuchsphase stärker. Dies bestätigt die bereits herausgestellten Trends zur Bestandsentwicklung. Zwischen Frühjahr 1993 und Frühjahr 1994 (zu Beginn der zweiten Versuchsphase, jedoch erst ein Jahr nach Einstellung der Fütterung) erreichen die unbekannteten Verluste, die wohl in erster Linie durch Abwanderung entstehen, ein Maximum, bei unverändert hohen übrigen (bekannteten) Verlusten. Als Folge entsteht ein erster bedeutender Bestandseinbruch. Im Folgejahr (1994/95) ist der Zuwachs sehr niedrig. Es resultiert daraus der nächste bedeutende Bestandseinbruch, obwohl sich unbekanntete und bekannte Verluste wieder verringert haben.



**Abbildung 36: Jahresbilanzen des Rehwildbestandes.** Betrachtet wird jeweils die Entwicklung von einem Frühjahrsbestand bis zum darauf folgenden. Der Zuwachs wird aus der Anzahl der zum 1. September vorgefundenen Kitze berechnet. Die Prozentzahlen über den Säulen zeigen die Entwicklung des Frühjahrsbestandes ( $Fb_n - Fb_{n+1}$  in % von  $Fb_n$ ). Weitere Zahlenwerte sind der Tabelle 12 zu entnehmen.

#### 4.2.4 Zusammenfassung

##### Bestandsentwicklung, Entwicklung von Zuwachs- und Verlustkennziffern

- Frühjahrs- und Herbstbestand sind während der Versuchsdauer rückläufig. Der rückläufige Trend verstärkt sich in der zweiten Versuchsphase.
- Bei den mehrjährigen Stücken zeigen in erster Linie die Geißen den rückläufigen Bestandstrend. Als Folge nimmt noch deutlicher der Bestand an Kitzen ab.
- In der zweiten Versuchsphase treten weit unter dem Durchschnitt liegende Kitzraten auf. Dies trägt zur Verstärkung des rückläufigen Bestandstrends in der zweiten Versuchsphase bei.
- Die direkt erfassbare Sterblichkeit (jagdliche Entnahme und gefundenes Fallwild einschließlich Verkehrsverluste) als Anteil des jeweiligen Frühjahrsbestandes nimmt während der Versuchsdauer nicht zu. Der Fallwildanteil ist sogar rückläufig. Trendänderungen bei der Bestandsentwicklung können daher nicht auf Änderungen der Sterblichkeit zurückgeführt werden, wobei die frühe Kitzsterblichkeit in diese Betrachtungen noch nicht einbezogen wird.
- In der zweiten Versuchsphase tritt ein Maximalwert für unbekanntete Verluste (Nettowert aus Zu- und Abwanderung sowie nicht bekannt gewordener Sterblichkeit) auf, der nur mit einer vorübergehend starken Zunahme der Abwanderungsrate erklärt werden kann. Dies betrifft in erster Linie a) im Winterhalbjahr Geißen und Kitze einschließlich der Schmalrehe, die für diesen Zeitabschnitt nicht gesondert betrachtet werden können, b) im Sommerhalbjahr lediglich Geißen und Böcke. Die Abwanderungsrate der Schmalrehe und Jährlinge ist dagegen sogar rückläufig, wenn die Sommerhalbjahre betrachtet werden.

**Tabelle 12: Zuwachs und Verluste im Gesamtjahr, jeweils in absoluter Anzahl und in Prozent des Frühjahrsbestandes.** Die Zeilen „Fallwild“ und „unbekannte Verluste“ enthalten keine Kitzverluste zwischen Geburt und Anfang September. Diese Verluste finden ihre Berücksichtigung bereits mit der Zeile „Anzahl der Kitze am 1.9.“ (= tatsächlich realisierter Zuwachs = Anzahl der bis zum 1.9. überlebenden Kitze).

Jahr	90/91		91/92		92/93		93/94		94/95		95	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Frühjahrsbestand	65		64		58		57		41		33	
Anzahl Kitze am 1.9.	41	<b>63,1</b>	35	<b>54,7</b>	39	<b>67,2</b>	31	<b>54,4</b>	13	<b>31,7</b>	22	<b>66,7</b>
jagdl. Nutzung	20	<b>30,8</b>	18	<b>28,1</b>	17	<b>29,3</b>	17	<b>29,8</b>	9	<b>22,0</b>	13	<b>39,4</b>
Fallwild	10	<b>15,4</b>	6	<b>9,4</b>	5	<b>8,6</b>	6	<b>10,5</b>	2	<b>4,9</b>	2	<b>6,1</b>
unbekannte Verluste	12	<b>18,5</b>	17	<b>26,6</b>	18	<b>31,0</b>	24	<b>42,1</b>	10	<b>24,4</b>		

Der verstärkte Bestandseinbruch in der zweiten Versuchsphase hat somit verschiedene Ursachen:

- Die Abwanderungsrate erreicht ein Maximum. Insbesondere etablieren sich weniger Geißen bzw. es wandern sogar Geißen mit ihrem Nachwuchs ab.
- Der rückläufige Bestandstrend wird durch mindestens eine weit unter dem Durchschnitt liegende Kitzrate verstärkt.
- Ein Zusammenhang mit dem Aussetzen der Fütterung ist wahrscheinlich, aber ein dauerhafter Effekt setzt erst mit einem Jahr Verzögerung ein.

Die Ursachen des insbesondere im Jahr 1994 festgestellten geringen Fortpflanzungserfolges werden in Kapitel 9.2.2 näher untersucht.

## 5 Populationsparameter

Die in diesem Kapitel vorgestellten Populationsparameter dienen in erster Linie der allgemeinen Charakterisierung des Rehwildbestandes unter den durchschnittlichen Gegebenheiten

### 5.1 Bestandsdichte

Zur Ermittlung der Wilddichte können Methode 1 (Bestandseinschätzung zum 1.4. und 1.9.) und Methode 4 (Zähltreiben Ende November/Anfang Dezember) herangezogen werden. Der Waldteil des Untersuchungsgebietes hat eine Fläche von 80 ha. Es erscheint sinnvoll, die Rehwilddichte ausschließlich für diese Waldfläche anzugeben. Der Einbezug angrenzender Feldflächen ist fragwürdig, denn für die Festlegung auf einen Einzugsbereich bestimmter Größe gibt es keine Grundlage. Bei den folgenden Angaben zur Wilddichte müssen aber die besonderen Verhältnisse berücksichtigt werden: Es handelt sich um eine kleine Waldinsel, die von Feld umgeben ist. Vergleiche mit Rehwilddichten aus Gebieten mit anderer Struktur sind daher nur bedingt möglich.

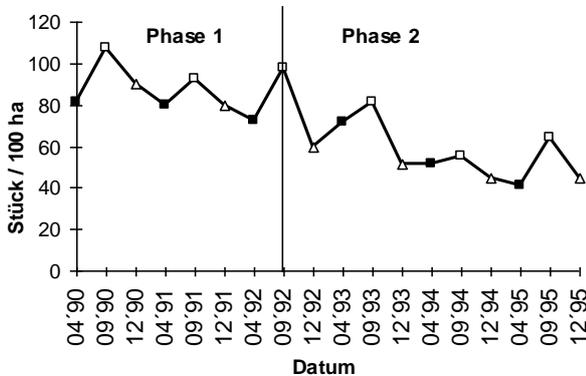


Abbildung 37: Rehwilddichte im Waldteil des Untersuchungsgebietes in Stück pro 100 ha Waldfläche.

■ = Dichte am 1.4.,

□ = Dichte am 1.9.,

△ = Dichte November/Dezember.

Der über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg rückläufige Rehwildbestand ist charakterisiert durch eine sehr hohe Dichte am Anfang: Im Jahr 1990 liegt die Frühjahrsdichte (am 1. April) bei 81 Stück pro 100 ha und die Herbstdichte (am 1. September) erreicht 108 Rehe pro 100 ha. Bis zum letzten Versuchsjahr fällt die Frühjahrsdichte auf 41 Stück pro 100 ha ab, die Herbstdichte auf 64 Stück pro 100 ha (Abbildung 37).

ten der Umwelt im Untersuchungsgebiet. Sie bilden somit auch die Datengrundlage für Vergleiche mit Befunden aus anderen Gebieten.

Die mittlere Frühjahrsdichte (am 1. 4.) liegt in Versuchsphase 1 bei 78 Stück pro 100 ha, in Versuchsphase 2 beträgt sie 55 Stück pro 100 ha. Die mittleren Dichten im Herbst (am 1. 9.) liegen bei 102 Stück pro 100 ha in Versuchsphase 1 und 67 Stück pro 100 ha in Versuchsphase 2. Die Winterdichten (Ende November/Anfang Dezember) betragen im Mittel 85 Stück pro 100 ha in Versuchsphase 1 bzw. 50 Stück pro 100 ha in Versuchsphase 2 (Tabelle 13).

Tabelle 13: Rehwilddichten in den Versuchsphasen 1 und 2 zu verschiedenen Stichtagen in Stück pro 100 ha Waldfläche.

Versuchsphase 1					
Jahr	1989	1990	1991	1992	Mittel
1.4.		81,3	80,0	72,5	<b>77,9</b>
1.9.	110,0	107,5	92,5	97,5	<b>102,0</b>
Nov./Dez.		90,0	80,0		<b>85,0</b>
Versuchsphase 2					
Jahr	1992	1993	1994	1995	Mittel
1.4.		71,3	51,3	41,3	<b>54,6</b>
1.9.		81,3	55,0	63,8	<b>66,7</b>
Nov./Dez.	60,0	51,3	45,0	45,0	<b>50,3</b>

Die zu Versuchsbeginn im Borgerhau festgestellte Dichte gehört zu den höchsten, bislang im Freiland bei Rehen ermittelten. Nur in Gatterhaltung wurden ähnlich hohe Rehdichten beobachtet. Im 130 ha großen Rehgatter Stammham stieg ein ad libitum gefütterter Rehbestand innerhalb von fünf Jahren von 46 auf 102 Stück Winterbestand an (ELLENBERG, 1978). Bei seinen Versuchen im 15 ha großen Gehege ließ ELLENBERG (1978) den von 4 Futtermaschinen versorgten Rehbestand bis auf maximal 45 Rehe ansteigen, was umgerechnet einer Frühjahrsdichte von 300 Rehen/100 ha Wald entspricht. KECH (1993) ermittelte in Fichtenalhhölzern des Forstbezirks Münsingen auf der Mittleren Schwäbischen Alb (Weißer Jura) eine Dichte von 31 Stück/100 ha Wald im Frühjahr und 52 Stück/100 ha Wald im Herbst, die im Laufe der Untersuchung durch scharfe Bejagung auf etwa 13 Rehe/100 ha Wald (Herbstbestand) abgesenkt wurde. Für einen struktur-

reichen, niederwaldähnlich bewirtschafteten „Coppicewald“ in Nordengland gibt BRAMLEY (1970) eine Rehdichte von ca. 50 Stück/100 ha Wald an. Im Südtiroler Hahnebaum lag die Rehdichte im alpinen Nadelmischwald zum Beginn des Projekts bei ca. 36 Stück/100 ha und wurde durch Abschuss bis auf ca. 12 Rehe/100 ha Wald reduziert (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994). Für den Nationalpark Bayerischer Wald gibt GEORGII (1987, in THOR 1988) eine Rehwilddichte von 8 Stück/100 ha Wald an. In einem unbejagten Rehbestand in Kalø, Dänemark, lag die Dichte auf einer ca. 400 ha großen Gutsfläche mit intensiver Landwirtschaft (235 ha Feld und 165 ha Wald) bei ca. 60 Rehen/100 ha Wald bzw. ca. 25 Rehen pro 100 ha Gesamtfläche. Durch Abwanderung ein- und zweijähriger Rehe hielt sich die Rehdichte über ca. 20 Jahre konstant auf diesem Niveau.

## 5.2 Altersaufbau und Geschlechterverhältnis

### 5.2.1 Im Frühjahr

Folgende Altersklassen werden unterschieden:

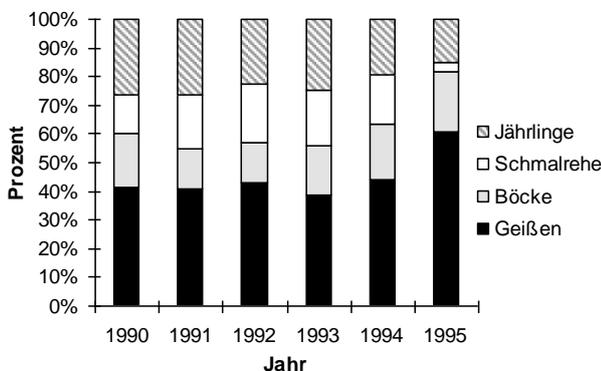
- Einjährige (Schmalrehe und Jährlinge),
- Mehrjährige (Geißen und Böcke).

Die Einteilung erfolgt in Abstimmung mit der Dauer eines Jagdjahres (1.4. bis 31.03.). Obwohl die Kitze zum 1.4. ihr erstes Lebensjahr noch nicht vollendet haben, werden sie der Gruppe der Schmalrehe und Jährlinge zugeordnet, während letztere bereits zur Klasse der Mehrjährigen aufrücken.

**Tabelle 14 :Zusammensetzung des Rehwildbestandes im Frühjahr.**

Jahr	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Mittel
Geißen	42%	41%	43%	39%	44%	61%	45%
Böcke	18%	14%	14%	18%	20%	21%	17%
Schmalrehe	14%	19%	21%	19%	17%	3%	15%
Jährlinge	26%	27%	22%	25%	20%	15%	22%
Weibchen	55%	59%	64%	58%	61%	64%	60%
Männchen	45%	41%	36%	42%	39%	36%	40%

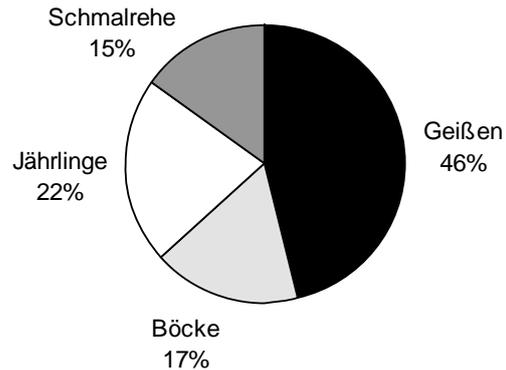
Während der Versuchsdauer ist die Zusammensetzung des Frühjahrsbestandes relativ geringen Schwankungen unterworfen (Tabelle 14, Abbildung 38). Lediglich das Jahr 1995 fällt durch einen im Vergleich zu den Vorjahren sehr geringen Anteil an Schmalrehen auf. Dies ist in erster Linie die Folge einer sehr geringen Kitzrate im Vorjahr, einschließlich eines zu Ungunsten der weiblichen Kitze ausfallenden Geschlechterverhältnisses im Zuwachs und bei den Verlusten.



**Abbildung 38: Bestandsaufbau am 1. April in den Jahren 1990 bis 1995.**

Im Schnitt enthält der Frühjahrsbestand 46% Geißen, 17% Böcke, 15% Schmalrehe, 22% Jährlinge. Demnach sind 63% der Tiere mehr-

jährig und 37% einjährig (Abbildung 39). Bei der Klasse der Einjährigen sind im Frühjahr stets mehr männliche als weibliche Tiere vorhanden (GV 1:0,7). Dies ist mit Auswahlkriterien bei der Bejagung zu begründen: Es werden in den vorausgegangenen Herbst- und Wintermonaten bevorzugt Geißkitze erlegt (Abbildung 41, vgl. auch mit Abbildung 47).



**Abbildung 39: Durchschnittlicher Bestandsaufbau am 1. April (nach Daten aus den Jahren 1990 bis 1995).**

In der Klasse der Mehrjährigen sind die Verhältnisse umgekehrt (Abbildung 41). Der Anteil der Geißen übertrifft den Anteil der Böcke um das 2,6 fache (GV 1:2,6). Die männlichen Tiere stehen in dieser Altersklasse zwar nun unter vermehrtem Jagddruck, aber der weitaus höhere Geißenbestand wird wohl auch dadurch ermöglicht, dass die Streifgebiete der Geißen einen hohen Überlappungsgrad aufweisen, während bei den Böcken das Angebot möglicher Territorien eher bestandsbegrenzend wird. Immerhin kamen im Untersuchungsgebiet 7 bis 12 Böcke auf 80 ha Waldfläche vor. Wenn jeder dieser Böcke territorial gewesen wäre und keine Streifgebietsüberlappung geduldet hätte, wären rein rechnerisch auf jeden Bock nur 6,7 bis 11,4 ha Waldfläche entfallen.

Auf den Gesamtbestand bezogen liegt das durchschnittliche Geschlechterverhältnis bei 1:1,5; das entspricht einem Anteil der weiblichen Stücke von 60% (Abbildung 41).

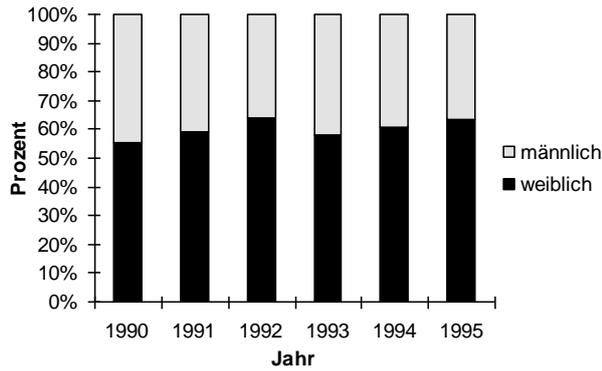
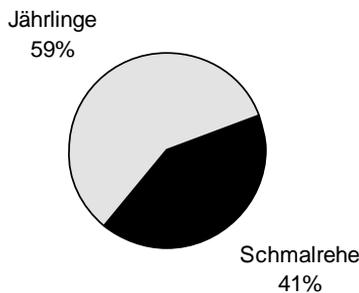
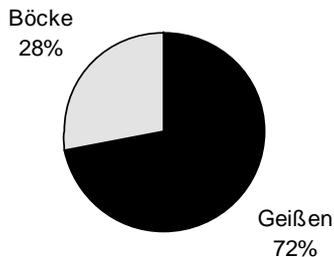


Abbildung 40: Entwicklung des Geschlechterverhältnisses im Gesamtbestand von 1990 bis 1995.

**Einjährige**



**Mehrfährige**



**Gesamtbestand**

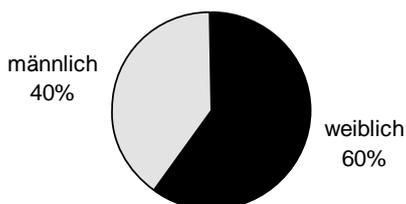


Abbildung 41: Durchschnittliches Geschlechterverhältnis in verschiedenen Altersklassen und im Gesamtbestand am 1. April (1990 - 1995).

**5.2.2 Im Herbst**

Folgende Altersklassen können nach der Setzperiode unterschieden werden:

- Kitze (Geiß- und Bockkitze),
- Einjährige (Schmalrehe und Jährlinge),
- Mehrjährige (Geißen und Böcke).

Der tatsächliche Bestandsaufbau am Ende der Fortpflanzungsperiode wird mit den Ergebnissen der Bestandseinschätzung zum 1. September am besten wiedergegeben. Ergebnisse aus anderen Erhebungen können hiermit verglichen werden (z.B. GV bei Kitzen anlässlich der Kitzmarkierungen, Zusammensetzung der Jagdstrecke, GV und Altersklassen bei gefangenen Rehen).

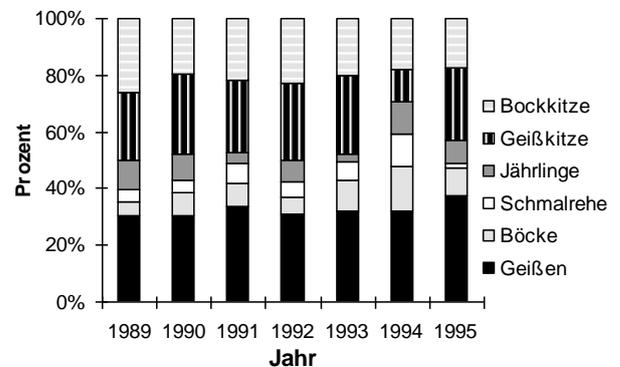


Abbildung 42: Bestandsaufbau am 1. September in den Jahren 1989 bis 1995.

Analog zur Zusammensetzung des Frühjahrsbestandes ist auch die Zusammensetzung des Herbstbestandes (am 1. September) relativ geringen Schwankungen unterworfen, wobei hier aber das Jahr 1994 durch den sehr geringen Anteil der Kitze aus dem Rahmen fällt (Abbildung 42).

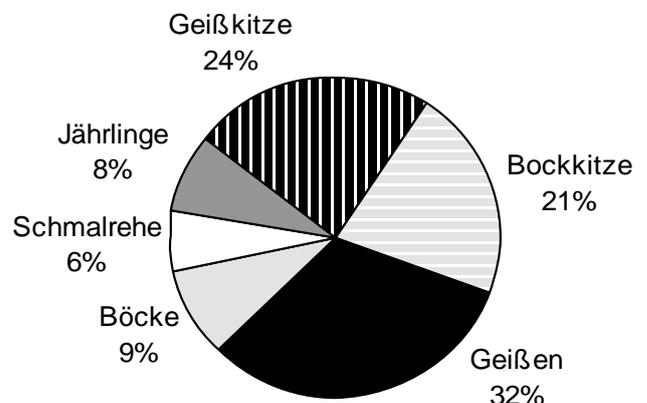
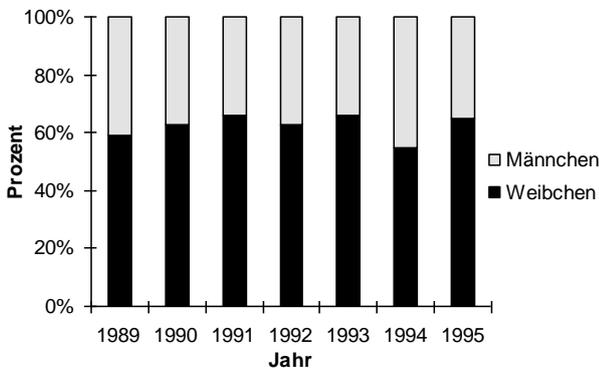


Abbildung 43: Durchschnittlicher Bestandsaufbau am 1. September (nach Daten aus den Jahren 1989 bis 1995).

Für den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt sich folgender durchschnittlicher Bestandsaufbau am 1. September: Kitze 45%, einjährige Rehe 14%, mehrjährige Rehe 41% (Abbildung 43). Der Anteil der Einjährigen ist damit recht gering, was weniger durch deren Bejagung zwischen Mai und August als vielmehr durch eine hohe Abwanderungsrate der Schmalrehe und Jährlinge im Sommerhalbjahr erklärt werden kann (vgl. Kap. 4.2.3.2.3).

Der Anteil der weiblichen Rehe im Gesamtbestand schwankt zum 1. September zwischen 59 und 65% und liegt im Mittel bei 62%. Das Geschlechterverhältnis ist bei den Kitzen und einjährigen Stücken ausgeglichener, bei den älteren Rehen dagegen, wie im Frühjahrsbestand, weit zu Gunsten der weiblichen Tiere verschoben (Abbildung 44 und Abbildung 45).



**Abbildung 44: Entwicklung des Geschlechterverhältnisses im Gesamtbestand am 1. September von 1989 bis 1995.**

*Aus den Daten der Kitzmarkierung kann das primäre Geschlechterverhältnis der Population (nach Geburt) eingeschätzt werden. In den Jahren 1989 bis 1995 wurden insgesamt 89 Kitze markiert. 47% der Kitze waren männlich, 53% weiblich. Das entspricht einem Geschlechterverhältnis von 1: 1,12 (*

Tabelle 15). Dasselbe mittlere Geschlechterverhältnis zeigt der Kitzbestand zum 1. September (Tabelle 16, Abbildung 45). In den ersten Lebensmonaten nach der Geburt (genauer: ab einem Alter von wenigen Tagen bis zum 1. September) ist die Sterblichkeit der Geschlechter demnach nicht verschieden.

Im selben Zeitraum (1989 bis 1995) wurden im Rahmen einer Kitzmarkierungsaktion in ganz Baden-Württemberg insgesamt 2.117 Kitze markiert. 53% der Kitze waren männlich, 47% weiblich, das Geschlechterverhältnis lag demnach bei 1: 0,89. (ELLIGER 1986 und Archiv Wildforschungsstelle). Im Gegensatz zu den Werten aus dem Untersuchungsgebiet Borger-

hau überwiegen bei der landesweiten Kitzmarkierung also die Männchen.

**Tabelle 15: Geschlechterverhältnis bei Kitzen zum Zeitpunkt der Markierung (innerhalb der ersten Tage nach Geburt), für den Zeitraum 1989 bis 1990.**

Jahr	Bockkitze	Geißkitze	gesamt
1989	6	11	17
1990	6	8	14
1991	7	15	22
1992	11	2	13
1993	2	5	7
1994	5	2	7
1995	5	4	9
<b>Summe</b>	<b>42</b>	<b>47</b>	<b>89</b>
GV	1: 47%	1,12 53%	

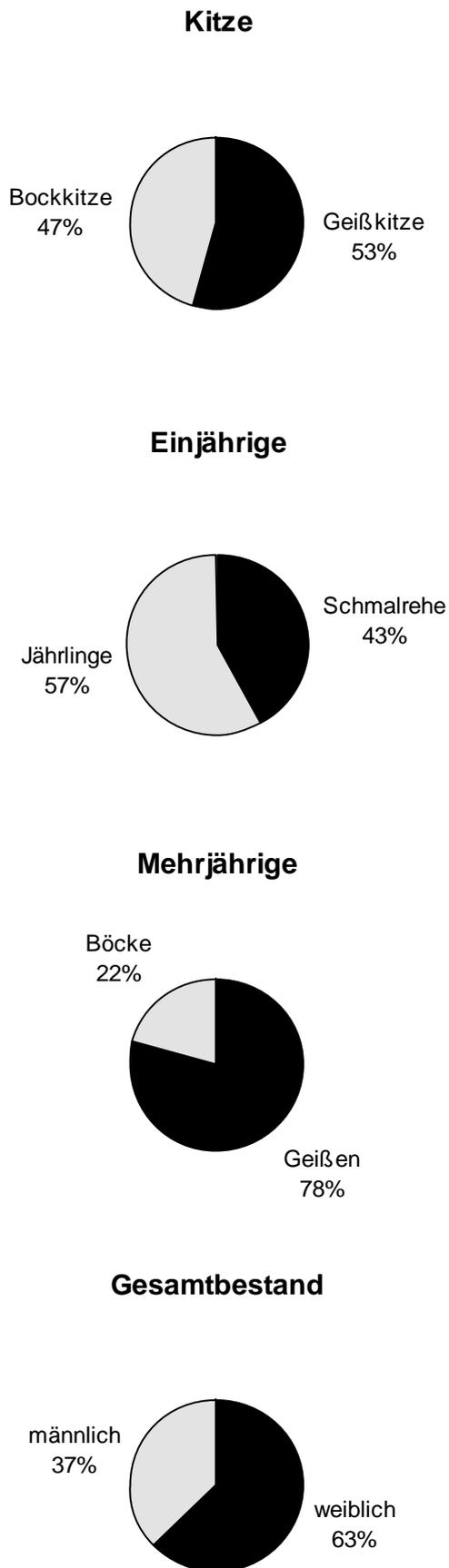


Abbildung 45: Durchschnittliches Geschlechterverhältnis in verschiedenen Altersklassen und im Gesamtbestand am 1. September (nach Daten von 1989 bis 1995).

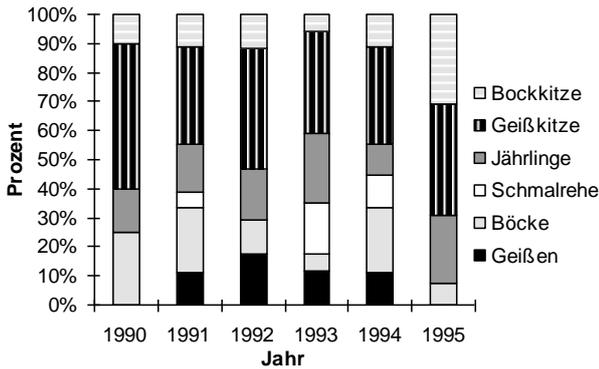
Nach ELLENBERG (1978, 1980) ist die Kondition der Geißen entscheidend für das Geschlechterverhältnis der Kitze. Abhängig von den Ernährungsmöglichkeiten der Geißen vor und zum Zeitpunkt der Befruchtung verschiebt sich das GV der im nächsten Frühjahr geborenen Kitze. Der Rahmen dieser Verschiebung reicht von 1:3 zugunsten der weiblichen Kitze bei günstigen bis 3:1 zugunsten der männlichen Kitze bei schlechten Bedingungen und leistet einen Beitrag zur Selbstregulation des Rehbestandes in Abhängigkeit von der jeweiligen Biotopkapazität. Ein ausgeglichenes GV von 1:1 ist demnach keinesfalls selbstverständlich. Es signalisiert beim Reh ausreichende Lebensbedingungen (ELLENBERG 1980). Geht man von diesen Befunden aus, so kann aus dem von 1989 - 1995 insgesamt leicht zugunsten der weiblichen Kitze verschobenen GV abgeleitet werden, dass das Nahrungsangebot für den Rehbestand im Borgerhau ausreichend bis gut war.

Tabelle 16: Geschlechterverhältnis bei Kitzen am 1. September.

Jahr	Bockkitze	Geißkitze	gesamt	Anteil Geißkitze
1989	23	21	44	48%
1990	17	24	41	59%
1991	16	19	35	54%
1992	18	21	39	54%
1993	13	18	31	58%
1994	8	5	13	38%
1995	9	13	22	59%
Summe	104	121	225	54%
		Mittelwert Anteil Geißkitze:		53%

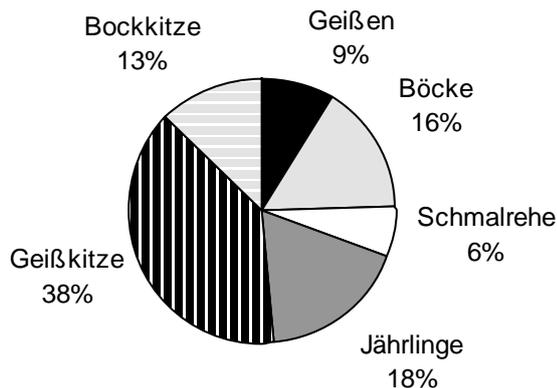
In den beiden Versuchsphasen gibt es keine signifikanten Unterschiede bei den Geschlechterverhältnissen der Kitze. Mit Einstellung der Winterfütterung können sich die Lebensbedingungen demnach nicht gravierend verschlechtern haben.

Die Jagdstrecke besteht zwar aus 53% weiblichen und 47% männlichen Stücken, wie beim primären Geschlechterverhältnis, entspricht im Übrigen aber in keiner Weise der Zusammensetzung des Bestandes. Es wird die selektive Form der Bejagung deutlich: Geißen werden nur in sehr geringer Zahl erlegt; in der Klasse der Kitze werden bevorzugt Geißkitze erlegt; in den Klassen der Einjährigen und Mehrjährigen werden dafür vermehrt die männlichen Stücke bejagt (Abbildung 46 und Abbildung 47).



**Abbildung 46: Zusammensetzung der Jagdstrecke in den Jahren 1989 bis 1995.**

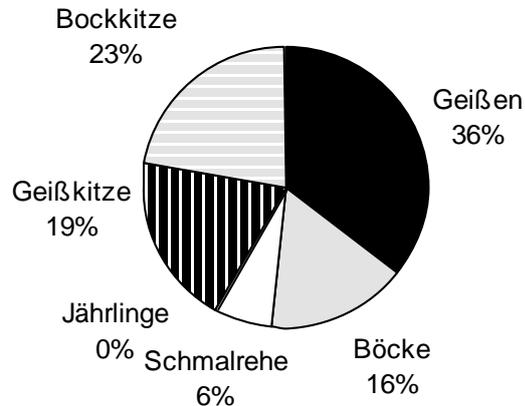
Die Zusammensetzung des Fallwildes entspricht eher dem tatsächlichen Bestandsaufbau (Abbildung 48), was wohl damit zu begründen ist, dass der größte Teil des Fallwildes aus Verkehrsverlusten besteht und hierbei keine Altersklasse bevorzugt betroffen ist. Jedoch verbietet der insgesamt geringe Stichprobenumfang (hier n = 31) weitergehende Analysen.



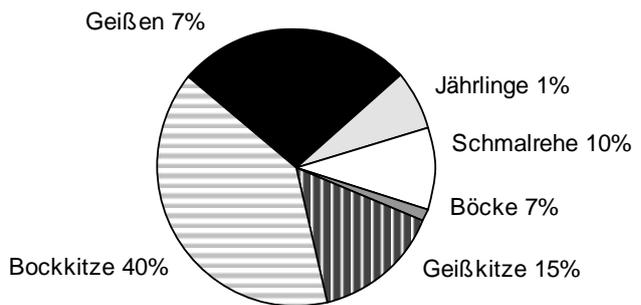
**Abbildung 47: Durchschnittliche Zusammensetzung der Jagdstrecke (nach Daten der Jahre 1989 bis 1995).**

Bei den Fangaktionen von 1990 bis 1995 wurden insgesamt 73 verschiedene Rehe in Kastenfallen oder mit Netzen gefangen: 25 mehrjährige, 8 einjährige, 40 Kitze (Abbildung 49). Der Anteil der gefangenen Kitze (55%) liegt über dem Erwartungswert. Nach den Bestandseinschätzungen zum 1. September beträgt der mittlere Anteil der Kitze im Bestand nur 45%. Zwischen dem 1. September und den Fangaktionen wird darüber hinaus bereits ein großer Teil des Abschusses vor allem in der Kitzklasse getätigt. Der Erwartungswert liegt also noch niedriger als 45%. Es ist daher davon auszugehen, dass der Rehfang keine zufällige Stichprobe ist. Die unerfahrenen Kitze lassen sich offenbar leichter fangen als ältere Rehe. Im Übrigen entspricht die Aufgliederung der gefangenen Rehe in etwa den Erwartungen, wenn in Rechnung gestellt wird, dass die Art

der jagdlichen Nutzung das Geschlechterverhältnis der Kitze zugunsten der Bockkitze verschiebt (vgl. Abbildung 43 mit Abbildung 49).



**Abbildung 48: Zusammensetzung des Fallwildes einschließlich Verkehrsverluste. Durchschnittswerte für die Jahre 1990 bis 1995 (n=31). Kitze in den ersten Lebensmonaten (bis Ende August) sind nicht in die Betrachtung eingeschlossen.**



**Abbildung 49: Anteile der Altersklassen und Geschlechter bei im Herbst und Winter gefangenen Rehen im Zeitraum 30.08.90 bis 07.10.95 (n= 73).**

### 5.3 Zuwachs und Kitzrate

Alle Zuwachskennziffern werden hier auf den Zeitraum zwischen dem 1. April und dem 1. September eines Jahres bezogen. In diesem Zeitraum unterliegen zwar Schmalrehe und Böcke bereits der jagdlichen Nutzung, nicht jedoch die mehrjährigen weiblichen Stücke mit ihrem Nachwuchs.

Aus den Summen aller von 1989 bis 1995 jeweils am 1. September festgestellten Geißen und Kitze resultiert eine Kitzrate von 1,44. Diese Zahl gibt an, dass pro im Herbst vorhandener adulter Geiß im Mittel 1,44 Kitze beobachtet werden. Die Kitzrate schwankt in den einzelnen Jahren zwischen 0,93 und 1,63. Die niedrigsten Kitzraten sind für die Jahre 1994 und 1995 registriert (

Tabelle 17).

Auf den gesamten Untersuchungszeitraum bezogen werden am 1. September 14% der Geißen ohne Kitz festgestellt, 31% haben ein Kitz, 52% zwei Kitze und 3% drei Kitze. Der Anteil nicht führender (bzw. nicht mehr führender) Geißen ist in den Jahren 1994 mit 43% und 1995 mit 26% überdurchschnittlich hoch.

STROHHÄCKER (1988) stellte im selben Revier in den Jahren 1986 und 1987 eine mittlere Kitzrate von 1,79 pro führender Geiß im Sommer fest. Im Gatter Stammham (ELLENBERG 1978) schwankte die Kitzrate -bezogen auf die Anzahl der mindestens 2 Jahre alten Geißen- im Dezember von 1970 bis 1976 zwischen 1,17 und 2,12 (Mittel 1,41). Im Oberfeldzaun bei Münsingen auf der Schwäbischen Alb bewegte sich die Kitzrate zum 1.9. in acht Untersuchungsjahren zwischen 1,0 und 1,9 Kitzen pro Geiß  $\geq 2$  Jahre, wobei die größte Kitzrate im ersten Jahr mit der höchsten Wilddichte ermittelt wurde (KECH 1993). Im dänischen Kalø wurde eine mittlere Kitzrate von 1,5 pro fortpflanzungsfähiger Geiß festgestellt (STRANDGAARD 1972). KÖNIG (1987) stellt Satzstärken für Geißen  $> 2$  Jahre nach den Ergebnissen verschiedener Autoren in Europa zusammen: Die Werte liegen zwischen 0,74 für ein Gebiet in Ungarn und 1,69 in der Schweiz (letzterer Wert allerdings zur Setzzeit ermittelt). Recht geringe Kitzraten ergaben sich im Südtiroler Hahnebaum. Aufgrund hoher Kitzverluste im Sommer lag dort die Kitzrate im September/Okttober bezogen auf alle weiblichen Rehe (also einschließlich der noch nicht führenden Schmalrehe) zwischen 0,31 und 0,77 (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994).

Die im Borgerhau ermittelten Zuwachswerte entsprechen demnach den Ergebnissen anderer Untersuchungen in ähnlichen Lebensräumen.

Zumindest früher wurden häufig Schätzwerte für den Zuwachs zur Planung der jagdlichen Nutzung herangezogen. Diese Zuwachswerte haben als Bezugsgröße den Frühjahrsbestand oder (häufiger) den weiblichen Anteil des Frühjahrsbestandes. Von Interesse ist daher auch eine Kitzrate, die auf den Frühjahrsbestand der Geißen bezogen wird. Kitzraten mit dieser Bezugseinheit liegen naturgemäß etwas unter den oben genannten Werten. Sie geben an, mit welcher Nachkommenzahl pro im Frühjahr (noch) vorhandener Geiß gerechnet werden kann. Für den Zeitraum 1990 bis 1995 liegt diese Kitzrate bei 1,31 (

Tabelle 19). Die Nachkommenzahl beträgt demnach 131% der setzfähigen weiblichen Stücke. Werden die Schmalrehe mit einbezogen, liegt die Kitzrate bei 0,95. Das entspricht einer Nachkommenzahl von 95% des weiblichen Grundbestandes. Bereits hierbei wird ersichtlich, dass die Struktur der Population großen Einfluss auf Zuwachskennziffern dieser Art hat. Noch deutlicher wird dies, wenn auch der männliche Teil der Population einbezogen wird: Im Versuchsrevier ergeben sich 0,56 Kitze pro im Frühjahrsbestand vorhandenem Reh = 56% des Frühjahrsbestandes. Würde das Geschlechterverhältnis jedoch z.B. 1:1 betragen, läge die Rate bei 0,47.

Zu beachten ist, dass die vorgenannten Zuwachswerte nur Auskunft über die Anzahl der bis zum 1. September überlebenden Nachkommen geben, aber damit noch keineswegs die tatsächlich erzielte Bestandszunahme zwischen Frühjahr und Herbst beschreiben. In diesem Zeitraum werden Schmalrehe und Jährlinge bejagt, die natürliche Sterblichkeit fordert unter ihnen und den älteren Stücken weitere Verluste. Insbesondere können aber auch erhebliche Bestandseinbußen durch Abwanderung entstehen. Im Versuchsrevier liegen die Abwanderungsverluste im Zeitraum April bis September sogar über der Jagdstrecke in dieser Zeit (siehe weiter unten).

Mit Tabelle 18 werden daher auch Zuwachswerte vorgestellt, die die tatsächlichen Bestandsänderungen als Prozentsatz des Frühjahrsbestandes angeben. Zwischen erwarteten und tatsächlich realisierten Zuwachswerten ergeben sich sehr große Unterschiede (Tabelle 18). Das Ausmaß der Unterschiede schwankt

von Jahr zu Jahr erheblich in nicht vorhersehbarer Weise. Hierbei wird deutlich, dass ein unterstellter Zuwachs für eine Rehpopulation als Planungsgröße für die jagdliche Nutzung von geringem Wert ist. Andere Verluste als durch Bejagung sowie Abweichungen vom unterstellten Zuwachs können die Bestandsdynamik in weitaus größerem Maß beeinflussen, als bisher vielfach angenommen wurde. Zumindest ist dies im Untersuchungsgebiet der Fall, bei relativ hoher Wilddichte und entsprechend hoher Abwanderungsrate insbesondere bei den Schmalrehen und Jährlingen.

Der Rehwildbestand im Untersuchungsrevier zeichnet sich somit durch eine im Mittel der Jahre normale Produktion von Nachkommen aus. Ein danach zu erwartender Bestandszuwachs wird jedoch nicht realisiert, weil bereits im Zeitraum April bis September bedeutende Verluste, insbesondere durch Abwanderung

eintreten. Der höchste reale Bestandszuwachs wird bei der niedrigsten Frühjahrsdichte (im Jahr 1995) erreicht, weil bei den einjährigen Stücken, im Gegensatz zu den vorausgegangenen Jahren, die Bilanz aus Zu- und Abwanderung ausgeglichen bis positiv ist (Tabelle 18, letzte Zeile, vgl. Abbildung 35, Kapitel 4.2.3.2.3).

**Tabelle 17: Satzgrößen und Kitzrate am 1. September. Bezug für die Angaben ist jeweils die Anzahl der am 1. September festgestellten Geißen (der über 2 Jahre alten weiblichen Stücke).**

		mit Anzahl Kitzen				Summe	Summe	Kitzrate
		0	1	2	3	Geißen	Kitze	
Anzahl Geißen am 1.9.	1989	1	8	18	0	27	44	1,63
	1990	2	9	13	2	26	41	1,58
	1991	4	8	12	1	25	35	1,40
	1992	2	6	15	1	24	39	1,63
	1993	2	7	12	0	21	31	1,48
	1994	6	4	3	1	14	13	0,93
	1995	5	6	8	0	19	22	1,16
Summe		22	48	81	5	156	225	1,44
Anteil der Geißen		14%	31%	52%	3%			

**Tabelle 18: Theoretische und tatsächliche Zuwachswerte in Prozent des Frühjahrsbestandes.**

(1) = Anzahl überlebender Nachkommen in Prozent des Frühjahrsbestandes = erwarteter Bestandszuwachs bis September ohne Bejagung und ohne sonstige Verluste bei den ein- und mehrjährigen Stücken.

(2) = Erwarteter Zuwachs ohne Bejagung aber unter Berücksichtigung der sonstigen Verluste. Für die Berechnung werden daher zum festgestellten Herbstbestand die zwischen April und September erlegten Rehe hinzuge-rechnet. Dies ist jedoch ebenfalls ein theoretischer Zuwachswert, da unbekannt ist, in welchem Ausmaß kompensatorische Mechanismen wirksam werden (z.B. Erhöhung der Abwanderungsrate ohne Bejagung).

(3) = Tatsächlich realisierter Bestandszuwachs zwischen dem 1. April und dem 1. September unter Einbezug aller Verluste.

**Fb = Frühjahrsbestand (1.4.), Hb = Herbstbestand (1.9.).**

		1990	1991	1992	1993	1994	1995	Mittel
(1)	Anzahl Kitze in Prozent von Fb [theoret. Zuwachs ohne Jagd und sonstige Verluste bei den Ein- u. Mehrjährigen]	63%	55%	67%	54%	32%	67%	56%
(2)	Erwarteter Zuwachs ohne Jagd aber inkl. sonstiger Verluste [Differenz: (Hb + Jagdstrecke) - Fb in Prozent von Fb]	42%	27%	45%	25%	12%	61%	35%
(3)	tatsächliche Bestandszunahme [Hb - Fb in Prozent von Fb]	32%	16%	34%	14%	7%	55%	26%

## 5.4 Sterblichkeit, Zu- und Abwanderung

### 5.4.1 Zeitraum 1. April bis 1. September

#### 5.4.1.1 Kitz

Nach Befunden in verschiedenen europäischen Ländern beträgt die durchschnittliche Embryonenzahl in trächtigen weiblichen Rehen 1,85 und der reproduktive Anteil der fortpflanzungsfähigen Weibchen liegt bei 93% (KÖNIG 1987).

Die Embryonalsterblichkeit kann, ausgehend von dem vorgenannten Wert für die Embryonenzahl vernachlässigt werden. Es errechnet sich dann eine durchschnittlich zu erwartende Kitzzahl pro fortpflanzungsfähigem Weibchen von 1,72 vor dem Setzen. Dieser Wert dient für die nachfolgende Einschätzung der Kitzsterblichkeit als Vergleichswert. Es wird also unterstellt, dass die potentiell mögliche Nachkommenzahl pro Geiß jährlich konstant ist und dem oben genannten Mittel nach Befunden aus verschiedenen Regionen entspricht. Das muss in der Realität natürlich nicht der Fall sein. Denkbar sind sowohl eine jährlich schwankende Fruchtbarkeit der Population als auch Abweichungen aufgrund regionaler Besonderheiten. Da bei der vorliegenden Studie jedoch keine Untersuchungen zur Fruchtbarkeit (z.B. Bestimmung der Gelbkörperrate oder der Embryonenzahlen) stattgefunden haben und auch wegen des zu erwartenden geringen Stichprobenumfangs nicht sinnvoll gewesen wären, bleibt hier nur die Möglichkeit, eine konstante Natalität zu unterstellen und hierbei auf Daten aus der Literatur zurückzugreifen.

Unter diesen Voraussetzungen ist für das Untersuchungsgebiet mit einer durchschnittlichen Kitzsterblichkeit in den ersten Lebensmonaten (bis 1.9.) in Höhe von 24% zu rechnen (

Tabelle 19). Korrekter formuliert müsste es heißen: Ausgehend von einer Natalität von 1,72 Kitzen pro mehrjährigem Weibchen beträgt der „Nachkommenschwund“ bis zum 1. September 24%. Er entsteht durch die frühe Kitzsterblichkeit und durch Abweichungen von der unterstellten Natalität.

Im Jahr 1994 erreicht der Nachkommenschwund mit 58% seinen höchsten Wert. Aber auch 1995 liegen diese Verluste mit 37% weit über dem Mittelwert. Die geringste Sterblichkeit wird mit 9% für das Jahr 1992 berechnet (

Tabelle 19). Ein Einfluss des Witterungsverlaufs auf die Sterblichkeit der Kitz ist wahrscheinlich (Kapitel 9.2.2).

Nach der Zeile „Summe“ in

Tabelle 19 hätten von 1990 bis 1995 239 Kitz geboren werden können (potentieller Zuwachs). Insgesamt 181 bis zum 1. September überlebende Kitz konnten festgestellt werden. 58 Kitz starben demnach (bzw. sind möglicherweise auch zum Teil erst gar nicht geboren worden). In derselben Zeit (1990 bis 1995, jeweils bis zum 1. September) wurden insgesamt 8 tote Kitz gefunden (Verkehrstod 1, Mähtod 3, sonstige Todesursachen 4). Das sind 3% des potentiellen Zuwachses oder 14% der Gesamtverluste bei den Kitzen. Nur ein geringer Teil der Kitzverluste wird also bekannt. Das entspricht durchaus den Erwartungen, weil der überwiegende Anteil der Kitzverluste in den ersten Lebenstagen und -wochen entstehen dürfte und hierbei eventuell verbleibende Kadaverteile innerhalb kürzester Zeit vollständig verschwinden.

**Tabelle 19: Kitzrate und Kitzsterblichkeit bis 1. September auf Grundlage der Bestandseinschätzung zu Stichtagen.**

*Die Kitzrate wird hier als Anzahl der Kitz am 1. September pro im Frühjahr noch vorhandener Geiß angegeben. Die Einschätzung der Kitzsterblichkeit beruht auf einem Vergleich zwischen potentieller Nachkommenzahl (1,72 pro setzfähiger Geiß) und realisierter Nachkommenzahl am 1. September.*

Jahr	Geißen am 1.4.	potentielle Kitzzahl	realisierte Kitzzahl 1.9.	Kitzrate: Kitz pro am 1.4. vorhandener Geiß	Sterblichkeit Kitz bis 1.9.
1990	27	47	41	1,52	13%
1991	26	45	35	1,35	22%
1992	25	43	39	1,56	9%
1993	22	38	31	1,41	18%
1994	18	31	13	0,72	58%
1995	20	35	22	1,10	37%
Summe	138	239	181	1,31	24,3%

Es besteht die Möglichkeit, die frühe Kitzsterblichkeit auch an Hand der Einzelschicksale markierter Kitze abzuschätzen. In den Jahren 1989 bis 1995 wurden insgesamt 89 Kitze während der Setzperioden markiert. Es ist davon auszugehen, dass hierbei nur Kitze bis zu einem Lebensalter von höchstens 10 Tagen erfasst wurden, denn ältere Kitze drücken sich bei unmittelbarer Annäherung nicht mehr. Von diesen Kitzen wurden bis zum 1. September oder später insgesamt noch 69 lebend wiederbeobachtet. Die mittlere Überlebensrate der markierten Kitze beträgt demnach 78%, bzw. die Sterblichkeit 22% (Tabelle 20). Dieser Wert liegt in derselben Größenordnung wie die oben auf Basis einer unterstellten konstanten Natalität ermittelte Kitzsterblichkeit (das war 24%). Darunter liegende Werte entsprechen durchaus der Erwartung, weil zumindest ein Teil der Kitze zum Zeitpunkt der Markierung erste kritische Tage bereits überstanden haben dürfte. Dieser Vergleich zeigt zweierlei:

1. Die oben unterstellte Natalität von 1,72 Kitzen pro mehrjähriger Geiß entspricht offenbar den tatsächlichen Verhältnissen, wenn von möglichen jährlichen Schwankungen um dieses Mittel abgesehen wird.
2. Die Markierung von Kitzen im frühesten Lebensalter wirkt sich offensichtlich nicht nachteilig auf die Überlebensrate aus.

Noch höhere Überlebensraten wurden im Borgerhau von 1984 - 1987 nach den Beobachtungen von STROHHÄCKER (1988) an markierten Kitzen festgestellt. Von 28 markierten Kitzen waren im selben Sommer noch 26 am Leben, was einer Kitzmortalität in den ersten Lebensmonaten von nur 7% entspricht. Jedoch sind diese Daten nicht ohne weiteres vergleichbar, da kein Bezug auf den Stichtag 1.9. vorgenommen wird.

Die bei der vorliegenden Untersuchung gefundenen Kitzüberlebensraten bewegen sich in einer ähnlichen Größenordnung, wie sie auch bei den Arbeiten von ELLENBERG (1978) und STRANDGAARD (1972) ermittelt wurden. Im Gatter Stammham wurde über einen Zeitraum von 9 Jahren eine mittlere Überlebensrate von Kitzen bis zum 7. Lebensmonat von 77% gefunden (ELLENBERG 1978). Von vergleichbaren Überlebensraten berichtet auch STRANDGAARD (1972). In Kalø wurden in zwei Jahren im Herbst 77% bzw. 86% der markierten Kitze wiederbeobachtet. Im dritten Untersuchungs-jahr ergaben sich dagegen überdurchschnittlich hohe Kitzverluste (80%), die wahrscheinlich von Füchsen verursacht wurden. WANDELER (1975) gibt für das Berner Mittelland (Schweiz) eine Kitzmortalität innerhalb der ersten zwei Lebensmonate von 20% an. KECH (1993) schätzt die durchschnittliche Mortalität der Kitze bis zum 4. Lebensmonat im gegatteten Fichtenforst bei Münsingen (Baden-Württemberg) auf 36%.

Die im Borgerhau festgestellte Kitzsterblichkeit im Sommer liegt somit auf ähnlichem Niveau wie in anderen Gebieten mit vergleichbaren Nahrungs- und Witterungsverhältnissen. Deutlich höher sind dagegen die Kitzverluste im alpinen Bereich. Im Hahnebaum kamen im Mittel der neun untersuchten Jahre fast zwei Drittel der Kitze kurz nach der Geburt um, wobei Bockkitze einer höheren Mortalität als weibliche Kitze unterlagen. In Jahren hoher Populationsdichte und langanhaltender Schneelage waren die Verluste gesichert höher als bei geringer Dichte und nach schneearmen Wintern (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994). Für das Schweizer Mittelland schätzt KURT (1968) die Kitzmortalität zwischen Setzzeit und November auf ca. 65%, im Engadin auf 70%.

**Tabelle 20: Überlebensrate (bis 1. September) bei markierten Kitzen.**

Jahr	Anzahl markierte Kitze			ab 1.9. wiederbeobachtete Kitze		
	Bockkitze	Geißkitze	gesamt	Bockkitze	Geißkitze	gesamt
1989	6	11	17	5	9	14
1990	6	8	14	5	8	13
1991	7	15	22	5	11	16
1992	11	2	13	8	1	9
1993	2	5	7	1	3	4
1994	5	2	7	4	2	6
1995	5	4	9	4	3	7
Summe	42	47	89	32	37	69
Überlebensrate				76%	79%	78%

### 5.4.1.2 Übrige Altersklassen

#### (Zeitraum 1.4. - 1.9.)

Die einjährigen Rehe werden hier als Schmalrehe und Jährlinge aufgeführt. Mit den Begriffen Geißen und Böcke werden die mehrjährigen Rehe bezeichnet. Die nach verschiedenen Ursachen aufgegliederten Verluste von April bis September sind in Tabelle 21 zusammengefasst. Die Werte repräsentieren die Situation im Untersuchungszeitraum von 1990 bis 1995.

22% der im Frühjahr festgestellten Böcke werden bis zum 1. September erlegt, bei den Jährlingen sind es 19%. Schmalrehe unterliegen nur einer sehr geringen jagdlichen Nutzung (4%). Geißen haben noch keine Jagdzeit.

Fallwild, das hier auch Verkehrsverluste beinhaltet, tritt nur in relativ geringer Zahl auf. 3 bis 4% des Frühjahrsbestandes der Geißen und Böcke sind betroffen, Schmalrehe und Jährlinge überhaupt nicht. Zwar dürften verendete Rehe nicht immer gefunden werden, aber eine geringe natürliche Sterblichkeit entspricht bei den mehrjährigen und insbesondere bei den einjährigen Rehen durchaus den Erwartungen.

Unbekannte Verluste ergeben sich aus dem Vergleich zwischen Frühjahrs- und Herbstbestand unter Berücksichtigung bekannt gewordener Verluste. Sie repräsentieren in erster Linie die Netto-Bilanz aus Zu- und Abwanderung. Die Bilanz ist negativ, das heißt, die Zahl der abwandernden Tiere ist größer als die Zahl der zuwandernden. Bei Geißen (-3%) und Böcken (-6%) ist der Wert gering; bei den einjährigen Stücken dagegen sehr hoch (Schmalrehe: -52%, Jährlinge: -43%, Tabelle 21). Im Trend war zwischen 1990 und 1995 bei abnehmender Wilddichte die Abwanderungsrate im Sommerhalbjahr bei den mehrjährigen Rehen zunehmend, bei den Schmalrehen und Jährlingen jedoch abnehmend (vgl. Kap. 4.2.3.2.3).

Die hohen Gesamtverluste bei den einjährigen Rehen im Zeitraum April bis September eines Jahres sind bemerkenswert, zumal sie nur zu einem geringen Teil durch die jagdliche Nutzung entstehen (Tabelle 21). Die Werte finden aber ihre Bestätigung beim Vergleich mit Beobachtungsdaten markierter Schmalrehe und Jährlinge. Obwohl diese auf Grund ihrer Markierung meist geschont werden, unterliegen sie Gesamtverlusten in der gleichen Größenordnung: Von 30 markierten einjährigen Stücken, die insgesamt am 1. April (Summe aus den Jahren 1989 bis 1994) festgestellt wurden, konnten nach dem 1. September nur noch 12

erneut bestätigt werden. Das heißt, die Verluste betragen 18 Stück (= 60%).

### 5.4.2 Zeitraum 1. September bis 1. April des Folgejahres

Zum 1. April rücken Schmalrehe und Jährlinge zur Altersklasse der Geißen bzw. Böcke auf. Eine Differenzierung zwischen ein- und mehrjährigen Rehen kann daher für den Betrachtungszeitraum September bis April nicht mehr vorgenommen werden. Folglich werden folgende Gruppen unterschieden: a) Geißen und Schmalrehe, b) Böcke und Jährlinge, c) Geißkitze, d) Bockkitze. In Tabelle 22 sind die durchschnittlich festgestellten Verluste im Winterhalbjahr für diese Gruppen aufgelistet.

Die jagdliche Nutzung der ein- und mehrjährigen Rehe liegt im Herbst und Winter unter 10% des am 1. September noch vorhandenen Bestandes. Für Böcke und Jährlinge kann eine geringe jagdliche Nutzung hier als normal bezeichnet werden. Denn deren Jagdzeit endet bereits am 15. Oktober und die Erlegungschancen männlicher Stücke sind nach der Brunft ohnehin gering. Die geringe Erlegungsrate bei den weiblichen Stücken, insbesondere bei den Geißen, ist hier jedoch die Folge einer bewussten Zurückhaltung (die in nicht wenigen Jagdrevieren in ähnlicher Form praktiziert wird, die im Versuchsrevier aber auch durch die gewollte Schonung von besenderten oder sonst markierten Geißen entsteht).

Bei den Kitzen wird eindeutig nach Geschlecht selektiert: 31% der im Herbst vorhandenen Geißkitze werden jagdlich genutzt, während nur knapp 10% der Bockkitze erlegt werden.

Nicht jagdlich bedingte, aber bekannt gewordene Verluste (Fallwild, einschließlich Verkehrsverluste) treten im Winterhalbjahr in relativ geringer Zahl auf. Etwa 1% der Jährlinge und Böcke sind betroffen, bei den übrigen Gruppen liegt der Prozentsatz mit 5 bis 7% etwas höher.

Die unbekannteren Verluste (Tabelle 22), die hier wieder in erster Linie die Nettobilanz von Zu- und Abwanderungen repräsentieren, liegen für Kitze bei 6 bis 7%. Für ein- und mehrjährige männliche Stücke erreicht diese Verlustziffer knapp -12% und ist damit nicht unbedeutend. Bei den Geißen und Schmalrehen reicht der Wert in den positiven Bereich (+0,6%), das heißt, in der Gesamtschau über den Untersuchungszeitraum von 1989/90 bis 1994/95, mögen im Winterhalbjahr etwas mehr weibliche Stücke zugewandert als abgewandert sein. Das Verhalten der Rehe war von Jahr zu Jahr, bzw.

in den verschiedenen Versuchsphasen aber durchaus unterschiedlich (vgl. Kap. 4.2.3.2.2).

**Tabelle 21: Durchschnittliche Verluste bei ein- und mehrjährigen Rehen im Sommerhalbjahr (Zeitraum 1. April bis 1. September). (Nach Daten von 1990 bis 1995, berechnet jeweils aus Summe der Einzeljahre.)**

	Verluste 1.4. bis 1.9.			<b>Verluste gesamt</b>
	Jagd	Fallwild inkl. Verkehrsverluste	unbekannte Verluste	
Geißen	-0,7% *)	-2,9%	-2,9%	<b>-6,5%</b>
Böcke	-22,2%	-3,7%	-5,6%	<b>-31,5%</b>
Schmalrehe	-3,8%	-0,0%	-51,9%	<b>-55,8%</b>
Jährlinge	-18,9%	-0,0%	-43,2%	<b>-62,2%</b>

\*) Abschuss in der Schonzeit wegen Krankheit

**Tabelle 22: Verluste im Winterhalbjahr (zwischen dem 1. September und dem 1. April des Folgejahres) in Prozent des Ausgangsbestandes der jeweiligen Klasse am 1. September. (Nach Daten von 1989/90 bis 1994/95, berechnet jeweils aus Summe der Einzeljahre.)**

	Verluste 1.9. bis 1.4. Folgejahr			<b>Verluste gesamt</b>
	Jagd	Fallwild inkl. Verkehrsverluste	unbekannte Verluste	
Geißen + Schmalrehe	-9,8%	-4,9%	+0,6%	<b>-14,1%</b>
Böcke + Jährlinge	-7,2%	-1,4%	-11,6%	<b>-20,3%</b>
Geißkitze	-30,6%	-7,4%	-7,4%	<b>-45,4%</b>
Bockkitze	-9,5%	-6,3%	-6,3%	<b>-22,1%</b>

### 5.4.3 Zeitraum Gesamtjahr / Jahresbilanz

#### April bis 1. April Folgejahr)

Werden die Verluste im Verlaufe eines ganzen Jagdjahres betrachtet, so ergeben sich für den Untersuchungszeitraum 1990/91 bis 1995/96 folgende Durchschnittswerte (Werte aus einzelnen Jahren sind Tabelle 23 zu entnehmen):

Jagdliche Nutzung:

Geißen und Schmalrehe:	6,5 % der am 1.4. vorhandenen
Böcke und Jährlinge:	25,2 % der am 1.4. vorhandenen
<u>Kitze (ab 1.9.):</u>	<u>28,2 % der am 1.9. vorhandenen</u>
gesamt (als Anteil des Frühjahrsbestandes):	..... 30 %

Fallwild inkl. Verkehrsverluste:

Geißen und Schmalrehe:	6,2 % der am 1.4. vorhandenen
Böcke und Jährlinge:	4,6 % der am 1.4. vorhandenen
<u>Kitze (ab 1.9.):</u>	<u>6,1 % der am 1.9. vorhandenen</u>
gesamt (als Anteil des Frühjahrsbestandes):	..... 9 %

Unbekannte Verluste (Netto: Zu-/Abwanderung, nicht erfasste Sterblichkeit):

Geißen und Schmalrehe:	18,3 % der am 1.4. vorhandenen
Böcke und Jährlinge:	35,2 % der am 1.4. vorhandenen
<u>Kitze (ab 1.9.):</u>	<u>7,7 % der am 1.9. vorhandenen</u>
gesamt (als Anteil des Frühjahrsbestandes):	..... <u>29 %</u>

Summe aller Verluste (als Anteil des Frühjahrsbestandes): ..... 68 %

**Tabelle 23: Zuwachs- und Sterblichkeitswerte im Gesamtjahr (1. April bis 1. April Folgejahr) in den Jahren 1990/91 bis 1995/96. Alle Angaben in Prozent. Fb = Frühjahrsbestand. [Vgl. hierzu auch Abbildung 36, Kapitel 4.2.3.3]**

Jahr	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	Mittel
<b>Zuwachs in % von Fb</b>	+63,1	+54,7	+67,2	+54,4	+31,7	+66,7	+56,3
jagdl. Nutzung Geißen, Schmalrehe	0,0	-7,9	-8,1	-15,2	-8,0	0,0	-6,5
jagdl. Nutzung Böcke, Jährlinge	-27,6	-26,9	-23,8	-20,8	-18,8	-33,3	-25,2
jagdliche Nutzung Kitze	-29,3	-22,9	-23,1	-22,6	-30,8	-40,9	-28,2
<b>jagdl. Nutzung gesamt in % von Fb</b>	<b>-30,8</b>	<b>-28,1</b>	<b>-29,3</b>	<b>-29,8</b>	<b>-22,0</b>	<b>-39,4</b>	<b>-29,9</b>
Fallwild, Geißen, Schmalrehe	-13,9	-10,5	-2,7	-6,1	-4,0	0,0	-6,2
Fallwild Böcke, Jährlinge	0,0	0,0	-4,8	-8,3	-6,3	-8,3	-4,6
Fallwild Kitze	-12,2	-5,7	-7,7	-6,5	0,0	-4,5	-6,1
<b>Fallwild gesamt in % von Fb</b>	<b>-15,4</b>	<b>-9,4</b>	<b>-8,6</b>	<b>-10,5</b>	<b>-4,9</b>	<b>-6,1</b>	<b>-9,1</b>
unbekannte Verluste Geißen, Schmalrehe	-13,9	-15,8	-29,7	-24,2	-8,0	keine Daten	-18,3
unbekannte Verluste Böcke, Jährling	-41,4	-42,3	-23,8	-37,5	-31,3	keine Daten	-35,2
unbekannte Verluste Kitze	-12,2	0,0	-5,1	-22,6	-23,1	keine Daten	-7,7
<b>unbekannte Verluste gesamt in % von Fb</b>	<b>-18,5</b>	<b>-26,6</b>	<b>-31,0</b>	<b>-42,1</b>	<b>-24,4</b>	<b>keine Daten</b>	<b>-28,5</b>
Änderung Fb (von einem Jahr zum nächsten)	-1,5	-9,4	-1,7	-28,1	-19,5		-12,0

Der Summe aller Verluste im Gesamtjahr in Höhe von 68% steht ein mittlerer Bestandszuwachs (Anzahl bis zum 1.9. überlebender Kitze) in Höhe von nur 56% des Frühjahrsbestandes gegenüber. Daraus resultiert eine mittlere jährliche Abnahme des Frühjahrsbestandes in Höhe von 12%, die von Jahr zu Jahr deutlichen Schwankungen unterliegt (-1,5% bis -28,1%). Die jährlichen Bestandsverluste sind in der Versuchsphase 1 geringer als in Versuchsphase 2 (vgl. Tabelle 23, Änderung Fb; siehe auch Abbildung 26 in Kap. 4.2.3.3), wobei jedoch zunächst nicht eindeutig erscheint, welche Rolle die Fütterung dabei spielt. Entgegen den Erwartungen hatte das erstmalige Ausbleiben des Futterangebotes im Winter 1992/93 keine überdurchschnittliche Verringerung des Frühjahrsbestandes zur Folge, sondern dieser sank 1992/93 sogar unterdurchschnittlich (-1,7%). Erst bei genauerer, zeitlicher Differenzierung der Zählergebnisse (vgl. Kapitel 4.1.3, Abbildung 25) zeigt sich, dass der Rehbestand im Untersuchungsgebiet von September bis Dezember 1992 zwar erst deutlich stärker als in den anderen Jahren abnahm, dass danach aber einige Rehe bis zum Frühjahr (1.4.1993) wieder in das Gebiet zurückkehrten. Vorausgesetzt, dass keine Zählfehler vorliegen, könnte diese Entwicklung dadurch erklärt werden, dass ein Teil der Rehe nach Einstellung der Fütterung den Borgerhau während des Winters 1992/93 zeitweilig verließ und sich möglicherweise an Fütterungen in der Nachbarschaft aufhielt, um danach wieder zurückzukommen. Wenn man einen Zusammenhang zwischen der Beendigung der Fütterungsmaßnahmen und dem stärkeren Rückgang des Frühjahrsbestandes in der 2. Versuchsphase annimmt, so erfolgte eine dauerhafte Reaktion der Rehe mit einer Zeitverzögerung von einem Jahr. Erst 1993/94 ging der Frühjahrsbestand deutlich zurück (-28,1%) und die unbekanntenen Verluste, die wahrscheinlich hauptsächlich auf Abwanderung beruhen, erreichten ihren Höhepunkt (-42,1%).

#### 5.4.4 Dichteregulation durch Zu- und Abwanderung

Von allen Populationsparametern ist die Zu- und Abwanderung am schwersten zu erfassen. Selbst durch den Einsatz von Telemetrie ist eine vollständige Erfassung der Dynamik des Austauschs zwischen Rehbeständen kaum möglich. Zweifellos ist das auch ein Grund dafür, dass viele langjährige Rehwilduntersuchungen (z.B. ELLENBERG 1978, WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994, KECH 1993) im Gatter, also unter Ausschluss des Faktors Ab-

und Einwanderung und damit unter kontrollierbaren Versuchsbedingungen durchgeführt wurden. Dementsprechend rar sind Vergleichsdaten aus der Literatur. Wir gehen davon aus, dass die von uns unter dem Begriff „Unbekannte Verluste“ aufgeführten Bestandseinbußen im Wesentlichen auf Abwanderung beruhen, denn es gibt keine andere logische Erklärung für den Bestandsschwund in dieser Größenordnung, der bei den einjährigen und adulten Rehen mehr als die Hälfte der jährlichen Gesamtverluste ausmacht (Tabelle 24).

**Tabelle 24: Anteile verschiedener Verlustursachen an den Gesamtverlusten eines Jahres (Durchschnittswerte für die Daten von 1990/91 bis 1995/96).**

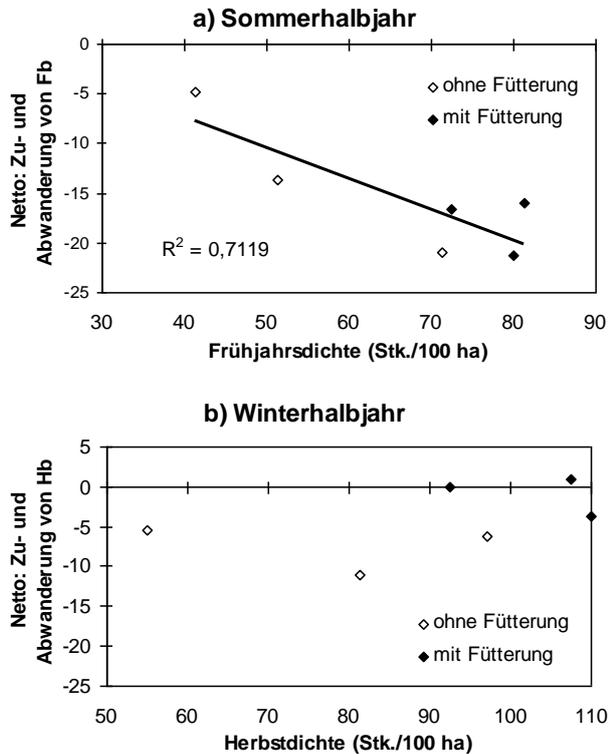
Verlustkategorie	Geißen und Schmalrehe	Böcke und Jährlinge	Kitze
frühe Kitzsterblichkeit (bis 1.9.)	-/-	-/-	-43%
Jagd	-21%	-39%	-38%
Fallwild/Verkehr	-20%	-7%	-9%
Unbekannte Verluste (Netto: Zu-/Abwanderung)	-59%	-54%	-10%
Summe	100%	100%	100%

Demnach ist die Abwanderung der mit Abstand bedeutendste Regulierungsfaktor des Rehbestandes im Borgerhau.

Eine *dichteabhängige* Abwanderungsrate ist für das Sommerhalbjahr nachzuweisen. Je höher die Dichte Ausgang des Winters ist, desto mehr Rehe verlassen anschließend das Gebiet, was sich in unseren Daten in einer Zunahme der unbekanntenen Verluste, bzw. in einem zunehmend negativen Nettowert für die Vorgänge Zu- und Abwanderung niederschlägt (Abbildung 50a). Diese im Sommerhalbjahr stattfindende Dichteregulation erfolgt ganz überwiegend durch die Abwanderung von einjährigen Stücken. Bei hoher Ausgangsdichte verschwindet mehr als die Hälfte des Bestandes einjähriger Rehe, wobei Jährlinge und Schmalrehe gleichermaßen betroffen sind. Bei geringer Ausgangsdichte gleichen sich Zu- und Abwanderung aus (Abbildung 51).

Dagegen wird im Winterhalbjahr die Abwanderungsrate durch Fütterung offenbar so stark beeinflusst, dass deren Dichteabhängigkeit nicht deutlich wird (möglicherweise ist in diesem Jahresabschnitt eine Dichteabhängigkeit von Zu- und Abwanderung aber auch grundsätzlich wenig ausgeprägt). Jedenfalls sind in den Winterhalbjahren mit Fütterung die unbekanntenen Verluste (Nettowerte für Zu-/Abwanderung) trotz hoher Rehwildichte sehr

niedrig. In den Jahren ohne Winterfütterung (bei geringerer Dichte) liegen die Abwanderungsverluste durchweg höher (Abbildung 50b). Offensichtlich werden die Rehe durch Fütterung mehr an den Lebensraum gebunden, zum Teil sogar von außen angelockt (siehe positive Bilanz aus Zu- und Abwanderung in einem Fall in Abbildung 50b).

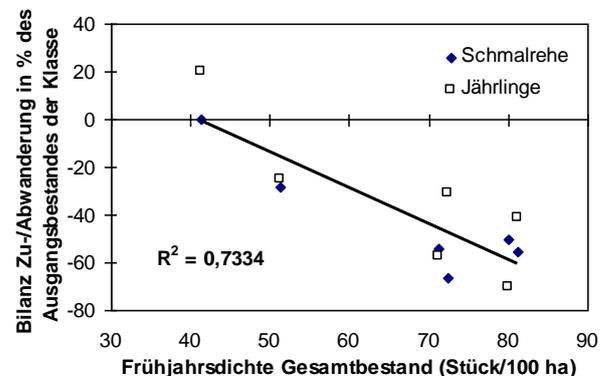


**Abbildung 50: Bestandsänderungen durch Zu- und Abwanderung in Abhängigkeit von der Ausgangsdichte in verschiedenen Jahresabschnitten (a: Im Sommerhalbjahr, b: im Winterhalbjahr). Ein negativer Nettowert für die Vorgänge Zu- und Abwanderung bedeutet, dass die Abwanderung überwiegt.**

Für einen Vergleich liegen sehr interessante Ergebnisse zu den natürlichen Regulationsmechanismen einer freilebenden Rehpopulation aus Kalø vor (STRANDGAARD 1972). Dort war die Emigration der wichtigste Verlustfaktor für den unbejagten Bestand. In dem fast vollständig markierten Rehbestand machte die Abwanderung in drei untersuchten Jahren ca. 65% der Gesamtverluste aus. Andere Verlustursachen wie Tod durch Krankheiten (14%) oder Unfälle (16%) waren dagegen weniger bedeutend. Wie im Borgerhau (vgl. Abbildung 35) wurden deutliche Unterschiede der abwanderungsbedingten Verluste zwischen den Altersklassen gefunden. Bei jungen, noch nicht etablierten Böcken (1- und 2-jährig) resultierten ca. 90% aller Abgänge in zwei Jahren aus Emigration, während bei den älteren Böcken (3 Jahre und älter) Verkehrsunfälle den Hauptverlustfaktor darstell-

ten. Nur einer von 7 festgestellten Abgängen in dieser Altersklasse war durch Abwanderung bedingt. Ähnliche altersabhängige Unterschiede ergaben sich bei den weiblichen Rehen. Bei den Schmalrehen machten Abgänge durch Emigration ca. 70% der Gesamtverluste aus. In der Altersklasse der 2-jährigen wurde nur ein Abgang überhaupt festgestellt. Dieser ging auf Emigration zurück. Dagegen bildete in der Altersklasse der Geißen  $\geq 3$  Jahre der Tod durch Krankheit oder Unfälle im Gebiet die wichtigste Verlustursache und nur 4 von 18 Abgängen beruhten auf Abwanderung. Nach diesen Ergebnissen stellt die Emigration in den ersten beiden Altersklassen den entscheidenden Regulierungsfaktor der Populationsgröße dar, und eine Etablierung junger Rehe im Gebiet ist nur in dem Maß möglich, wie es die Verluste der etablierten, älteren Rehe zulassen (STRANDGAARD 1972).

Im Unterschied zum Borgerhau handelt es sich in Kalø zwar um einen unbejagten Bestand, aber dennoch sind die Ergebnisse der beiden Studien vergleichbar. Auch im Borgerhau wird der Rehbestand nicht durch die Jagd, sondern durch die Abwanderung reguliert, denn der jagdliche Eingriff schöpft im Durchschnitt nur gut die Hälfte des jährlichen Zuwachses ab. Der Verzicht auf eine optimale jagdliche Nutzung kann die dauernde Abnahme des Bestandes aber nicht verhindern. Von der Abwanderung ist insbesondere die Jugendklasse betroffen. Allein im Sommerhalbjahr verschwinden bis zu 71% des Jährlings- und 67% des Schmalrehbestands aus dem Untersuchungsgebiet (Abbildung 51), dagegen nur maximal 29% der adulten Böcke und 17% der Geißen (Schwankungsbreite siehe Abbildung 35). Obwohl die Tendenz zur Abwanderung überwiegt, kommt es vereinzelt auch zu Zuwanderungen.



**Abbildung 51: Änderungen im Bestand der Schmalrehe und Jährlinge durch Zu- und Abwanderung im Sommerhalbjahr in Abhängigkeit von der Dichte des Gesamtbestandes.**

Bei einem mittleren Frühjahrsbestand von 66 Stk./100ha Wald und einer mittleren jagdlichen Nutzung von 30% des Frühjahrsbestandes ergibt sich für das Untersuchungsgebiet ein Abschuss in Höhe von 20 Rehen pro 100 ha Wald. Dieser flächenbezogene Abschuss liegt zwar weit über dem Mittel für das Bundesland Baden-Württemberg (= 11 Stk./100ha Wald für die Jahre 1990/91 bis 1995/96), ist aber andererseits innerhalb Baden-Württembergs keine Besonderheit. In vergleichbar guten Lebensräumen auf der Schwäbischen Alb sowie auch in anderen Landesteilen werden Rehwildstrecken in der gleichen Größenordnung erzielt, lokal auch noch wesentlich höhere. Unbekannt ist allerdings, welche Anteile der Bestände hierbei jeweils jagdlich genutzt werden. Ohne Kenntnisse über die Nutzungsrate und die Größenordnungen von Zu- und Abwanderung sind Rückschlüsse von der Jagdstrecke auf die Rehwilddichte (insbesondere auf kleinlokale Dichten) nach den Ergebnissen der vorliegenden Studie nicht möglich.

Wir gehen davon aus, dass die Möglichkeiten der jagdlichen Nutzung des Rehwildbestandes im Untersuchungsgebiet bei weitem nicht ausgeschöpft wurden. Es ist wahrscheinlich, dass im Falle einer höheren Nutzungsrate die übrigen Verluste geringer ausgefallen wären. In einer optimal jagdlich genutzten Population sollte die Bilanz aus Zu- und Abwanderung ausgeglichen sein.

#### **5.4.5 Einzelbeobachtungen zur Abwanderung**

##### **5.4.5.1 Senderreihe**

Von den 28 mit Sendern markierten Rehe wanderten folgende Tiere ab:

##### **Reh # 1:**

Von Sommer 1990 bis Herbst 1993 war diese Geiß im Borgerhau. Erst im Winter 1993/94 stellte sich #1 in den Geiren um (ca.1 km S), wo sie im Mai 1994 verendete.

##### **Reh# 7:**

Diese zweijährige Geiß wanderte 1991 in den südlichen Teil des Geiren ab (ca.1,5 km S), und hielt sich dort über einen längeren Zeitraum auf, bis sie dann im Januar 1992 auf der Straße von Wippingen nach Sonderbuch südlich vom Borgerhau überfahren wurde.

##### **Reh# 8:**

Dieses Schmalreh konnte etwa drei Wochen nach der Besenderung (Oktober 1990) in einer Entfernung von 7 km Luftlinie in der Abteilung

„Rotriss“ des Forstamtes Blaustein/Bermaringen geortet werden. Das Reh konnte auch durch Sichtbeobachtungen bestätigt werden. Durch Ausfall des Senders wurde eine weitere Verfolgung der Abwanderung verhindert.

##### **Reh# 23:**

Das Stück wurde bereits als Geißkitz am 17.05.1991 markiert, dann am 22.01.1993 im Borgerhau gefangen und am 25.09.93 beim erneuten Fang mit einem Sender versehen. Nach dem 06.10.1993 konnte das Reh nur noch in der Lauterhalde etwa zwei Kilometer NW vom Borgerhau entfernt geortet und beobachtet werden. Dort blieb die Geiß bis zum Projektende.

##### **Reh# 18:**

Das Reh wurde am 30.08.1990 als zweijährige Geiß markiert. Ab Winter 1993 wurde es nur noch im Geiren geortet.

##### **Reh# 15**

Dieses Reh zeigte ein besonders interessantes Wanderverhalten: Beim Fang am 05.02.92 war die Geiß zwei Jahre alt. Nach der Besenderung wurde sie zuletzt am 29.04.92 im Borgerhau geortet. Danach war sie verschwunden und konnte nach langer Suche am 14.05.92 in einer Luftlinienentfernung von ca. 10 km bei Merklingen entdeckt werden. Sie setzte dort ihre Kitz und kehrte mit ihnen im Winter 1992 (Erstbeobachtung 16.12.92) wieder in den Borgerhau zurück. Anfang Mai 1993 wiederholte sich die Wanderschaft auf ähnliche Weise. Die hochbeschlagene Geiß legte die gesamte Strecke innerhalb einer Nacht zurück, brachte in dem gleichen Revier wie im Vorjahr ihr Kitz zur Welt und verbrachte dort den Sommer. Anfang Dezember 1993 kam sie wieder in den Borgerhau zurück, blieb dort bis zum Mai 1994 und wanderte am Muttertag 1994 erneut in ihren Sommerstand bei Merklingen, wo sie ihr Kitz setzte. Am 15.01.95 kehrte sie wieder ins Untersuchungsgebiet zurück. Auch 1995 blieb sie ihrem ungewöhnlichen Wanderverhalten treu. Sie wurde 1995 zuletzt am 19.05. hochbeschlagen im Borgerhau beobachtet, wanderte danach wieder zum Merklinger Revier und kehrte am 10.12.95 zurück. Die Strecke vom Borgerhau zum Estand bei Merklingen wurde in den einzelnen Jahren in ein bis sieben Tagen zurückgelegt.

Normalerweise erfolgen weitere Wanderungen von Rehen als Abwanderungen, also ohne Rückkehr und sie werden in der Regel nur bei jungen Rehen auf der Suche nach einem Estand beobachtet. Dagegen sind regelmäßige,

weite Wanderungen zwischen Winterstand und Kitzaufzuchtgebiet, wie sie bei Reh Nr. 15 beobachtet wurden, Einzelfälle, aber sie wurden auch schon bei anderen Untersuchungen festgestellt (STRANDGAARD 1972, KRAUS 1975). Nach Angaben von ELLENBERG (1978) machen sie- gemessen an der Gesamtpopulation - größenordnungsmäßig etwa ein Prozent aus.

#### **5.4.5.2 Sichtbeobachtungen markierter Rehe außerhalb des Borgerhaus**

Sichtbeobachtungen bzw. Rückmeldungen von Rehen, die im Borgerhaus markiert wurden, aber aus dem Untersuchungsgebiet abwanderten, sind, gemessen an der Gesamtzahl der markierten und abgewanderten Tiere, selten. Die im Folgenden aufgelisteten Beobachtungen bzw. Rückmeldungen lassen daher keine umfassende Beurteilung der Abwanderung, der Abwanderungsentfernung bzw. der Schicksale zu. Sie sind nur als zusätzliche Einzelinformationen zu bewerten:

- Ein Jährling, der am 25.10.90 als Kitz markiert wurde, konnte im Juli 1991 ca. 8 km NNW vom Borgerhaus bei Machtolsheim mehrfach beobachtet werden. Dort wurde er auch 1994 erlegt (Primaflex Nr.6).
- Eine am 25.10.90 als Kitz markierte Geiß wurde im März 1994 ca. 4 km NW in der Abteilung „Schlag“ beobachtet (Primaflex Nr.5).
- Ein Bock, der am 24.01.91 als Kitz markiert wurde, konnte im Januar 1993 ca. 4 km W vom Borgerhaus mehrfach beobachtet werden (Sonderbucher Jagd). Er wurde 1994 in Blaubeuren-Ost erlegt (Primaflex Nr.16).
- Ein Bockkitz, das am 06.05.90 markiert wurde, konnte am 02.09.90 im Fleinselau ca. 2.5 km W vom Borgerhaus beobachtet und im August 1991 bei Sonderbuch erlegt werden.
- Ein am 16.01.91 als Kitz markierter Bock wurde im Mai 1994 ca. 4 km W vom Untersuchungsrevier mehrfach beobachtet (Fleinselau und Sonderbucher Jagd) (Primaflex Nr.13).
- Ein Schmalreh, das am 31.01.91 als Kitz markiert wurde, konnte im Mai 1991 ca. 2 km NW in der Abteilung „Sitzerloch-Lauterhalde“ beobachtet werden (Primaflex Nr.18).
- Eine Geiß, am 24.01.91 als Schmalreh markiert, wurde im November 1991 ca. 3,5 km O bei Oberherrlingen gesehen (Primaflex Nr.17).
- Ein Bock, der am 31.05.92 als Kitz markiert wurde, wurde im September 1994 ca. 3,5 km W vom Borgerhaus im Fleinselau erlegt.
- Ein Bock, der am 23.05.92 als Kitz markiert wurde, konnte ab Dezember 1992 ca. 4 km W vom Untersuchungsrevier mehrfach beobachtet werden (Fleinselau und Sonderbucher Jagd). Er wurde 1994 bei Sonderbuch geschossen (Primaflex Nr. 36).
- Ein Schmalreh, am 22.05.1989 als Kitz markiert, wurde am 20.11.1990 auf der Straße von Asch nach Bühlenhausen ca. 4 km NW vom Borgerhaus überfahren.
- Ein am 30.08.1990 markiertes Bockkitz wurde am 27.01.1991 auf der Sonderbucherstraße im Bereich Hospitalwald\Blaubeuren überfahren.
- Ein zweijähriger Bock, markiert am 30.08.1990, wurde am 28.06.1992 auf der Sonderbucherstraße überfahren.
- Ein zweijähriger Bock, markiert am 25.05.1991, wurde am 29.09.1993 auf der Sonderbucherstraße 1,5 km SW vom Borgerhaus überfahren.
- Ein Schmalreh, das am 17.05.1990 als Kitz markiert wurde, kam am 02.10.1991 im südlichen Geiren beim Nägelesfels ca. 2 km S vom Untersuchungsrevier zur Strecke.

## 5.5 Lebendgewichte gefangener Rehe

Im Zeitraum 1990 bis 1995 wurden insgesamt 132 Rehe mit Netzen oder Kastenfallen gefangen. Darunter waren 73 verschiedene Individuen und 59 Wiederfänge, was mit Hilfe der Markierung festzustellen war. Einzelne Rehe wurden im Laufe der Jahre bis zu viermal wieder gefangen. Die durchschnittlichen Lebendgewichte der Rehe sind in

Tabelle 25 nach Altersklassen, Geschlechtern und nach den Jahreszeiten Herbst und Winter aufgeschlüsselt. Wiederfänge wurden hierbei wie folgt berücksichtigt: Bei Wiederfang innerhalb derselben Jahreszeit und derselben Altersklasse, wurde das Durchschnittsgewicht des betreffenden Rehes eingesetzt; wenn das Stück jedoch inzwischen in eine andere Altersklasse aufgerückt war oder der Wiederfang in eine andere Jahreszeit fiel, wurden die Einzelgewichte verwertet.

Deutlich zeigen sich die altersbedingte Gewichtsentwicklung und der Sexualdimorphismus, der bereits im Kitzalter zu Tage tritt.

Aus den Werten der

Tabelle 25 berechnet sich noch das Gewicht eines „Durchschnittsrehes“ im Winterhalbjahr (durchschnittliches Gewicht über alle Altersklassen). Es liegt bei 20,5 kg. Diese Zahl wird später noch benötigt für die Berechnung des Energiebedarfs des Rehwildbestandes im Untersuchungsgebiet. (Derselbe Wert wird übrigens erhalten, wenn die Berechnung genauer, über die Gewichte einzelner Altersklassen und Geschlechter unter Berücksichtigung der Anteile der Klassen im Bestand, berechnet wird.)

**Tabelle 25: Lebendgewichte gefangener Rehe (in kg). Die Fangmonate August bis Oktober werden dem Herbst, die Fangmonate November bis Februar dem Winter zugerechnet.**

	Kitz				Einjährig				Adult			
	männlich		weiblich		männlich		weiblich		männlich		weiblich	
	Herbst	Winter	Herbst	Winter	Herbst	Winter	Herbst	Winter	Herbst	Winter	Herbst	Winter
Mittel	15,3	18,2	13,8	17,1	23,0	22,8	21,5	22,6	28,5	28,2	23,9	24,1
n	20	11	10	3	2	1	6	5	2	5	21	17
Mittel	16,3		14,6		22,9		22,0		28,3		24,0	
n	31		13		3		11		7		38	
s	2,2		2,3		1,0		1,5		2,9		2,3	
Mittelwert über alle Altersklassen: 20,5												
n = 103												

## 6 Raumnutzung

### 6.1 Streifgebiete sendermarkierter Rehe

Zur Ermittlung der Streifgebietsgrößen konnten die Peilungen von 18 weiblichen Rehen und 7 Böcken aus dem Zeitraum vom 1.11.1990 bis 30.4.1996 ausgewertet werden. Insgesamt wurden 115 Streifgebietsgrößen berechnet, 62 aus den Winterhalbjahren (1.11. - 30.4.) und 53 aus den Sommerhalbjahren (1.5. - 31.10.).

Die Größe der Streifgebiete schwankt beträchtlich und liegt im Durchschnitt bei 16,4 ha (Tabelle 26). Signifikante Unterschiede zwischen Sommer- und Winterhalbjahr sind nicht festzustellen. Die Winterstreifgebiete der Rehe sind im Durchschnitt nur gut 1 ha größer als die Sommerstreifgebiete. Bei den meisten Rehen überschneiden sich Winter- und Sommerstreifgebiete zum größten Teil und sie verlassen in der Regel auch im Winter nicht ihre Sommerstreifgebiete. Eine Ausnahme von dieser Regel bildeten zwei Individuen, die sich während des Sommers überdurchschnittlich häufig im Feld aufhielten, im Winter dagegen im Wald standen (vgl. Abbildung 88 bis Abbildung 92 im Anhang).

**Tabelle 26: Mittlere Streifgebietsgröße (in ha) aller Rehe von 1990-1996.**

	Winter	Sommer	alle
n	62	53	115
Mittelwert	16,9	15,7	16,4
s	4,3	6,0	5,2
Min	9,8	6,5	6,5
Max	28,6	30,7	30,7

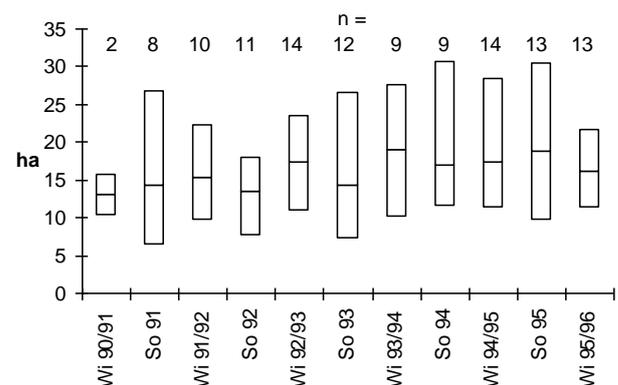
Bei den gewählten Betrachtungszeiträumen ergeben sich auch keine geschlechtsspezifischen Unterschiede. Die mittleren Streifgebietsgrößen der Böcke und der weiblichen Rehe sind während der Versuchsdauer mit 16,3 ha bzw. 16,4 ha fast identisch (Tabelle 27).

Zur besseren Berücksichtigung des Sozialverhaltens der Rehe (Territorialität der Böcke) wäre eine weitere Auswertung der Peildaten nach anderen Bezugszeiträumen erforderlich, z. B. für das Sommerhalbjahr vom Beginn der Reviermarkierung bis zum Ende der Brunft (1.3. - 31.8.). Diese zeitaufwendige Auswertung sowie der Vergleich der Streifgebiete mit den aufgenommenen Habitatstrukturen (Habitatnutzung) und der Überschneidungsgrad der Sommer- und Winterstreifgebiete werden jedoch zu einem späteren Zeitpunkt vorgenommen werden.

**Tabelle 27: Mittlere Streifgebietsgröße (ha) der Geschlechter.**

	Winter		Sommer		alle	
	männl.	weibl.	männl.	weibl.	männl.	weibl.
n	18	44	15	38	33	82
Ø	17,0	16,9	15,4	15,8	16,3	16,4
S	4,3	4,4	5,5	6,3	4,9	5,3
Min	10,5	9,8	8,1	6,5	8,1	6,5
Max	24,9	28,6	26,8	30,7	26,8	30,7

Abbildung 52 zeigt die Entwicklung der Streifgebietsgrößen während der Versuchsdauer. Trotz großer Schwankungen in den einzelnen Halbjahren ergibt sich ein zunehmender Trend während der gesamten Untersuchungsdauer. Nimmt man die beiden Versuchsphasen als Betrachtungszeitraum, so steigt die mittlere Streifgebietsgröße signifikant von 14,3 ha in der ersten Versuchsphase mit Fütterung auf durchschnittlich 17,1 ha in der zweiten Versuchsphase ohne Fütterung (Tabelle 28; Mann-Whitney-U-Test,  $z \geq 2,64$ ,  $p = 0,0041$ ). Es kommt nach Einstellung der Fütterung jedoch nicht zu einem abrupten Anstieg des Raumbedarfs in Versuchsphase II, sondern die mittlere Streifgebietsgröße steigt langsam an und erreicht erst im darauffolgenden Winter (1993/94) und im Sommer 1995 mit durchschnittlich 19 ha ihre größte Ausdehnung.



**Abbildung 52: Entwicklung der Streifgebietsgröße während der Versuchsdauer (Minimal-, Mittel- und Maximalwerte).**

Da anzunehmen ist, dass sich die Einstellung der Fütterung in erster Linie auf das Raumverhalten im Winter auswirkt, wurde das Datenmaterial getrennt nach Sommer- und Winterhalbjahren in den beiden Versuchsphasen ausge-

wertet (Tabelle 29 und Tabelle 30). Beim Vergleich der Streifgebietsflächen ergeben sich in Phase II zwar sowohl im Winter als auch im Sommer ähnliche Zunahmen, aber nur die Vergrößerung der Winterstreifgebiete ist statistisch signifikant (Mann-Whitney-U-Test,  $z \geq 1,75$ ,  $p = 0,0401$ ).

**Tabelle 28: Mittlere Streifgebietsgröße (alle Rehe) in den Versuchsphasen.**

	Versuchsphase 1 1.11.90 - 30.10.92	Versuchsphase 2 1.11.92 - 30.4.96
Mittel	14,3	17,1
s	4,7	5,2
Min	6,4	7,3
Max	26,8	30,7
n	31	84

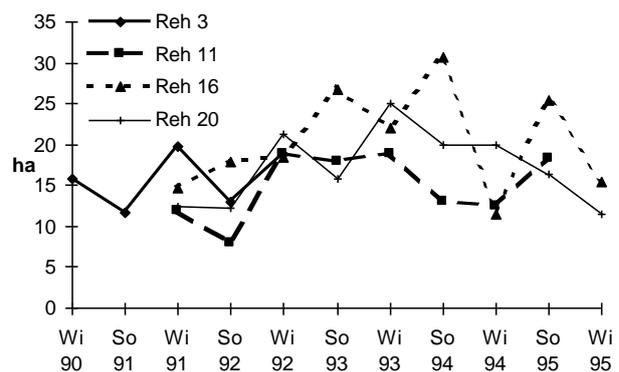
**Tabelle 29: Mittlere Streifgebietsgröße (nach Geschlechtern) in den Versuchsphasen.**

	Versuchsphase 1		Versuchsphase 2	
	Böcke	weiblich	Böcke	weiblich
Mittel	14,5	14,2	17,0	17,2
s	5,4	4,6	4,6	5,4
Min	8,1	6,5	8,9	7,3
Max	26,8	24,3	25,2	30,7
n	9	22	24	60

Abbildung 53 zeigt den zunehmenden Trend der Streifgebietsgrößen am Beispiel von vier Rehen, von denen mehrjährige, ununterbrochene Peildaten aus beiden Versuchsphasen zur Verfügung standen. Leider gibt es keine Datenreihen von Rehen über die gesamte Versuchsdauer, weil die zum Beginn der Untersuchung besenderten Rehe entweder starben, abwanderte oder der Sender ausfiel. Die Streifgebietsgrößen einzelner Individuen unterliegen z.T. erheblichen Schwankungen, was auch in der allgemein hohen Standardabweichung zum Ausdruck kommt (Tabelle 26). Die ermittelten Streifgebiete sind in einzelnen Halbjahren bis zum 2-3 fachen größer oder kleiner als in anderen Halbjahren (vgl. Abbildung 93 bis Abbildung 97 im Anhang; z. B. Reh Nr. 1: Streifgebiet im Sommer 1991 6,5 ha und im Sommer 1992 16,6 ha).

**Tabelle 30: Winter- und Sommerstreifgebietsgröße in den Versuchsphasen.**

	n	Mittel (ha)	s	Min	Max
Winterstreifgebiet (Phase I)	12	14,9	3,6	9,8	22,2
Winterstreifgebiet (Phase II)	50	17,4	4,0	10,3	28,6
Sommerstreifgebiet (Phase I)	19	13,8	5,4	6,5	26,8
Sommerstreifgebiet (Phase II)	34	16,7	6,2	7,3	30,7



**Abbildung 53: Entwicklung der Streifgebietsgrößen einzelner Individuen.**

Tabelle 31 gibt einen Überblick über die Streifgebietsgrößen aller besenderten Rehe, von denen in mindestens zwei Halbjahren Streifgebiete berechnet werden konnten. Die Mittelwerte der von den einzelnen Individuen genutzten Flächen liegen zwischen 11 und 22 ha (Minimum 6,5 ha, Maximum 30,7 ha).

Bei differenzierter Betrachtung der Raumnutzung nach Altersklassen ergeben sich signifikant größere Streifgebiete der 1-3 jährigen Rehe (Mittel 17,5ha,  $n = 42$ ) gegenüber der Altersklasse der Rehe, die älter als 3 Jahre sind (15,7 ha,  $n = 73$ ), (Mann-Whitney-U-Test,  $z \leq -1,94$ ,  $p = 0,026$ ). Trennt man jedoch die Stichprobe nach Sommer- und Winterhalbjahren auf, so ergeben sich beim Vergleich der beiden Altersklassen weder im Sommerhalbjahr (1-3 jährig: 17,4 ha,  $n=17$  / >3jährig: 15,0ha,  $n=36$ ; Mann-Whitney-U-Test,  $z \leq -1,49$ ,  $p = 0,068$ ) noch im Winterhalbjahr (1-3 jährig: 17,6ha,  $n=25$  / >3jährig: 16,4ha,  $n=37$ ; Mann-Whitney-U-Test,  $z \leq -0,93$ ,  $p = 0,176$ ) signifikante Unterschiede der Streifgebietsgrößen. Auch innerhalb der jeweiligen Altersklassen gibt es keine statistisch gesicherten Größenunterschiede zwischen den Sommer- und Winterstreifgebieten, wenngleich bei der Altersklasse > 3 Jahre ein signifikanter Unterschied bei 95% Überschreitungswahrscheinlichkeit nur knapp verpasst wird (>3jährig: im Sommer 15,0ha,  $n=36$ , im Winter

16,4 ha, n=37; Mann-Whitney-U-Test,  $z \geq 1,64$ ,  $p = 0,0505$ ). Ein Vergleich der Streifgebietsgrößen einjähriger und adulter Rehe war wegen des geringen Stichprobenumfangs bei den Schmalreihen und Jährlingen nicht möglich.

**Tabelle 31: Übersicht der Streifgebietsgrößen (ha) aller Rehe (ohne Geiren).**

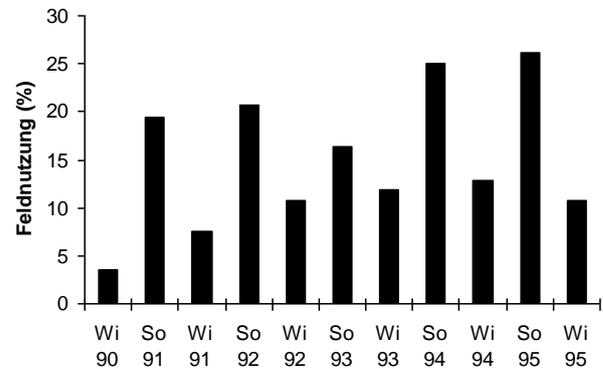
Reh Nr.	Sex	Alter	Fangdatum	Mittelwert	s	Min	Max
1	w	3;4	Aug 90	11,0	4,2	6,5	16,6
2	w	6	Aug 90	12,8	4,7	7,3	19,4
3	w	6	Okt 90	15,8	3,5	12	19,7
4	m	2	Okt 90	13,2	5,6	12	19,7
5	m	3	Jan 91	13,4	4,0	8,9	16,9
6	m	1	Aug 90	21,3	7,8	16	26,8
11	w	5;6	Sep 91	14,9	4,2	7,9	18,9
12	w	2;3	Feb 92	14,2	2,5	9,8	16,3
14	w	5	Jan 92	20,8	7,2	15	30,5
15	w	2	Feb 92	17,4	3,4	14	20,7
16	w	1	Sep 91	20,3	6,3	12	30,7
17	w	2	Sep 91	19,0	3,1	16	22,2
18	w	2	Aug 90	16,9	4,4	14	24,3
19	w	1	Jan 92	14,0	4,4	9,5	18,8
20	m	2	Sep 91	17,2	4,7	12	24,9
21	w	5	Sep 92	15,3	6,5	10	28,6
22	m	5	Jan 93	16,0	3,6	12	21,1
24	w	1	Okt 93	20,5	6,1	14	27,6
26	w	1	Sep 94	14,1	1,3	13	15,5
27	w	1	Sep 94	17,2	5,1	13	22,7
28	m	1	Sep 94	20,3	6,9	15	25,2
29	w	3	Sep 94	22,0	2,7	19	23,9
30	m	2	Nov 94	18,4	1,2	17	19,2

Das Untersuchungsgebiet ist eine Gemengelage aus Wald, Feld und Wiesen und bietet dem Rehwildbestand aufgrund seines hohen Grenzlinienanteils optimale Lebensbedingungen. Von den während der Untersuchung gewonnenen Funkortungen (ohne Geiren, n = 4.899) fallen durchschnittlich 84,2% auf den Wald und 15,8% auf Feld und Wiesen (im Folgenden zusammengefasst als „Feldanteil“).

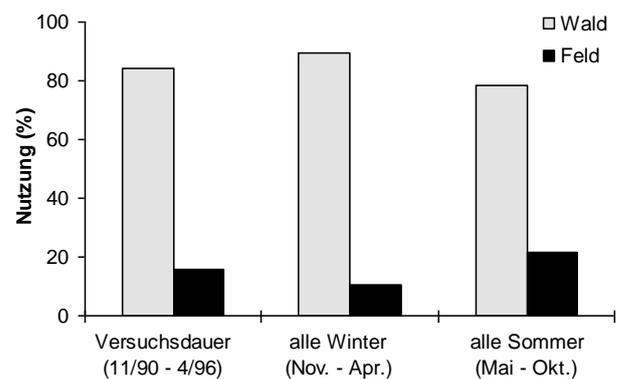
Der Anteil der Feldnutzung liegt im Winterhalbjahr (November - April) im Mittel bei 10,4% und ist während der Vegetationszeit im Sommer (Mai - Oktober) mit durchschnittlich 21,7% aller Ortungen etwa doppelt so hoch (Abbildung 54 und Abbildung 55).

Ein Vergleich der Habitatnutzung zwischen den beiden Versuchsphasen ist nicht möglich. Zwar nimmt die Häufigkeit der Feldaufenthalte in den Winterhalbjahren nach Einstellung der Fütterung in der Versuchsphase II zu, aber dieser Anstieg ist wahrscheinlich methodenbedingt. In der Versuchsphase I liegt der Anteil der

Nachtortungen bei 17%, in Versuchsphase II dagegen bei 27%. Es ist anzunehmen, dass mit einem höheren Anteil an Nachtortungen auch die Wahrscheinlichkeit zunimmt, die Rehe im Feld zu peilen, weil die Feldflur vorwiegend nachts genutzt wird.



**Abbildung 54: Nutzungshäufigkeit der Feldflur (n = 4.899 Peilungen).**



**Abbildung 55: Nutzungshäufigkeit von Wald und Feld nach Jahreszeiten.**

Zwischen der Nutzungshäufigkeit der Feldflur und der durchschnittlichen Größe des Streifgebiets besteht kein Zusammenhang. In den beiden Halbjahren mit den größten mittleren Streifgebieten war die Häufigkeit der Feldnutzung nur im Sommer 1995 überdurchschnittlich, im Winter 1993 dagegen unterdurchschnittlich. Bei zwei Senderreihen bestand eine ausgeprägte Tendenz zur Feldnutzung (41% bzw. 36% aller Ortungen, vgl. Abbildung 88 bis Abbildung 92 im Anhang: Reh Nr. 14) und dieses drückte sich auch in großen Streifgebieten aus. Andererseits hatten aber auch einige reine „Waldrehe“ einen überdurchschnittlichen Raumbedarf. Das größte mittlere Streifgebiet (22 ha) wurde für eine 3 jährige Geiß (Reh Nr. 29, vgl. Abbildung 98 bis Abbildung 100 im Anhang) mit unterdurchschnittlicher Feldnutzungshäufigkeit (9,5%) ermittelt.

Nach den Sichtbeobachtungen hielten sich im Borgerhau in den einzelnen Jahren 7 bis 12

mehrfährige Böcke (ohne Jährlinge) auf, wobei unbekannt ist, wie viele davon territorial waren. Da während der Untersuchung nur jeweils 2 bis maximal 4 Böcke gleichzeitig besendert waren, decken die vorhandenen Peilungen (vgl. Anhang) die Raumnutzung der Böcke nicht lückenlos ab. Technische Probleme (Senderausfall) verhinderten kontinuierliche Peilungen bei zwei Böcken. Lücken entstanden auch dadurch, dass einige der Senderböcke nicht die für die Berechnung eines Streifgebiets erforderliche Mindestanzahl von 25 Peilungen erreichten (vgl. Methode). Zusätzlich zu den sicheren Streifgebieten wurden deshalb auch unsichere „weitere mögliche Streifgebiete“ angegeben, wenn diese aufgrund der vorliegenden Daten (Sichtbeobachtungen, Peilungen unter der Mindestzahl) wahrscheinlich waren (Tabelle 32).

**Tabelle 32: Sommerstreifgebiete von Senderböcken im Borgerhau.**

	sichere Streifgebiete			mögliche weitere Streifgebiete	
	Reh Nr.	Alter	Größe (ha)	Reh Nr.	Alter
So 91	4	3	8,1	20	2
	5	4	16,5	22	4
	6	2	26,8		
So 92	4	4	12,6	5	5
	20	3	12,2	6	3
				22	5
So 93	4	5	9,4	6	4
	5	6	8,9		
	20	4	15,8		
	22	6	12,3		
So 94	20	5	20,0	5	7
	22	7	14,9	6	5
So 95	20	6	16,4	6	6
	22	8	13,6		
	28	2	25,2		
	30	3	19,2		

Unter den besenderten Rehböcken im Borgerhau befand sich kein einziger Jährling. Das Durchschnittsalter war mit 4,5 Jahren (2-8) hoch. Die durchschnittliche Größe der Sommerstreifgebiete lag bei 15,5 ha. Bezogen auf die Waldfläche (80 ha) würde der Borgerhau demnach Platz für ca. 5 Bockstreifgebiete ohne Überlappung bieten.

Nach den gesicherten Ergebnissen der Telemetrie befanden sich in den einzelnen Sommern zwischen 2 und 4 Bockstreifgebiete (Mittel 3) im Borgerhau. Berücksichtigt man die aufgrund weiterer Daten zusätzlich angenommenen Böcke, so hielten sich - mit Ausnahme von 1994 - in allen Sommerhalbjahren 5 Rehböcke im Borgerhau auf. Während der gesam-

ten Versuchsdauer gab es keine Überschneidungen der Streifgebiete der Senderböcke - mit Ausnahme vom Sommer 1995. In diesem Jahr überlagerte das Streifgebiet von Bock Nr. 28 Teile der Streifgebiete der Böcke Nr. 30 und 22 (vgl. Abbildung 101 bis Abbildung 105 im Anhang). Bei Nr. 28 handelte es sich um einen jungen, 2-jährigen Rehbock, der wahrscheinlich noch kein eigenes Territorium besaß. Wie bereits erwähnt, können an dieser Stelle keine Aussagen zu den Bockterritorien getroffen werden. Zwar deckt der Betrachtungszeitraum die territoriale Phase der Böcke teilweise ab, aber Peilungen aus den Monaten September und Oktober sollten hierbei unberücksichtigt bleiben, weil die Böcke ihre Territorien nach der Brunft nicht mehr streng einhalten.

Neben interessanten Erkenntnissen über die Abwanderung einzelner Rehe (vgl. Kapitel 5.4.5) wurden durch die Telemetrie auch Wechselbeziehungen von Rehen zwischen dem Borgerhau und benachbarten Wäldern festgestellt. Hierbei spielte insbesondere der in einer Entfernung von ca. 500 m (Waldrand zu Waldrand) südlich an den Borgerhau angrenzende Geiren eine wichtige Rolle. Tabelle 33 gibt einen Überblick über den geschätzten Anteil der Ortungen von Rehen im Geiren. Aufgrund methodischer Unterschiede bei den Peilungen ist es schwierig, die Anzahl der Ortungen aus dem Borgerhau und dem Geiren miteinander zu vergleichen, weil der Geiren außerhalb des Untersuchungsgebiet liegt und deshalb die Rehe dort weniger intensiv gepeilt wurden. Zum Ausgleich der geringeren Ortungshäufigkeit im Geiren wurde deshalb ein Korrekturfaktor von 2,5 verwendet (vgl. Kapitel 3.6.9). Die Angaben der Tabelle 33 sind daher als Schätzwerte zu verstehen. Demnach betrug der Anteil der Ortungen im Geiren während der gesamten Versuchsdauer ca. 8,3%. Von den insgesamt 28 im Borgerhau besenderten Rehen wurden 18 mindestens einmal im Geiren gepeilt. 10 Rehe wurden nie im Geiren festgestellt. Während einige Rehe es bei einem einmaligen Besuch beließen (z.B. Reh Nr. 3), wechselten andere Individuen regelmäßig zwischen Geiren und Borgerhau (Reh Nr. 16, 17 und 25). Es handelte sich bei diesen „Wechselrehen“ um weibliche Stücke, die zum Zeitpunkt des Fangs 1-, 2- und 3-jährig waren. Bei diesen Tieren ist aufgrund ihrer Peilungshäufigkeit im Geiren von einem zweigeteilten Streifgebiet auszugehen, und das nur auf den Ortungen im Untersuchungsgebiet beruhende Streifgebiet entspricht offenbar nicht der Realität.

Tabelle 33: Geschätzter Anteil der Ortungen aus dem Geiren.

Reh Nr.	Sommer 90	Winter 90/91	Sommer 91	Winter 91/92	Sommer 92	Winter 92/93	Sommer 93	Winter 93/94	Sommer 94	Winter 94/95	Sommer 95	Winter 95/96
1	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%		100%			
2	0%	21%	11%	0%	0%	0%	0%	0%				
3	0%	0%	0%	9%	0%	0%						0%
4	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%					
5		0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%			
6	0%	0%	0%	30%	13%	0%	0%	0%	0%		0%	
7		0%	100%									
8	0%											
9												
10		0%	0%	0%								
11			0%	0%	0%	0%	0%	15%	0%	0%	0%	
12				0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
13												
14				0%	0%	0%	0%	18%	0%	6%	4%	4%
15		0%		40%		0%	0%	0%	0%	0%	0%	
16			0%	31%	6%	16%	0%	32%	0%	38%	15%	0%
17		100%	0%	46%	0%	79%	49%	94%	79%	69%	31%	55%
18	0%	28%	9%	0%	0%	0%	15%	100%	100%	100%	100%	100%
19				13%	6%	0%	0%					0%
20			0%	11%	0%	6%	5%	9%	0%	6%	0%	4%
21					0%	0%	0%	0%	23%	0%	0%	0%
22				0%		0%	0%	16%	0%	0%	0%	0%
23							0%	0%	0%	0%	42%	0%
24							0%	0%	0%	6%	0%	0%
25							71%	60%	0%	28%		0%
26									0%	0%	0%	0%
27									0%	0%	0%	0%
28									0%	0%	0%	
29									0%	6%	0%	0%
30								0%		0%	0%	0%

Drei weitere weibliche Rehe stellten sich ganz vom Borgerhau in den Geiren um:

- Reh Nr.1, eine schon beim Fang im August 1990 3-4 Jahre alte Geiß, wurde bis zum Ausfall des Senders im Sommer 1993 nur im Borgerhau geortet. Beim Wiederfang im Borgerhau im Januar 1994 wurde der Sender ausgetauscht. Danach stellte sie sich anscheinend in den Geiren um, wo sie bis zu ihrem Tod im Mai 1994 ausschließlich geortet wurde.
- Reh Nr. 7, eine beim Fang im Oktober 1990 2-jährige Geiß, wurde danach nur noch im Geiren gepeilt, wo sie auch im Januar 1992 überfahren wurde.
- Reh Nr. 18 war beim Fang im August 1990 2 Jahre alt. Die Geiß hielt sich bis zum Sommer 1993 fast nur im Borgerhau auf und

stellte sich im Winter 1993/94 in den Geiren um. Sie wurde danach kein einziges Mal mehr im Borgerhau gepeilt und blieb bis zum Versuchsende im Geiren.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Raumnutzung der Rehe im Untersuchungsgebiet einer großen Dynamik unterliegt. Die häufigen Funkortungen und Beobachtungen von „Borgerhaurehen“ in der näheren und weiteren Umgebung verdeutlichen, dass der Borgerhau keine isolierte Waldinsel ist, sondern dass die Raumnutzung der Rehe die Grenzen des kleinen Untersuchungsgebiets häufig überschreitet. Dass es sich hierbei um eine „Einbahnstraße“ handelt, ist unwahrscheinlich, sondern es ist davon auszugehen, dass auch Rehe von außerhalb regelmäßig in den Borgerhau wechselten. Die Dynamik der Wechselbeziehungen und das Ausmaß von Bestandsänderungen durch Zu- und Abwande-

rung ist bei Freilanduntersuchungen kaum quantifizierbar. Die Telemetrie ermöglicht aber zumindest bei ortstreuen Rehen eine relativ genaue Erfassung der Raumnutzung.

### 6.1.1 Kritische Betrachtung der Methode

Die Größe von Streifgebieten ist stark abhängig von der verwendeten Berechnungsmethode. Gängige Methoden sind: Kleinstes Konvexes Polygon (z.B. verwendet von BRAMLEY 1970), Rastermethode (z.B. verwendet von ELLENBERG 1978, GEORGII 1980), Harmonic-Mean-Methode (z.B. verwendet von WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994) und die Buffermethode (z.B. verwendet von THOR 1988). Alle Methoden haben Vor- und Nachteile (zur ausführlichen Diskussion der verschiedenen Methoden vgl. WHITE & GARROT 1990).

Für die vorliegende Arbeit wurde die Buffermethode, die eine Abwandlung der Rastermethode darstellt, aus folgenden Gründen gewählt:

- Der Peilfehler wird durch den beidseitigen 25m Buffer berücksichtigt.
- Eingeschlossene Flächen ohne Ortungen fließen nicht in die Streifgebietsberechnung ein.
- Flächenberechnung und Darstellung der Streifgebiete sind mit der vorhandenen Software zu bewerkstelligen.

Je nach verwendeter Methode (Tabelle 34) weichen die berechneten Streifgebietsgrößen bei gleicher Datengrundlage bis über 100% voneinander ab. Beim Rehwildprojekt Hahnebaum (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994) waren die nach der Konvex-Polygon-Methode berechneten Homeranges durchschnittlich mehr als doppelt so groß wie die nach der Harmonic-Mean-Methode (95%, korrigiert) ermittelten Flächen. Während die Konvex-Polygon-Methode zu einer Überschätzung der Homerangegröße führt, ist bei der Buffermethode eher von einer Unterschätzung des tatsächlichen Streifgebiets auszugehen.

Nach einem von THOR (1988) angestellten Methodenvergleich lagen die nach der Buffermethode berechneten Streifgebietsflächen am unteren Ende der Skala und waren durchschnittlich ca. 20% (Winter) bzw. ca. 30% (Sommer) kleiner als die nach der Harmonic-Mean-Methode (95%) ermittelten Homeranges.

**Tabelle 34: Vergleich von Streifgebietsgrößen Borgerhau - Hahnebaum (Daten aus Hahnebaum nach WOTSCHIKOWSKI & SCHWAB, 1994).**

	Methode	n	Mittel (ha)	s
<b>Borgerhau</b>				
männlich	Buffer	34	14,6	5,0
	Buffer kor.	34	16,3	4,9
weiblich	Buffer	81	14,9	5,6
	Buffer kor.	81	16,4	5,3
1-3 jährig	Buffer kor.	42	17,5	5,0
> 3 jährig	Buffer kor.	73	15,7	4,5
Phase 1,	Buffer	31	12,2	4,7
hohe Dichte	Buffer kor.	31	14,3	4,7
Phase 2,				
niedrigere	Buffer	84	15,8	5,3
Dichte	Buffer kor.	84	17,1	5,2
<b>Hahnebaum</b>				
männlich	Konvex Polygon	68	33,2	21,1
	Harmonic mean 95%	68	14,4	6,4
	Harm. mean 95% kor.	68	20,3	4,9
weiblich	Konvex Polygon	22	32,4	19,9
	Harmonic mean 95%	22	14,3	7,9
	Harm. mean 95% kor.	22	21,1	6,7
einjährig	Konvex Polygon	22	36,5	24,8
	Harmonic mean 95%	22	16,6	7,4
	Harm. Mean 95% kor.	22	22,3	5,5
mehrfährig	Konvex Polygon	65	30,4	17,0
	Harmonic mean 95%	65	13,7	6,3
	Harm. Mean 95% kor.	65	19,8	5,2
hohe Dichte	Konvex Polygon	37	29,8	14,6
	Harmonic mean 95%	37	13,8	7,0
	Harm. mean 95% kor.	37	19,9	5,5
niedrige	Konvex Polygon	53	35,3	23,9
Dichte	Harmonic mean 95%	53	14,8	6,5
	Harm. mean 95% kor.	53	20,6	5,3

Da die Streifgebietsgröße mit zunehmender Anzahl der Peilungen ansteigt (vgl. Abbildung 21, Kapitel 3.6.6), wurde die Flächenberechnung aller Streifgebiete einheitlich auf 50 Ortungen bezogen. Dadurch ist ein Vergleich der Streifgebiete von Tieren mit unterschiedlicher Anzahl von Ortungen möglich. Mit Korrekturfaktoren rechneten auch WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB (1994), aber sie bezogen ihre korrigierten Homerange-Berechnungen auf 100 Ortungen und ermittelten den Korrekturfaktor anhand der Peildaten (n= 384, nur Juni und Juli) einer Geiß, wohingegen bei der vorliegenden Arbeit die Flächennutzung aller Rehe in die Berechnung der korrigierten Streifgebiete einfluss. Beim Vergleich mit anderen Untersuchungen, die keine Korrektur der Peildaten vornahmen (z.B. DWORSCHAK 1990), ist zu beachten, dass die korrigierten Streifgebietsgrößen

ßen im Durchschnitt größer sind als die unkorrigierten.

Darüber hinaus wird die Ermittlung von Streifgebietsgrößen von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Peilfehler und Ausschlusskriterien,
- Definition der Exkursion,
- Betrachtungszeitraum,
- Anteil der Tag- und Nachtortungen.

Angesichts der Tatsache, dass schon die Änderung einer Variablen zu deutlich unterschiedlichen Ergebnissen führen kann, ist bei der Interpretation von Telemetriedaten Vorsicht geboten. Die mathematisch exakte Berechnung von Streifgebietsgrößen auf eine Stelle hinter dem Komma genau darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass Telemetriedaten nur mehr oder weniger genaue *Schätzungen* des tatsächlichen Streifgebiets ermöglichen und damit bestenfalls Zonen definiert werden können, in denen sich ein Tier mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit aufhält (DWORSCHAK 1990). Neben methodischen Unterschieden spielt auch der betrachtete Zeithorizont eine große Rolle. Eine langfristige, auf den Daten mehrerer Jahre beruhende Studie zur Raumnutzung kann im selben Untersuchungsgebiet zu anderen Ergebnissen kommen als wissenschaftliche Arbeiten, die über eine kurze Zeitspanne anhand einer kleinen Stichprobe (z.B. im Rahmen von Diplomarbeiten) durchgeführt werden.

### 6.1.2 Diskussion und Vergleich der Ergebnisse mit Literaturangaben

Aus obigen Ausführungen wird deutlich, dass ein direkter Vergleich der vorliegenden Daten mit den Ergebnissen anderer Studien im Prinzip nur möglich ist, wenn dieselbe Methode angewandt wurde. Da dieses jedoch nicht der Fall ist, sondern alle uns vorliegenden Arbeiten zur Raumnutzung von Rehen z. T. erhebliche methodische Unterschiede aufweisen, wird darauf bei dem folgenden Vergleich auch speziell eingegangen. Die unterschiedlichen methodischen Ansätze sind insbesondere beim Vergleich der in den verschiedenen Arbeiten ermittelten Absolutwerte zu berücksichtigen.

Aufgrund von Sichtbeobachtungen berechnete BRAMLEY (1970) in Nordengland mit der Konvex-Polygonmethode mittlere Jahresstreifgebiete von 7,4ha für Böcke und 7,1ha für Geißen. STRANDGAARD (1972) ermittelte auf der dänischen Insel Kalø nach Sichtbeobachtung

mittlere Jahresstreifgebiete von ca. 30ha für Böcke. Eine aufgrund der Kartenskizzen STRANDGAARDS (1972) nachträglich von ELLENBERG (1978) durchgeführte Berechnung der Streifgebietsgröße der Geißen als Ellipse ergab eine mittlere Größe von 57ha. Im 130ha großen Gatter Stammham ermittelte ELLENBERG (1978) durch zwei bis fünfjährige Beobachtungen (Min 30, Max. 343 Beobachtungen pro Individuum) Mehrjahres-Homeranges von 39 Böcken und 40 weiblichen Rehen. Er bestimmte die Home-range-Größe anhand der Rastermethode (1ha Quadrate), wobei offen bleibt, nach welchen Kriterien er „Exkursionen, Flucht oder andere Aktivitäten außerhalb des Homeranges“ ausschloss und welche Mindestanzahl von Beobachtungen er für die Berechnung eines Homeranges ansetzte. Die Mehrjahres-Homeranges der Böcke waren im Mittel mit 35 - 40ha etwa ein Drittel größer als die der weiblichen Rehe mit ca. 25 - 30ha. Dagegen konnte im Borgerhau kein Unterschied der Streifgebietsgröße zwischen männlichen und weiblichen Rehen festgestellt werden. Dieses deckt sich mit den Befunden verschiedener anderer Arbeiten (BRAMLEY 1970, THOR 1988, WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994).

ELLENBERG (1978) beschreibt das Pulsieren der Home-range-Größen im Wechsel der vier Jahreszeiten entsprechend des unterschiedlichen Sozialverhaltens und der jahreszeitlich wechselnden Aktivitäten der Rehe. Nach seinen Sichtbeobachtungen (nur Tagaktivität) im Gatter Stammham ist der Raumbedarf von Rehen zur Zeit der Sprungbildung im Herbst und Winter am größten (15 - 20ha). Mit zunehmender Intensität der sozialen Spannungen und einem verbesserten Nahrungsangebot schrumpfen die Homeranges im Frühjahr (Mitte April - Mitte Mai) und erreichen im Sommer (Mitte Mai - Ende August) bei beiden Geschlechtern ihre kleinste Ausdehnung. Er ermittelte durchschnittliche Sommer-Homeranges territorialer Böcke von gut 11ha. Noch wesentlich kleiner sind die Kitzaufzuchtgebiete führender Geißen mit 1,5 - 3ha von ca. einer Woche vor bis etwa 4 Wochen nach der Geburt.

Anscheinend genügten ELLENBERG (1978) bei seiner sehr differenzierten zeitlichen Einteilung schon wenige Beobachtungen, um Flächenberechnungen durchzuführen. Der Stichprobenumfang im Borgerhau ist bei der zugrunde gelegten Mindestanzahl von 25 Peilungen zur Berechnung eines Streifgebiets viel zu gering, um Aussagen über ähnlich kurze Zeiträume treffen zu können.

Unterschiede zwischen der Größe der Streifgebiete im Winter und Sommer wurden auch im

Nationalpark Bayerischer Wald festgestellt (THOR 1988), allerdings waren hier im Gegensatz zum Gatter Stammham die Sommerstreifgebiete von 10 besenderten Rehen mit durchschnittlich 44ha signifikant größer als die Winterstreifgebiete (Mittel 14ha). Die Flächenberechnungen wurden mit der Buffermethode durchgeführt und beruhen auf den Peilungen eines Sommers (Juni - Oktober) und zweier Wintermonate (Februar, März). Im Gegensatz zur vorliegenden Arbeit wurden insgesamt nur 7 Monate abgedeckt, dafür wurde aber in diesem Zeitraum sehr intensiv gepeilt (1.130 Ortungen). Da keine Korrektur der Homeranges auf eine einheitliche Anzahl von Peilungen erfolgte, bleibt offen, ob ein Zusammenhang zwischen der festgestellten Vergrößerung der Streifgebiete im Sommer und der mehr als doppelt so hohen Peilhäufigkeit im Sommer (Mittel 72 Ortungen/Reh gegenüber 34 Ortungen/Reh Winter) bzw. dem größeren Anteil von Nachtortungen im Sommer (24% gegenüber 11% im Winter) besteht.

Auf die Problematik der großen Streubreite von Telemetriedaten und den damit verbundenen Konsequenzen bei der Interpretation der Ergebnisse wurde bereits eingegangen. ELLENBERG (1978) weist in diesem Zusammenhang auf die ausgeprägten individuellen Unterschiede der Rehe hin und betont, dass eine statistische Analyse von Homerange-Größen die wirklichen Gegebenheiten stark vereinfacht. THOR (1988) führt an, dass gerade bei kleinen Stichproben Individualunterschiede eine wichtige Rolle spielen können.

Die Arbeiten im Rahmen des Rehprojekts Hahnebaum (RAUH 1985, DWORSCHAK 1990, WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994) zeigen, dass Telemetrieegebnisse, die über einen kurzen Betrachtungszeitraum anhand einer kleinen Stichprobe gewonnen werden, nicht übertragen werden können und daraus keine Beurteilung der langfristigen Raumnutzung des Rehbestandes in einem Gebiet abgeleitet werden kann. So ermittelte RAUH (1985) durch Telemetrie weiblicher Rehe mit der Rastermethode im Hahnebaum unterschiedlich große Sommer- (Mittel 24ha) und Winterstreifgebiete (Mittel 36ha). Die Ergebnisse wurden durch eine weitere Telemetriestudie (DWORSCHAK 1990) an acht (1985/86) bzw. neun Rehen (1988/89) bestätigt, wobei allerdings eine andere Berechnungsmethode gewählt wurde (Kleinstes konvexes Polygon). Danach wurden bei den untersuchten Rehen signifikant größere Winterstreifgebiete (ca. 35ha gegenüber ca. 25ha im Sommer) festgestellt. Dagegen kommen WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB (1994) in ihrem Ab-

schlussbericht nach Auswertung aller Telemetriedaten (Kleinstes konvexes Polygon, Harmonic-Mean-Methode) über die gesamte Projektdauer (1984 -1992) zu dem Schluss, dass die Homeranges der Rehe im Hahnebaum im Winter so groß wie im Sommer blieben. Dieses deckt sich mit den Ergebnissen im Borgerhau.

Dass - wie im Borgerhau - junge Rehe größere Streifgebiete als ältere Rehe haben, stimmt mit den Befunden anderer Studien überein (ELLENBERG 1978, WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994). Im Unterschied zum Borgerhau konnten im Hahnebaum jedoch einjährige und mehrjährige Rehe verglichen werden, während bei der vorliegenden Untersuchung wegen des unzureichenden Stichprobenumfangs bei den einjährigen die Stichprobe der „jungen“ Rehe auch die 2- und 3-jährigen beinhaltet. Der unterdurchschnittliche Anteil der einjährigen Rehe im Borgerhaubestand (vgl. Kapitel 1) ist wahrscheinlich auf eine hohe Abwanderungsrate der Jährlinge und Schmalrehe zurückzuführen, denen es nicht gelang, sich gegenüber den etablierten, älteren Rehen zu behaupten. Dagegen spielte die natürliche Dynamik der Zu- und Abwanderung bei der Hahnebaumstudie kaum eine Rolle, weil das Untersuchungsgebiet eingezäunt war und nur ab und zu einzelne Tiere durch Löcher im Zaun entweichen konnten (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994).

Die Unterschiede zwischen den Altersklassen in der Raumnutzung sind durch das Sozialverhalten begründet. Wegen der ausgeprägten Territorialität älterer Rehböcke, die während der territorialen Phase von März bis zum Ende der Brunft ihr Territorium gegen gleichgeschlechtliche Artgenossen verteidigen, ist ihr exklusiv beanspruchtes Gebiet durchschnittlich kleiner als das von jungen Rehböcken, die noch kein eigenes Territorium besitzen (vgl. Abbildung 105 im Anhang). Auch bei weiblichen Rehen ist der Raumbedarf von älteren Individuen im Sommer während der Aufzuchtzeit der Kitze häufig geringer als der von jüngeren, weil die ältesten Geißen aufgrund der Rangordnung innerhalb der Sippe i.d.R. auch die besten Aufzuchtgebiete mit der höchsten Biotopqualität besetzen. Dagegen sind die Sommerstreifgebiete der jüngeren, rangniederen Weibchen normal größer, weil sie hinsichtlich der Habitatstrukturen weniger geeignet sind (Einzelheiten vgl. z.B. ELLENBERG 1978, KURT 1991). Ein Zusammenhang zwischen der Altersstruktur der untersuchten Rehe und der Vergrößerung der Streifgebiete in der 2. Versuchsphase ist im Borgerhau jedoch nicht erkennbar. Der Anteil der älteren Rehe (> 3 Jah-

re) war in der Versuchsphase II mit ca. 69% sogar größer als in Versuchsphase I (52 %).

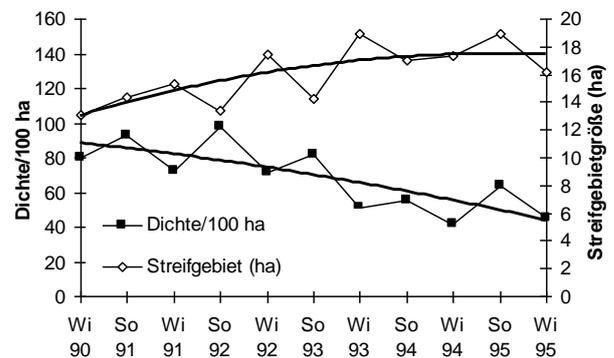
Die mittlere Größe der Streifgebiete steigt von Phase I zu II im Sommerhalbjahr zwar absolut noch stärker (+2,9ha) als im Winterhalbjahr (+2,5ha), aber ein signifikanter Unterschied ist nur für den Winter festzustellen (Mann-Whitney-U-Test,  $n = 62$ ,  $z \geq 1,75$ ,  $p = 0,0401$ ), während im Sommer das 5% Signifikanzniveau knapp verpasst wird ( $n = 53$ ,  $z \geq 1,60$ ,  $p = 0,0548$ ). Einschränkend ist jedoch zu berücksichtigen, dass für diese Berechnung der ohnehin schon geringe Stichprobenumfang aus Phase I nochmals aufgesplittet wurde und aus den beiden Wintern der ersten Versuchsphase nur 12 Werte zur Verfügung standen. Bei der kleinen Stichprobe können individuelle Eigenheiten bei der Raumnutzung das Ergebnis durchaus beeinflusst haben.

Ein Zusammenhang zwischen der Größe der Winterstreifgebiete und dem Wetter (Schneetage) besteht nicht. Wenn man von der These ausgeht, dass die in der 2. Versuchsphase festgestellte Flächenzunahme der Streifgebiete durch die Einstellung der Fütterung bedingt ist, dann stellt sich die Frage, warum die Rehe in ihrem Raumbedarf auf das Ausbleiben der gewohnten Futtergaben im ersten Winter (1992) nur so schwach reagierten. So steigt zwar die mittlere Streifgebietsgröße im ersten Winter ohne Fütterung auf 17,5 ha, aber dieser Wert liegt im Bereich der natürlichen Schwankung und weicht kaum von dem über alle sechs Winterhalbjahre ermittelten Durchschnittswert (16,9 ha) ab. Gerade im ersten Winter wäre jedoch bei den Rehen im Borgerhau, die jahrelang an eine Fütterung ad libitum gewohnt waren, eine deutlichere Steigerung des Raumbedarfs zu erwarten gewesen. Die Streifgebiete erreichen dagegen erst ein Jahr (Winter 1993) bzw. 2,5 Jahre (Sommer 1995) nach Einstellung der Fütterungsmaßnahmen ihre größte Ausdehnung und zumindest die Raumnutzung im Sommer 1995 dürfte kaum mit der geänderten Winterfütterung zusammenhängen.

Die Einteilung in die beiden Versuchsphasen orientiert sich an dem Zeitpunkt der Einstellung der Winterfütterung. Da der Stichprobenumfang aus der 2. Phase mehr als doppelt so groß wie aus der 1. Phase ist, wurden bei der Auswertung andere Vergleichszeiträume mit etwa gleich großem Stichprobenumfang gebildet. Auch bei dieser Einteilung (Winter 90 - Sommer 93,  $n = 57$ , Mittel 15,0ha und Winter 93 - Winter 95,  $n = 58$ , Mittel 17,6 ha) ergibt sich eine hochsignifikante Vergrößerung der Streifgebietsgröße (Mann-Whitney-U-Test,  $p = 0,0009$ ).

Daraus ist der Schluss zu ziehen, dass ein möglicher Einfluss der Fütterung auf die Streifgebietsgröße, wenn er denn überhaupt gegeben ist, von anderen Faktoren überlagert wird. Der ansteigende Trend der Streifgebietsgröße zeigt sich über die gesamte Untersuchungsdauer und verläuft gegenläufig zur ständig sinkenden Populationsdichte, die am Ende der Untersuchung nur noch etwa halb so groß ist, wie zu Versuchsbeginn (Abbildung 56). Der Zusammenhang zwischen Populationsdichte und Streifgebietsgröße ist signifikant ( $|r| = | -0,733 | > r_{0,05; 9} = 0,62$ ). Es ist daher davon auszugehen, dass die verbliebenen Rehe den entstehenden Freiraum durch eine Vergrößerung ihrer Streifgebiete nutzten.

Überraschend in diesem Zusammenhang ist, wie wenig die Rehe auf die deutliche Dichteabsenkung reagierten. Dieses könnte damit zusammenhängen, dass sich die Dichte am Ende der Untersuchung mit 45 Rehen/100 ha Wald (Winter 1995) immer noch auf einem vergleichsweise hohem Niveau befand und dadurch kein Raum für eine stärkere Zunahme der Streifgebiete war.



**Abbildung 56: Entwicklung der mittleren Streifgebietsgröße und der Dichte in Stück/100ha Wald.**

Anhand von Sichtbeobachtungen im Gatter Stammham stellte ELLENBERG (1978) mit zunehmender Dichte eine signifikante Verkleinerung der Jahres-Homeranges von Böcken fest, dagegen blieb die Größe der Jahres-Homeranges bei den Weibchen annähernd gleich. Die mittlere Streifgebietsgröße der Böcke verringerte sich von 24,3 ha bei einer Dichte von ca. 18 Rehen/100 ha Wald im Jahr 1972 auf durchschnittlich 18,4 ha im Jahr 1975 bei einer Dichte von ca. 50 Rehen/100 ha Wald. Dagegen wurden im Hahnebaum (WOTSCHIKOWSKY & SCHWAB 1994) trotz einer Absenkung des Rehbestands durch scharfe Bejagung auf ca. ein Drittel des Ausgangsbestands keine Veränderung der Homerange-Größen festgestellt.

Schließlich bleibt kritisch anzumerken, dass die festgestellte Vergrößerung der Streifgebiete im Borgerhau in Versuchsphase II auch methodisch bedingt sein könnte, weil der Anteil der Nachtortungen zugenommen hat. So stieg der Anteil der Nachtpeilungen von Phase I zu Phase II im Sommer von durchschnittlich 16% auf 22% und im Winter von 21% auf 32%. Da sich die Rehe tagsüber vorwiegend in ihren Einständen im Wald konzentrieren und häufig erst im Schutz der Dunkelheit in die Feldflur ziehen, kann die Zunahme des Nachtortungsanteils zu einer Vergrößerung der Streifgebiete führen, weil dann zusätzlich zu den Waldflächen weitere Feldflächen in die Berechnung einfließen. Tabelle 35 zeigt exemplarisch an einigen Rehen, wie sich die Streifgebietsgröße verringert, wenn die Nachtortungen bei der Flächenberechnung unberücksichtigt bleiben. Hierfür wurden nur solche Rehe ausgewählt, die trotz Wegfall der Nachtortungen die Mindestanzahl von 25 Ortungen zur Berechnung eines Streifgebietes erreichten. Ohne Nachtortungen reduzierte sich die Streifgebietsgröße um 11,5% bis 34,7%. Ähnliches stellte auch THOR (1988) im Nationalpark Bayerischer Wald fest. Dort wären die Flächen der Sommerstreifgebiete ohne die Nachtortungen um etwa ein Zehntel bis ein Viertel kleiner.

**Tabelle 35: Verkleinerung der Streifgebiete bei Wegfall der Nachtortungen.**

Reh Nr.	Zeitraum	Anteil Nachtortungen	Streifgebietsgröße ohne Nachtortungen
11	Wi 91	18,6%	-24,0%
12	So 95	22,0%	-11,5%
12	Wi 95	34,4%	-21,5%
16	Wi 91	21,2%	-15,7%
30	So 95	24,6%	-26,7%
30	Wi 95	32,8%	-34,7%

## 6.2 Mobilität im Tagesverlauf

Um Aussagen zur Raumnutzung der Rehe im Tagesverlauf treffen zu können, wurden regelmäßig 24-stündige Funküberwachungen (24h-Ortungen) vorgenommen. Hierfür wurden die räumlichen Aktivitäten einzelner Senderrehe über 24 Stunden verfolgt, wobei im Schnitt alle 2 Stunden eine Ortung vorgenommen wurde. Insgesamt konnten 161 vollständige Datensätze (mit je 12 Lokalisierungen) von 19 verschiedenen Rehen ausgewertet werden. Zur Berechnung der Tagesstrecken wurden die Peilpunkte in chronologischer Reihenfolge mit Linien verbunden, d. h. es wurde unterstellt, dass die Rehe jeweils den direkten Weg zwischen zwei Ortungen genommen hatten.

**Tabelle 36: Tagesstrecken einzelner Rehe nach 24h-Überwachung.**

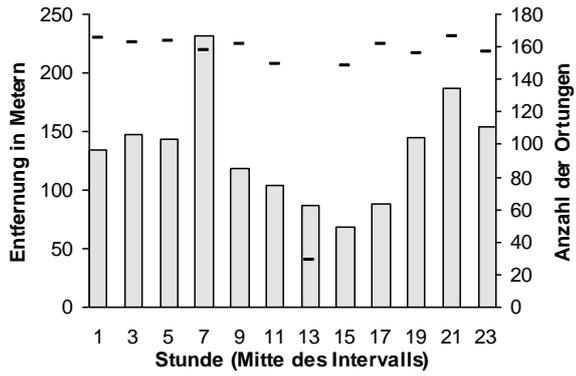
Reh Nr.	Anzahl 24-h Überwachungen	mittlere Tagesstrecke (m)	Minimum	Maximum
3	5	1298	1033	1673
4	7	1753	904	3212
5	8	1135	754	1518
6	4	1540	1348	1938
10	4	867	652	1063
11	8	1408	941	2068
12	19	1242	731	2093
14	13	1766	924	3204
15	1	1815	1815	1815
16	21	1669	794	4350
17	3	1531	987	2147
18	11	1467	854	2171
19	5	1531	864	2159
20	15	1543	1027	2548
21	14	1578	683	2860
22	11	1193	777	2436
24	3	2076	1884	2202
28	3	1774	1396	2159
30	6	2314	1140	3065
gesamt	161	1553	731	4350

Die auf diese Weise ermittelten mittleren Tagesstrecken liegen bei den untersuchten Rehen zwischen 867 und 2.314 m (Tabelle 36). Im Durchschnitt legten die Rehe in 24 Stunden eine Strecke von gut 1,5 km zurück (Min. 731m, Max. 4.350m). Die innerhalb der 2 Stunden-Intervalle gemessenen Strecken schwanken zwischen 0 (keine Ortsveränderung) und 1.417m. Die größte Tagesstrecke mit mehr als 4 km wurde von Reh Nr. 16 im Februar 1994 zurückgelegt. Die Geiß wechselte in der Nacht gegen 2 Uhr vom Borgerhau in den Geiren, kehrte vor der Morgendämmerung wieder in

den Borgerhau zurück, um zwei Stunden später abermals in den Geiren zu wechseln.

Abbildung 57 gibt die mittleren Wegstrecken wieder, die die Senderrehe im Verlauf eines 24h-Tages zwischen den zweistündigen Peilintervallen zurücklegten. Zugrunde gelegt sind die Peildaten aller 24h-Ortungen über das ganze Jahr (n=1.768, keine Daten aus September, Dezember und Januar). Die Anzahl der Peilungen in den einzelnen 2h-Klassen ist relativ ausgeglichen, mit Ausnahme der Zeit von 12 Uhr - 14 Uhr, die aufgrund des geringen Stichprobenumfangs unterrepräsentiert ist. Erwartungsgemäß fällt die größte Laufaktivität der Rehe in den Zeitraum der Morgendämmerung (ca. 4 Uhr im Sommer bis ca. 8 Uhr im Winter) und der Abenddämmerung (ca. 17 Uhr im Winter bis 22 Uhr im Sommer). Die weitesten Strecken zwischen zwei Ortungen werden im Jahresverlauf von 6-8 Uhr zurückgelegt. Am Vormittag sinkt die Kurve deutlich ab und erreicht ihr Minimum am Nachmittag zwischen 14 und 16 Uhr. Danach steigt die Bewegungsaktivität kontinuierlich an, um zwischen 20 und 22 Uhr einen zweiten Gipfel zu erreichen. Nachts bewegen sich die Rehe mehr und legen weitere Strecken zurück als während des Tages (Abbildung 57).

Betrachtet man die Tag-Nacht-Verteilung der bei den 24h-Ortungen erfassten Rehe (Abbildung 106 u. Abbildung 107 im Anhang), so ist eine größere Konzentrierung der Rehe in ihren Einständen am Tage festzustellen, während sie sich nachts mehr auf der ganzen Fläche verteilen. Die Nachtverteilung ist stärker zu den äsungsreichen Randbereichen des Waldes und zum Feld hin orientiert. Die zentralen Dickungskomplexe im Borgerhau, die als Tageseinstände zwar gute Deckung, aber zum Teil wenig Äsung bieten, sind in der Nacht verlassen. Dass die Rehe nachts weitere Wege als am Tag zurücklegen, erklärt sich auch aus dem größeren Feldnutzungsanteil, der am Tag bei ca. 20% und in der Nacht bei ca. 30% liegt. Auch Rehe, die sich tagsüber im Wald aufhalten, gehen im Schutz der Dunkelheit auf die Äsungsflächen in der Feldflur und steigern so ihr nächtliches Laufpensum. Die größte Laufaktivität zeigen die Rehe in den Dämmerungsphasen. In der Abenddämmerung verlassen sie ihre Tageseinstände und ziehen bei der Nahrungssuche herum, während sie bei Tagesanbruch weite Strecken zurücklegen, um wieder zurück in den Schutz ihrer Tageseinstände zu gelangen.



**Abbildung 57: Entfernung zwischen den einzelnen Ortungen ( $n= 1.768$ ) im Tagesverlauf = Säulen. Die jeweilige Anzahl der vorliegenden Ortungen ist durch Querstriche markiert.**

### 6.3 Mobilität im Jahresverlauf

Die größere Mobilität in der Dämmerung kommt auch zum Ausdruck, wenn man die mittlere Entfernung, die die Rehe zwischen zwei Peilungen zurücklegen, differenziert nach Tag, Nacht und Dämmerung betrachtet (Abbildung 58). Während des ganzen Jahres (ohne September, Dezember, Januar) werden in den Peilintervallen in der Dämmerung durchschnittlich weitere Strecken (154 - 257m) zurückgelegt als zu den anderen Tageszeiten, wobei jedoch der Unterschied zwischen Dämmerung und Nacht in den Sommermonaten (Juni - August) gering ist. In allen Monaten bewegen sich die Rehe während der Tagintervalle weniger als während der Nacht- und Dämmerungsintervalle. Im Durchschnitt laufen die Rehe zwischen zwei Ortungen in der Dämmerung (Mittel 188m) etwa doppelt so weit wie am Tag (74m - 130m, Mittel 96m) und etwa 25% mehr als in der Nacht (100m - 183m, Mittel 142m). Die größten mittleren Distanzen pro Intervall bei allen drei Tageszeiten werden im Februar zurückgelegt, d.h. in diesem Monat ist die Laufaktivität der besenderten Rehe im Vergleich zu den anderen Monaten ganztagig erhöht.

Abbildung 59 zeigt die aus den Daten der 24h-Ortung ermittelten durchschnittlichen Tagesstrecken im Jahresverlauf. Auch hier bestätigt sich, dass die untersuchten Rehe zum Ende des Winters die größten Wegstrecken zurücklegen. Die erhöhte Mobilität in dieser Zeit dürfte mit der Nahrungssuche zusammenhängen. Mit einsetzender Vegetationsentwicklung im März gehen auch die Laufwege der Rehe zurück und stabilisieren sich im Frühsommer bei geringer Schwankungsbreite auf niedrigem Niveau. In diesen Zeitraum fällt auch die streng territoriale Phase der adulten Böcke und die Setzzeit der Geißen, die kurz vor bis ca. 4 Wochen nach der Geburt der Kitze wenig mobil sind (KURT 1991, ELLENBERG 1978). Im August erreichen die zurückgelegten Tagesstrecken einen sommerlichen Gipfel. Dieses könnte mit der erhöhten Mobilität der Böcke zusammenhängen, die bei der Suche nach brunftigen Weibchen gegen Ende der Brunftzeit weite Wege zurücklegen können. So überrascht es nicht, dass der Maximalwert im August (3.212 m) von einem 3-jährigen Bock erreicht wurde. Die schon im August festzustellende größere Schwankungsbreite der täglichen Laufwege setzt sich auch im Herbst fort und die - mit Ausnahme des Februars - durchschnittlich längsten Tagesstrecken werden zum Ende der Vegetationszeit im November zurückgelegt.

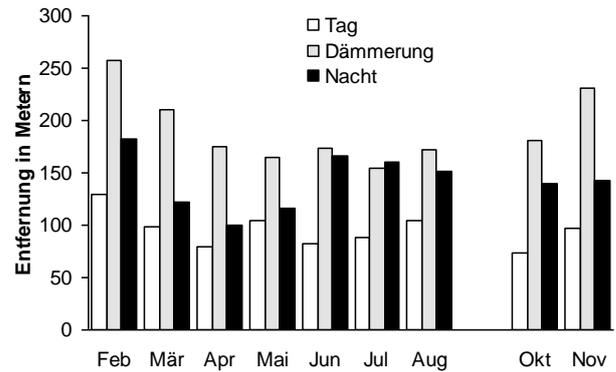


Abbildung 58: Mittlere zurückgelegte Entfernung bei Tag-, Nacht- und Dämmerungs-Ortungen.

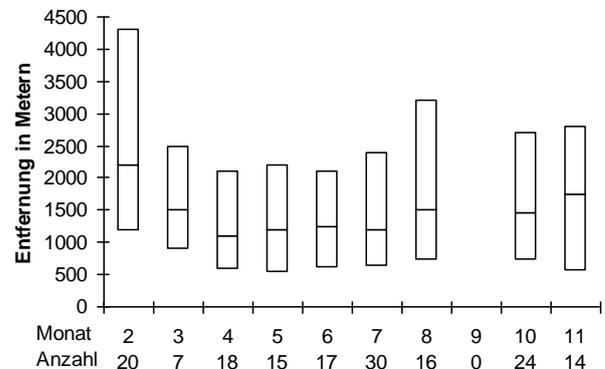
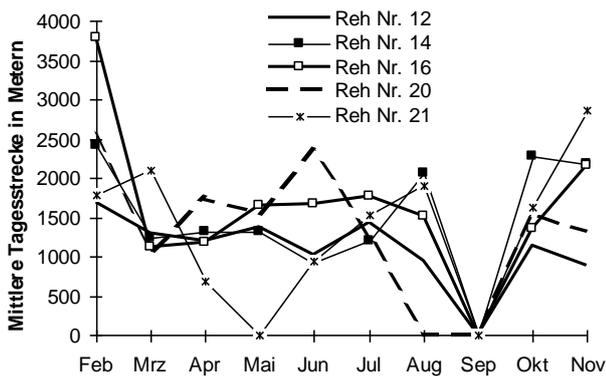


Abbildung 59: Tagesstrecken im Jahresverlauf.

Werden die mittleren Tagesstrecken im Jahresverlauf für einzelne Rehindividuen dargestellt, so ist die Tendenz zur Verlängerung der Laufwege im Februar ebenfalls ersichtlich, aber es werden auch die großen individuellen Unterschiede und die entsprechend großen Schwankungen im Jahresverlauf ersichtlich (Abbildung 60). Für diese Darstellung wurden Rehe ausgewählt, von denen die meisten 24h-Ortungen (13-21) vorlagen. Trotzdem bleibt der Stichprobenumfang klein. Zudem fehlen bei den Tagesstrecken gerade aus den Wintermonaten Dezember und Januar Daten, so dass auf eine umfassende Beurteilung des Sachverhalts an dieser Stelle verzichtet werden muss. Aufgrund der geringen Stichprobengröße ist auch eine Gegenüberstellung der Daten der 24h-Ortung getrennt nach Phase I und II nicht möglich.

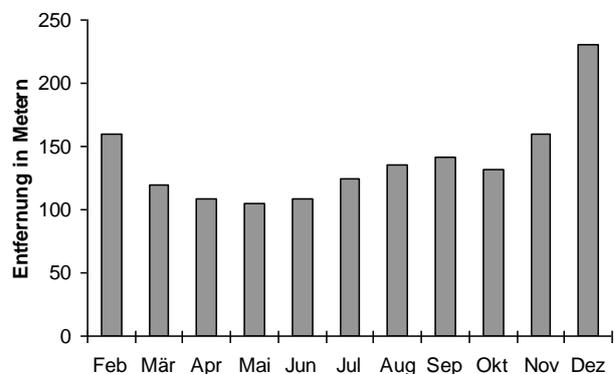


**Abbildung 60: Mittlere Tagesstrecken einzelner Individuen im Jahresverlauf.**

Zusätzliche Daten zur winterlichen Mobilität aus dem Dezember stehen zur Verfügung, wenn nicht auf die Tagesstrecken sondern auf die Entfernungen zurückgegriffen wird, die die untersuchten Rehe im Jahresverlauf bei den 24h-Überwachungen zwischen den einzelnen Ortungen zurücklegten, da hierbei auch auf nicht vollständige Datensätze (weniger als 12 Lokalisationen) zurückgegriffen werden kann. Es zeigt sich eine ähnliche jahreszeitliche Entwicklung der Laufaktivität der Rehe, wie sie anhand der Tagesstrecken festzustellen ist und bestätigt die Tendenz zur Vergrößerung der Laufstrecken im Winter (Abbildung 61). Vom zeitigen Frühjahr bis in den Sommer legen die Rehe die geringsten Entfernungen zwischen zwei Ortungen zurück. Während der Herbstmonate steigt die Kurve langsam an und kulminiert im Dezember, wo die durchschnittlich größten Distanzen zwischen zwei Ortungen im Jahresverlauf ermittelt wurden. Während der Wintermonate legen die betrachteten Rehe fast doppelt so große Strecken zwischen zwei Ortungen zurück wie im Frühjahr und Sommer. Auch hier ist einschränkend zu berücksichtigen, dass der Stichprobenumfang in einigen Monaten gering ist und das Ergebnis von individuellen Eigenheiten der Senderrehe beeinflusst sein kann, eine Verallgemeinerung also nicht zulässig ist.

Auf den ersten Blick scheinen die Ergebnisse der 24h-Ortungen im Widerspruch zu den Resultaten der Streifgebietsberechnung zu stehen. Zwar wurden auch hierbei durchschnittlich größere Streifgebiete im Winter festgestellt, aber dieses konnte statistisch nicht abgesichert werden. Zum einen könnten die Unterschiede dadurch bedingt sein, dass die 24h-Ortungen nicht repräsentativ für das Raumverhalten der Rehe im UG sind. Die Streifgebietsberechnung beruht auf einem deutlich größeren Datenpool und ist weniger durch individuelle Eigenheiten beeinflusst. Andererseits stellt die Streifge-

bietsberechnung eine starke Vereinfachung des Raumverhaltens dar, weil Daten aus Halbjahren (Sommer: 1.5.-31.10., Winter: 1.11.-30.4.) zusammengefasst sind. Es ist offensichtlich, dass diese grobe zeitliche Einteilung keine differenzierten Ergebnisse zulässt, sondern sich mögliche Unterschiede im Betrachtungszeitraum ausgleichen können. Nach den Resultaten der 24h-Ortungen zu urteilen, wären bei engerer zeitlicher Betrachtung der Raumnutzung (z.B. nach Vierteljahren, Winter: 12-2, Frühjahr: 3-5, Sommer: 6-8, Herbst: 9-11) auch größere jahreszeitliche Unterschiede der Streifgebietsgrößen zu erwarten, aber die Stichprobengröße ist für eine derartige Auswertung zu klein.



**Abbildung 61: Mittlere Wegstrecken zwischen zwei Ortungen (max. 2 h Abstand) nach Monaten**

Ein weiterer Grund, warum die nach den 24h-Ortungen deutlich gesteigerte Mobilität der Rehe in den Wintermonaten nicht zu größeren Streifgebieten im Winter führt, könnte auch mit den Ausschlusskriterien (Exkursion) bei der Streifgebietsberechnung zusammenhängen (vgl. Kapitel 3.6.6). Während bei der 24h-Ortung sämtliche Laufstrecken der Rehe gewertet werden, sind bei der Berechnung der Streifgebiete weitere Wanderungen als Exkursionen ausgeschlossen und haben somit auch keinen Einfluss auf die Streifgebietsgröße. Auch Bewegungen außerhalb des UG (z.B. Geiren) werden nicht zum Streifgebiet gezählt. Insofern ermöglichen die 24h-Ortungen ein genaueres Bild der tatsächlichen Raumnutzung einzelner Individuen zu bestimmten Zeiten als die Halbjahresstreifgebiete, die den Sachverhalt vereinfacht darstellen.

Die Raumnutzung einiger Rehe innerhalb von 24 h in verschiedenen Jahreszeiten sind in Abbildung 108 bis Abbildung 111 im Anhang grafisch dargestellt. Dabei konnten nicht immer alle Rehe erfasst werden, sondern in einigen Fällen mussten unvollständige 24h-Ortungen (< 12 Ortungen) verworfen werden. Insofern kann

aus dem Fehlen eines Rehs an einzelnen Peiltagen nicht geschlossen werden, dass sich dieses Tier nicht im Gebiet aufgehalten hat.

Im April (Abbildung 108) durchstreifen die betrachteten Individuen relativ kleine Flächen im Wald, eine Nutzung der Felder findet kaum statt. Auch im Juni (Abbildung 109) sind die innerhalb eines Tages zurückgelegten Strecken gering. Die noch im April am südwestlichen Waldrand stehenden Rehe Nr. 14 (7jährige Geiß) und Nr. 16 (2jährige Geiß) halten sich jetzt vorwiegend im Feld auf. Auch Reh Nr. 28, ein 2-jähriger, wahrscheinlich nicht territorialer Bock, wird hauptsächlich im Feld geortet. Vielleicht wurde er von einem der älteren Böcken (Nr. 20, 22, 30) vertrieben. Auch im August (Abbildung 110) sind die „Tagesstreifgebiete“ relativ klein. Die beiden Rehe 14 und 16 haben sich jetzt ganz ins Feld umgestellt.

Im Vergleich der verschiedenen Monate wird das von ELLENBERG (1978) beschriebene „Pulsieren der Homeranges im Jahresverlauf“ deutlich. Die individuellen Unterschiede in der Raumnutzung zeigen sich während des gesamten Jahresverlaufs. Die beiden Geißen mit der Tendenz zur Feldnutzung (Nr. 14 und 16) behalten diese auch im Winter bei, während andere Individuen eine deutliche Bindung an den Wald haben und nur selten im Feld auftauchen (Nr. 12, 22, 30).

Die 24h-Ortung vom Februar (Abbildung 111) ergibt ein typisches Bild der Raumnutzung im Winter, die sich von allen anderen Jahreszeiten unterscheidet. Die Rehe halten zwar auch im Winter an ihren gewohnten Einständen fest, legen bei der Nahrungssuche aber weitere Strecken zurück und durchstreifen dabei größere Areale als während der Vegetationszeit (vgl. Reh 14, 16, 20), was zu einer größeren Überlappung der Streifgebiete im Winter führt. Es kommt also nicht zu einer Verringerung der Laufaktivität, wie es aus energetischer Sicht bei gedrosseltem Stoffwechsel im Winter zu erwarten wäre.

Dieses könnte damit zusammenhängen, dass die Winter im UG relativ mild bleiben und höhere Schneelagen die Ausnahme sind (vgl. Kapitel 9.2). Gerade die Schneehöhe ist aber bei Rehen der entscheidende Faktor für den Mehraufwand an Energie im Winter. Einsinktiefen von etwa der Hälfte der Carpuslänge können den Energieaufwand für die Fortbewegung bei Paarhufern verdoppeln (PARKER et al 1984 in DWORSCHAK 1990) und Schneefälle können zu einem deutlichen Rückgang der Mobilität von Rehen führen (ELLENBERG 1978, BÜTTNER 1980). Die von THOR (1988) bei Rehen im Bay-

erischen Wald beobachtete Abwanderung aus schneereichen Hochlagen (durchschnittliche Schneehöhe > 50cm während ca. 3 Monate) in tiefer gelegene Bereiche und die Verringerung der Winter-Homeranges kann als Energiesparstrategie und Anpassung an den Schnee verstanden werden (DWORSCHAK 1990).

Dagegen besteht für die Rehe im Borgerhau mangels hoher Schneelagen anscheinend keine Notwendigkeit, die Laufaktivität im Winter zu drosseln, sondern sie müssen, um die außerhalb der Vegetationszeit verstreuter liegenden Nahrungsressourcen nutzen zu können, weitere Laufwege als im Sommer zurücklegen. Zum Energiesparen können die Tiere auf kurzfristige Schneefälle mit verminderter Fortbewegung reagieren. Es ist wahrscheinlich, dass ihre Raumnutzung im Winter in erster Linie von der Verfügbarkeit der Winteräsung bestimmt wird, doch dieser Sachverhalt (Vergleich von Peildaten mit Vegetationsaufnahmen) ist noch genauer zu prüfen und wird zu einem späteren Zeitpunkt veröffentlicht werden. Ob sich die Rehe nach Einstellung der Fütterung im Borgerhau an Fütterungen in der Nachbarschaft umstellten, kann nicht beurteilt werden, weil hierfür keine Daten vorliegen.

## 6.4 Beobachtungshäufigkeit des Rehwildes im Jahresverlauf

Es ist allgemein bekannt, dass sich Rehe nicht zu allen Jahreszeiten gleichermaßen gut beobachten lassen. Die Sichtbarkeit schwankt sogar sehr stark im Jahresverlauf. Sowohl Bestandseinschätzungen, wie auch die jagdliche Nutzung müssen hierauf abgestimmt sein, um optimale Resultate zu erzielen.

Da bei jeder systematisch durchgeführten Beobachtungsfahrt im Untersuchungsrevier ein Erhebungsbogen ausgefüllt wurde, aus dem unter anderem die Anzahl der gesehenen Rehe zu entnehmen ist, besteht hier die Möglichkeit, die Beobachtungshäufigkeit im Jahresverlauf näher zu analysieren und Rückschlüsse auf die Sichtbarkeit des Rehwildes zu ziehen.

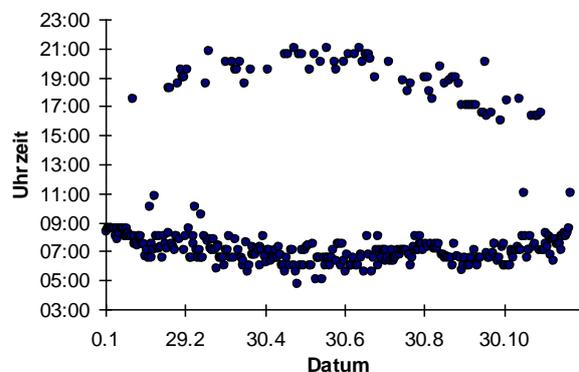
Für die Zeit von 1990 bis 1995 liegen 386 derartige Erhebungsbögen vor. Sie verteilen sich auf alle 12 Monate des Jahres. Insgesamt 3.745 Rehbeobachtungen wurden hierbei registriert. Die Beobachtungsfahrten erfolgten zwar nicht nach einem exakt festgelegten Schema hinsichtlich Zeitdauer und Fahrtroute, wie das z.B. bei einer Linientaxation der Fall ist. Dennoch sind die monatsweise gemittelten Beobachtungshäufigkeiten (Anzahl der pro Beobachtungsfahrt registrierten Rehe) hinreichend repräsentativ für Rückschlüsse auf die Sichtbarkeit von Rehen im Jahresverlauf und zwar aus folgenden Gründen:

- In der Regel war bei jeder Beobachtungsfahrt das Wegenetz im Waldteil des Untersuchungsgebietes abgedeckt.
- Die Beobachtungshäufigkeit der Rehe ist in der zweiten Versuchsphase um ziemlich genau den gleichen Anteil niedriger wie die tatsächliche Bestandsdichte. Und zwar liegt die mittlere Anzahl der pro Fahrt registrierten Rehe in der Versuchsphase 1 bei 11,6 Rehen, in der zweiten Versuchsphase dagegen bei 8,0; das entspricht einer Absenkung um 31% (Tabelle 37). Die Differenz zwischen den mittleren Frühjahrsdichten von Versuchsphase 1 und 2 beträgt 30% (vgl. Kapitel 1.1). Diese Übereinstimmung kann nur bei annähernd gleichmäßiger Beobachtungsintensität erreicht werden.

Die Beobachtungsfahrten fanden morgens und abends statt, mit einer deutlichen Mehrzahl in den frühen Morgenstunden (Abbildung 62). Die durchschnittliche Dauer einer Beobachtungsfahrt betrug 1 Stunde und 15 Minuten.

**Tabelle 37: Übersicht zur Anzahl der ausgewerteten Beobachtungsbögen und zur Anzahl der Rehsichtungen bei Beobachtungsfahrten im Untersuchungsgebiet (Zeitraum 1990 bis 1995).**

	Versuchsphase 1	Versuchsphase 2	Gesamt
Anzahl Beobachtungsbögen	181	205	386
Gesamtzahl beobachteter Rehe	2.101	1.644	3.745
Anzahl Rehe pro Beobachtungsbogen	11,6	8,0	9,7



**Abbildung 62: Verteilung der Startzeiten bei den Beobachtungsfahrten. Eine Beobachtungsfahrt dauerte im Durchschnitt 1 Stunde und 15 Minuten.**

Bei der Darstellung der Beobachtungshäufigkeiten im Jahresverlauf ergibt sich eine Kurve, die in ähnlicher Form auch von ELLENBERG (1975) nach Beobachtungen im Rehgatter Stammham beschrieben wird (Abbildung 63).

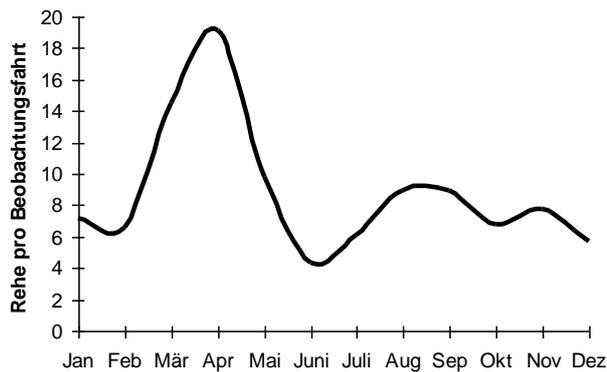
Die Sichtbarkeit der Rehe ist demnach im Juni sowie in den Herbst- und Wintermonaten am geringsten. Ab März geht sie steil in die Höhe und erreicht im April das absolute Maximum des ganzen Jahres. Ein zweites, aber wesentlich geringeres Maximum wird im August/September erreicht. Im November erhöht sich die Sichtbarkeit ebenfalls, aber nur geringfügig.

Der Verlauf der Kurve könnte zwar durch folgende Faktoren beeinflusst sein:

- Durch ungleichmäßiges Futterangebot im Jahresverlauf: Während der ersten Versuchsphase wurde von Oktober bis April gefüttert. Im März/April erfolgte die Futterauslage an Stellen, die eine fotografische Dokumentation von Rehindividuen erleichtern sollte. Dies könnte zur Erhöhung der Sicht-

barkeit der Rehe vor allem im März/April beigetragen haben.

- Durch Änderungen der Deckungsverhältnisse im Jahresverlauf.
- Durch die jährliche Bestandsdynamik: Es wandern z.B. zwischen April und September über die Hälfte der Schmalrehe und Jährlinge ab. Böcke, Jährlinge und Schmalrehe unterliegen in dieser Zeit auch der jagdlichen Nutzung. Ab September beginnt die Jagdzeit für Geißen und Kitze.



**Abbildung 63: Beobachtungshäufigkeit der Rehe im Jahresverlauf.** Dargestellt ist die mittlere Anzahl der beobachteten Rehe pro Beobachtungsfahrt durch das Untersuchungsrevier. (3.745 Rehe bei 386 Beobachtungsfahrten von 1990 bis 1995; geglättete Kurve).

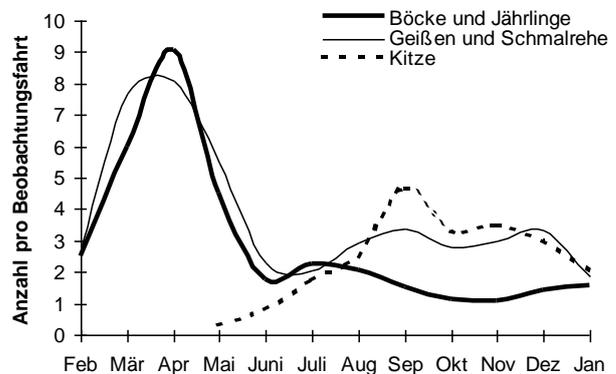
Jedoch ist zwischen Fütterungsart oder -zeit und Sichtbarkeit der Rehe kein gesetzmäßiger Zusammenhang ersichtlich. Es müsste sonst die Sichtbarkeit nicht nur im März/April sondern auch im Oktober, mit Fütterungsbeginn, zunehmen. Das Gegenteil ist aber der Fall. Werden nur Daten aus der Versuchsphase 2 (ohne Fütterung) herangezogen, resultiert kein abweichender Kurvenverlauf für die Beobachtungshäufigkeit im Jahresverlauf. Weiterhin liegen die Änderungen der Beobachtungshäufigkeit weit über den saisonalen Änderungen der Bestandsdichte. Schließlich gibt es zwischen Januar und März/April überhaupt keine wesentlichen Bestandsänderungen und auch keine Änderungen bei den Deckungsverhältnissen. Trotzdem schnell die Beobachtungshäufigkeit in die Höhe.

Der Verlauf der Kurve ist somit in erster Linie mit der Biologie des Rehwildes zu erklären; er ergibt sich letztlich durch Phasen mit unterschiedlicher Stoffwechselintensität und/oder wechselnder Aktivität:

Das Frühjahrsmaximum entsteht durch erhöhten Nährstoffbedarf und durch erhöhte Aktivität. Die Winterreserven sind aufgebraucht. Die weit vorangeschrittene Embryonalentwicklung for-

dert bei den weiblichen Stücken besondere Nährstoffzufuhr. Rangordnungen werden neu bestimmt und Territorien festgelegt.

Das Spätsommermaximum (August/ September) zerfällt bei einer nach Klassen getrennten Auswertung in zwei verschiedene Gipfel: Für Böcke und Jährlinge liegt der Gipfel in der Zeit der Brunft, die von Mitte Juli bis Mitte August andauert. Die Sichtbarkeit der Geißen, Schmalrehe und Kitze erreicht jedoch erst im September das zweite Hoch (Abbildung 64). Die Kitze werden nach der Setzperiode ab Juni in zunehmender Anzahl sichtbar. Am Anfang ihrer Jagdzeit werden sie am häufigsten gesehen, danach fällt die Beobachtungshäufigkeit stark ab. Dieser Rückgang wird auch hier keineswegs nur durch Kitzverluste, z.B. im Rahmen der jagdlichen Nutzung hervorgerufen: Von September bis Oktober nimmt die Beobachtungshäufigkeit bereits um 30% ab, bis Januar sinkt sie um insgesamt 55%. Es werden im Mittel aber nur 20% der Kitze erlegt, die Gesamtverluste einschließlich Abwanderung, Fallwild usw. betragen für den noch längeren Zeitraum von September bis April nur 34%. (vgl. Tabelle 22, Kapitel 5.4.2).



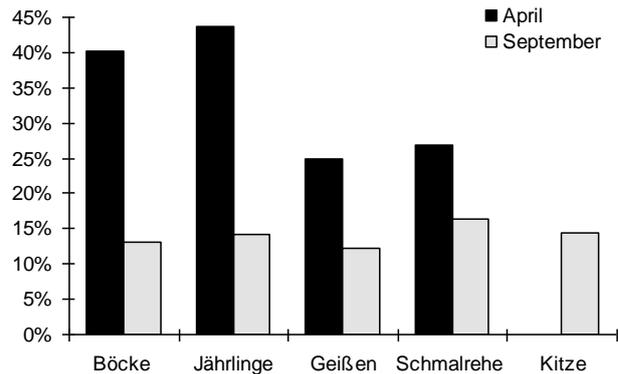
**Abbildung 64: Beobachtungshäufigkeit im Jahresverlauf für verschiedene Klassen (geglättete Kurven).** Beachte, dass zur Verdeutlichung der geringen Beobachtungshäufigkeit am Ende der Jagdzeit, die Kurven (im Unterschied zu Abbildung 63) mit dem Monat Februar beginnen und im Januar enden.

Böcke und Jährlinge sind im April besser als Geißen und Schmalrehe zu beobachten, und bei ihnen sind die jahreszeitlichen Unterschiede in der Sichtbarkeit besonders stark ausgeprägt. Dies geht schon aus Abbildung 64 hervor: Obwohl die männlichen Stücke im Frühjahrsbestand in der Minderzahl sind, werden sie häufiger als die weiblichen Stücke gesehen. Noch deutlicher werden diese Verhältnisse, wenn dargestellt wird, welche Anteile der tatsächlich im Untersuchungsgebiet vorhandenen Bestände verschiedener Klassen jeweils beobachtet

werden: Im April werden bei einer Beobachtungsfahrt durchschnittlich 40% aller zu diesem Zeitpunkt vorhandenen Böcke gesehen, bei den Jährlingen sind es sogar 44%. Dagegen werden pro Beobachtungsfahrt durchschnittlich nur 25% der Geißen und 27% der Schmalrehe gesehen. Im September bestehen hinsichtlich der Sichtbarkeit keine großen Unterschiede zwischen den Klassen. Die Anteile der gesehene Stücke einer Klasse bewegen sich zu diesem Zeitpunkt zwischen 13 und 16% (Abbildung 65).

Anzumerken ist an dieser Stelle noch, dass in der normalen Revierpraxis vermutlich nie so hohe Anteile des Bestandes bei einer Beobachtungsfahrt sichtbar werden, wie dies hier der Fall war. Im Forschungsrevier waren die Rehe schon viele Jahre lang an die Art und Weise der Beobachtungstechnik gewöhnt, was schließlich zu einer außergewöhnlich geringen Fluchtdistanz führte. Bereits ein Fahrzeugwechsel hatte nach Eindruck des Beobachters eine geringere Sichtbarkeit der Rehe zur Folge. Die mosaikartige Verteilung von Einständen und einsehbaren Flächen trugen weiterhin zur guten Beobachtbarkeit bei.

Zurückgreifend auf Abbildung 64 sind noch einmal die Tiefs bei den Beobachtungshäufigkeiten hervorzuheben. Sie ergeben sich im Winter, im Juni und im Oktober. ELLENBERG (1975) benennt diese „Wellentäler“ mit den Begriffen Winter-, Frühsommer- und Herbstruhe. Er beschreibt darüber hinaus noch eine Spätsommerruhe Ende August, die sich an die Brunft anschließt, die bei der hier gewählten Art der Darstellung jedoch nicht sichtbar wird. Diese Bezeichnungen sind sehr anschaulich und sollten letztlich auch bei der praktischen Jagdausübung mehr Berücksichtigung finden (vgl. HESPELER (1989)).



**Abbildung 65: Anteile des bei einer Beobachtungsfahrt gesehenen Bestandes verschiedener Klassen (Böcke, Jährlinge, Geißen, Schmalrehe und Kitz). Vergleichsbasis sind die mittleren Bestände der gewählten Klassen (nach Bestandseinschätzungen zu den Stichtagen 1. April und 1. September) und die durchschnittlichen Beobachtungshäufigkeiten für die entsprechenden Monate im Zeitraum 1990 bis 1995.**

## 7 Verbiss an Forstgehölzen

### 7.1 Verbiss an Fichten

#### 7.1.1 Erhebungen der Forstreferendare

Diese Erhebungen gehören nicht zur Projekt-konzeption Borgerhau im engeren Sinne. Sie wurden aber während der Projektlaufzeit im Forschungsrevier durchgeführt und sollen deshalb hier ergänzend berücksichtigt werden.

Die Erhebungen wurden an Fichtenkulturen begonnen, die 1986 bzw. 1987 im Verband 3 x 1 m mit 2 + 2 Pflanzen begründet wurden. Da die Kulturen ein normales Höhenwachstum aufwiesen, entwachsen die Flächen vor Projektende dem Rehäser.

Bei diesen Erhebungen wurde jeweils im September der Verbiss für das vorausgegangene Jahr, getrennt nach Winter- und Sommergebiss, aufgenommen. Insgesamt waren sechs Erheber bei Aufnahmen auf zwei Flächen beteiligt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 38 und Tabelle 39 aufgeführt.

Allgemein ist eine starke Schwankung des Verbisses festzustellen, und zwar innerhalb eines Jahres (Sommer-/Wintergebiss), von Jahr zu Jahr und auch von Fläche zu Fläche. Mit Ausnahme der Aufnahme von 1993 wurden die Aufnahmen alle innerhalb der ersten Versuchsphase durchgeführt. Die einzige Aufnahme in

Phase 2 (ohne Fütterung) von 1993 weist jedoch keine gravierenden Veränderungen gegenüber den Vorjahren auf. Der Wintergebiss (nur Wintergebiss + kombinierter Winter- und Sommergebiss) erreicht mit 24,5% nicht den Spitzenwert von 1992 (30,7%) und auch der Sommergebiss (nur Sommergebiss + kombinierter Winter- und Sommergebiss) erreicht mit 17,8% nicht den Wert von 1991 (20,8%).

Eine in jedem Fall genaue Unterscheidung zwischen Sommer- und Wintergebiss ist jedoch nach unserer Auffassung bei diesen nur einmal jährlich erfolgten Aufnahmen nicht möglich.

Während der Aufnahmen war der Rehwildbestand kontinuierlich rückläufig. Trotzdem stieg das Verbissprozent an: Auf Fläche 1 von 25,1% auf 40,4% und auf Fläche 2 von 16,7% auf 38,0%. Möglicherweise nahm der Verbiss zu, weil sich die Kultur Schloss, deshalb bessere Sichtdeckung bot und gleichzeitig immer weniger Pflanzen noch im Bereich des Äsers verblieben, auf die sich dann der Verbiss konzentrierte.

Die Verbissprozent sind erheblich. Trotzdem wird das waldbauliche Ziel auf diesen Flächen erreicht. Die Kultur wächst zu einer geschlossenen Dichtung heran.

**Tabelle 38: Verbißerhebungen an Fichten, Aufnahmefläche 1 (1,28 ha).**

Jahr	Anzahl Fichten unter 131 cm	Terminalgebiss nur Winter	Terminalgebiss nur Sommer	Terminalgebiss im Winter und auch im Sommer	Gesamter Terminalgebiss	Seitengebiss Stufe 0	Seitengebiss Stufe 1	Seitengebiss Stufe 2
1988	1.092	20,3 %	4,3 %	0,5 %	25,1 %	8,8 %	0,1 %	0,0 %
1989	1.092	12,4 %	10,8 %	1,2 %	24,4 %	14,8 %	1,1 %	0,0 %
1990	981	12,9 %	15,3 %	4,1 %	32,3 %	25,6 %	1,9 %	0,0 %
1991	712	17,0 %	16,1 %	7,3 %	40,4 %	23,8 %	6,3 %	3,0 %

**Tabelle 39: Verbißerhebungen an Fichten, Aufnahmefläche 2 (1,20 ha).**

Jahr	Anzahl Fichten unter 131 cm	Terminalgebiss nur Winter	Terminalgebiss nur Sommer	Terminalgebiss im Winter und auch im Sommer	Gesamter Terminalgebiss	Seitengebiss Stufe 0	Seitengebiss Stufe 1	Seitengebiss Stufe 2
1990	765	6,8 %	7,3 %	2,6 %	16,7 %	10,4 %	0,2 %	0,0 %
1991	638	11,1 %	16,1 %	4,7 %	31,9 %	17,6 %	2,9 %	0,7 %
1992	444	29,1 %	3,4 %	1,6 %	34,2 %	37,4 %	13,5 %	0,0 %
1993	163	20,2 %	13,5 %	4,3 %	38,0 %	?	0,0 %	0,0 %

### 7.1.2 Fichtenverbiss im Jahresablauf

Mit dem von der Wildforschungsstelle durchgeführten Verbißmonitoring sollte die jahreszeitliche Verteilung des Fichtenverbisses erfasst werden. Insbesondere ging es hierbei um eine genauere Unterscheidung zwischen Sommer- und Winterverbiss. Hierzu wurde monatlich von Mai bis April des folgenden Jahres der Terminaltriebverbiss an indirekt, aber eindeutig markierten Fichten ermittelt. Die Aufnahmen erfolgten 1993/94 sowie 1994/95 in zwei verschiedenen Probeflächen einer Fichtenkultur. Da die Untersuchungsflächen, auf denen die Forstreferendare ihre Erhebungen zum Fichtenverbiss durchgeführt hatten (Kap. 7.1.1) dem Rehäser entwachsen waren, mussten für das Verbißmonitoring neue Flächen ausgewählt werden.

Der Gesamtbefund der Aufnahmen ist in Tabelle 40 und Tabelle 41 aufgeführt. In beiden Jahren überwiegt der Sommerverbiss deutlich. Werden die Verbißereignisse monatsweise aufgeführt, so ergibt sich eine deutliche Konzentration des Verbisses in den Monaten Juni und Juli (Abbildung 66).

**Tabelle 40: Übersicht über die Ergebnisse des Verbißmonitorings 1993/94.**

Kategorie	%	Anzahl Fichten	Höhe Mai 1993	Höhe April 1994	Höhenzuwachs
Fichten, im Mai 1993 < 131 cm Höhe					
Gesamt	100%	829	78,7	113,9	35,1
abgestorben	1,1%	9	71,6	91,6	20
unbeschädigt	65,9%	546	81,5	121,5	40
Insekten/Pilze	8,4%	70	71,3	100,8	29,5
Hagel	3,0%	25	91,5	131,5	40
entnommen	1,8%	15	86,5		
verbissen	19,8%	164	70,4	92,5	22,1
Sommerverbiss	18,3%	152	70,7	93,2	22,5
Winterverbiss	1,4%	12	67,3	84,3	17
Fichten, auch im April 1994 noch < 131 cm Höhe					
Gesamt	100%	575	69,6	96,9	27,2
Sommerverbiss	25,7%	148	70	91,6	21,6
Winterverbiss	2,1%	12	67,3	84,3	17

Auffallend war das große Sommer-Äsungsangebot auf den Aufnahmeflächen. Dort waren Weidenröschen, Brombeere, Bergahorn und eine Vielzahl krautiger Pflanzen vertreten. Trotz allem wurden die frischen Fichtentriebe verbissen. Dies kann nur auf eine hohe Attraktivität dieser Pflanzenteile und nicht auf Nahrungsmangel zurückgeführt werden.

tivität dieser Pflanzenteile und nicht auf Nahrungsmangel zurückgeführt werden.

Bei einem Pflanzverband von 3 x 1 m stocken 3.333 Fichten auf einem Hektar. Bei einer angenommenen Kulturgröße von 3 ha (Forstliches Gutachten) wären hochgerechnet 10.000 Fichten vorhanden. Bei einem Sommerverbiss von 84 Pflanzen auf 4.200 m<sup>2</sup> (wie festgestellt im Jahr 1994) ergäben sich 600 verbissene Fichten auf der Gesamtfläche. Bei einem Zeitraum von 40 Tagen (Verbißschwerpunkt im Juni und Anfang Juli) würden täglich 15 Fichten verbissen. Dieser Verbiss könnte ohne weiteres von einem einzelnen Reh bewerkstelligt werden. Diese Hochrechnung ist natürlich hypothetisch, relativiert aber anschaulich den Anteil der Fichten an der Rehwildäsung.

**Tabelle 41: Übersicht über die Ergebnisse des Monitorings 1994/95.**

Kategorie	%	Anzahl Fichten	Höhe Mai 1994	Höhe April 1995	Höhenzuwachs
Fichten, im Mai 1994 < 131 cm Höhe					
Gesamt	100%	961	96	128,4	32,3
abgestorben	3,1%	30	90,8	99,8	9
unbeschädigt	81,0%	778	98,6	134,5	35,9
Insekten/Pilze	6,0%	58	91,7	112,5	13,5
verbissen	9,9%	95	79,8	97	17,2
Sommerverbiss	8,7%	84	80,3	97,9	17,6
Winterverbiss	1,1%	11	75,7	89,9	14,2
Fichten, auch im April 1995 noch < 131 cm Höhe					
Gesamt	100%	486	81,5	99,9	18,4
Sommerverbiss	15,8%	77	78,8	92,6	13,9
Winterverbiss	2,3%	11	75,7	89,9	14,2

Das Gesamtverbissprozent (Sommer- und Winterverbiss) der beiden Aufnahmen liegt mit 27,8%, bzw. 18,1% innerhalb der Spannweite, die bei den Aufnahmen der Forstreferendare festgestellt wurde (16,7% bis 40,4%).

Das Verbißmonitoring bestätigt die Verbißobergrenze für Rehwild von 1,30 m. Nur wenige Pflanzen wiesen bei einer Höhe von mehr als 1,30 m noch Leittriebverbiss auf.

Da es keine dem Monitoring entsprechende Erhebungen aus dem Zeitraum vor 1993 gibt, sind auch keine Aussagen darüber möglich, ob sich die Relation zwischen Sommer- und Winterverbiss in den einzelnen Versuchsphasen verschoben hat.

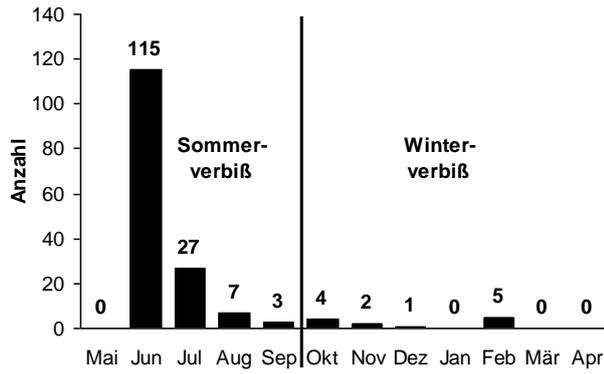


Abbildung 66: Terminaltriebverbiss im Rahmen des Fichtenmonitorings 1993/94. Dargestellt ist die Anzahl der Fichten mit Verbiss in den einzelnen Monaten.

### 7.1.3 Diskussion und Zusammenfassung der Ergebnisse zum Fichtenverbiss

Obwohl die Verbißaufnahmen der Forstrefendare (Kapitel 7.1.1) nicht mit den Aufnahmen im Rahmen des Monitorings (Kapitel 7.1.2) vergleichbar sind (jeweils unterschiedliche Flächen, Aufnahmezeitpunkte und Aufnahmemethoden), sollen die Ergebnisse hier einander gegenübergestellt werden. Es zeigt sich folgendes:

#### Zum Sommer- und Winterverbiss:

Tabelle 42: Vergleich der Ergebnisse der Verbißerhebungen an Fichte (Flächen 1 u. 2 = einmalige Aufnahme jeweils im September, Monitoring = zusammengefasstes Ergebnis monatlicher Aufnahmen).

Jahr	Sommerverbiß	Winterverbiß	Anteil des Sommer- am Gesamtverbiß	Gesamtverbiß bezogen auf Pflanzen < 1,31 m
<b>Fläche 1 (jeweils nur eine Aufnahme im September)</b>				
1987/88	4,3%	20,3%	17,5 %	25,1 %
1988/89	10,8%	12,4%	46,6 %	24,4 %
1989/90	15,3%	12,9%	54,3 %	32,3 %
1990/91	16,1%	17,0%	48,6 %	40,4 %
<b>Fläche 2 (jeweils nur eine Aufnahme im September)</b>				
1989/90	7,3%	6,8%	51,8 %	16,7 %
1990/91	16,1%	11,1%	59,2 %	31,9 %
1991/92	3,4%	29,1%	10,5 %	34,2 %
1992/93	13,5%	20,2%	40,1 %	38,0 %
<b>Monitoring 1 (monatliche Aufnahmen)</b>				
1993/94	18,3%	1,4%	92,7 %	27,8 %
<b>Monitoring 2 (monatliche Aufnahmen)</b>				
1994/95	8,7%	1,1%	88,4 %	18,1 %

Die Anteile des Sommer- und Winterverbisses sind je nach Erhebungsmethode sehr unter-

schiedlich (Tabelle 42, Abbildung 67).

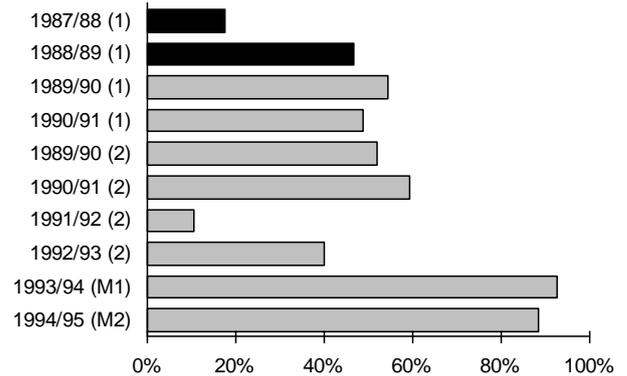


Abbildung 67: Anteil des Sommerverbisses am Gesamtverbiß. (1) und (2) = nach jährlich einmaliger Aufnahme im September; M1 und M2 = bei monatlicher Aufnahme. Die Ergebnisse von M1 und M2 sind nicht mit den übrigen vergleichbar. (Nach Werten aus Tabelle 42).

Bei nur einmal jährlich durchgeführter Verbißaufnahme liegt der Anteil des Sommerverbisses in den meisten Jahren in der Größenordnung von 50%, bei den zeitnahen Erhebungen des Monitorings dagegen in der Größenordnung von 90%.

Demnach wird vermutlich der Sommerverbiss bei nur einmal jährlich durchgeführter Aufnahme weit unterschätzt.

#### Zum Gesamtverbiss:

Der Gesamtverbiss (Sommerverbiss + Winterverbiss + Verbiss sowohl im Sommer als auch im Winter) schwankt auch im selben Aufnahmehjahr stark von Aufnahme- fläche zu Aufnahme- fläche (Abbildung 68: vgl. Höhe der grauen und schwarzen Säule im Jahr 89/90).

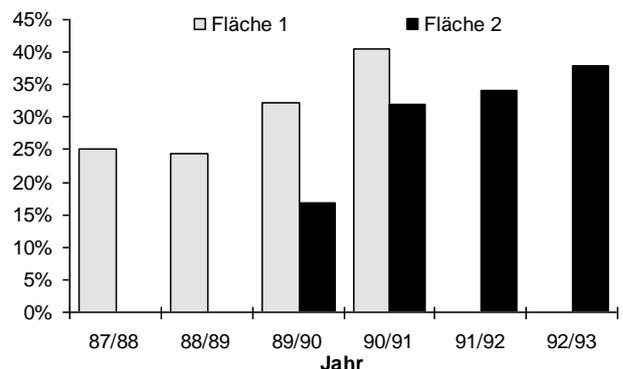


Abbildung 68: Terminaltriebverbiss an Fichten (< 131 cm) nach den Erhebungen der Forstrefendare (nach jährlich einmaliger Aufnahme im September auf zwei Probeflächen, F1 und F2). Bis auf das Jahr 92/93 fallen alle Aufnahmen in die Versuchsphase mit Fütterung.

Innerhalb derselben Fläche und bei über mehrere Jahre hinweg gleichbleibender Aufnahmemethode (bei den Verbißaufnahmen der Forstreferendare) nimmt das Verbissprozent von Jahr zu Jahr trotz rückläufiger Wildddichte zu (Abbildung 68). Bis auf das Aufnahmejahr 92/93 fallen diese Erhebungen in die Versuchsphase mit Fütterung. Als mögliche Erklärung für die Zunahme des Verbisses wurde oben bereits ausgeführt, dass die Fichten an Deckungswert gewinnen, aber gleichzeitig auch aus dem Äser herauswachsen (damit steigt der Verbißdruck auf die in abnehmender Zahl verbleibenden Fichten geeigneter Höhe).

Der in Versuchsphase 2 im Rahmen des Monitorings auf zwei anderen Flächen ermittelte Fichtenverbiss liegt innerhalb der Schwankungsbreite, die für die erste Versuchsphase besteht (16,7 - 40,4%), fällt allerdings ab von 27,8% (1993/94) auf 18,1% (1994/95). Ein Zusammenhang mit der in diesem Zeitraum stärker rückläufigen Wildddichte ist nicht auszuschließen. Gegen diesen Zusammenhang sprechen aber die vorstehend beschriebenen Befunde an einer längeren Zeitreihe. Die Unterschiede können allein aufgrund der jährlichen und lokalen Schwankungsbreite entstehen.

Die Ergebnisse des Forstlichen Gutachtens zum Abschussplan, bei dem der aufgelaufene Terminaltriebverbiss der jeweils letzten drei Jahre geschätzt wird, können hier ebenfalls herangezogen werden. Danach ist von einer gleichbleibenden mittleren Verbißbelastung an der Fichte zwischen 1989 und 1995 auszugehen (Tabelle 43). Unterschiede zwischen den Versuchsphasen gibt es nicht.

**Tabelle 43: Verbißstufen an der Fichte nach dem Forstlichen Gutachten zum Abschussplan. Für Verbißstufe 2 müssen zwischen 21 % und 50 % Pflanzen innerhalb der letzten drei Jahre verbissen worden sein.**

Jahr	Baumart	Fläche	Verbißstufe
1989	Fichte	7,0 ha	2 (mittel)
1992	Fichte	6,0 ha	2 (mittel)
1995	Fichte	3,0 ha	2 (mittel)

**Zusammenfassend** ergeben sich unter Berücksichtigung der Ergebnisse aller Erhebungen folgende Aussagen zum Fichtenverbiss:

- Der insgesamt als sehr hoch zu bezeichnende Verbiss an Fichten ist zwar zweifellos eine Folge der allgemein hohen Wildddichte im Untersuchungsgebiet. Aber darüber hinaus ist im Rahmen der hier festgestellten (erheblichen) Schwankungsbreite der Verbissprozente kein eindeutiger Zusammenhang mit Änderungen der Rehwildddichte abzuleiten.
- Ein hoher Anteil des Gesamtverbisses entfällt auf den Sommerverbiss.
- Der Sommerverbiss konzentriert sich auf die Zeit des Austriebes (Juni, Anfang Juli) und ist in dieser äsungsreichen Jahreszeit keine Folge von Nahrungsmangel.
- Ein Sommerverbiss, der hauptsächlich während des Austriebes erfolgt, beeinträchtigt die Pflanze weniger als Winterverbiss, da sie noch innerhalb der Vegetationsperiode reagieren kann (Ersatztrieb mit Terminalknospe).
- Bei einer nur einmal jährlich stattfindenden Verbißaufnahme ist eine genaue Unterscheidung zwischen Sommer- und Winterverbiss nicht möglich.
- Vergleiche zwischen den Versuchsphasen hinsichtlich der Relationen Sommer- zu Winterverbiss sind auf Grund der unterschiedlichen Erhebungsmethoden nicht möglich.
- Die artgerechte, intensive Fütterung konnte den Winterverbiss nicht verhindern.
- Ein Zusammenhang zwischen Verbissintensität und Winterfütterung ist nicht ersichtlich. Der Fichtenverbiss stieg nach Einstellung der Fütterung (bei rückläufiger Wildddichte) nicht an, er nahm aber auch nicht in eindeutiger Weise ab. Für die These, dass Winterfütterung den Verbiss verringert, konnten daher keine unterstützenden Anhaltspunkte gefunden werden.

## 7.2 Verbiss in Laubholzbeständen

Einleitend zu diesem Kapitel ist hervorzuheben, dass es im Untersuchungsgebiet keine zur Verjüngung anstehenden Laubholzbestände gab. Deshalb müssten die Verbißerhebungen in den zu Versuchsbeginn etwa 80-jährigen, eichenreichen Buchenbeständen durchgeführt werden. Das heißt, die aufgenommene Naturverjüngung befand sich unter einem geschlossenen Kronendach und stand unter entsprechend geringem Lichtgenuss und damit unter ungünstigen Wuchsbedingungen. Nach der umfangreichen Untersuchung von ROTH (1995) werden die einzelnen Höhenstufen der Naturverjüngung unterschiedlich stark verbissen. Er konnte für alle Flächen einen Schwerpunkt der Verbißbelastung in der Höhenstufe 40 - 100 cm feststellen. In unserem Untersuchungsgebiet erreichte die Naturverjüngung am Ende der Untersuchungen jedoch gerade eine mittlere Höhe von 22 cm. Die am stärksten verbissgefährdete Pflanzhöhe war also kaum vertreten. In den mittelalten Beständen erfolgten noch keine forstlichen Eingriffe zur Förderung der Naturverjüngung. Unter diesen Umständen entsteht durch Wildverbiss kein waldbaulicher Schaden, denn ein Schaden setzt voraus, dass ein klar definiertes, *wirtschaftliches* Ziel (die Verjüngung) nicht erreicht werden kann. Die ermittelten Daten zum Verbiss sind auch nicht übertragbar auf die Verhältnisse in Kulturflächen, wo ganz andere Wuchsbedingungen für die Jungpflanzen bestehen.

Gleichwohl zeigen die jährlich durchgeführten Erhebungen, wie das Wild die holzigen Pflanzen nutzt und ob dadurch das Naturverjüngungspotential eingeschränkt wird. In erster Linie sollten Trends in der Verbißbelastung aufgezeigt werden, und es sollte überprüft werden, ob es Unterschiede in den Phasen mit und ohne Winterfütterung gibt. Für diese Fragestellungen sind die Verbißerhebungen in den Laubholzbeständen, trotz der oben genannten Einschränkungen, jedenfalls geeignet.

Verbißaufnahmen in Laubholzbeständen wurden in erster Linie jährlich auf 49 Probekreisen von je 10 m<sup>2</sup> durchgeführt. Die Lage der dauerhaft markierten Probekreise wurde durch ein 70

x 70 m Raster bestimmt. Auf Kontrollzäune wurde verzichtet. Die Aufnahmemethodik wurde von der Forstdirektion Tübingen festgelegt. Darüber hinaus erfolgten zwei Verbißaufnahmen (im Herbst 1992 und im Herbst 1995) auf den Probeflächen, die für die Vegetationsaufnahmen vorgesehen waren. Dabei wurden jeweils 14 Flächenpaare (gezäunt / ungezäunt) aufgenommen.

Die jährlichen Erhebungen in Probekreisen ermöglichen auch eine Hochrechnung auf die Pflanzendichte. Dies kennzeichnet die untersuchte Naturverjüngung allgemein und ermöglicht, die nachfolgenden Ergebnisse in geeigneten Bezug zu setzen. Die Pflanzendichte erreicht zum Teil sehr hohe Werte (

Tabelle 44). Für eine natürliche Verjüngung der Fläche wäre ein ausreichendes Potential vorhanden. Am Waldrand und an den Wegrändern, wo die Pflanzen mehr Licht als im geschlossenen Bestand genießen konnten, wuchsen deutlich mehr und auch vitalere Pflanzen als im Bestand.

### 7.2.1 Ergebnisse der Aufnahmen in Probekreisen

Die Verbißaufnahme auf den Probekreisen erfolgte durch einen Mitarbeiter der Wildforschungsstelle nach Vorgaben der Forstdirektion Tübingen. Weil die Aufnahmen an festgelegten Punkten erfolgten, sind die Ergebnisse aus allen Jahren direkt miteinander vergleichbar.

In Tabelle 45 sind zunächst alle aufgenommenen Pflanzen aufgeführt. Für die weitere Auswertung werden alle Pflanzen bis 15 cm Höhe vernachlässigt, da in diese Größenkategorie die meisten Keimlinge fallen. Bei den Keimlingen besteht jedoch eine große Dynamik, die weniger vom Wildverbiss als durch andere Faktoren, wie u.a. Samenfall im Vorjahr bestimmt wird (Abbildung 69).

**Tabelle 44: Pflanzendichte in der untersuchten Naturverjüngung in den einzelnen Jahren.**

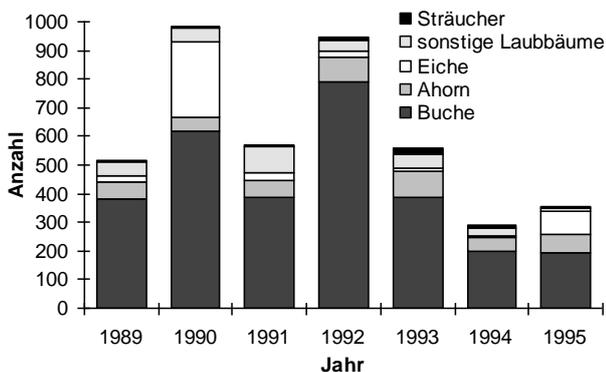
Jahr	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Mittlere Pflanzenzahl je ha	21.860	29.878	20.592	29.816	24.449	18.673	19.041
Maximale Pflanzendichte je ha	90.000	142.000	70.000	133.000	127.000	109.000	122.000

**Tabelle 45: Pflanzenarten und Pflanzenanzahl bei den Verbißaufnahmen auf Probekreisen.**

Baumart	Anzahl aller Pflanzen						
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Bergahorn	68	74	72	92	99	71	76
Buche	756	925	667	1143	874	668	629
Eiche	47	300	40	31	16	9	94
Esche	21	13	10	9	9	8	8
Feldahorn	11	6	15	18	20	23	24
Hainbuche	77	65	113	69	60	43	18
Heckenkirsche	7	8	10	8	6	7	9
Holunder	40	24	45	34	52	32	27
Kirsche	12	21	7	11	16	9	10
Spitzahorn	46	25	27	41	38	37	32
Weißdorn	5	2	3	4	5	6	5
Fichte	3	1	0	1	2	1	1
Tanne	0	0	0	0	1	1	0

**Tabelle 46: Übersicht über die aufgenommenen Pflanzen ab 16 cm Höhe.**

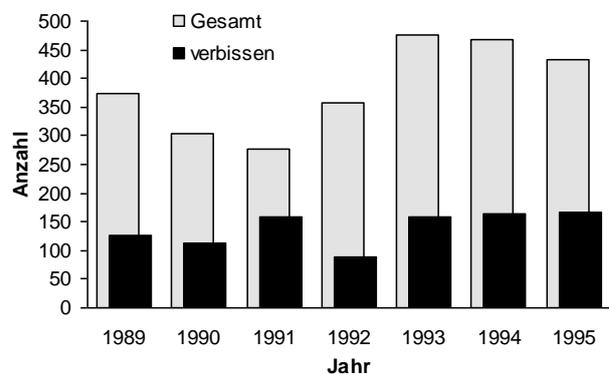
Baumart	Alle Pflanzen ab 16 cm Höhe						
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Bergahorn	48	36	38	45	42	49	36
Buche	374	305	278	358	477	468	434
Eberesche	1	0	0	0	0	0	0
Eiche	27	36	13	9	3	4	15
Esche	19	8	9	8	8	8	5
Feldahorn	8	6	6	9	12	14	16
Hainbuche	35	37	25	25	24	20	12
Heckenkirsche	7	7	10	8	6	7	9
Holunder	38	17	37	26	31	26	26
Kirsche	4	7	5	6	5	6	9
Spitzahorn	10	2	14	12	12	20	16
Weißdorn	4	1	3	3	3	4	4
Fichte	2	0	0	1	0	0	0



**Abbildung 69: Anzahl der Pflanzen unter 16 cm Höhe auf den Probekreisen.**

Der nach Abzug der Pflanzen unter 16 cm Höhe verbleibende Stichprobenumfang in den einzelnen Jahren geht aus Tabelle 46 hervor. Die weitere Auswertung konzentriert sich auf die Buche, da bei den anderen Baumarten der Stichprobenumfang gering ist.

Die Anzahl der Pflanzen ab 16 cm Höhe ändert sich im Gegensatz zu den kleineren Pflanzen nicht schlagartig, sondern weist im Verlauf der Jahre mehr sinusartige Schwankungen auf. Die Anzahl der *verbissenen* Pflanzen unterliegt insgesamt recht geringen Schwankungen. Weder ein eindeutig zunehmender noch ein abnehmender Trend ist ersichtlich. (Abbildung 70).



**Abbildung 70: Entwicklung der Gesamtzahl und der Anzahl der Pflanzen mit aufgelaufenem Verbiss für Buchen ab 16 cm (Verbißaufnahmen auf Probekreisen).**

Der Verbiss erfolgt nicht gleichmäßig über alle Pflanzen, sondern ist je nach Baumart unterschiedlich (Tabelle 47). Im Durchschnitt über alle Jahre und Probeflächen wurde die Hainbuche am stärksten verbissen, gefolgt von Esche und Spitzahorn. Der Verbiss an der Hauptbaumart Buche schwankte zwischen 25 % und 57 % und lag im Mittel bei 36 %. Der geringere Verbiss an der Eiche erklärt sich durch die Überschildung durch andere Pflanzen, insbesondere durch Immergrün.

Die jährlich als Durchschnittswerte aller 49 Probeflächen ermittelten Verbißprozente dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Verbiss auf einzelnen Probekreisen sehr großen Schwankungen unterliegen kann. In Tabelle 48 sind die Ergebnisse aller Einzelaufnahmen bei der Buche aufgelistet, und zwar beispielhaft für das Jahr 1991 mit dem höchsten durchschnittlichen Verbiss (57 %) und für das Jahr 1992 mit dem niedrigsten, mittleren Verbiss Prozent (25%). In beiden Jahren reichte die Spannweite des Verbiss Prozents auf den 10 m<sup>2</sup> großen Probekreisen von 0 bis 100 %. Dies verdeutlicht die Schwierigkeit, die Dynamik des Verbiss-

ses anhand einer „repräsentativen“ Fläche zu ermitteln.

Für Vergleiche der mittleren Verbißprozente mit den Ergebnissen anderer Erhebungen ist zu beachten, dass hier der aufgelaufene Verbiss betrachtet wird und dass die durchschnittliche Pflanzenhöhe in unserem Untersuchungsgebiet sehr gering ist. Die aufgenommene Naturverjüngung erreichte am Ende der Untersuchung eine mittlere Höhe von 22 cm. Der Verbißdruck ändert sich aber in Abhängigkeit von der Pflanzenhöhe. Am Beispiel der Buche ist die Zunahme der Verbiss Disposition mit steigender Pflanzenhöhe ersichtlich (Abbildung 71, vgl. auch Kapitel 7.2.2).

Auffällig ist der Spitzenwert beim Verbiss Prozent für alle Höhenstufen der Buche im Jahr 1991 (Abbildung 71). Mit großer Wahrscheinlichkeit ist dies witterungsbedingt. Der dieser Aufnahme vorausgegangene Winter 1990/91 war mit 95 Schneetagen und 59 Frosttagen der strengste im hier betrachteten Untersuchungszeitraum (vgl. Kapitel 9.2.3).

Auswirkungen der Fütterung lassen sich jedoch weder bei der Entwicklung der Pflanzenanzahl noch beim Verbiss erkennen. Eine Zunahme der Verbißbelastung trat nach Einstellung der Fütterung - entgegen den Erwartungen - nicht ein.

Bei Buchen der oberen Höhenstufen ist im Untersuchungszeitraum zwar ein leicht rückläufiger Trend der Verbißbelastung festzustellen (Abbildung 71). Und wahrscheinlich ist dies die Folge der kontinuierlichen Abnahme des Rehwildbestandes (Frühjahrsbestand 1990: 65 Rehe, 1995: 33 Rehe). Jedoch ist der Zusammenhang zwischen Rehwilddichte und Verbißbelastung statistisch nicht signifikant:

Geprüft wurde die Abhängigkeit des Verbisses: a) von der Rehwilddichte, b) von einem Witte-

rungsfaktor (hier: Beginn der Huflattichblüte als Maß für den Vegetationsbeginn). Der Korrelationskoeffizient ist im Fall b größer als im Fall a (0,67 gegenüber 0,56). Die Verbißbelastung würde also mit steigender Wilddichte zunehmen, wäre aber auch (und deutlicher) umso größer, je später die Vegetationsperiode beginnt. Jedoch wird weder im Fall a noch im Fall b das Signifikanzniveau erreicht. Auch bei einer multiplen Regressionsanalyse, die die Kombination beider Faktoren berücksichtigt, wird das Signifikanzniveau nicht erreicht. Weitere Faktoren verursachen demnach die Schwankungsbreite des Verbisses erheblich, bzw. der Stichprobenumfang ist zu klein.

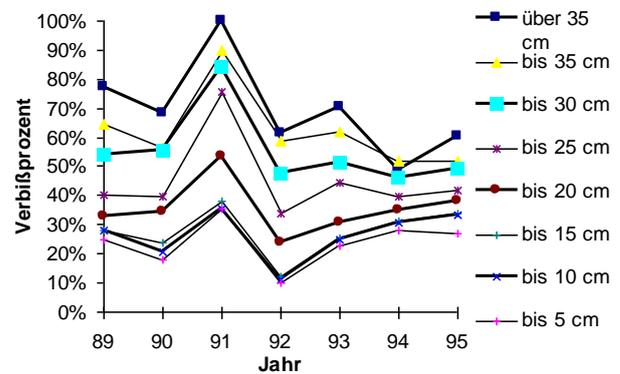


Abbildung 71: Verbißprozente bei Buchen unterschiedlicher Höhe in den einzelnen Jahren (aufgelaufener Verbiss nach Ergebnissen der Verbißaufnahmen in Probekreisen).

Zu berücksichtigen ist ferner, dass es keinen rückläufigen Trend bei der Verbißbelastung gibt, wenn alle Baumarten und Höhenstufen zusammengefasst werden. Ein eindeutiger oder strenger Zusammenhang zwischen Rehwilddichte und Verbissintensität ist also mit dem vorliegenden Datenmaterial nicht nachzuweisen.

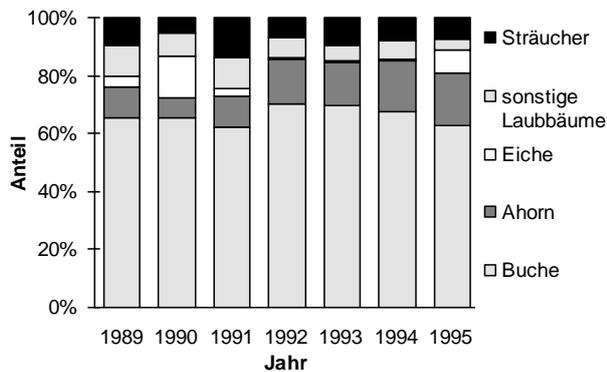
Tabelle 47: Verbißprozente bei einzelnen Baumarten ab 16 cm Höhe (aufgelaufener Verbiss).

Baumart	Mittelwert Anzahl	Mittelwert Verbiß	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Bergahorn	42	47%	35%	67%	47%	22%	52%	59%	50%
<b>Buche</b>	<b>385</b>	<b>36%</b>	<b>34%</b>	<b>37%</b>	<b>57%</b>	<b>25%</b>	<b>33%</b>	<b>35%</b>	<b>38%</b>
Eiche	15	40%	59%	28%	69%	22%	33%	75%	13%
Esche	9	66%	63%	100%	100%	38%	50%	63%	40%
Feldahorn	10	56%	88%	100%	83%	11%	50%	50%	50%
Hainbuche	25	72%	63%	68%	88%	52%	71%	95%	83%
Kirsche	6	60%	25%	86%	80%	17%	60%	67%	67%
Spitzahorn	12	63%	50%	100%	43%	42%	67%	75%	81%

**Tabelle 48: Einzelwerte zum aufgelaufenen Verbiss bei der Buche auf 49 Probekreisen (10 m<sup>2</sup>), beispielhaft für die Jahre 1991 und 1992.**

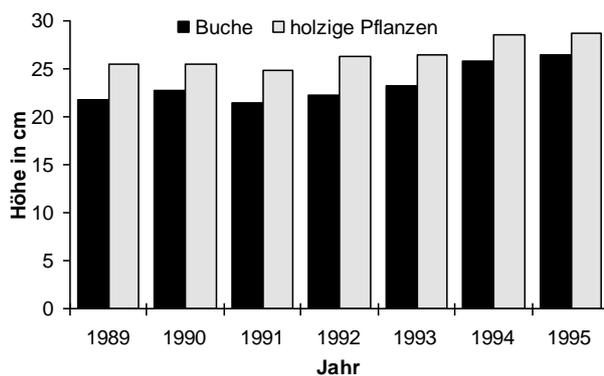
Fläche Nr.	Aufnahmejahr 1991				Aufnahmejahr 1992			
	Anzahl holziger Pflanzen	davon Buchen > 15 cm	davon verbissen	Verbissprozent	Anzahl holziger Pflanzen	davon Buchen > 15 cm	davon verbissen	Verbissprozent
1	14			-	53	1	0	0%
2	5			-	14			-
3	14	2	0	0%	13			-
4	4			-	14			-
6	21	1	0	0%	33	1	0	0%
7	66			-	15			-
8	3			-	5			-
10	1			-	8			-
11	1	1	1	100%	6			-
12	9			-	44	1	0	0%
16	2			-	5	1	0	0%
17	64	10	5	50%	88	17	3	18%
18	66	4	2	50%	133	14	0	0%
20	5	1	0	0%	18	1	0	0%
22	17	1	0	0%	10	1	0	0%
30	4			-	5			-
31	53	17	6	35%	68	23	4	17%
33	1			-	1			-
34	67	25	19	76%	131	60	12	20%
35	17	6	5	83%	11	6	3	50%
37	70	42	19	45%	73	47	11	23%
39	21	7	2	29%	32	8	4	50%
40	27	12	5	42%	70	20	2	10%
41	12	4	1	25%	23	7	1	14%
42	4	1	0	0%	4	2	0	0%
44	52	23	8	35%	70	17	1	6%
46	36	27	19	70%	35	26	10	38%
47	10			-	19			-
49	22			-	31			-
51	7	4	1	25%	9	4	2	50%
52	8			-	2			-
53	34	19	13	68%	34	17	7	41%
57	25	3	3	100%	26	3	1	33%
58	26	17	3	18%	39	14	2	14%
59	3	1	1	100%	8	1	1	100%
60	43	15	14	93%	38	16	5	31%
61	6	1	1	100%	28	1	0	0%
63	4			-	12			-
66	1			-	3			-
68	4	2	1	50%	4	3	1	33%
69	42	23	23	100%	38	25	15	60%
70	31	1	1	100%	27	3	3	100%
71	17	1	1	100%	61	7	1	14%
72	12			-	15			-
73	4			-	14			-
75	16	2	0	0%	19	6	0	0%
76	19			-	25	2	0	0%
77	9	3	2	67%	6	2	0	0%
78	10	2	2	100%	15	1	0	0%

Anzumerken ist an dieser Stelle, dass Verbiss nicht nur durch Rehwild sondern auch durch die im Untersuchungsgebiet nicht seltenen Feldhasen hervorgerufen wird. Auch Kleinsäuger können am Verbiss beteiligt sein. Die Feststellung des Verbißverursachers ist jedoch insbesondere bei den sehr kleinen Pflanzen kaum möglich. Entsprechend wurde auch keine differenzierte Auswertung vorgenommen.



**Abbildung 72: Zusammensetzung der Oberschicht in den Probekreisen. Definition Oberschicht siehe Text.**

Auch die Zusammensetzung der Oberschicht auf den Probekreisen gibt keinen Hinweis auf Auswirkungen der Fütterung oder auf eindeutige Auswirkungen einer sich ändernden Rehwilddichte. Die Zusammensetzung der Oberschicht schwankt von Jahr zu Jahr ohne Trend (Abbildung 72). Als Oberschicht werden hier die höchsten Pflanzen eines Probekreises betrachtet, wobei in absteigender Reihenfolge so viele Pflanzen einbezogen werden, bis 30% der Gesamtzahl der Pflanzen des jeweiligen Probekreises erreicht sind.



**Abbildung 73: Entwicklung der mittleren Höhe aller holzigen Pflanzen über 15 cm auf den Probekreisen von 1989 bis 1995.**

Die mittlere Pflanzenhöhe in den Probekreisen liegt zwar ab 1993 über den Werten der Vorjahre (Abbildung 73). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass diese Mittelwerte auch durch die stark schwankende Anzahl kleiner Pflanzen (zwi-

schen 16 und 20 cm) beeinflusst werden. Eine abnehmende Verbißbelastung lässt sich aus dieser Darstellung also nicht ablesen.

## 7.2.2 Verbiss auf Vegetationsaufnahmeflächen

Zusätzlich zu den jährlichen Verbißaufnahmen auf Probekreisen wurden auch Verbißaufnahmen auf Flächen durchgeführt, die für vegetationskundliche Untersuchungen bestimmt waren. Es handelte sich hierbei um Flächenpaare. Eine Fläche jeden Paares war dabei für eine Zäunung vorgesehen, die andere blieb ungezäunt.

Diese Verbißaufnahmen erfolgten jedoch nur zweimal: Im September 1992, zum Zeitpunkt der Auswahl der zweiten Serie von Vegetationsaufnahmeflächen (14 Flächenpaare, Nr. 16 - 29) und im September 1995. Das Aufnahmejahr 1992 ist hierbei dem Ende der ersten Versuchsphase zuzuordnen, weil im vorausgegangenen Winterhalbjahr das letzte Mal gefüttert wurde. Die zweite Aufnahme liegt demnach in der zweiten Versuchsphase; ihr gehen drei Winterhalbjahre ohne Fütterung voraus.

Bei diesen Aufnahmen kann zwar nicht die große jährliche Dynamik beim Verbiss zum Ausdruck kommen und berücksichtigt werden. Aber es ergeben sich ergänzende Daten, die zur weiteren Beurteilung der Situation von Bedeutung sind, zumal die Erhebungen in denselben Laubholzbeständen erfolgten, wie bei den Aufnahmen in Probekreisen und bei der Buche ein recht hoher Stichprobenumfang erzielt wird.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zeigen Tabelle 49 und Tabelle 50.

1992 beträgt das Verbiss Prozent bei Buchen >15 cm 38 % (

Tabelle 49 a und b). Es liegt damit höher als bei den Aufnahmen auf den Probekreisen des gleichen Jahres. 1995 ist nur bei 13% der Buchen >15 cm der Terminaltrieb verbissen (Tabelle 50b). Dieser Wert bleibt unter dem Verbiss Prozent auf den Probekreisen.

Allgemein besteht jedoch eine große Streubreite bei den Verbiss Prozenten und zwar nicht nur von Flächenpaar zu Flächenpaar und damit bei weiter auseinanderliegenden Flächen, sondern zum Teil selbst innerhalb einzelner Flächenpaare und damit bei nur 10m weit auseinanderliegenden Flächen (Abbildung 74). Eine in gleicher Weise enorme Streubreite ergibt sich bei der Anzahl der Pflanzen (Abbildung 75).

Diese Verhältnisse verdienen grundsätzliche Beachtung: Vergleichsflächen, die, wie üblich, nach vorgegebenem Schema festgelegt werden, mögen sich zunächst zwar grob optisch gleichen, sind aber keineswegs immer echte Vergleichsflächen. Dies stellt sich jedoch erst

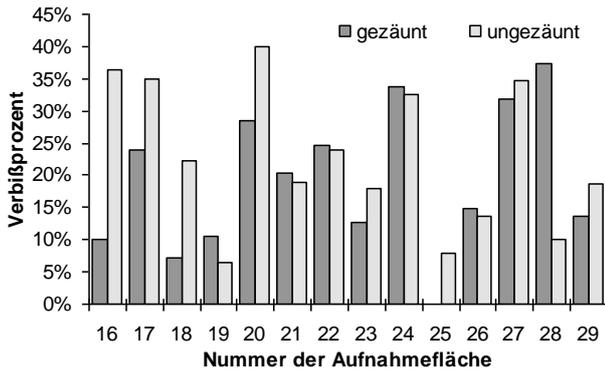
nach aufwendigen Erhebungen und Auswertungen heraus, vor allem, wenn viele kleine Pflänzchen vorhanden sind. Daher werden im Folgenden nicht die Flächenpaare unter sich betrachtet, sondern in erster Linie die zusammengefassten Daten.

**Tabelle 49: Zusammenfassung der Verbißerhebungen (aufgelaufener Verbiss) im Jahr 1992 auf den für vegetationskundliche Untersuchungen 1992 neu angelegten Flächenpaaren. Die Stetigkeit gibt an, auf wieviel Prozent der 14 Flächen die Baumart vorkommt.**

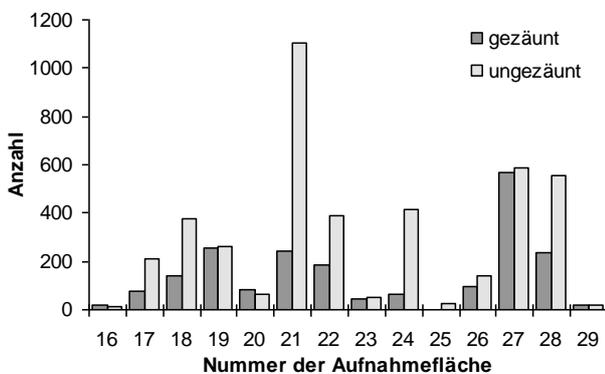
Baumart	Anteil in %	Anzahl gesamt	Mittelhöhe gesamt	Verbiss in %	Mittelhöhe verbissen	Stetigkeit in %
<b>a) für die Flächen, die nach der Erhebung gezäunt wurden:</b>						
Bergahorn	2%	46	13,8	22%	16,7	29%
Buche	87%	2.040	17,5	24%	21,9	100%
Buche > 15 cm	47%	1.093	22,6	38%	23,6	93%
Eberesche	0%	3	20,3	67%	27,5	14%
Eiche	1%	23	15,3	17%	22,3	50%
Esche	0%	5	25,4	80%	28,5	21%
Feldahorn	0%	3	18,3	33%	34,0	21%
Fichte	0%	2	15,0	50%	17,0	14%
Hainbuche	4%	95	15,8	24%	19,3	57%
Heckenkirsche	2%	37	40,2	57%	49,0	57%
Holunder	3%	70	32,5	64%	38,7	64%
Kirsche	0%	6	20,0	33%	39,5	29%
Seidelbast	0%	5	19,4	40%	29,0	21%
Tanne	0%	2	9,0	0%		14%
<b>Gesamt</b>	<b>100%</b>	<b>2.337</b>	<b>18,2</b>	<b>26%</b>	<b>24,0</b>	
<b>b) für die Flächen, die ungezäunt blieben:</b>						
Bergahorn	0%	20	12,2	60%	12,4	43%
Buche	92%	4.200	16,7	23%	21,7	100%
Buche > 15 cm	44%	2.005	22,2	38%	24,0	93%
Eiche	1%	49	12,7	6%	17,7	29%
Esche	0%	6	27,8	100%	27,8	29%
Feldahorn	0%	1	8,0	100%	8,0	7%
Fichte	0%	2	17,0	0%		7%
Hainbuche	4%	201	18,0	30%	20,2	57%
Heckenkirsche	0%	6	27,7	33%	24,5	14%
Holunder	2%	71	32,1	70%	38,0	64%
Kirsche	0%	18	22,9	61%	29,0	21%
Spitzahorn	0%	1	26,0	100%	26,0	7%
Weißdorn	0%	2	39,0	50%	13,0	14%
<b>Gesamt</b>	<b>100%</b>	<b>4.577</b>	<b>17,0</b>	<b>24%</b>	<b>22,4</b>	

**Tabelle 50: Zusammenfassung der Verbißerhebungen von 1995 = Wiederholung der Verbißaufnahme auf den 1992 für vegetationskundliche Erhebungen neu angelegten Flächenpaaren. Erfasst ist jeweils der aufgelaufene Verbiss.**

Baumart	Anteil in %	Anzahl gesamt	Mittelhöhe gesamt	Verbiss in %	Mittelhöhe verbissen	Stetigkeit in %
<b>a) Flächen, die 1992 gezäunt wurden:</b>						
Bergahorn	2%	34	21,9	0%		36%
Buche	84%	1.408	28,8	1%	28,1	100%
Buche > 15 cm	76%	1.273	30,5	1%	30,0	100%
Eberesche	0%	7	64,0	0%		21%
Eiche	1%	15	14,3	0%		36%
Esche	0%	5	43,8	0%		21%
Feldahorn	0%	6	19,7	0%		14%
Fichte	0%	1	19,0	100%	19,0	7%
Haselnuss	0%	2	30,5	0%		14%
Hainbuche	5%	78	31,9	4%	23,7	64%
Heckenkirsche	1%	25	55,1	4%	52,0	64%
Holunder	5%	83	67,3	7%	44,3	71%
Hartriegel	0%	1	25,0	0%		7%
Kirsche	0%	4	58,5	50%	63,0	7%
Seidelbast	0%	4	37,3	0%		21%
Tanne	0%	2	14,0	0%		7%
<b>Gesamt</b>	<b>100%</b>	<b>1.675</b>	<b>31,2</b>	<b>2%</b>	<b>33,5</b>	
<b>b) ungezäunte Vergleichsflächen</b>						
Bergahorn	1%	28	14,9	0%		50%
Buche	89%	2.873	24,3	13%	25,7	100%
Buche > 15 cm	76%	2.451	26,2	13%	26,9	93%
Eiche	2%	60	15,1	0%		50%
Esche	0%	7	34,0	29%	31,0	29%
Feldahorn	0%	3	24,3	67%	22,0	7%
Fichte	0%	1	26,0	0%		7%
Hainbuche	5%	173	24,4	13%	23,1	57%
Heckenkirsche	0%	4	68,0	0%		21%
Holunder	2%	69	49,7	23%	53,0	57%
Kirsche	0%	8	42,5	25%	56,0	7%
Spitzahorn	0%	2	34,0	50%	49,0	14%
Weißdorn	0%	2	33,5	50%	17,0	14%
<b>Gesamt</b>	<b>100%</b>	<b>3.230</b>	<b>24,7</b>	<b>13%</b>	<b>26,8</b>	



**Abbildung 74:** Verbißprozente bei der Buche (aufgelaufener Verbiss) auf den einzelnen Flächen im Jahr 1992. „Gezäunt“ bedeutet hier, dass die Flächen für eine Zäunung vorgesehen waren. Die Zäunung erfolgte also erst nach der Verbißaufnahme.

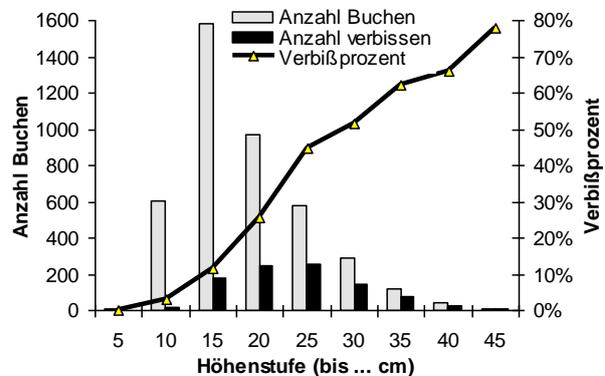


**Abbildung 75:** Anzahl der Buchen je Aufnahme­fläche 1992. Die Zäunung erfolgte unmittelbar nach der Aufnahme.

Hinsichtlich der Entwicklung der Anzahl holziger Pflanzen gibt es keinen Unterschied zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen: Innerhalb des Zauns nahm die Anzahl der Pflanzen von 1992 auf 1995 um 28 % ab (von 2.337 auf 1.675), außerhalb des Zauns sank die Pflanzenzahl um fast denselben Anteil (29 %; von 4.577 auf 3.230).

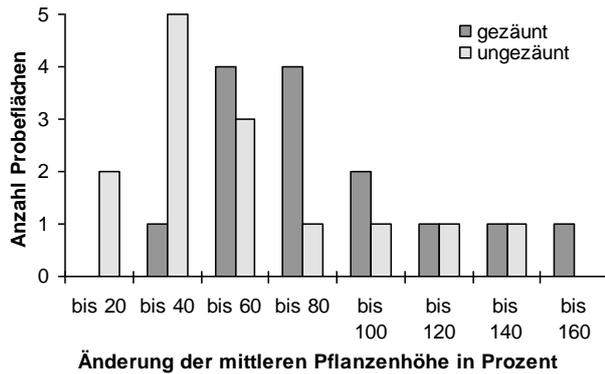
Der Stichprobenumfang bei der Buche ermöglicht es, den Zusammenhang zwischen Höhe der Pflanze und Verbißbelastung noch genauer zu analysieren (vgl. hierzu Kapitel 7.2.1). Ein Schwellenwert, ab dem der Verbiss beginnt, existiert nach den vorliegenden Daten nicht, aber der Verbiss ist bei sehr kleinen Pflanzen noch niedrig. Mit zunehmender Pflanzenhöhe steigt das Verbiß Prozent jedoch rasch an. Der Zusammenhang ist hochsignifikant ( $r = 0,985$ , Abbildung 76). Bei den mehr als 30 cm großen Buchen weisen im Jahr 1992 bereits über 50% aufgelaufenen Leittriebverbiss auf und es ist davon auszugehen, dass dieser Anteil mit zunehmender Pflanzenhöhe kräftig weiter ansteigt, wenngleich der Stichprobenumfang bei

den vorliegenden Daten hier recht gering wird. Der Buchenjungwuchs  $> 30$  cm ist im Untersuchungsgebiet also einer erheblichen Verbißbelastung ausgesetzt (vgl. auch Abbildung 71). Für die Zukunft der Naturverjüngung und des Folgebestandes ist nach ROTH (1995) aber gerade das Kollektiv der höchsten Pflanzen ausschlaggebend. Der Verbiss führt zu einer geringeren oder stagnierenden Höhenentwicklung der verbissenen Pflanzen und einer längeren Verweildauer in der Gefährdungszone (bis 1,30 cm). Würde sich die hier festgestellte Verbißbelastung bei einem Ausfall des aufstoc­kenden Bestandes durch eine Kalamität fortsetzen, so wäre mit einer deutlichen Beeinträchtigung der Laubholzverjüngung zu rechnen.



**Abbildung 76:** Verbiß Prozent in Abhängigkeit von der Höhenentwicklung der Buchen 1992 ( $n = 4.200$ ). Der Zusammenhang zwischen dem Verbiß Prozent und der Höhe der Buchen ist hoch signifikant (geprüft: lineare Korrelation,  $r = 0,985$ ).

Die durchschnittliche Pflanzenhöhe nahm in drei Jahren innerhalb der gezäunten Flächen um 13 cm zu, außerhalb um 7,7 cm. Diese geringen Zuwachswerte zeigen noch einmal deutlich die ungünstigen Wuchsbedingungen unter geschlossenem Kronendach. Auf eine Signifikanzprüfung des Unterschiedes zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen wurde hier verzichtet, weil, wie bereits erwähnt, die durchschnittliche Pflanzenhöhe stark von der Anzahl sehr kleiner Pflanzen beeinflusst wird und sich die Vergleichsflächen von Anfang an hierin unterschieden. Aussagekräftigere Ergebnisse wären bei der Betrachtung der Oberschicht der Pflanzen zu erwarten (zur Definition der Oberschicht siehe letzter Absatz von Kapitel 7.2.1). Hierbei zeigt sich, dass die Oberschicht innerhalb der gezäunten Flächen öfter einen besseren Höhenzuwachs erzielt, als in ungezäunten Flächen (Abbildung 77). Aber der Unterschied ist geringer, als bei der hohen Rehwilddichte und der oben gezeigten Verbißbelastung zu erwarten war.



**Abbildung 77:** Häufigkeitsverteilung zum Höhenzuwachs in der Oberschicht in gezäunten und ungezäunten Probeflächen. In Klassen aufgeteilt ist die Änderung der mittleren Pflanzenhöhe von 1992 auf 1995.

### 7.2.3 Zusammenfassung zum Verbiss in Laubholzbeständen

Die untersuchte Naturverjüngung befand sich unter einem geschlossenen Kronendach und erreichte nur eine mittlere Höhe von 22 cm. Die ca. 80jährigen Bestände standen nicht zur Verjüngung an, und dementsprechend wurden während der Versuchsdauer auch keine forstlichen Maßnahmen zur Förderung der Verjüngung durchgeführt. Im Sinne des naturnahen Waldbaus können solche Verjüngungsflächen unter Schirm aber als Naturverjüngungsvorrat betrachtet werden, denn sie sichern die standortgerechte Wiederbewaldung im Falle des Auftretens von Kalamitäten. Aussagen zu freistehenden Pflanzen oder eine Übertragung der Ergebnisse auf Kulturen oder auf Voranbau sind nicht möglich.

Verbißaufnahmen in Laubholzbeständen erfolgten mit zwei Methoden:

1. Von 1989 bis 1995 wurde jährlich eine Vollaufnahme auf 49 ungezäunten Probekreisen durchgeführt. Die Probekreise waren nach einem Rastermuster festgelegt und damit über alle ausgewählten Bestände gleichmäßig verteilt.
2. Ergänzend erfolgte je eine Aufnahme in den Jahren 1992 und 1995 auf 14 Flächenpaaren (gezäunt / ungezäunt), die für Vegetationsaufnahmen vorgesehen waren.

Nach der ersten Methode resultiert im Trend von 1989 bis 1995 keine Änderung der Verbißbelastung bei Laubgehölzen (mit Ausnahme der Buchen über 30cm Höhe). Nach der zweiten Methode ist der Verbiss 1995 geringer als 1992. Dies zeigt aber keinen grundsätzlichen Widerspruch auf, die Befunde ergänzen sich eher.

### Zusammengefasst erbrachten die Verbißaufnahmen folgende Ergebnisse:

- Die jährlichen Verbißaufnahmen auf 49 Probekreisen innerhalb der Laubholzbestände zeigen, dass es nach Einstellung der Fütterung keine Zunahme der Verbißbelastung bei holzigen Pflanzen gab. Die Verbißerhebungen auf Vegetationsaufnahmeflächen, die 1992 und 1995 erfolgten, bestätigen, dass es eher eine Verminderung als eine Zunahme der Verbißbelastung gab.
- Der höchste Verbiss wurde nach einem schneereichen Winter trotz Fütterung festgestellt. Es zeichnete sich der Trend ab, dass der Verbiss zunimmt, je später die Vegetationsperiode beginnt (gemessen am Beginn der Hufblattblüte). Jedoch ist der Zusammenhang statistisch nicht signifikant, weil der Verbiss von vielen Faktoren beeinflusst wird und allgemein stark schwankt ( $r = 0,67$ ).
- Der *Gesamtverbiss über alle Arten und Höhenstufen* der Laubgehölze schwankte auf den 49 Probekreisen von Jahr zu Jahr ohne zu- oder abnehmenden Trend und damit auch ohne eindeutigen Zusammenhang mit ausbleibender Fütterung oder sich ändernder Wilddichte.
- Die Hainbuche wurde am stärksten verbissen (Mittel 72 %, Min. 52 %, Max. 95 %), gefolgt von der Esche (Mittel 66 %, Min. 38 %, Max. 100 %) und Spitzahorn (Mittel 63 %, Min. 42 %, Max. 100 %). Der durchschnittliche Verbiss an der Hauptbaumart Buche lag in 7 Jahren bei 36 % (Min. 25 %, Max. 57 %). Diese Daten gelten für den aufgelaufenen Verbiss an Pflanzen >15 cm. Die geringe durchschnittliche Pflanzenhöhe der untersuchten Verjüngung ist zu beachten.
- Die Verbißbelastung stieg bei der Buche mit zunehmender Pflanzenhöhe und erreichte bei Höhen über 30 cm beträchtliche Ausmaße. Die Zunahme der Verbißprozente bei steigender Höhe der Buchenpflanzen ist statistisch hochsignifikant ( $r = 0,985$ ).
- Über die gesamte Versuchsdauer hinweg (1989 bis 1995) war bei Buchen über 30 cm Höhe ein rückläufiger Trend der Verbißbelastung festzustellen. Ein Zusammenhang mit der ebenfalls seit Versuchsbeginn rückläufigen Rehwilddichte ist wahrscheinlich. Der Zusammenhang zwischen der Rehwilddichte und der Verbißbelastung von Buchen der oberen Höhenstufe ist aber wegen der durch andere Faktoren verursachten großen

Schwankungsbreite statistisch nicht signifikant ( $r = 0,56$ ).

- Die Zusammensetzung der Oberschicht der Naturverjüngung schwankte von Jahr zu Jahr ohne Trend. Ein Zusammenhang mit der Fütterung oder der sich ändernden Rehwilddichte war nicht festzustellen.
- Der Höhenzuwachs war, entsprechend der Wuchsbedingungen unter dichtem Schirm, insgesamt sehr gering. Innerhalb von gezäunten Flächen zeigte die Oberschicht der Verjüngung aber einen etwas besseren Höhenzuwachs als in ungezäunten Flächen.
- Bei der Entwicklung der Anzahl holziger Pflanzen innerhalb und außerhalb des Zaunes konnten keine Unterschiede festgestellt werden.
- Die untersuchten Flächen wiesen ein hohes Verjüngungspotential auf. Weil sie nicht zur Verjüngung anstanden, entstand durch Verbiss kein forstwirtschaftlicher Schaden. Würde sich jedoch die festgestellte Verbißbelastung bei einem Ausfall des aufstockenden Bestandes (z. B. durch eine Katastrophe) fortsetzen, so wäre mit einer deutlichen Beeinträchtigung der Laubholzverjüngung zu rechnen.

Allgemein sind hinsichtlich der Aussagekraft und Vergleichbarkeit von Verbißerhebungen folgende Befunde zu berücksichtigen:

- Der Verbiss schwankt jährlich in recht weiten Grenzen. Das Ergebnis nur eines Jahres kann daher zu falschen Schlussfolgerungen führen. Nur nach längeren Zeitreihen kann ein eventuell gegebener Trend erkannt werden.
- Zwischen einzelnen Probeflächen bestehen beträchtliche Unterschiede.
- Nicht nur die Wilddichte, sondern auch die Verteilung des Wildes, die Witterung und kleinlokale Standortfaktoren beeinflussen den Verbißdruck. Auch unterschiedliche Häufigkeiten und Höhen der vorhandenen Pflanzen haben großen Einfluss auf das Ergebnis einer Verbißaufnahme.
- Viele kleine, in repräsentativer Weise verteilte Probeflächen dürften größeren Aussagewert haben, als wenige Einzelflächen, selbst wenn diese dafür größer sind.
- Mit nur einer geschickt ausgewählten Probefläche kann jedes gewünschte Ergebnis präsentiert werden.

## 8 Vegetationsentwicklung auf Probeflächen

Durch Vegetationsaufnahmen auf gezäunten und ungezäunten Stichprobenflächen sollte in erster Linie der Einfluss der Pflanzenfresser Reh und Hase auf die Zusammensetzung und auf den Deckungsgrad der Vegetation erfasst werden. Die Aufnahmen erfolgten in den Laubholzbeständen des Untersuchungsgebietes. Die Baumhölzer waren zu Beginn des Projektes etwa 80 Jahre alt. Für die erste Projektphase wurden 15 Flächenpaare ausgewählt und 1988 eingerichtet. Jedes Flächenpaar bestand aus einer ungezäunten Fläche und einer gezäunten Vergleichsfläche. Für die zweite Projektphase wurden 14 weitere Flächenpaare im Jahr 1992 eingerichtet. Bei den Vegetationsaufnahmen wurde für jede einzelne Pflanzenart und für Gruppen von Pflanzenarten der Deckungsgrad ermittelt (weitere Einzelheiten siehe Kapitel 1.1).

Sehr detaillierte Auswertungen sind einem nachfolgenden Bericht vorbehalten. An dieser Stelle sollen nur die grundsätzlichen Entwicklungen aufgezeigt werden.

Zunächst zeigte sich, dass die Vegetationsentwicklung von Flächenpaar zu Flächenpaar und selbst bei benachbarten Flächen eines Paares sehr unterschiedlich ausfallen kann. Die Vegetationsentwicklung wird aber nicht nur durch kleinlokale Standortfaktoren beeinflusst. Auch in verschiedenen Zeiträumen (hier in den Versuchsphasen 1 und 2) können sich auf Grund der Wuchsdynamik einzelner Arten unterschiedliche Entwicklungen ergeben, die völlig unabhängig vom Wildeinfluss sind. So nahm z.B. der Deckungsgrad der Kräuter während der Versuchsphase 1 ab (außerhalb *und* innerhalb gezäunter Flächen), in der Versuchsphase 2 dagegen zu. Für den Deckungsgrad der Gehölze zeigte sich, dass in der Versuchsphase 1 allgemein ein geringerer Zuwachs pro Jahr festzustellen war, als in der zweiten Versuchsphase (Abbildung 78). Demnach müssen in Versuchsphase 2 unabhängig vom Faktor Wild entweder grundsätzlich bessere Entwicklungsbedingungen für Kräuter und Gehölze bestanden haben oder die Unterschiede ergaben sich allein auf Grund der anderen Lage der zweiten Serie von Flächenpaaren.

Diese Verhältnisse sind für eine sachgerechte Bewertung des möglichen Wildeinflusses von großer Bedeutung: Wenn nur ein Flächenpaar betrachtet wird, können schnell völlig falsche Schlüsse gezogen werden. Wenn die Vegetationsentwicklung in verschiedenen Zeitab-

schnitten verglichen werden soll, ist in Betracht zu ziehen, dass sich die Wuchsbedingungen zwischenzeitlich geändert haben können, bzw. dass für neu gewählte Aufnahmeflächen andere Standortbedingungen bestehen können.

Dennoch sind vergleichende Untersuchungen zum Wildeinfluss in den beiden Versuchsphasen sehr wohl möglich. Es ergeben sich aber für die Art der Datenaufbereitung und -betrachtung folgende Konsequenzen:

- Es werden weniger einzelne Flächenpaare unter sich betrachtet, sondern in erster Linie die zusammengefassten Daten bzw. die über alle Probeflächen gemittelten Daten.
- Speziell für die Frage, ob in den beiden Versuchsphasen ein unterschiedlich starker Wildeinfluss besteht, ist nur von Bedeutung, ob und in welchem Ausmaß die Entwicklungen innerhalb und außerhalb des Zaunes für einen vergleichbar langen Zeitraum voneinander abweichen, aber nicht in welche allgemeine Richtung (z.B. Zu- oder Abnahme des Deckungsgrades) die Entwicklung geht.

Konkret auf die in Abbildung 78 und Abbildung 79 vorgestellten Daten zur Entwicklung der Deckungsgrade von Gehölzen, Kräutern und Gräsern bezogen, bedeutet dies:

- Parallel verlaufende Kurven für die mittleren Deckungsgrade in gezäunten und ungezäunten Flächen zeigen, dass die Entwicklung unabhängig vom Wildeinfluss ist.
- Laufen die Kurven aber auseinander und bilden eine „Schere“, so ist anzunehmen, dass diese Divergenz auf Wildeinfluss beruht. Über die Stärke des Wildeinflusses sagt aber die Gesamtneigung der „Schere“ in der Abbildung nichts aus, sondern nur ihr Öffnungswinkel (Abbildung 79).

Aus Abbildung 78 und Abbildung 79 ist somit folgendes ersichtlich:

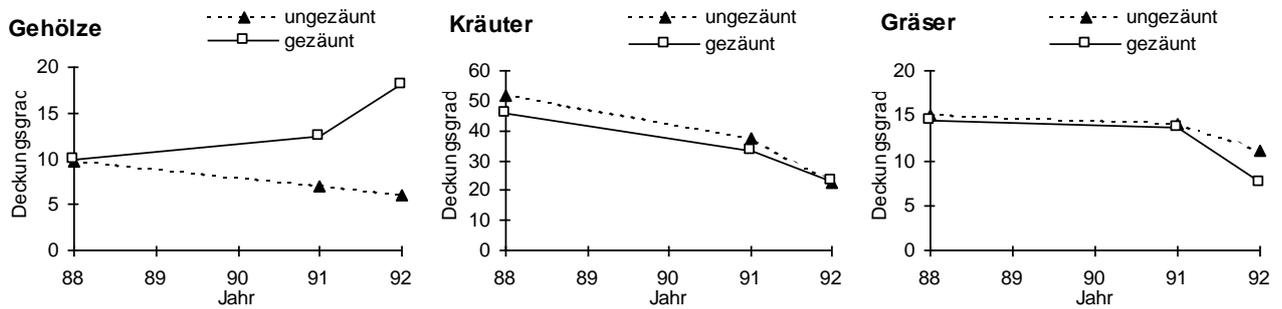
- Gehölze entwickelten sich unter Ausschluss von Reh und Hase besser als in ungezäunten Flächen. Dies gilt für beide Versuchsphasen.
- Der rückläufige Trend beim Deckungsgrad der Gehölze auf den ungezäunten Probeflächen 1 bis 15 und der im Gegensatz dazu zunehmende Deckungsgrad auf den ungezäunten Flächen 16 bis 29 darf nicht voreilig zu dem Schluss verleiten, dass in der ersten Versuchsphase ein wesentlich höherer Ver-

bißdruck bestand. Diese Trendunterschiede können auch standortbedingt sein oder sich wegen der um Jahre versetzten Aufnahmen ergeben. Denn nach vergleichbar langen Zeitspannen der Zäunung (hier nach jeweils 3 Jahren in den beiden Versuchsphasen) differieren die Deckungsgrade der Gehölze innerhalb und außerhalb Zaun nur wenig (um 5,3 höherer Deckungsgrad innerhalb Zaun in Phase 1 gegenüber 4,9 in Phase 2, Abbildung 79). Der geringe Unterschied liegt im Bereich möglicher Fehlerquellen bei der Aufnahme.

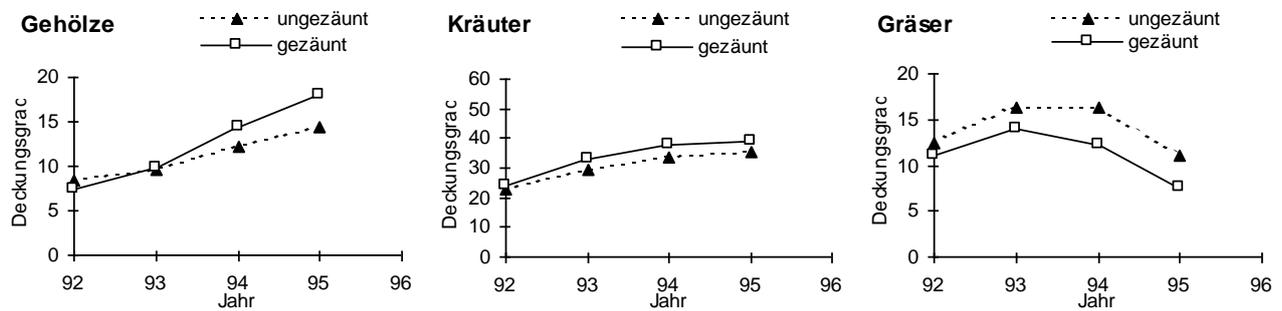
- Es muss daher davon ausgegangen werden, dass sich die Intensität des Wildeinflusses auf Gehölze in der zweiten Versuchsphase gegenüber der ersten nicht wesentlich geändert hat. Wenn es überhaupt eine Änderung gegeben hat, dann in Richtung einer geringfügigen Entspannung der Verbißbelastung.
- Bei Kräutern und Gräsern entwickelten sich die Deckungsgrade auf gezäunten und ungezäunten Flächen in beiden Versuchsphasen weitgehend parallel und damit unabhängig von der Zugänglichkeit für Wild. Lediglich am Ende der Versuchsphase 1 gab es bei Gräsern eine abweichende Entwicklung, die aber nur indirekt durch Wildeinfluss entstanden sein dürfte. Denn unterschiedliche Deckungsgrade bei den Gehölzen führen schließlich auch zu unterschiedlichen Standortbedingungen für andere Arten (z.B. hinsichtlich des Lichteinfalls).

Bei einer nach einzelnen Pflanzenarten differenzierten Betrachtung (Tabelle 51) fällt auf, dass der Deckungsgrad vieler Arten innerhalb einer Zeitspanne von 3 bis 4 Jahren in beiden Versuchsphasen auf den meisten Probeflächen recht konstant blieb. Nennenswerte Änderungen waren auf wenige Arten beschränkt und diese traten bis auf eine Ausnahme auf gezäunten wie ungezäunten Flächen mit gleichem Trend auf (z.B. bei *Milium effusum*, *Galium odoratum*, *Impatiens noli-tangere*). Als einzige Ausnahme fällt die Buche aus diesem Rahmen. Bei dieser Pflanzenart sind auf ungezäunten Probeflächen Abnahmen des Deckungsgrades häufiger, bzw. auf gezäunten Probeflächen Zunahmen des Deckungsgrades häufiger.

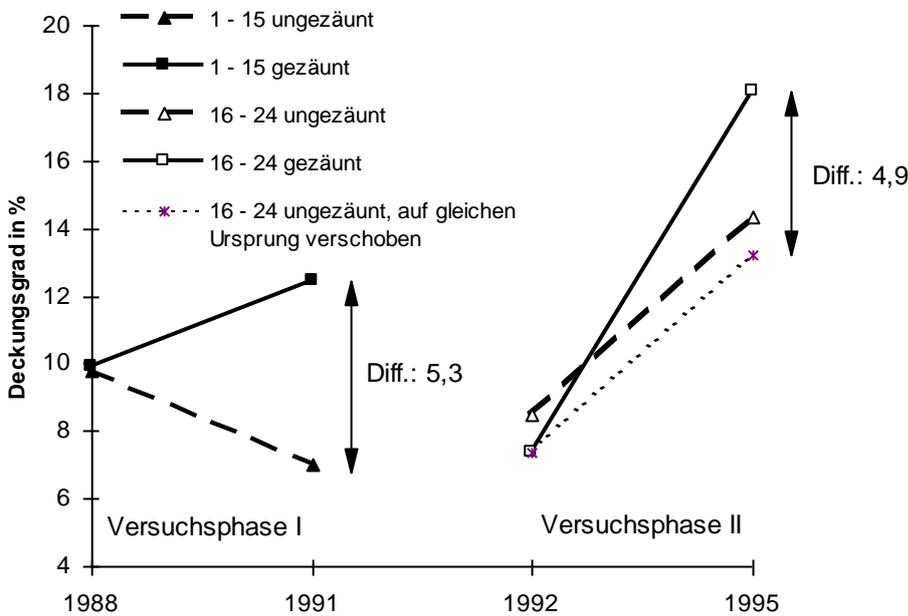
**a) Probeflächen 1 - 15 = Versuchsphase 1:**



**b) Probeflächen 16 - 29 = Versuchsphase 2:**



**Abbildung 78:** Entwicklung der mittleren Deckungsgrade (in %) von Gehölzen, Kräutern und Gräsern in gezäunten und ungezäunten Probeflächen; a) für die Versuchsphase 1; b) für die Versuchsphase 2.



**Abbildung 79:** Entwicklung des Deckungsgrades bei Gehölzen in gezäunten und ungezäunten Probeflächen. Entscheidend bei einem Vergleich des Wildeinflusses in den beiden Versuchsphasen ist nicht die Neigung der „Scheren“ sondern ihr Öffnungswinkel. Nach jeweils drei Jahren unterscheiden sich die entstandenen Differenzen im Deckungsgrad der Gehölze nur wenig.

**Tabelle 51: Anzahl der Probeflächen, auf denen keine, geringe oder deutliche Änderungen bei der Lichtzahl und beim Deckungsgrad einzelner Pflanzenarten auftraten. Die Änderungen sind in Klassen aufgeteilt (-2 für deutliche Abnahme bis +2 für deutliche Zunahme, weitere Unterteilung siehe Kasten). Die Liste enthält von den insgesamt ca. 60 vorkommenden Pflanzenarten nur diejenigen Arten, bei denen auf wenigstens einer Fläche eine Veränderung stattfand.**

Veränderung des Deckungsgrades

2 = deutliche Zunahme (> 10)

1 = Zunahme (3,0 - 9,9)

0 = keine Veränderung (-2,9 - 2,9)

-1 = Abnahme (-3,0 - - 9,9)

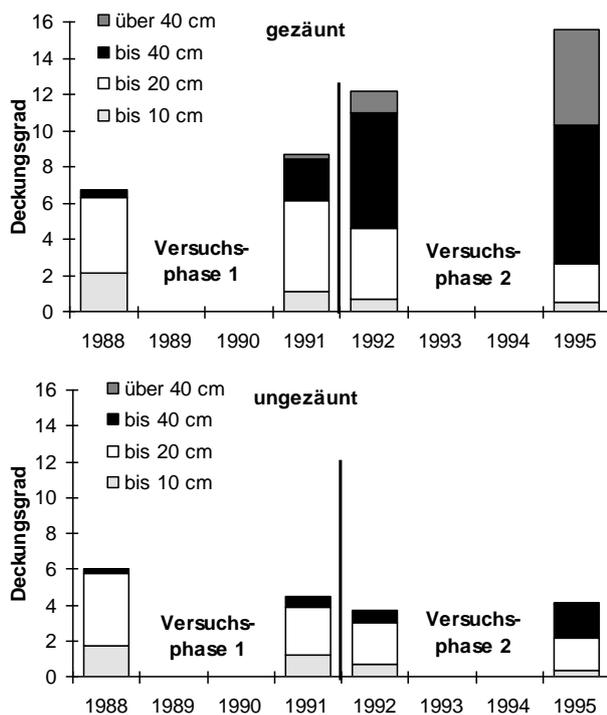
-2 = deutliche Abnahme (< - 10)

Veränderung von	88 auf 92					88 auf 92					92 auf 95					92 auf 95				
Dauerquadrat Nr.	1 bis 15					1 bis 15					16 bis 29					16 bis 29				
Variante	ungezäunt					gezäunt					ungezäunt					gezäunt				
<b>Veränderung</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>-2</b>	<b>-1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>
Lichtzahl	1	4	6	4	0	1	0	7	6	1	0	7	4	3	0	1	3	5	4	1
<b>GRÄSER</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
Agropyron repens	0	1	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Brachypodium pinnatum	0	1	14	0	0	1	0	14	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Carex sylvatica	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	1	13	0	0
Luzula luzuloides	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Milium effusum	0	7	7	1	0	1	7	5	2	0	3	2	7	0	2	4	3	5	1	1
Poa nemoralis	0	2	12	1	0	1	1	13	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
<b>KRÄUTER</b>	<b>13</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>12</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>9</b>
Ajuga reptans	0	0	14	1	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Anemone nemorosa	0	0	15	0	0	0	1	13	1	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Athyrium filix-femina	0	0	15	0	0	0	1	13	1	0	0	0	10	4	0	0	0	10	3	1
Circaea lutetiana	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	13	1	0
Convallaria majalis	0	1	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Dryopteris carthusiana	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Galium aparine	0	1	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Galium odoratum	10	4	1	0	0	9	5	1	0	0	0	2	3	7	2	0	0	5	5	4
Impatiens noli-tangere	4	1	10	0	0	1	1	13	0	0	0	0	12	2	0	0	0	14	0	0
Maianthemum bifolium	0	2	13	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Oxalis acetosella	3	1	8	2	1	2	5	7	1	0	1	3	3	4	3	2	2	5	2	3
Phyteuma spicatum	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Rubus idaeus	1	0	14	0	0	0	0	13	2	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Stachys sylvatica	0	1	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Urtica dioica	0	1	14	0	0	0	1	14	0	0	0	1	13	0	0	0	1	13	0	0
Vinca minor	0	2	12	0	1	0	0	11	4	0	0	1	10	1	2	0	0	10	2	2
Viola reichenbachiana	0	1	14	0	0	0	2	13	0	0	0	2	12	0	0	0	1	13	0	0
Vicia sepium	0	0	15	0	0	0	1	14	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
<b>GEHÖLZE</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>7</b>
Acer campestre	0	1	14	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Acer platanoides	0	0	15	0	0	0	0	14	1	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Acer pseudoplatanus	0	0	15	0	0	0	0	14	1	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Carpinus betulus	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	11	3	0
Crataegus laevigata	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Fagus sylvatica	1	4	9	1	0	0	0	10	2	3	0	0	9	2	3	0	0	7	3	4
Fraxinus excelsior	0	0	15	0	0	0	0	14	0	1	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Lonicera xylosteum	0	2	13	0	0	0	0	14	1	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Quercus robur	0	0	15	0	0	0	0	14	1	0	0	0	14	0	0	0	0	14	0	0
Sambucus nigra	0	0	15	0	0	0	0	15	0	0	0	0	12	1	1	0	0	11	1	2

Die Flächenpaare 1 - 15 blieben während der gesamten Versuchsdauer bestehen. Dies ermöglicht, die Entwicklung auch für einen Zeitraum von 7 Jahren zu betrachten. Zunächst soll dies am Beispiel der Buche geschehen (Abbildung 80).

Die Entwicklung der Buche ist zwar als Folge des geringen Lichteinfalls unter Schirm allgemein sehr zurückhaltend (nach 7 Jahren war selbst innerhalb Zaun der Deckungsgrad nur von ca. 7 auf ca. 16 % angestiegen). Aber die Trends werden bei dieser Darstellung noch einmal deutlich:

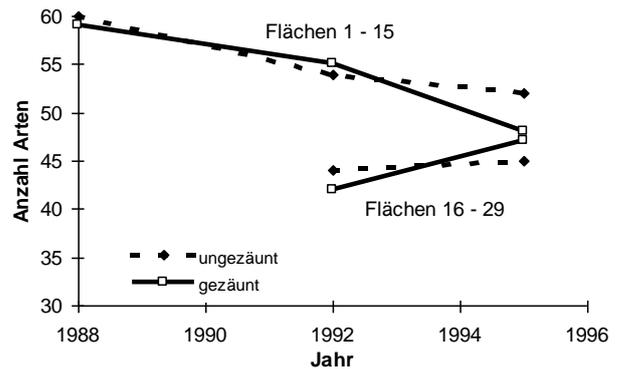
- Im Zaun, d.h. unter Ausschluß von Wildverbiss, entwickelten sich die Buchen besser. Vor allem die Pflanzen ab 40 cm Höhe, die im Untersuchungsgebiet nach Kapitel 7.2.2 ohne Zaun einer erheblichen Verbissbelastung ausgesetzt gewesen wären, erreichten zunehmend höhere Deckungsgrade (Abbildung 80 oben).



**Abbildung 80: Entwicklung des Deckungsgrades bei Buchen unterschiedlicher Höhenstufen auf den Flächenpaaren 1 - 15 (oben: gezeäunt, unten: ungezeäunt) während der gesamten Versuchsdauer.**

- Es bestätigt sich hier, dass es in der zweiten Versuchsphase eher eine Abnahme der Verbissbelastung gab. Nach 1992 setzte sich auf den ungezeäunten Probeflächen der vorher rückläufige Trend des Deckungsgrades bei Buchen nicht weiter fort. Der Deckungsgrad von Buchen > 20 cm nahm zu (Abbildung 80 unten).

Hinsichtlich der Entwicklung der Gesamtzahl aller festgestellten Pflanzenarten gab es keine nennenswerte Unterschiede zwischen gezeäunten und ungezeäunten Flächen. Auf den Probeflächen 1 - 15 zeichnete sich erst nach 7 Jahren auf gezeäunten Flächen ein leichter Rückgang der Artenzahl gegenüber ungezeäunten Flächen ab, der vermutlich eine Folge der besseren Gehölzentwicklung zu Ungunsten anderer Pflanzenarten unter Wildausschluß ist (Abbildung 81).



**Abbildung 81: Entwicklung der Gesamtzahl aller Pflanzenarten auf gezeäunten und ungezeäunten Probeflächen.**

**Zusammenfassend ist somit festzustellen:**

- In gezeäunten Flächen entwickelten sich Gehölze hinsichtlich des Deckungsgrades besser als in ungezeäunten Flächen.
- Die divergierende Entwicklung der Gehölze wird in erster Linie bei der häufigsten Gehölzart, der Buche, deutlich.
- Zwischen Versuchsphase 1 und Versuchsphase 2 bestehen keine großen Unterschiede hinsichtlich der Intensität des Wildeinflusses. Es bestätigt sich, dass es eine leichte Entspannung der Verbissbelastung bei Gehölzen gab. Eine Zunahme des Verbissdruckes auf Gehölze nach Aussetzen der Fütterung kann ausgeschlossen werden.
- Die Deckungsgrade von Gräsern und Kräutern, wie auch die Gesamtartenzahl entwickelten sich in beiden Versuchsphasen innerhalb und außerhalb gezeäunten Flächen zunächst jeweils weitgehend parallel und damit unabhängig vom direkten Wildeinfluß. Jedoch beeinflussen stärkere Änderungen des Deckungsgrades der Gehölze schließlich auch die Entwicklungen in der Krautschicht.

## 9 Beurteilung der Versuchs- und Umweltbedingungen

### 9.1 Futterangebot und Energiebedarf

Herauszustellen ist zunächst noch einmal, dass die Fütterung in Versuchsphase 1 ad libitum erfolgte. Den Rehen stand also während der Fütterungszeit Futter stets in ausreichender Menge zur Verfügung. Leere Futtertröge gab es nicht. Die Fütterungseinrichtungen wurden ständig entsprechend des Verbrauchs aufgefüllt. Beim Wiederauffüllen der Tröge für die Mischsilage (zweimal wöchentlich) wurden verbliebene Reste wegen der begrenzten Haltbarkeit entfernt. Somit war auch eine gleichbleibende Futterqualität gewährleistet. Der Futterverbrauch zeigt unter diesen Umständen, welche Menge künstlichen Futters die Rehe unter dem gegebenen Angebot sonstiger Äsung überhaupt aufnehmen wollten oder konnten.

Der Futterverbrauch während der Versuchsphase 1 war von Jahr zu Jahr unterschiedlich (siehe Tabelle 3, Kapitel 3.2.2). Offenbar besteht ein Zusammenhang mit dem Angebot an Eicheln und Bucheckern. Im Jahr 1990/91, bei fehlender Baumast, wurde der höchste Futterverbrauch registriert. Im Durchschnitt wurden pro Jahr folgende Mengen verbraucht: ca. 3.000 kg Trockenfutter, ca. 6.500 kg Mischsilage und ca. 2.300 kg Zuckerrüben. Futterverluste durch Verderb usw. sind hierbei bereits in Abzug gebracht.

In den folgenden Abschnitten soll nun versucht werden, den energetischen Wert des in Versuchsphase 1 gereichten Futters zu bestimmen und mit dem Energiebedarf des vorhandenen Rehwildbestandes während der Fütterungsperiode zu vergleichen.

Aufgrund verschiedener Unsicherheitsfaktoren, die sich unter Freilandbedingungen zwangsläufig ergeben, können Berechnungen dieser Art nur die Qualität einer groben Einschätzung haben. Sie mögen aber eine Vorstellung darüber vermitteln, zu welchen Anteilen die Rehe ihren Nahrungsbedarf aus der Fütterung und aus dem sonstigen Äsungsangebot abgedeckt haben.

Die Menge bzw. Energie der noch ergänzend aufgenommenen natürlichen Äsung ist hier von besonderem Interesse. Denn diese kann dem Nahrungs- bzw. Energiebedarf der Rehe in der zweiten Versuchsphase, in der ja nur natürliche Äsung aufgenommen werden konnte, gegen-

übergestellt werden. Nur wenn die notwendige Nahrungsmenge in der zweiten Versuchsphase (bei niedrigerer Rehdichte) deutlich höher ausfällt als die in der ersten Versuchsphase aufgenommene Menge natürlicher Äsung, wären auch deutliche Unterschiede in der Verbissbelastung zu erwarten.

Zur Abschätzung des Bedarfs an verdaulicher Energie für einen Rehwildbestand während der Fütterungsperiode werden benötigt:

- das Lebendgewicht eines Rehes, das den Bestand repräsentiert,
- die Anzahl der vorhandenen Rehe,
- und der Energiebedarf eines Rehes in dieser Zeit.

Daten zum Lebendgewicht der Rehe im Untersuchungsgebiet liegen für Herbst und Winter vor (

Tabelle 25, Kapitel 5.5). Demnach liegt das Lebendgewicht eines Durchschnittsrehes im Winterhalbjahr bei 20,5 kg. Bestandsdaten liegen ebenfalls vor (Kapitel 4.1). Sie werden hier zur Ermittlung durchschnittlicher Bestände während der Fütterungszeit (Oktober bis April) in geeigneter Weise noch einmal zusammengefaßt (Tabelle 52). Zum Ansatz kommt entsprechend ein durchschnittlicher Bestand von 72 Rehen während der Fütterungsperioden in Versuchsphase 1 und ein durchschnittlicher Bestand von 48 Rehen in den Herbst- und Wintermonaten der Versuchsphase 2.

Zum Energiebedarf von Rehen unter Freilandbedingungen gibt es keine genauen Werte. Der Energiebedarf wird durch viele Faktoren beeinflusst und ist insbesondere jahreszeitlich sehr verschieden. BUBENIK (1984) benennt unter Berücksichtigung der Ergebnisse verschiedener Autoren einen Bedarf von 113,8 kcal pro Tag und  $\text{kgKG}^{0,75}$  im Zeitraum Dezember bis Februar. Für den Herbst gibt er allerdings den hohen Wert von 250 kcal pro Tag und  $\text{kgKG}^{0,75}$  an und begründet dies mit der notwendigen Anlage von Fettreserven. ELLENBERG (1978) gibt für normal bewegliche Tiere folgende Werte für den Erhaltungsbedarf an: im Herbst 165 - 188 und im Winter 145 - 159 verdauliche kcal pro Tag und  $\text{kg KG}^{0,75}$ . UECKERMANN (1986)

unterstellt nach Gehegeversuchen eine durchschnittliche maximale Futteraufnahme je Tag und Stück von rund 650 g Trockenmasse, 70 g verdaulichem Eiweiß und etwa 480 Stärkeeinheiten. Das dürfte einem Energiewert von 1.132 kcal pro Reh oder ca. 135 kcal pro  $\text{kgKG}^{0,75}$  entsprechen.

Die Fütterungsperiode reicht vom Herbst bis in den April hinein. Es werden dabei Zeiten mit hohem, niedrigem und wieder ansteigendem Energiebedarf durchlaufen. Es ist daher äußerst schwierig, einen durchschnittlichen Energiebedarf anzugeben. Aber folgender Ansatz mag hier realistisch sein: Geschätzter Energiebedarf unter Freilandbedingungen (der über den normalen Erhaltungsbedarf hinausgeht): ca. 180 kcal pro kg metabolisches Körpergewicht und Tag während der Fütterungsperiode. Das entspricht mit der jetzt gebräuchlichen Maßeinheit Joule einem Wert von ca. 0,75 Mega-Joule verdaulicher Energie /  $\text{kgKG}^{0,75}$ .

Das metabolische Körpergewicht eines Rehes, das den Bestand repräsentiert, beträgt  $20,5^{0,75} = 9,6$  kg. Demnach liegt der geschätzte tägliche Energiebedarf eines Durchschnittsrehes während der hier betrachteten Fütterungsperiode bei 7,2 MJ verdaulicher Energie. Die Einschätzung des Energiebedarfs des gesamten Bestandes wird für die Versuchsphasen 1 und 2 in Tabelle 53 vorgenommen.

Die erforderlichen Daten zum Futterwert (Bruttorendite, Verdaulichkeit usw.) der Futtermittel können Tabelle 1, Kapitel 3.2.2) entnommen werden. Es resultieren die in Tabelle 54 vorgestellten Vergleichsdaten zum Energieangebot durch das Futter.

Dem geschätzten Energiebedarf der Rehe während einer Fütterungsperiode in Höhe von ca. 109.900 MJ steht somit ein Energieangebot in Form des gereichten Futters in Höhe von ca. 91.000 MJ gegenüber. Das würde bedeuten, dass die Rehe in der Versuchsphase 1 ihren Energiebedarf im Winterhalbjahr zu etwa 83% aus dem dargereichten Futter abgedeckt haben. Es muss allerdings bezweifelt werden, dass dies tatsächlich in diesem Ausmaß geschah. Denn verschiedene Beobachtungen zeigten, dass die Rehe auch in Versuchsphase 1 natürliche Äsung in nicht unbedeutender Menge aufnahmen. Sie nutzten den Feldteil des Untersuchungsgebietes und verschiedene andere Äsungsflächen. Es gab zwischendurch sogar Zeiten, in denen das Futter fast unberührt blieb. Gleichwohl soll der gewählte Ansatz mangels besserer Daten weiter verfolgt werden. Es ergibt sich hiernach, dass die Rehe in der Versuchsphase 1 von Oktober bis April

jeweils ca. 18.900 MJ aus dem natürlichem Äsungsangebot hätten aufnehmen müssen. In der Versuchsphase 2 mussten, bei inzwischen geringerer Rehdichte aber ohne Fütterung, 73.270 MJ in denselben Monaten aus natürlichem Äsungsangebot gewonnen werden. Das ist fast die vierfache Menge gegenüber Versuchsphase 1.

Eine weitere Möglichkeit, die Mengen der erforderlichen natürlichen Äsung zu vergleichen, ergibt sich aus der Betrachtung der Trockenmassen des Futters bzw. der natürlichen Äsung. Diese Art der Betrachtung ist unabhängig von unsicheren Einschätzungen zum Energiebedarf, hat dafür aber andere Fehlerquellen. Wie oben bereits erwähnt, ermittelte UECKERMANN (1986) in Gehegen, dass die Trockenmasse des täglich aufgenommenen Futters maximal ca. 650g pro Reh beträgt. Unter Freilandbedingungen mag dieses Maximum eher dem durchschnittlichen Bedarf entsprechen. In der Versuchsphase 1 lag der Futtermittelverbrauch pro Reh und Tag bei ca. 418g Trockenmasse. Das sind 64% des von UECKERMANN angegebenen Wertes. Bei dieser Art des Ansatzes würde man demnach schätzen, dass die Rehe ca. 36% der erforderlichen Trockenmasse noch aus dem natürlichem Äsungsangebot aufnehmen mussten. Bei dem oben angegebenen mittleren Rehwildbestand in Versuchsphase 1 beträgt die geschätzte Gesamttrockenmasse natürlicher Äsung pro Fütterungsaison:  $232\text{g} \times 72 \text{ Rehe} \times 212 \text{ Tage} = \text{ca. } 3.540\text{kg}$ . Dem würde eine erforderliche Trockenmasse der Gesamtnahrung in Versuchsphase 2 in Höhe von  $650\text{g} \times 48 \times 212 = \text{ca. } 6.600\text{kg}$  gegenüberstehen. Das ist fast die doppelte Menge gegenüber Versuchsphase 1.

Nach diesen Überschlagsrechnungen wäre für die Winterhalbjahre der zweiten Versuchsphase mit einer um den Faktor 2 bis 4 erhöhten Belastung der natürlichen Nahrungsressourcen zu rechnen. Genauere Berechnungen sind nicht möglich; so bleiben die Einschätzungen zwar recht vage. Sie lassen aber wohl doch erwarten, dass sich nach Ausbleiben des Futters ein Mehrbedarf an natürlicher Äsung ergeben hat und dass dies nicht durch eine verringerte Wilddichte vollständig kompensiert wurde. Wie sich die Mehrbelastung auf Feld- und Waldvegetation, auf Waldfrüchte, auf Kraut- und Holzpflanzen oder auf forstlich bedeutende und unbedeutende Arten verteilt, ist allerdings unbekannt.

Bemerkenswert und zugleich unerwartet bleibt aber deswegen doch der Befund, dass der Verbiss holziger Pflanzen in der zweiten Versuchsphase nicht zunahm (Kapitel 1). Die Ver-

bißaufnahmen in Laubholzbeständen berücksichtigen zwar nur den aufgelaufenen Verbiss eines Gesamtjahres, unterscheiden also nicht zwischen Sommer- und Winterhalbjahr. Aber wenn eine erhebliche Änderung der Verbißbelastung holziger Pflanzen in den Winterhalbjahren stattgefunden hätte, so hätte sich dieses auch in den Ergebnissen der Verbißerhebungen deutlich niederschlagen müssen.

Mögliche Erklärungen für das Ausbleiben einer Zunahme der Verbißbelastung könnten sein:

- Die untersuchte, schwachwüchsige Naturverjüngung unter Schirm spielt überhaupt nur eine untergeordnete Rolle als Äsung, indem sie sozusagen nur nebenbei und unabhängig vom sonstigen Futterangebot beäst wird.
- Ein großer Teil des Verbisses spielt sich außerhalb der Fütterungsperiode ab, wird insofern überhaupt nicht vom Futterangebot beeinflusst. Zumindest bei der Fichte war der Anteil des Sommergebisses jedenfalls hoch.

Manche Unwägbarkeiten stecken in den hier vorgenommenen Einschätzungen.

**Tabelle 52: Einschätzung des mittleren Rehbestandes im Zeitraum Oktober bis April (als Durchschnitt der Zähl-ergebnisse zu verschiedenen Zeitpunkten: 1. Sep und 1. Apr = Bestandseinschätzung zu Stichtagen; Nov/Dez = Ergebnisse der Zähltreiben).**

	Phase 1			Phase 2			
	89/90	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96
1. Sep	88	86	74	78	65	44	51
Nov/Dez	keine Daten	72	64	48	41	36	36
1. Apr	65	64	58	57	41	33	keine Daten
Mittel	76,5	74,0	65,3	61,0	49,0	37,7	43,5
Mittel	71,9			47,8			

**Tabelle 53: Einschätzung des Energiebedarfs der Rehe in der Zeit vom 1. Oktober bis zum 30. April für die Versuchsphasen 1 und 2. Herleitung der Ausgangswerte siehe Text.**

	Phase 1	Phase 2
Energiebedarf eines Rehers pro Tag	ca. 7,2 MJ	ca. 7,2 MJ
durchschnittlicher Rehwildbestand	72	48
Anzahl Tage	212	212
Gesamtbedarf	ca. 109.900 MJ	ca. 73.270 MJ

**Tabelle 54: Einschätzung des Gehalts an verdaulicher Energie der pro Jahr im Durchschnitt ausgebrachten Futtermengen in Versuchsphase 1 (unter Berücksichtigung der Futtermittelverluste). Werte der Zeile e ergeben sich aus:  $a * b/100 * c/100 * d$ .**

	Trockenfutter	Mischsilage	Zuckerrüben
a ausgebrachte Futtermenge (kg)	ca. 3.000	ca. 6.500	ca. 2.300
b Trockensubstanz (%)	89	49	23
c Verdaulichkeit (%)	77	76	89
d Bruttoenergie (MJ / kg TS)	18	19	17
e Verdauliche Energie der ausgebrachten Futtermenge (MJ)	ca. 37.000	ca. 46.000	ca. 8.000
Verdauliche Energie gesamt (MJ)	ca. 91.000		

Trotzdem erscheinen folgende Schlussfolgerungen zulässig zu sein:

- Auch ein überaus reichliches und gut verteiltes Angebot von qualitativ sehr hochwertigem und artgerechtem Futter hält Rehe nicht davon ab, sozusagen neben den gefüllten Futtertrögen natürliche Äsung aufzunehmen. Die 10 Futterautomaten und 7 bis 12 Futterstellen für Mischsilage auf 80 ha Waldfläche dürften auch rangniederen Tieren den Zugang zum Futter ermöglicht haben.
- Die Einstellung einer reichlichen Fütterung führt nicht zwangsläufig zu einer (über ein Gesamtjahr hinweg festzustellenden) Zunahme der Verbißbelastung von Holzpflanzen.
- Im Umkehrschluss wäre entsprechend zu erwarten: Selbst Futtergaben ad libitum führen nicht unter allen Umständen zu einer messbaren Entlastung der Verbiss Situation, jedenfalls nicht unter Bedingungen, wie sie im Untersuchungsgebiet bestanden.

## 9.2 Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum

Der Einfluss des Witterungsgeschehens auf Tierpopulationen ist in der Regel sehr komplex und daher schwer zu analysieren. Das Wetter beeinflusst direkt das Verhalten der Tiere, z.B. die Aktivität und das Ortswahlverhalten. Besonders extreme Witterungsverhältnisse können Änderungen der Sterblichkeit oder zumindest der Kondition bedingen, z.B. tiefe Wintertemperaturen, nasskalte Witterung während der Setzperiode usw. Vielfältig sind indirekte Auswirkungen, die sich unter anderem durch den Einfluss der Witterung auf die Vegetationsentwicklungen und die Verfügbarkeit der Äsung ergeben.

Der Einfluss, den das Wild selbst auf die Vegetation ausübt, wird ebenfalls durch Witterungsfaktoren mitbestimmt. Ein spät einsetzender Vegetationsbeginn im Frühjahr, wenn der Stoffwechsel der Rehe unaufhaltsam ansteigt, kann zu einem vermehrten Verbiss von Knospen holziger Pflanzen führen. Denselben Effekt können verharschte Schneedecken haben.

Jede Untersuchung, die sich mit der Ökologie einer Tierpopulation befasst, muss daher ein Minimum relevanter Witterungsfaktoren berücksichtigen. Dies gilt besonders, wenn die Populationsdynamik zu analysieren ist und die Ursachen für Änderungen bei einzelnen Populationsparametern zu ergründen sind. Aus der Fülle vorliegender und analysierter Witterungsdaten wird hier aber nur eine Auswahl vorgestellt.

Allgemeine Klimadaten (langjährige Mittel von Niederschlag, Jahrestemperatur usw.) wurden bereits in Kapitel 1 vorgestellt.

### 9.2.1 Phänologische Daten

Die mittleren phänologischen Daten für den Untersuchungszeitraum sind in Tabelle 55 wiedergegeben.

Die Huflattich-Blüte markiert den Vorfrühling. Leider liegen auf einzelne Jahre bezogene Daten nicht von derselben nächst gelegenen Station vor, die in Tabelle 55 angegeben ist. Doch ist das hier ohne großen Belang, da die stationsbedingten Unterschiede gering sein dürften und da in erster Linie nur das Ausmaß der jährlichen Schwankungen von Interesse ist. Der früheste Termin der Huflattich-Blüte innerhalb des Untersuchungszeitraumes lag am 5. März, der späteste Blühtermin war am 24. März. Der Vorfrühlingsbeginn schwankte demnach in einem Zeitraum von 19 Tagen. Das zeitigste

Frühjahr war im Jahr 1994, das späteste im Jahr 1991 (Tabelle 56).

*Tabelle 55: Phänologische Daten, Zeitraum 1989 - 1996. Angegeben sind die Jahrestagszahlen (Tage seit Jahresbeginn) mit Standardabweichung sowie das dazugehörige Datum. Daten der Station Laichingen, 760 m ü. NN (Naturraum Mittlere Kuppenalb).*

Pflanze, Phase	mittlere Jahrestagszahl in Klammern: Standardabweichung	mittleres Datum
Hasel, Blüte	57 (17,7)	26. Feb
Huflattich, Blüte	94 (7,4)	4. Apr
Forsythie, Blüte	97 (11,1)	7. Apr
Roßkastanie, Blattentfaltung	122 (6,5)	2. Mai
Roßkastanie, Blüte	138 (6,9)	18. Mai
Schw. Holunder, Blüte	164 (7,9)	13. Juni
Sommer-Linde, Blüte	179 (7,2)	28. Juni
Winterweizen Ernte, Mährd.	237 (7,3)	25. Aug
Schw. Holunder, Früchte	264 (7,6)	21. Sep
Roßkastanie, Früchte	274 (2,9)	1. Okt
Roßkastanie, Blattverfärbg.	274 (3,7)	1. Okt
Stiel-Eiche, Blattverfärbung	278 (3,7)	5. Okt
Winterweizen, Bestellung	284 (4,0)	12. Okt
Winterweizen, Aufgang	304 (3,6)	31. Okt

*Tabelle 56: Termin der Huflattichblüte im Untersuchungszeitraum. Angegeben sind die Jahrestagszahlen (Tage seit Jahresbeginn). Phänologische Daten der Station Nellingen, 690 m über N.N., Naturraum Mittlere Kuppenalb.*

	89	90	91	92	93	94	95
Huflattich, Blüte	71	70	83	80	79	64	72

### 9.2.2 Witterung während der Setzperiode

Die Setzperiode fällt in Deutschland in den Mai und Juni. Nach RIECK (1955) werden in diesen Monaten 96% aller Kitze gesetzt. Als mittleren Setztermin gibt RIECK den 1. Juni an. Der mittlere Setztermin ist jedoch von der geographischen Lage abhängig, er verlagert sich von Südwesten nach Nordosten und von der Ebene bis ins Gebirge zunehmend in den Juni hinein.

Nach aktuellen Ergebnissen der Rehwildmarkierung wird in Baden-Württemberg der größte Teil der Kitze in der zweiten Maihälfte markiert (ELLIGER 1994). Auch für das Untersuchungsgebiet Borgerhau trifft dies zu. Im Untersu-

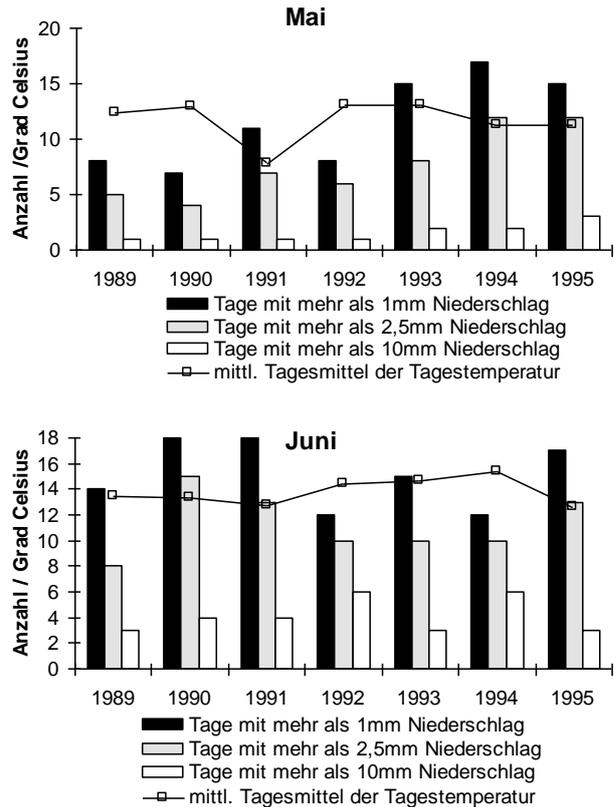
chungszeitraum lag der früheste Markierungszeitpunkt am 6. Mai, der späteste am 8. Juni. Das Mittel für alle Markierungsdaten liegt im Untersuchungsgebiet beim 23. Mai.

Eine besondere Witterungsempfindlichkeit dürfte bei den Kitzen in erster Linie innerhalb der ersten Lebensstage, höchsten aber während der ersten Lebenswochen bestehen. Die Monate Mai und Juni sind daher hier zu betrachten, insbesondere aber - unter Berücksichtigung der Zeitverschiebung zwischen mittlerem Setztermin und Markierungshöhepunkt von maximal ca. 10 Tagen - die zweite Maihälfte als vermutlich bedeutendster Zeitabschnitt.

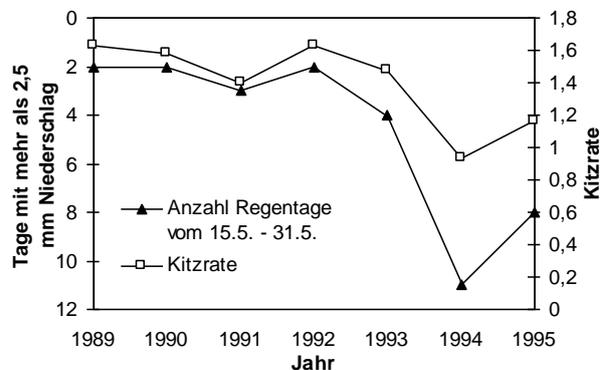
Mai- und Juniwitterung sind kurz wie folgt charakterisiert: Im Untersuchungszeitraum ist die mittlere Tagestemperatur im Mai und Juni durchweg recht geringen jährlichen Schwankungen unterworfen. Aber das Jahr 1991 fällt durch eine relativ sehr geringe durchschnittliche Tagestemperatur im Monat Mai aus diesem Rahmen. Der Juni ist insgesamt niederschlagsreicher als der Mai, dafür aber wärmer. In den Jahren 1993 bis 1995, besonders aber 1994 und 1995 war der Mai im Gegensatz zu den Vorjahren nach der Zahl der Regentage und der Niederschlagsmenge ziemlich „verregnet“ (Abbildung 82).

In den Kapiteln 4.2.2.3 und 5.3 wurden weit unter dem Durchschnitt liegende Kitzraten für die Jahre 1994 und 1995 herausgestellt und es wurde eine hohe Kitzsterblichkeit für diese Jahre angenommen (Kapitel 5.4.1.1). Werden die Kitzraten nun mit einzelnen Witterungsdaten verglichen, so zeichnet sich ab, dass hier sehr wahrscheinlich tatsächlich ein Zusammenhang besteht. Der Zusammenhang wird besonders deutlich, wenn nur die Witterung in der zweiten Maihälfte betrachtet wird, was aus oben genannten Gründen berechtigt erscheint. Im Jahr 1994 gab es von Mitte bis Ende Mai (das ist ein Zeitraum von 17 Tagen) an 13 Tagen Niederschlag, bzw. an 11 Tagen Niederschlag von jeweils mehr als 2,5 mm. Nicht wesentlich günstiger war das Folgejahr (Abbildung 83). Auch KURT (1991) berichtet von einer erhöhten Kitzsterblichkeit in feuchten Jahren.

Die geringen Kitzraten in den Jahren 1994 und 1995 sind demnach mit hoher Wahrscheinlichkeit witterungsbedingt, also auf eine erhöhte Kitzsterblichkeit und nicht auf eine verringerte Fruchtbarkeit der Population zurückzuführen. Die geringen Kitzraten können demnach auch nicht mit den experimentellen Versuchsbedingungen, das heißt mit der Einstellung der Fütterung, begründet werden.



**Abbildung 82: Niederschlag und Tagestemperatur in den Monaten Mai und Juni nach Daten der nächstgelegenen Wetterstation Laichingen für die Jahre 1989 bis 1995.**



**Abbildung 83: Vergleich der Kitzraten mit der Niederschlagshäufigkeit in der zweiten Maihälfte. Beachte, dass die Ordinaten zur Veranschaulichung der Zusammenhänge gegenläufig skaliert sind (links: Anzahl der Tage mit mehr als 2,5 mm Niederschlag, rechts: Kitzrate).**

**9.2.3 Witterung im Winterhalbjahr**

Als Winterhalbjahr wird hier die Zeit von Oktober bis April betrachtet, weil dieser Zeitraum den Winter einschließt und der Fütterungsperiode entspricht.

Dargestellt sind die Zahl der Schneetage (Tabelle 57, Abbildung 84) und die Zahl der Eistage (Tabelle 58, Abbildung 85) in den einzelnen Jahren des Untersuchungszeitraums.

Die Winter 1990/91 und 1995/96 waren im Vergleich zu den übrigen Winterhalbjahren relativ schneereich und „frostig“ (Abbildung 84, Abbildung 85).

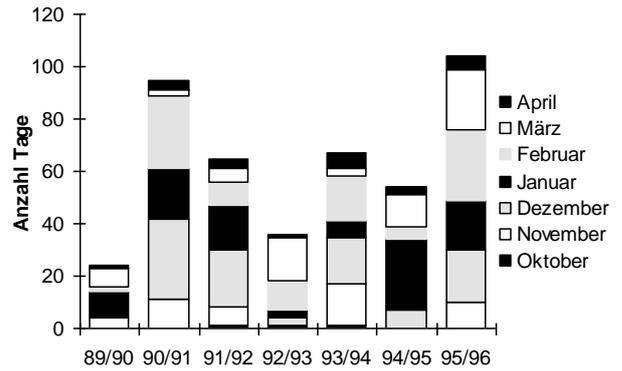
Auffällig ist noch das Winterhalbjahr 1992/93. Es zeichnet sich durch eine unterdurchschnittliche Anzahl der Schneetage und durch einen späten Winteranfang aus; Frosttage gab es erst im Dezember und nennenswerte Schneemengen fielen im Unterschied zu den übrigen Jahren erst ab Februar. Dies könnte mit eine Ursache dafür sein, dass der Rehwildbestand in diesem ersten Winter ohne Fütterung noch nicht deutlich bzw. dauerhaft auf das Aussetzen der Fütterung reagierte (vgl. Kapitel 4.1.3 und 5.4.3).

**Tabelle 57: Zahl der Tage mit Schneehöhe > 0 cm.**

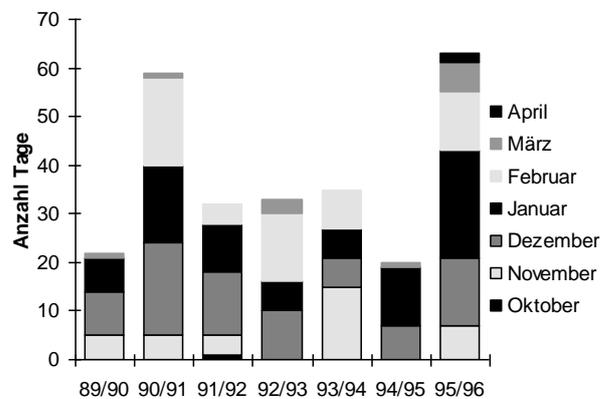
Winter	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Summe
89/90	0	4	0	10	2	7	1	24
90/91	0	11	31	19	28	2	4	95
91/92	1	7	22	17	9	5	4	65
92/93	1	0	3	3	11	17	1	36
93/94	1	16	18	6	17	3	6	67
94/95	0	0	7	27	5	12	3	54
95/96	0	10	20	19	27	23	5	104
<b>Mittelwert</b>	<b>0,4</b>	<b>6,9</b>	<b>14,4</b>	<b>14,4</b>	<b>14,1</b>	<b>9,9</b>	<b>3,4</b>	<b>63,6</b>

**Tabelle 58: Zahl der Eistage (Tageshöchsttemperatur < 0°C).**

Winter	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Summe
89/90	0	5	9	7	0	1	0	22
90/91	0	5	19	16	18	1	0	59
91/92	1	4	13	10	4	0	0	32
92/93	0	0	10	6	14	3	0	33
93/94	0	15	6	6	8	0	0	35
94/95	0	0	7	12	0	1	0	20
95/96	0	7	14	22	12	6	2	63
<b>Mittelwert</b>	<b>0,1</b>	<b>5,1</b>	<b>11,1</b>	<b>11,3</b>	<b>8</b>	<b>1,7</b>	<b>0,3</b>	<b>37,7</b>



**Abbildung 84: Zahl der Tage mit Schneehöhe > 0cm in den einzelnen Jahren.**



**Abbildung 85: Anzahl der Eistage (Tage mit Tageshöchsttemperatur < 0°C).**

### 9.3 Entwicklung des Deckungs- und Äsungsangebotes

Bei der Beurteilung der Dichteentwicklung eines Rehwildbestandes darf die Dynamik des Nahrungs- und Deckungsangebotes nicht unberücksichtigt bleiben. Detaillierte Aussagen hierzu (auf Basis der vegetationskundlichen Untersuchungen und nach Habitatstrukturkartierungen) bleiben einem nachfolgenden Bericht vorbehalten. An dieser Stelle werden nur die mehr pauschalen Entwicklungen im Untersuchungsgebiet aufgezeigt.

In der Feldflur gab es keine wesentlichen Änderungen des Äsungs- und Deckungsangebotes. Nur die Lage der Anbauflächen für einzelne Feldfrüchte änderte sich im Rahmen der normalen Fruchtfolge.

Im Waldteil des Untersuchungsgebietes wurden zwar außer dem Jahr 1992/93 in jedem Jahr einige forstliche Maßnahmen durchgeführt. Sie waren jedoch unter Rücksichtnahme auf das Forschungsvorhaben auf ein unbedingt notwendiges Maß beschränkt. Erst nach Beendigung des Forschungsvorhabens wurden eine Reihe von forstlichen Pflegerückständen nachgeholt.

Die forstliche Dokumentation (Forsteinrichtungswerk, Revierbuch) wurde zusammen mit dem Revierleiter (M. HUNGER) unter Berücksichtigung der wildbiologisch relevanten Aspekte ausgewertet. Danach wurden im Jahr 1989/90 6 Maßnahmen durchgeführt, die das Deckungsangebot verschlechtert haben, jedoch in der Folge zu einer Verbesserung des Äsungsangebotes führten. Im Jahr 1994/95 fielen ebenfalls 6 Maßnahmen mit nachteiliger Folge auf das Deckungsangebot an. In den übrigen Jahren sind die Auswirkungen forstlicher Maßnahmen zu vernachlässigen.

Unter Berücksichtigung der Revierarbeiten, der natürlichen Weiterentwicklung einzelner Bestände und sonstiger Gegebenheiten (z.B. Sturmwurf) ergibt sich nach unserer Einschätzung folgende Situation:

- Das Deckungsangebot hat im Waldteil des Untersuchungsgebietes von 1989 bis 1996 insgesamt leicht abgenommen. Die ursprünglich mehr mosaikartige Verteilung von Deckungsflächen hat sich in Richtung eines mehr schwerpunktmäßigen Deckungsangebotes entwickelt (Abbildung 86).
- Das Äsungsangebot im Wald hat sich im Untersuchungszeitraum, insgesamt gesehen, nicht wesentlich geändert. Den Teilflä-

chen mit vermehrtem Äsungsangebot stehen andere Flächen mit eher rückläufigem Äsungsangebot gegenüber.

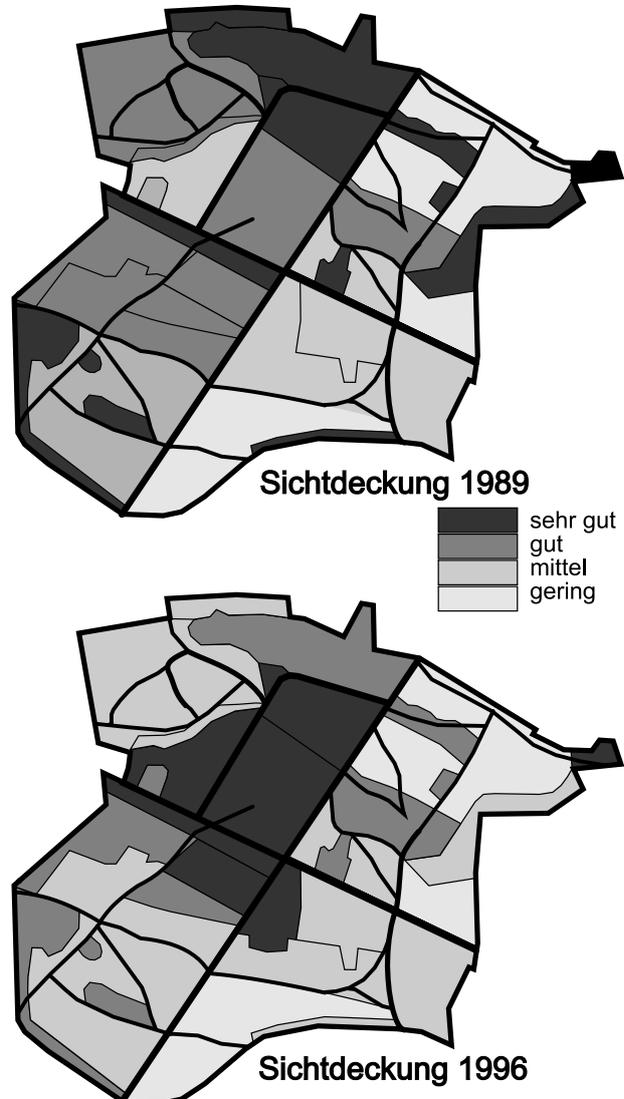


Abbildung 86: Verteilung von Deckungsflächen zu Beginn und am Ende des Projektes.

## 9.4 Zusammenfassende Wertung

Der Versuchsansatz sah vor, nur die Fütterung als variable Größe zu gestalten und alle übrigen Faktoren möglichst konstant zu halten. Unter Freilandbedingungen ist dies naturgemäß nur bedingt möglich. Einige Einflussfaktoren entziehen sich jeder menschlichen Steuerung, z.B. die Witterung. Daher soll an dieser Stelle, soweit dies möglich ist, zusammenfassend beurteilt werden, in wieweit nicht vorhergesehene oder auch nicht vorhersehbare Änderungen der Versuchs- und Umweltbedingungen neben der bewusst gesteuerten Variablen die Versuchsergebnisse ebenfalls beeinflusst haben könnten.

### a) Einfluss auf die Populationsparameter

Die Populationsdichte nahm während der gesamten Versuchsdauer kontinuierlich ab. In der ersten Versuchsphase war die jährliche Abnahme geringfügig. Nach Einstellung der Fütterung gab es einen deutlichen Bestandseinbruch, allerdings mit einem Jahr Verzögerung (Abbildung 87). Gegen Versuchsende zeichnete sich eine Stabilisierung der Populationsdichte auf einem neuen, niedrigeren Niveau ab (Abbildung 25, Kapitel 4.1.3).

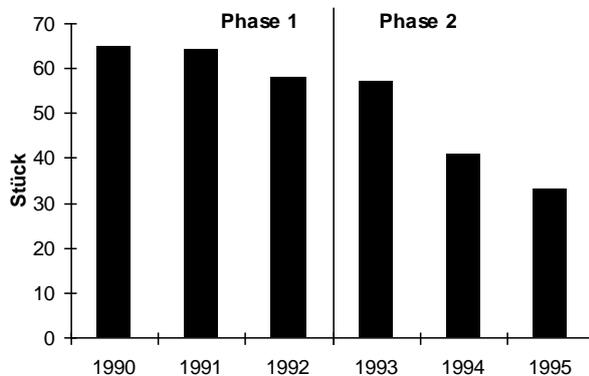


Abbildung 87: Entwicklung der Frühjahrsbestands nach Einschätzung von U. Strohacker.

Neben der Einstellung der Fütterung kann der Verlauf der Populationsentwicklung beeinflusst worden sein durch:

- Änderungen im natürlichen Äsungs- und Deckungsangebot, die eine Änderung der Biotopkapazität bewirken,
- Änderungen bei den Zuwachs- und Sterblichkeitsverhältnissen auf Grund nicht biotopbedingter Umweltfaktoren.
- Allgemeine und natürliche Fluktuationen, deren Ursachen im Einzelnen unbekannt bleiben.

In diesem Zusammenhang sind folgende Befunde herauszustellen:

- Die festgestellten Änderungen im *Deckungsangebot* (Verringerung der Einstandsflächen) können die Ursache des insgesamt rückläufigen Bestandstrends sein, erklären aber nicht den stärkeren Bestandseinbruch in der zweiten Versuchsphase.
- Außer dem bewusst variierten künstlichen Futterangebot wurden keine bedeutenden Änderungen im *Äsungsangebot* festgestellt, vor allem keine Änderungen, die einen Bestandseinbruch von einem Jahr zum nächsten erklären könnten.
- Abgesehen von der frühen Kitzsterblichkeit gab es keine Trends oder Schwankungen bei den Sterblichkeitswerten, die den Verlauf der Bestandsentwicklung erklären können. Die jagdlich bedingte Sterblichkeit betraf einen nahezu konstanten Teil der Population. Die Verluste durch Fallwild, einschließlich der Verkehrsverluste, waren sogar rückläufig.
- Bei der frühen Kitzsterblichkeit (bzw. bei der Kitzrate) ist ein Zusammenhang mit dem Witterungsgeschehen zur Setzzeit wahrscheinlich. Die erste, vermutlich hierdurch bedingte, stark unterdurchschnittliche Kitzrate trat erst im Jahr 1994 auf (nachdem in zwei Winterperioden nicht mehr gefüttert wurde); sie kann somit nicht den zum Frühjahr 1994 (vor der betreffenden Setzzeit) bereits erfolgten Bestandseinbruch erklären. Sie erklärt allenfalls zu einem gewissen Anteil den weiteren, abwärts gerichteten Bestandsverlauf.
- Zwischen Witterungsverlauf und dem allgemeinen Trend der Bestandsentwicklung lassen sich keine Zusammenhänge erkennen. Der überdurchschnittlich schneereiche Winter 1990/91 führte nicht zu Bestandseinbußen. Der relativ schneearme Winter 1992/93 könnte unter Umständen mit einer Ursache dafür sein, dass sich nach diesem ersten Winter ohne Fütterung noch keine dauerhaften oder bedeutenden Auswirkungen auf den Bestand ergaben.
- Der Rehwildbestand regulierte sich in erster Linie durch Abwanderung. [Genauer wäre es, hier die „unbekannten Verluste“ zu betrachten. Diese entstehen aber wohl in erster Linie durch Abwanderung.]. Die Abwanderungsrate variierte von Jahr zu Jahr stark. Die Altersklassen verhielten sich sehr unterschiedlich,

aber hierbei ebenfalls sehr variabel. Bei den einjährigen Stücken war eine sehr hohe Abwanderungsrate im Sommerhalbjahr festzustellen, die nach dem bedeutenden Dichteinbruch in der zweiten Versuch Phase jedoch stark rückläufig war. Mehrjährige Stücke (insbesondere weibliche) zeigten erst in der zweiten Versuchsphase vorübergehend erhöhte Abwanderungstendenzen. Insgesamt war die über das ganze Jahr betrachtete Abwanderungsrate unter Einschluss aller Altersklassen in den ersten beiden Jahren nach Einstellung der Winterfütterung am höchsten, mit einem Maximum zwischen den Frühjahrsbeständen von 1993 und 1994, d.h. im Zeitraum des größten Dichteabfalls, der mit einem Jahr Verzögerung nach Einstellen der Winterfütterung eintrat.

- Eine jahreszeitlich feiner differenzierte Betrachtung lässt wahrscheinlich erscheinen, dass die Rehe zwar zunächst sofort auf das erstmalige Ausbleiben der Fütterung reagierten, indem einige Rehe bereits im ersten Herbst ohne Fütterung das Gebiet verließen (ein Vorgang, der in den Vorjahren mit Fütterung nicht festgestellt werden konnte). Aber diese Rehe (oder auch andere) kehrten zum Frühjahr wieder zurück, so dass zunächst noch kein starker Bestandsrückgang erfolgte.
- Unwahrscheinlich ist, dass sich die Abwanderungsrate auf Grund von Störungen durch die Untersuchungen selbst geändert hat. Rehwildfang, Telemetrie, Zähltreiben usw. sind zwar zum Teil doch recht massive Eingriffe. Aber besonderte Rehe waren stets kurze Zeit nach solchen Aktionen wieder in ihren gewohnten Einständen. Das Verhalten noch nicht etablierter Jährlinge und Schmalrehe konnte allerdings hierbei nicht überprüft werden. In jedem Fall wäre aber hiermit nicht der verstärkte Bestandseinbruch in der zweiten Versuchsphase zu erklären.

#### **Hieraus können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:**

- ⇒ Sich ändernde Biotopverhältnisse, Witterungsverlauf und möglicherweise andere, nicht erfasste Faktoren modifizierten die Dichteentwicklung und die Werte anderer Populationsparameter.
- ⇒ Für den starken Dichteabfall in der zweiten Versuchsphase ist die Einstellung der Winterfütterung die wahrscheinlichste Ursache. Aber die Rehe reagierten dauerhaft erst mit einem Jahr Verzögerung und damit keines-

wegs so deutlich und eindeutig, wie das erwartet worden war. Zweifellos gibt es in Rehbeständen auch ohne variierte Versuchsbedingungen natürlicherweise Fluktuationen der Populationsdichte in der festgestellten Größenordnung, aber diese sind dann meist die Folge schwankender Zuwachs- und Sterblichkeitsparameter. Der starke Dichteabfall war hier aber in erster Linie die Folge von erhöhter Abwanderung.

- ⇒ Für einen Einfluss der Winterfütterung auf den jährlichen Zuwachs oder auf die Sterblichkeit gibt es keine Hinweise. Während der Versuchsphase mit Fütterung lagen Zuwachs- und Sterblichkeitswerte in einem normalen Rahmen. Die Einstellung der Winterfütterung führte nicht zu einer Zunahme der Sterblichkeit und zumindest kurzfristig nicht zu einer verminderten Zuwachsleistung (mehrere Jahre können hier nicht betrachtet werden, da am Ende der zweiten Versuchsphase stark vom Durchschnitt abweichende Witterungsverhältnisse während der Setzzeit herrschten).
- ⇒ Der einzige, dichtesteuernde Populationsparameter, der durch das künstliche Futterangebot beeinflusst wurde, war nach den bisherigen Befunden die Zu- und Abwanderungsrate des Bestandes (der mögliche Einfluss auf Konditionsparameter wird im nachfolgenden Bericht untersucht).
- ⇒ Auch die Raumnutzung innerhalb des Gebietes änderte sich nur geringfügig und offenbar von Anfang an in erster Linie nur im Zusammenhang mit der rückläufigen Rehdichte, indem die verbliebenen Rehe den entstehenden Freiraum durch eine Vergrößerung ihrer Streifgebiete nutzten.
- ⇒ Es kann demnach für eine mit dem Untersuchungsgebiet vergleichbare andere Lokalität erwartet werden, dass nach ausbleibender Fütterung und bei sehr hoher Ausgangsdichte vermehrt Tiere das Gebiet verlassen und dass sich schließlich weniger Individuen dauerhaft etablieren.
- ⇒ Nicht zulässig ist dagegen der Schluss, dass mit dem Einstellen der Winterfütterung grundsätzlich und *großräumig* eine Verringerung der Rehwilddichte eintritt. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass durch Fütterung wahrscheinlich zunächst einmal nur das Kolonisationsverhalten und damit die Verteilung der Rehe beeinflusst wird.

## b) Einfluss auf die Verbißbelastung der Waldvegetation

Der Verbiss holziger Pflanzen schwankte von Jahr zu Jahr ohne erkennbaren Zusammenhang mit ausbleibender Fütterung. In der zweiten Versuchsphase (ohne Winterfütterung) gab es keine erhöhte Verbißbelastung. Eher noch zeichnete sich eine Verminderung der Verbißbelastung parallel zur rückläufigen Wildddichte ab. Jedoch war dieser Zusammenhang statistisch nicht signifikant und unter Einbezug aller Gehölzarten und Pflanzenhöhen nicht ersichtlich, obwohl die Wildddichte bis zum Versuchsende auf etwa die Hälfte des Ausgangswertes abfiel.

Neben dem künstlichen Futterangebot kann die Verbißbelastung der Vegetation u.a. durch folgende Faktoren beeinflusst werden:

- Witterungsverlauf, insbesondere im Winterhalbjahr (Schneehöhe, Frost, Vereisung, usw.; Vegetationsbeginn im Frühjahr),
- Natürliches Äsungsangebot,
- Verfügbarkeit der Äsung (Beeinträchtigung durch Störungen usw.),
- Wildddichte.

Die Überprüfung relevanter Witterungsfaktoren ergab, dass diese zwar den Verbiss in einzelnen Jahren beeinflussen. So wurde z.B. der höchste Verbiss nach einem schneereichen Winter festgestellt (trotz Fütterung!). Und es zeichnete sich ab, dass der Verbiss der Holzpflanzen vermutlich umso stärker ist, je später der Vegetationsbeginn einsetzt (gemessen an der Hufplattchblüte). Aber entscheidend ist hier, dass es hinsichtlich der Witterungsverhältnisse keinen allgemeinen Trend gab, der zu einer falschen Beurteilung der Versuchsergebnisse hätte führen können. In der zweiten Versuchsphase waren die Witterungsverhältnisse in den Winterhalbjahren keineswegs besonders günstig. Somit kann ausgeschlossen werden, dass nur deshalb keine Zunahme der Verbißbelastung nach Einstellung der Winterfütterung festgestellt werden konnte.

Auf wesentliche Änderungen des natürlichen Äsungsangebotes, wie auch zu dessen Verfügbarkeit, gab es, wie bereits erwähnt, keine Hinweise.

Es ist theoretisch vorstellbar, dass sich die Einstellung der Winterfütterung zwar nachteilig auf den Verbiss auswirkt, dass dies jedoch durch den positiven Effekt einer gleichzeitig abgesunkenen Wildddichte kompensiert wird. In diesem Fall wäre die Auswirkung eines ausbleibenden

Futterangebotes nicht feststellbar. Gegen derart kompensatorische Auswirkungen sprechen jedoch folgende Befunde:

- Es gab keine sprunghafte Änderung der Verbißbelastung bei der ersten Aufnahme nach Einstellung der Winterfütterung, obwohl die Wildddichte zu diesem Zeitpunkt noch auf sehr hohem Niveau lag.
- Der unter Berücksichtigung der Wildddichte vorgenommene Vergleich zwischen Futterangebot und Nahrungsbedarf der Rehe zeigte, dass trotz wesentlich geringerer Wildddichte in der zweiten Versuchsphase eigentlich eine deutlich höhere Verbißbelastung zu erwarten gewesen wäre. Dies trat jedoch nicht ein. Als mögliche Erklärungen für diesen Umstand wurden genannt: 1. Die untersuchte, schwachwüchsige Verjüngung unter Schirm spielt bei der Ernährung der Rehe möglicherweise ohnehin nur eine untergeordnete Rolle. 2. Ein großer Teil des Verbisses erfolgt außerhalb der Fütterungsperiode, ist also unabhängig vom Futterangebot. Der zweite Punkt gilt zumindest für die Fichte. Doch müssen diese Erklärungsversuche mangels ausreichender Kenntnisse hypothetisch bleiben.

Es werden somit die in vorausgegangenen Kapiteln bereits angedeuteten Schlussfolgerungen bestätigt:

- ⇒ Für die Hypothese, dass mit Einstellung der intensiven Winterfütterung die Verbißbelastung holziger Pflanzen zunimmt, wurde keine Unterstützung gefunden.
- ⇒ Im Umkehrschluss ist zu erwarten, dass selbst Futtergaben ad libitum über den langen Zeitraum von Oktober bis April nicht unter allen Umständen zu einer messbaren Verminderung des Verbisses führen, auch nicht, wenn die Wildddichte konstant gehalten wird.

Für die Praxis bedeutet dies, dass ein Teilziel der Rehwildfütterung, nämlich die Verminderung von Wildschäden, offenbar nicht oder nicht immer im gewünschten Ausmaß erreicht werden kann.

Auch aus anderen Gebieten liegt die Erfahrung vor, dass eine Winterfütterung von Rehwild waldbaulich nicht den gewünschten Erfolg gebracht hat (KENNEL sowie REITTER in BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1987, REITTER 1990, OESTERREICH 1990).

Dennoch mögen sich unter bestimmten Umweltbedingungen andere Auswirkungen der

Rehwildfütterung ergeben. Wir schränken daher unsere Aussagen ein, auf Verhältnisse, wie sie im Untersuchungsgebiet bestanden und auf vergleichbare methodische Bedingungen. Die wesentlichsten Punkte in diesem Zusammenhang sind:

- In Laubholzbeständen wurde nur der aufgelaufene Verbiss eines Gesamtjahres ermittelt. Zwischen Sommer- und Winterverbiss kann also nicht unterschieden werden.
- Die untersuchte Naturverjüngung befand sich unter einem geschlossenen Kronendach. Die ca. 80jährigen, von Buchen dominierten Bestände standen nicht zur Verjüngung an. Verjüngungsfördernde Maßnahmen wurden daher noch nicht durchgeführt. Für die Jungpflanzen hatte dies zur Folge, dass sie sich unter suboptimalen Bedingungen nur langsam und schwach entwickelten und nur eine mittlere Höhe von 22 cm erreichten.
- Der Lebensraum, der aus einer Waldfläche mit umgebender Feldflur bestand, bot nach unserer Einschätzung zu allen Jahreszeiten ausreichend natürliche Nahrung. Extreme Winterverhältnisse mit sehr hohen Schneelagen gab es im Untersuchungszeitraum nicht.
- Der untersuchte Rehwildbestand war nicht jagdlich reguliert, sondern regulierte sich in erster Linie selbst.

Im Einklang mit Ergebnissen anderer Untersuchungen bestätigte sich allgemein, dass der Rehwildverbiss Teil eines sehr vielschichtigen Wirkungsgefüges zwischen Wild, Wald, sonstiger Umwelt und verschiedenen anderen Einflüssen ist (vgl. ROTH 1995). Allein die Witterungsverhältnisse können den Verbiss in einzelnen Jahren sehr stark beeinflussen. Die Komplexität der von uns in vielen Details noch nicht durchschaubaren Wechselwirkungen erschwert nicht nur die objektive Beurteilung ei-

ner Verbißbelastung aus forstlicher Sicht, sondern auch die Erforschung der Ursachen einer sich ändernden Verbißbelastung. Die natürliche Variationsbreite der Verbißbelastung und die jährlichen Schwankungen sind so groß, dass die Auswirkungen jagdlichen Managements demgegenüber vermutlich nicht selten unbedeutend bleiben und damit auch nicht deutlich zu Tage treten. Entsprechend ist auch der Zusammenhang zwischen Wilddichte und Verbiss keineswegs immer eindeutig. Nur unter exakt konstanten Umweltbedingungen wird ein enger Zusammenhang zu erwarten sein. Diese Bedingungen sind aber in einem Freilandversuch nicht zu erreichen.

## 10 Schlussfolgerungen für das Rehwildmanagement

### 10.1 Zur Planung der jagdlichen Nutzung

Es ist bemerkenswert, welche hohe kleinlokale Dichten freilebende Rehwildbestände erreichen können, wenn günstige Umweltbedingungen bestehen, wie z.B. auf der Schwäbischen Alb bei mosaikartiger Feld-Wald-Verteilung. Die festgestellten Frühjahrsdichten von 81 Stück pro 100ha Wald (Herbstdichte 108 Stück pro 100ha Wald) zu Versuchsbeginn und immerhin noch 41 Stück pro 100ha Wald (bzw. 64 Stk/100ha im Herbst) am Ende der Untersuchungsperiode liegen weit über den früher einmal präsentierten Richtwerten für forstwirtschaftlich tragbare Wilddichten.

Es bestätigte sich hier, dass mit der Loslösung von Richtwerten und mit der Planung der jagdlichen Nutzung auf der Grundlage von forstlichen Gutachten zum Abschussplan in Baden-Württemberg im Prinzip der richtige Weg eingeschlagen wurde, denn:

- Die Höhe des Rehwildbestandes kann im Wald ohne enorm aufwendige Zählmethoden nicht annähernd richtig eingeschätzt werden, auch nicht auf einer nur 80 ha großen Waldfläche, die inselartig in der Feldflur liegt. Die erforderlichen Zählmethoden sind aber unter normalen Praxisbedingungen nicht durchführbar.
- Allgemeingültige Richtwerte zu forstwirtschaftlich tragbaren Wilddichten gibt es nicht, weil die Rehwilddichte und auch die Verbißbelastung der Vegetation in Abhängigkeit von den Biotop- und sonstigen Umweltverhältnissen in weiten Grenzen schwanken.
- Welche Verbißbelastung toleriert werden kann, wird durch die jeweilige waldbauliche Situation und die entsprechenden aktuellen forstwirtschaftlichen Ziele bestimmt. Im selben Lebensraum können so je nach Situation hohe Wilddichten möglich sein oder auch, zumindest vorübergehend, wesentlich abgesenkte Dichten notwendig werden.

Trotz mancher Kritik hat sich das 1986 in Baden-Württemberg eingeführte forstliche Gutachten zum Abschussplan bewährt, wenngleich der Ermessensspielraum bei der Interpretation der Verbißprozente nicht selten zu heftigen Meinungsverschiedenheiten zwischen Förstern,

Jägern und Grundbesitzern führt (SUCHANT & ROTH 1993). Entscheidend für die Akzeptanz einer aus waldbaulichen Gründen erforderlichen Abschusserhöhung ist, dass nicht nur die Datenerhebung, sondern insbesondere auch die Bewertung der Daten und die daraus zu ziehenden Schlussfolgerungen nachvollziehbar sind. Nur wenn ein Jagdausübungsberechtigter versteht, warum eine Abschusserhöhung notwendig ist, wird er dieses auch akzeptieren können. Das konkrete Vorzeigen verbissener Verjüngungsflächen und die klare Definition der waldbaulichen Ziele ist hierbei sehr hilfreich. Darauf ausgerichtete Waldbegänge haben bisher in vielen Fällen zur Konfliktlösung beigetragen. Zweifellos problematisch wird es dagegen, wenn zur Abschussfestsetzung auch der Verbiss des Verjüngungsvorrates auf der gesamten Revierfläche herangezogen wird, also einschließlich der Flächen, die überhaupt nicht zur Verjüngung anstehen (z.B. Naturverjüngung in geschlossenen Stangen- oder Baumhölzern). Zwar ist der Wunsch der Forstverwaltung verständlich, sich durch möglichst unverbissene Naturverjüngung auf ganzer Fläche jederzeit alle waldbaulichen Optionen offen zu halten. Aber durch die Einbeziehung von nicht zur Verjüngung anstehenden Flächen wird der subjektive Ermessensspielraum stark erweitert und damit auch das Konfliktpotential bei der Abschussplanung. Es stellt sich außerdem die Frage, ob der Verbiss auf der Gesamtfläche überhaupt mit vertretbarem Aufwand einigermaßen objektiv zu ermitteln ist und ob hierbei überhaupt sinnvolle und vergleichbare Daten erzielt werden. Viele Unwägbarkeiten würden die Interpretation erschweren. Abgesehen davon, dass es auf nicht zur Verjüngung anstehenden Flächen auch bei hohem Verbißdruck keinen wirtschaftlichen Schaden gibt (vgl. REIMOSER & REIMOSER 1998), ist nicht einmal vorhersagbar, ob sich eine festgestellte Verbißbelastung in derselben Größenordnung fortsetzen würde, wenn die Verjüngung plötzlich freigestellt würde. Unter Lichteinfall vervielfacht sich jedenfalls das Äsungsangebot in der Kraut- und Strauchschicht und die Holzpflanzen entwachsen mit wesentlich größerer Geschwindigkeit den verbißgefährdeten Höhenstufen.

Schließlich sollte sich das forstliche Gutachten auch (weiterhin) auf rein forstwirtschaftliche Gesichtspunkte beschränken. Nicht selten wird jedoch in diesem Zusammenhang auch der sogenannte „ökologische Schaden“ ins Spiel gebracht. Diesen kann aber niemand zutreffend beurteilen. Es ist normal und natürlich, dass Weidegänger die Vegetation beeinflussen. Das tun sie, seit es sie gibt. Wir können nicht einmal objektiv definieren, was überhaupt unter einem ökologischen Schaden zu verstehen ist, denn der Mensch selbst beeinflusst die Vegetationsentwicklung am meisten, durch seine Existenz allgemein und im Wald auch durch Forstwirtschaft im Besonderen.

Die Interessen von Jägerschaft und Forstwirtschaft werden sich nie vollständig gleichen. Selbst innerhalb derselben Gruppe gibt es sehr verschiedene Interessen oder Auffassungen. Das eine Extrem mag sein, einen sehr hohen Rehwildbestand zu halten, der es ermöglicht, häufig Rehe zu beobachten und nur sorgfältig ausgewählte Stücke zu erlegen. Das andere Extrem liegt im Ziel, die Rehwilddichte um jeden Preis immer weiter abzusenken, ob dies nun wirklich notwendig ist oder nicht, weil dies im Trend liegt und geringe Verbißprozente Vorzeigewert erlangt haben. Verschiedene Ziele, wenn sie nicht überzogen sind und wenn landeskulturelle Erfordernisse hinreichend Berücksichtigung finden, haben aber auch ein bestimmtes Maß an Berechtigung. Und wo es Extreme gibt, lassen sich auch Mittelwege finden. Bei unseren kleinen Reviergrößen ist es besonders wichtig, einen *gemeinsamen* Weg zu gehen. Die vorliegende Untersuchung hat auch gezeigt, dass der Rehwildbestand eines kleinen Waldgebietes keine isoliert zu betrachtende Einheit ist. Er steht im Austausch mit den benachbarten Gebieten. Das heißt, sehr unterschiedliche Formen der Rehwildbewirtschaftung haben auch ihre Auswirkungen auf die Nachbarschaft. Darin steckt ein großes Konfliktpotential, das nur mit einvernehmlichen, revierübergreifenden Absprachen zur Rehwildbewirtschaftung vermindert werden kann.

Einerseits mag es sicher manches Mal überflüssig und nicht angemessen sein, wenn von forstlicher Seite im Einzelfall auf ein oder zwei Stücken mehr auf dem Abschlussplan beharrt wird und sich dabei heftige Diskussionen entzünden, zumal zwischen Wilddichte und Verbiß keine so straffe Abhängigkeit besteht, die das rechtfertigen würde. Außerdem schwanken die Rehwildbestände jährlich auch unabhängig von der jeweiligen Jagdstrecke in weitaus größerem Ausmaß, als vermutet wird. Andererseits gibt es bei der privaten Jägerschaft noch

verbreitet falsche Vorstellungen zur möglichen oder auch notwendigen Höhe des jagdlichen Eingriffes. Unbegründet ist in diesem Zusammenhang die Befürchtung mancher Jäger, die Forstpartie würde durch zu hohe Abschussvorgaben den Rehbestand an den Rand der Ausrottung bringen.

Bei zurückhaltender Bejagung wird unter hiesigen Umweltbedingungen ein Rehwildbestand recht bald nicht durch die Jagd in seinem Bestand begrenzt, sondern er reguliert sich letzten Endes selbst auf hohem Niveau. Diese Situation besteht heute zwar nicht überall, offensichtlich aber doch noch in einigen Jagdrevieren, wenn die Bejagung in eher traditioneller Weise unter weitgehender Schonung der Schmalreihe und Geißen abläuft. Unter sehr günstigen Ernährungsbedingungen vollzieht sich die Selbstregulation in erster Linie durch Abwanderung und nicht durch Änderungen der Zuwachs- und Sterblichkeitsverhältnisse. Bei einer Bejagung, die das Wachstumspotential nicht voll ausnutzt, wird somit ein bedeutender Teil der möglichen Jagdstrecke sozusagen verschenkt; er steht den Nachbarn zur Verfügung, wenn sie intensiver jagen. Vermutlich ist ein Teil der in den letzten Jahrzehnten erzielten Streckensteigerungen nicht (oder nicht nur) wegen zunehmender Rehwilddichten möglich gewesen, sondern weil man sich durch Intensivierung der Bejagung erst an den jagdlich nutzbaren Zuwachs herangetastet hat. Die Rehwilddichte kann dabei sogar rückläufig sein, denn der nachhaltig erzielbare, größte jagdliche Ertrag wird bei jeder Wildart grundsätzlich bei einer Dichte erzielt, die deutlich unterhalb der Biotopkapazität liegt.

Die Jagd erfüllt ihren Zweck als notwendiges Regulativ im Kulturland nur, wenn der jagdliche Eingriff flächig in ausreichender Höhe vollzogen wird. Hilfreich zur Versachlichung von Diskussionen um den Abschussplan dürfte es sein, wenn die Abschussfestsetzung nicht nur unter forstwirtschaftlichen Gesichtspunkten, sondern auch einmal mehr unter dem Aspekt der Optimierung der jagdlichen Nutzung erfolgt. Denn nach unserer Auffassung ist man vielerorts erst seit einigen Jahren dabei, diesen Bereich genauer zu erfahren, nachdem lange Zeit traditionell eine eher zurückhaltende Bejagung erfolgte. Heutzutage geht es beim Rehwild nicht mehr darum, Bestände aufzubauen. Das Rehwild ist flächendeckend verbreitet, die Bestände sind gesichert. Im Vergleich zu früher gibt es entsprechend andere Hintergründe bei der Aufstellung des Abschussplanes.

Optimierung der jagdlichen Nutzung bedeutet, die größtmögliche, *nachhaltig* erzielbare Strecke herauszufinden. Dies ist in jedem Fall legi-

tim, wenn es unter Wahrung einer biologisch angemessenen Alters- und Geschlechterstruktur des Bestandes geschieht. Bei dem Versuch, dieses zu realisieren, wird vermutlich in nicht wenigen bisher hinsichtlich des Verbisses problematischen Revieren bereits eine erhebliche Verbesserung der Verbißsituation erreicht, denn - wie oben bereits ausgeführt - wird der optimale jagdliche Ertrag bei einer Dichte erzielt, die unterhalb der Biotopkapazität liegt. Bei diesen Versuchen ist aber die Kenntnis der aktuellen Dichte des Rehwildbestandes und die Anlehnung an irgendwelche Zuwachseinschätzungen überhaupt nicht hilfreich. Nur durch fortgesetzte Streckensteigerungen kann die nachhaltig erzielbare, maximale Strecke herausgefunden werden. Die besten Anhaltspunkte bei dieser „Suche“ liefern demnach die Streckenergebnisse der Vorjahre. Änderungen bei der Vegetationsbelastung können darüber hinaus als ein gewisses Maß für den Abstand zwischen aktueller Dichte und der Lebensraumkapazität angesehen werden. Das gleiche mag unter bestimmten Voraussetzungen für leicht überprüfbare Populationsparameter gelten, wie z.B. Körpergewicht und Anteil der Knopfböcke. Zu bedenken ist, dass der Jagdaufwand von vielen Faktoren abhängt. Die Mühe bei der Erfüllung des Abschussplanes ist demnach nur ein äußerst unzuverlässiger Weiser, sie nimmt bei abnehmender Wilddichte außerdem überproportional zu.

Im Untersuchungsgebiet, einem Lebensraum überdurchschnittlicher Qualität, befand sich der Rehwildbestand von Versuchsanfang bis Versuchsende sehr wahrscheinlich im Bereich der Biotopkapazität (welche allerdings in der ersten Versuchsphase durch Fütterung erhöht wurde). Die Jagdstrecke hätte vermutlich fast verdop-

pelt werden können, ohne dass eine gravierend andere Bestandsentwicklung zu erwarten gewesen wäre (und dass, obwohl der Abschuss bereits im Mittel bei 20 erlegten Rehen pro 100ha Waldfläche lag). Bei den Geißen und Schmalrehen entfielen von allen Verlusten eines Jahres nur 21% auf die Bejagung, 20% auf Fallwild einschließlich der Verkehrsverluste; aber es verblieben 59% als unbekannte, vornehmlich durch Abwanderung bedingte Verluste. Bei der Gruppe der Jährlinge und älteren Böcke waren die Verhältnisse wegen nicht viel intensiverer Bejagung nur wenig anders gelagert. Dies zeigt jedenfalls, dass hier keine optimale jagdliche Nutzung stattfand. Diese Zahlen sollten zu denken geben. Nicht jede Abschusserhöhung ist zum Nachteil des betreffenden Revierinhabers.

In Baden-Württemberg sind vermutlich nebeneinander folgende Situationen anzutreffen:

- Es gibt unterbejagte Rehwildbestände, die in sehr hoher Dichte leben. Unterbejagt bedeutet in diesem Zusammenhang, dass diese Bestände nicht durch Bejagung reguliert werden.
- Es gibt Reviere, in denen die Jagdstrecken erheblich gesteigert wurden. Die Jagd beginnt bestandsbegrenzend zu werden.
- Es gibt zunehmend aber auch Reviere, in denen die Rehwilddichte nach Streckensteigerungen deutlich geringer wurde und in denen die Strecken der Vorjahre zum Teil nicht mehr erzielbar sind.

Bei Abschussplanbesprechungen sind diese unterschiedlichen Gegebenheiten zu berücksichtigen. Nicht überall sind weitere Streckensteigerungen möglich.

## 10.2 Fütterung des Rehwildes

Für die Fütterung von Rehwild gibt es verschiedene Motive. Neben der besseren Überwindung äsungsarmer Zeiten, soll die Fütterung der Wildschadensvermeidung dienen. Die Verbesserung der Trophäenqualität, wie auch die Wildlenkung sind weitere Motive, die zwar weniger häufig geäußert werden, denen aber nach wie vor eine gewisse Bedeutung zukommt. Der Gesetzgeber benennt lediglich einen Grund für die Wildfütterung: Den Schutz des Wildes vor Futternot.

Im Untersuchungsgebiet bestand zu keinem Zeitpunkt wirkliche Futternot. Nach Einstellung der Winterfütterung gab es keine Zunahme der Sterblichkeit. Vorbehaltlich der noch ausstehenden detaillierten Analyse von Konditionsparametern gab es auch keine sonstigen nachteiligen Auswirkungen für die Rehindividuen, wie Hunger, außergewöhnlicher Gewichtsverlust oder ähnliches. Folge des ausgebliebenen, vorher jeweils von Oktober bis April ad libitum angebotenen, qualitativ hochwertigen und artgerechten Futters war mit großer Wahrscheinlichkeit lediglich ein Bestandsrückgang, indem vermehrt Rehe abwanderten bzw. sich weniger Rehe dauerhaft etablierten. Unter rein biologischen Gesichtspunkten und auch aus der Sicht des Gesetzgebers war die Fütterung somit nicht notwendig.

Unter den im Untersuchungsgebiet gegebenen Verhältnissen war keine Zunahme des Verbisses holziger Pflanzen nach Einstellung der Winterfütterung festzustellen. Im Umkehrschluss ergab sich auch kein Anhaltspunkt dafür, dass sich durch Winterfütterung grundsätzlich Schäden verringern lassen.

Jagdwirtschaftlich war der Fütterungsaufwand mit reinen Futtermaterialkosten in Höhe von jährlich mehr als 60 DM pro ha Wald oder mehr als 250 DM pro erlegtem Reh nicht zu vertreten. Auch nicht, wenn dadurch der eine oder andere Bock vielleicht ein stärkeres Gehörn trug, als dies unter den guten Standortbedingungen auf der Schwäbischen Alb ohnehin schon möglich ist. Bewusst wurde aber der als extrem zu bezeichnende (und nach Novellierung des Landesjagdgesetzes auch gar nicht mehr mit so langer Fütterungszeit mögliche) Aufwand betrieben, um eventuelle Auswirkungen überhaupt verdeutlichen zu können. Umso mehr Gewicht erhalten die Versuchsergebnisse. Sie liefern kein Argument zur Rechtfertigung einer obligatorischen (d.h. überall und jedes Jahr notwendigen oder sinnvollen) Winterfütterung von Rehen.

Die Ergebnisse sind zwar nicht ohne weiteres übertragbar auf Gebiete mit anderer waldbaulicher Situation oder wesentlich geringerem Äsungsangebot oder mit extremen klimatischen Gegebenheiten. Weil aber die Schwäbische Alb (Höhenlage des Untersuchungsgebietes 650m über NN, durchschnittliche Jahrestemperatur ca. 7°C) nicht gerade zu den milden Klimabereichen zählt, ist davon auszugehen, dass eine Winterfütterung von Rehen in den meisten Jagdrevieren Baden-Württembergs unter normalen Verhältnissen weder notwendig noch sinnvoll ist. Auch dürfte es mehr als zweifelhaft bleiben, ob durch Winterfütterung forstwirtschaftliche Schäden durch Rehe immer und überall zu verringern sind.

### 10.3 Effektive Bejagung

Je intensiver eine Wildart bejagt wird, umso mehr sollte darauf geachtet werden, dass der Jagddruck sich zeitlich in Grenzen hält. Mit den gesetzlich festgelegten Jagdzeiten für die Altersklassen und Geschlechter des Rehwildes wird letztlich mehr als 70% des Jahres abgedeckt. Dies ist ein sehr langer Zeitraum, der mit hohem Jagddruck verbunden sein kann, allein durch häufige Anwesenheit des jagenden Menschen, ob er nun Erfolg hat oder nicht. Der gesetzliche Rahmen sollte zwar bestehen bleiben, er liefert die notwendige Flexibilität bei der Ausrichtung der Jagd in einzelnen Jahren unterschiedlicher Gegebenheiten, z.B. hinsichtlich der Witterung. Aber im Einzelfall sollte dieser Rahmen in der Praxis nie voll ausgeschöpft werden. Die Devise muss daher lauten: Zeitlich konzentrierter, dafür aber effektiver jagen. Daraus resultiert insgesamt mehr Ruhe für das Wild.

Es gibt Jagdmethoden, die in Abhängigkeit von den lokalen Gegebenheiten sehr effektiv sein können. Auf verschiedene Jagdmethoden kann an dieser Stelle aber nicht näher eingegangen werden. Es sei nur darauf hingewiesen, dass gerade die am meisten ausgeübte Einzel-Ansitzjagd häufig zur Ausdehnung jagdlicher Aktivitäten über die gesamte Jagdperiode hinweg führt. Deshalb ist es wichtig, nicht nur alternative Jagdmethoden zu nutzen, sondern auch bei der Einzeljagd Möglichkeiten auszuschöpfen, die den Jagderfolg erhöhen. Abgesehen von der jahreszeitlich nur begrenzt anwendbaren Kurrung ist eine überall und problemlos zu realisierende Maßnahme die weitgehende Beschränkung der Jagd auf Zeiträume, in denen das Wild die höchste Aktivität entfaltet und am besten sichtbar ist. In den ohnehin wenig Erfolg versprechenden Phasen des Jahres kann dann die Jagd ruhen. Ziel sollte es sein, eine intervallartige Bejagung zu erreichen und den Abschuss frühzeitig zu erfüllen, um dem Rehwild im winterlichen Stoffwechsellief Ruhe zu gönnen.

Unter Berücksichtigung des gesetzlich vorgegebenen Rahmens der Jagdzeiten und der Ergebnisse aus Kapitel 1.1 bedeutet dies für die Einzeljagd:

- Intensive Bejagung der Jährlinge, Böcke und Schmalrehe sofort mit Beginn der Jagdzeit, d.h. ab 16. Mai.
- Jagdruhe spätestens ab Mitte Juni bis Ende Juli.
- Erlegung restlicher Böcke bei ausklingender Brunftzeit.
- Anschließend Jagdruhe bis Anfang September.
- Intensive Bejagung des weiblichen Wildes, insbesondere der Kitze, sofort ab Beginn der Jagdzeit (1. September).
- Jagdruhe im Oktober.
- Restliche Abschusserfüllung im November und Dezember.

Witterungsverhältnisse müssen diesen Zeitplan allerdings modifizieren. Wer den Zeitplan zwar einhält, aber dabei nur ungünstiges Wetter erwischt, wird keinen Erfolg haben. Wer allgemein beste Witterungsverhältnisse tatenlos verstreichen lässt, wird seinen Abschuss nicht erfüllen. Alte Jägerregeln zu Wetter und Jagd-erfolg sind zutreffend.

# 11 Zusammenfassung

Ein zeitgemäßes jagdliches Management verfolgt verschiedene Ziele, unter denen im Kulturland zwei von besonderer Bedeutung sind: Die Durchführung einer möglichst naturnahen Hege und Bejagung unter Berücksichtigung der Ansprüche des Rehwildes und die ausreichende Bestandsregulation zur Vermeidung von Wildschäden in Wald und Feld. Viele Fragen gibt es noch in diesem Zusammenhang, z.B.: In welcher Dichte können Rehe überhaupt vorkommen? Welche Dichte ist biotopgerecht oder angemessen? Wie setzt sich die Population zusammen und wie nutzt sie ihren Lebensraum und die Vegetation? Welchen Einfluss hat die Bejagung, wie hoch muss der jagdliche Eingriff sein, um den Bestand zu begrenzen? Wie kann die jagdliche Nutzung geplant werden? Ist eine Winterfütterung notwendig, welchen Einfluss hat sie auf die Rehe und auf die Verbißbelastung der Vegetation? Diese Fragen können nur beantwortet werden, wenn wir die Kenntnisse zur Ökologie des Rehwildes weiter vertiefen. Darauf war unser Rehwildprojekt ausgerichtet.

Die Untersuchungen wurden in einem ca. 80 ha großen, inselartig in der Feldflur liegenden Waldstück auf der Schwäbischen Alb durchgeführt. Systematische Datenerhebungen im Freiland erfolgten von 1989 bis Frühjahr 1996 untergliedert in zwei Versuchsphasen. In der ersten Phase erfolgte eine intensive Winterfütterung, in der zweiten Versuchsphase wurde die Fütterung ganz eingestellt. Methodische Hilfsmittel waren u.a.: Fang und Wiederfang, Markierung eines großen Teil des Bestandes zur Erleichterung von Bestandsermittlungen, Durchführung von systematischen Beobachtungen und Zähltreiben, Telemetrie, Verbißaufnahmen und vegetationskundliche Erhebungen auf Probeflächen.

## Populationsparameter

### Populationsdichte

Der über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg rückläufige Rehwildbestand war charakterisiert durch eine sehr hohe Dichte am Anfang: Im Jahr 1990 lag die Frühjahrsdichte (am 1. April) bei 81 Stück pro 100 ha Wald und die Herbstdichte (am 1. September) erreichte 108 Rehe pro 100 ha Wald. Bis zum letzten Versuchsjahr fiel die Frühjahrsdichte auf 41 Stück / 100 ha ab, die Herbstdichte auf 64 Stück / 100 ha.

### Altersaufbau und GV

Während der Versuchsdauer war die Zusammensetzung des Frühjahrs- und Herbstbestandes nur geringen Schwankungen unterworfen. Im Schnitt enthielt der Frühjahrsbestand 46% adulte Geißen (ab 2jährig), 15% Schmalrehe, 17% Böcke (ab 2jährig) und 22% Jährlinge. Demnach waren 63% der Tiere mehrjährig und 37% einjährig. Das Geschlechterverhältnis lag im Durchschnitt bei 1: 1,5. Das entspricht einem Anteil der weiblichen Stücke von 60%. Bei nach Altersklassen differenzierter Betrachtung ergaben sich folgende Geschlechterverhältnisse: Bei den Einjährigen waren im Frühjahr stets mehr männliche als weibliche Tiere vorhanden (GV 1: 0,7). Bei den Mehrjährigen übertraf der Anteil der Geißen den Anteil der Böcke um das 2,6fache (GV 1: 2,6). Diese Unterschiede entstehen u.a. durch die Auswahlkriterien bei der Bejagung. Bei den Kitzen werden bevorzugt Geißkitze erlegt, bei den Mehrjährigen unterliegen die Böcke einem vermehrten Jagddruck. Aber das zugunsten der Geißen verschobene GV entsteht auch, weil deren Streifgebiete einen hohen Überlappungsgrad aufweisen können, während bei den Böcken das Angebot möglicher Territorien in einem kleinen Gebiet schnell bestandsbegrenzend wird. Für den Herbst (1. September) ergab sich folgender durchschnittlicher Bestandsaufbau: 45% Kitze, 15% einjährige Rehe, 41% mehrjährige Rehe. Von 89 im Alter von wenigen Tagen markierten Kitzen waren 47% männlich und 53% weiblich (GV 1: 1,12). Dasselbe mittlere Geschlechterverhältnis bei Kitzen zeigte der Herbstbestand an einer Stichprobe von insgesamt 225 Kitzen.

### Kitzrate und frühe Kitzsterblichkeit

Pro im Herbst vorhandener adulter Geiß wurden im Mittel 1,44 Kitze beobachtet. Diese Kitzrate schwankte witterungsbedingt in den einzelnen Jahren zwischen 0,93 und 1,63. Auf den gesamten Untersuchungszeitraum bezogen wurden am 1. September 14% der Geißen ohne Kitz festgestellt, 31% hatten ein Kitz, 52% zwei Kitze und 3% drei Kitze. Die frühe Kitzsterblichkeit (Geburt bis 1. September) wurde nach zwei Methoden eingeschätzt (nach Vergleich zwischen potentieller und realisierter Kitzrate sowie nach der Wiederbeobachtungsraten markierter Kitze). Es ergaben sich die Werte 24% bzw. 22% als Mittel für den Untersuchungszeitraum. Markierte Kitze unterlagen keiner erhöhten Sterblichkeit.

### **Sterblichkeit, sonstige Verluste**

Die Bedeutung verschiedener Verlustursachen geht aus der nachfolgenden Tabelle hervor. Im Durchschnitt für den gesamten Untersuchungszeitraum war demnach bei den ein- und mehrjährigen Rehen die Abwanderung der bedeutendste bestandsbegrenzende Faktor. Eine dichteabhängige Abwanderungsrate war für das Sommerhalbjahr nachzuweisen und betraf in erster Linie die einjährigen Stücke. Im Übrigen gab es auch Unterschiede zwischen den Versuchsphasen. Die Abwanderungsrate erhöhte sich vorübergehend nach Einstellung der Winterfütterung, jedoch mit einem Jahr Verzögerung. Hierbei wanderten im Unterschied zu vorher auch adulte Geißen ab.

Anteile verschiedener Verluste an den Gesamtverlusten eines Jahres (Durchschnittswerte für den Untersuchungszeitraum)			
Verlustkategorie	Geißen und Schmalrehe	Böcke und Jährlinge	Kitze
frühe Kitzsterblichkeit (bis 1.9.)	-/-	-/-	-43%
Jagd	-21%	-39%	-38%
Fallwild/Verkehr	-20%	-7%	-9%
Abwanderungsverluste (Netto:Zu-/Abwanderung)	-59%	-54%	-10%
Summe	100%	100%	100%

### **Streifgebiete**

Zur Ermittlung der Raumnutzung konnten rund 5.200 Funkortungen von 18 weiblichen Rehen und 7 Böcken ausgewertet werden. Die Ermittlung von Streifgebietsgrößen erfolgte mit Hilfe der „Buffer-Methode“ (25m Buffer, eingeschlossene Flächen ohne Ortungen fließen nicht in die Berechnung mit ein). Bei dieser Methode ergibt sich eher eine Unterschätzung der Streifgebietsgröße, während andere Methoden zum Teil zur Überschätzung führen. Die saisonale Streifgebietsgröße (für das Sommer- bzw. Winterhalbjahr) wies eine individuelle Schwankungsbreite zwischen 6,5 und 30,7 ha auf. Die mittlere Streifgebietsgröße betrug für beide Geschlechter etwas mehr als 16 ha. Die Winterstreifgebiete waren zwar im Mittel größer als die Sommerstreifgebiete, aber der Unterschied war statistisch nicht signifikant. Sommer- und Winterstreifgebiete waren für jeweils ein Individuum zum großen Teil deckungsgleich. 1-3jährige Rehe hatten ein signifikant größeres Streifgebiet als ältere Rehe. Ganzjährig fielen 84% aller Funkortungen auf den Wald und 16% auf Feld und Wiesen. Über die gesamte Versuchsdauer bestand bei sinkender Populationsdichte ein ansteigender Trend der mittleren,

saisonalen Streifgebietsgröße (von 14,3 auf 17,1 ha).

### **Mobilität**

Das Ortswechselverhalten im Tages- und Jahresverlauf wurde mittels 24-stündiger Funküberwachung (Ortungen im 2-Stunden-Rhythmus) untersucht. Von 19 verschiedenen Rehen konnten 161 vollständige Datensätze ausgewertet werden. Zur Berechnung der Tagesstrecken wurden die Peilpunkte in chronologischer Reihenfolge mit Linien verbunden. Die auf diese Weise ermittelten Tagesstrecken lagen zwischen 731 und 4.350 m. Im Durchschnitt legten die Rehe in 24 Stunden gut 1,5 km zurück, bei größter Laufaktivität in der Morgen- und Abenddämmerung und geringster zwischen 14 und 16 Uhr. Im Winter legten die Rehe fast doppelt so große Tagesstrecken zurück wie im Frühjahr und Sommer.

### **Verbiss an Forstgehölzen**

#### **Fichte**

Der insgesamt als hoch zu bezeichnende Verbiss in einer Fichtenkultur war zwar eine Folge der allgemein hohen Wilddichte. Aber darüber hinaus war im Rahmen der festgestellten Schwankungsbreite der Verbißprozente (von Jahr zu Jahr und von Probestfläche zu Probestfläche) kein eindeutiger Zusammenhang mit Änderungen der Rehwilddichte abzuleiten. Ein sehr hoher Anteil des Gesamtverbisses an der Fichte entfiel auf den Sommerverbiss. Dieser konzentrierte sich auf die Zeit des Austriebes (Juni, Anfang Juli). Die frischen Triebe waren offensichtlich eine beliebte Beikost in dieser sonst äsungsreichen Zeit. Die artgerechte, intensive Winterfütterung konnte den Winterverbiss an Fichten nicht verhindern. Nach Einstellung der Winterfütterung nahm der Verbiss nicht zu.

#### **Laubgehölze**

Die Verbißuntersuchung erfolgte auf 49 Probekeisen, die nach einem Rastermuster verteilt lagen, sowie auf 14 bis 15 Flächenpaaren (gezäunt/ungezäunt). Die Erhebungen mussten sich auf Naturverjüngung unter geschlossenem Kronendach in mittelalten, von Buchen dominierten Beständen beschränken. Die durchschnittliche Höhe holziger Pflanzen lag in der verbißgefährdeten Schicht entsprechend bei nur 22 cm. Bei einer mittleren Pflanzendichte von ca. 24.500 pro ha betrug der aufgelaufene Terminaltriebverbiss eines Jahres für Pflanzen > 15 cm im Durchschnitt von 7 Erhebungsjahren: Hainbuche 72%, Esche 66%, Spitzahorn 63%, Buche 36%. Für die Hauptbaumart Buche wurde die Verbißbelastung in Abhängigkeit von

der Pflanzenhöhe untersucht. Mit zunehmender Pflanzenhöhe stieg die Verbißbelastung signifikant an; sie erreichte bei Höhen über 30 cm beträchtliche Ausmaße (bis weit über 50% Terminaltriebverbiss). Die untersuchten Flächen wiesen zwar ein hohes Verjüngungspotential auf; und weil sie nicht zur Verjüngung anstanden, entstand durch Verbiss auch kein forstwirtschaftlicher Schaden. Aber wenn sich eine derartige Verbißbelastung bei einem Ausfall des aufstockenden Bestandes (z.B. durch eine Kalamität) in derselben Größenordnung fortsetzen würde, wäre eine deutliche Beeinträchtigung der Laubholzverjüngung zu erwarten. Über die gesamte Versuchsdauer hinweg war bei Buchen über 30 cm Höhe ein rückläufiger Trend der Verbißbelastung festzustellen. Ein Zusammenhang mit der ebenfalls seit Versuchsbeginn rückläufigen Wilddichte ist wahrscheinlich. Jedoch war dieser Zusammenhang statistisch nicht signifikant, weil der Verbiss von Jahr zu Jahr in weiten Grenzen schwankte und von verschiedenen Faktoren abhängig war, wie z. B. vom Witterungsverlauf oder vom Zeitpunkt des Vegetationsbeginns. So wurde z.B. der höchste Verbiss nach einem schneereichen Winter (trotz Fütterung) festgestellt. Nach Einstellung der Fütterung gab es keine Zunahme der Verbißbelastung.

### **Vegetationsentwicklung auf gezäunten und ungezäunten Flächenpaaren**

In gezäunten Flächen entwickelten sich Gehölze hinsichtlich der Deckungsgrades und der Pflanzenhöhe besser als in ungezäunten Flächen. Zwischen Versuchsphase 1 und 2 bestanden keine großen Unterschiede hinsichtlich der Intensität des Wildeinflusses. Eine Zunahme des Verbißdrucks auf Gehölze nach Einstellung der Winterfütterung konnte auch hier ausgeschlossen werden. Es bestätigte sich, dass es eher eine leichte Entspannung des Verbißdrucks gab. Die Deckungsgrade von Gräsern und Kräutern, wie auch die Gesamtzahl aller Pflanzenarten entwickelten sich in beiden Versuchsphasen innerhalb und außerhalb gezäunter Flächen zunächst weitgehend parallel und damit unabhängig vom Wildeinfluss. Jedoch beeinflussten stärkere Änderungen des Deckungsgrades der Gehölze schließlich auch die Entwicklungen in der Krautschicht.

Unter Einbezug weiterer Ergebnisse und der Bewertung der Versuchs- und Umweltbedingungen ergaben sich folgende **Schlussfolgerungen**:

Die zu Versuchsbeginn (bei intensiver Winterfütterung) ermittelte Dichte gehört zu den höchsten, bislang für das Freiland dokumentier-

ten Rehwilddichten (Frühjahr 1990: 81 Rehe/100ha Wald; Herbst 1990: 108 Rehe/100ha Wald). Diese hohe Dichte wurde ermöglicht durch einen optimalen Lebensraum mit hohem natürlichem Äsungsangebot im Wald und in der umgebenden Feldflur; durch intensive Winterfütterung; durch einen hohen Überlappungsgrad der Streifgebiete bei weiblichen Rehen und einen gewissen Anteil nicht territorialer Böcke, sowie nicht zuletzt durch eine zurückhaltende Bejagung, die den Zuwachs nicht abschöpfte.

Der über den gesamten Untersuchungszeitraum rückläufige Rehbestand halbierte sich innerhalb von fünf Jahren. Die Bestandsabnahme wurde durch verschiedene Faktoren hervorgerufen, aber die Einstellung der Fütterung war dabei wohl die bedeutendste Ursache.

Entgegen den Erwartungen wirkte sich die Fütterung jedoch weder auf die Wintersterblichkeit, noch auf die körperliche Verfassung der Rehe, noch auf den Zuwachs aus. Im Untersuchungsgebiet bestand auch ohne eine Winterfütterung zu keiner Jahreszeit Futternot.

Der einzige, die Dichte beeinflussende Populationsparameter, der sich im Zusammenhang mit künstlichem Futterangebot änderte, war die Abwanderungsrate. Sie nahm nach Einstellung der Winterfütterung vorübergehend zu. Sogar bereits etablierte, adulte Geißen wanderten vermehrt mit ihrem Nachwuchs ab. Durch Fütterung wird somit das Kolonisationsverhalten und damit die Verteilung der Rehe beeinflusst.

Der Versuch zeigte, dass bei einer zurückhaltenden Bejagung vor allem auch der weiblichen Stücke, ein Rehwildbestand nicht durch Bejagung begrenzt wird, sondern sich selbst reguliert. Die Abwanderung war der mit Abstand bedeutendste Regulationsfaktor. Die Abwanderung bewirkte in der Gruppe der einjährigen und adulten Rehe mehr als die Hälfte der jährlichen Gesamtverluste. Die Jagd hatte nur einen Anteil von etwa 1/3 der Gesamtverluste eines Jahres.

Eine dichteabhängige Abwanderungsrate war vor allem bei den einjährigen Stücken festzustellen: Bei der hohen Frühjahrsdichte von 70 bis 80 Rehen pro 100 ha Wald verschwanden jährlich mehr als die Hälfte des Jährlings- und Schmalrehbestandes allein während des Sommerhalbjahres. Bei einer Dichte von ca. 40 Rehen pro 100 ha Wald war dagegen die Bilanz aus Zu- und Abwanderung ausgeglichen. Vermutlich ermöglichte die Winterfütterung während der ersten Versuchsphase zumindest saisonal ein Überschreiten der natürlichen Bio-

topkapazität, während die Rehwilddichte gegen Ende der zweiten Versuchsphase ganzjährig im Bereich der Biotopkapazität lag.

Obwohl die Jagdstrecke mit 25 Stück/100ha Wald zu Versuchsbeginn und 11-16 Stück/100ha bei Versuchsende gemessen am Landesdurchschnitt recht hoch lag, hätte der Abschuss vermutlich fast verdoppelt werden können, ohne dass eine gravierend andere Bestandsentwicklung zu erwarten gewesen wäre.

Die Verbißbelastung der holzigen Pflanzen schwankte von Jahr zu Jahr in weiten Grenzen ohne engen Bezug zur Wilddichte. Jedoch zeichnete sich eine leicht abnehmende Verbißbelastung mit rückläufiger Wilddichte ab. Die Entlastung betraf bei der Hauptbaumart Buche insbesondere Pflanzen über 30 cm Höhe, die im Untersuchungsgebiet einer erheblichen Verbißbelastung ausgesetzt waren.

Die Hypothese, dass sich durch eine Winterfütterung von Rehen Wildschäden vermindern lassen, fand keine Unterstützung. Nach Einstellung der Winterfütterung gab es keine Zunahme der Verbißbelastung, obwohl dies trotz der rückläufigen Wilddichte nach Überschlagsberechnungen zu Nahrungsangebot und -bedarf erwartet wurde. Die Befunde müssen zwar eingeschränkt werden auf Verhältnisse, wie sie im Untersuchungsgebiet gegeben waren. Dazu zählt insbesondere, dass es im Laubholz nur Naturverjüngung (mittlere Höhe 22 cm) unter geschlossenem Kronendach in mittelalten Beständen gab und dass der Wald von Feldflur mit reichem Nahrungsangebot umgeben war. Aber dennoch dürfte für die Mehrheit der Jagdreviere in Baden-Württemberg gelten, dass eine Winterfütterung von Rehen im Normalfall weder biologisch notwendig noch sinnvoll ist und sich auch nicht generell als Hilfsmittel zur Wildschadensvermeidung eignet.

Auf die Frage „Wie viele Rehe verträgt der Wald?“ gibt es keine allgemein gültige Antwort. Die vorliegende Untersuchung zeigt, dass der Rehwildbestand eines Gebietes in einer sehr großen Spannweite schwanken kann, ohne dass sich dieses forstlich relevant auswirken muss. Allgemein gilt nur, dass eine hohe Verbißbelastung zu erwarten ist, wenn die Rehwilddichte im Bereich der Biotopkapazität liegt. Ob damit ein forstwirtschaftlicher Schaden verbunden ist, hängt aber von der aktuellen waldbaulichen Situation ab. Im Normalfall ist die Biotopkapazität eine Unbekannte. Sie ist außerdem nicht konstant, sondern Schwankun-

gen im Laufe der Zeit unterworfen und vor allem von Ort zu Ort ganz verschieden.

Eine Optimierung der jagdlichen Nutzung, wie auch eine deutliche Verminderung der Verbißbelastung lassen sich nur erreichen, wenn der Rehwildbestand jagdlich reguliert und dabei auf eine Dichte unterhalb der Biotopkapazität begrenzt wird. Dies setzt einen Eingriff in ausreichender Höhe voraus. Eine traditionell eher zurückhaltende Bejagung erfüllt ihren Zweck als Regulativ aber häufig nicht. Es bestätigt sich mit den vorliegenden Untersuchungen, dass zur Planung der jagdlichen Nutzung weder die Anlehnung an überlieferte Richtwerte zu angeblich tragbaren Wilddichten noch irgendwelche Zuwachseinschätzungen hilfreich sind. Rehe lassen sich nur mit aufwendigen wissenschaftlichen Methoden zählen. Diese Verfahren sind aber in der normalen Revierpraxis nicht durchführbar. Bei einer Ausgangslage mit nicht ausreichend jagdlich reguliertem Rehwildbestand kann das Problem also nur durch Abschusserhöhungen bei Kontrolle der Verbißsituation gelöst werden. Das in Baden-Württemberg eingeführte forstliche Gutachten zum Abschussplan stellt somit in der Praxis ein einfaches und brauchbares Instrument der Abschussplanung dar, um vor Ort einen Ausgleich zwischen Wild und Wald herbeizuführen.

Eine Versachlichung der häufig sehr emotionalen Diskussion zwischen Forstpartie und privater Jägerschaft wäre wünschenswert. Einerseits ist beim Waldbau auch das Wild als natürlicher Standortfaktor zu berücksichtigen, das heißt, auch dem Reh ist eine Daseinsberechtigung in angemessener Siedlungsdichte einzuräumen. Andererseits findet diese vitale Wildart in unserem Kulturland gute Lebensbedingungen und verträgt eine intensive Bejagung. Die Untersuchung hat auch gezeigt, dass der Rehwildbestand eines kleinen Waldgebietes keine isoliert zu betrachtende Einheit ist. Er steht im Austausch mit den benachbarten Gebieten. Wer den Zuwachs nicht abschöpft, verschenkt einen Teil der möglichen jagdlichen Nutzung. Davon profitiert der Nachbar, wenn er intensiver jagt. Umgekehrt ist zu erwarten, dass eine lokal sehr intensiv betriebene Bejagung zu einem Dichtegefälle führt und somit einen Sogeffekt auslöst. Das heißt, bei sehr unterschiedlichen Formen der Rehwildbewirtschaftung besteht ein weiteres Konfliktpotential, das nur mit einvernehmlichen, revierübergreifenden Absprachen zur Rehwildbejagung vermindert werden kann.

## 12 Literaturverzeichnis

- AMT FÜR LANDESKUNDE (Hrsg.), 1952: Naturräumliche Gliederung Deutschlands. Die naturräumlichen Untereinheiten auf Blatt 179 Ulm. Bearbeitet von H. GRAUL. Reise- und Verkehrsverlag Stuttgart.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (Hrsg.), 1987: Wildschäden und Äsungsverbesserung, Ergebnisse der Arbeitstagung vom 22.-24. Juni 1987 an der Ev.-Luth. VHS am Hesselberg.
- BRAMLEY, P. S., 1970: Territoriality and reproductive behaviour of Roe Deer. J. Reprod. Fert. Suppl. **11**: 43 -70.
- BÜTTNER, K., 1983: Winterliche Fährtenzählung beim Rehwild in Abhängigkeit von Witterung, Waldstruktur und Jagddruck. Z. Jagdwiss. **29** (2): 82-95.
- DEUTSCHER JAGDSCHUTZVERBAND e.V. (Hrsg.), 1988: DJV-Handbuch 1988. Bearb. von M. WIESE. Verlag D. Hoffmann, Mainz. 599 S.
- DLG (DEUTSCHE LANDWIRTSCHAFTSGESELLSCHAFT), 1997: DLG-Futterwerttabellen, Wiederkäuer. Hrsg.: Universität Hohenheim - Dokumentationsstelle. Unter Mitw. des Ausschusses für Bedarfsnormen der Gesellschaft für Ernährungsphysiologie und der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein. 7.Aufl. Frankfurt am Main: DLG-Verlags-GmbH.
- DWORSCHAK, U.R., 1990: Winterliche Raumnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L.) in einem Hochgebirgsareal. Diplomarbeit am zoologischen Institut der Fakultät für Biologie und Geowis. der Techn. Universität München.
- EISFELD, D., 1976: Ernährungsphysiologie als Basis für die ökologische Beurteilung von Rehpopulationen. Revue suisse de Zool. **83** (4): 914 - 928.
- , 1979: Das Reh. In: Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt e.V., 265-287, München.
- ELLENBERG, H., 1975: Neue Ergebnisse der Reh-Ökologie: Zählbarkeit, Wachstum, Vermehrung. Allgemeine Forst Zeitschrift **30** (50), 1113 - 1118. München.
- , 1978: Zur Populationsökologie des Rehes (*Capreolus capreolus* L., *Cervidae*) in Mitteleuropa. Spixiana, Zeitschr. f. Zool., München.
- , 1980: Böcke zu Geißen = eins zu eins? Über Geschlechterverhältnisse bei Rehen. Wildbiologie für die Praxis. Schweiz. Dokument.stelle f. Wildforsch., Zürich.
- ELLIGER, A., 1994: Rehwildmarkierung in Baden-Württemberg. Mitteilungen der Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg Nr. 1/1994 in: Der Jäger in Baden-Württemberg **39**, Heft 1 (April): Seite 34.
- 1996: Rehwildmarkierung in Baden-Württemberg. Mitteilungen der Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg Nr. 1/1996 in: Der Jäger in Baden-Württemberg **41**, Heft 1 (April): Seite 12.
- ELLIGER, A. & M. PEGEL, 1996: Berichte der Wildforschungsstelle Nr.4: Jagdbericht Baden-Württemberg 1994/95. Hrsg. WILDFORSCHUNGSSTELLE DES LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG BEI DER STAATL. LEHR- UND VERSUCHSANST. AULENDORF.
- FISCHER, M., 1984: Schätzung von Bestand, Überlebensraten und Nettozuwachs durch Fang-Wiederauffang-Methoden bei Rehen (*Capreolus capreolus* L.). Dissertation Forstwiss. Fak. Uni München, 195 S.
- GAISBAUER, R. 1988: Telemetrisch ermittelte Reaktionen des Rehwildes auf simulierte Störungen im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Forstwirtschaft. 114 S. + Anhang.
- GEORGII, B., 1987: Rehe im Nationalpark Bayerischer Wald. Mitteilungen aus der Wildforschung, Nr. 85.
- 1980: Untersuchungen zum Raum-Zeit-System weiblicher Rothirsche (*Cervus elaphus* L.) im Hochgebirge. Diss. an der Fak. für Biologie, Uni München.
- GUTHÖRL, V., 1987: Radiotelemetrische Untersuchungen zum Raum-Zeit-Verhalten des Rehwildes, *Capreolus capreolus* (L.). Diplomarbeit. Inst. f. Biogeographie, Univ. des Saarlandes. Saarbrücken. 237 S.
- , 1990: Rehwildverbiss in Buchenwaldökosystemen. Untersuchungen über Informationsgehalt, Funktion und Schäden. Dissertation. Philosophische Fakultät der Univ. des Saarlandes. Saarbrücken. 153 S.
- HESPELER, B., 1989: Rehwild heute, Lebensraum, Jagd und Hege. München, Wien, Zürich, BLV Verl.-Ges., 2. Aufl., 176 S.
- KECH, G., 1993: Beziehung zwischen Rehdichte, Verbiss und Entwicklung der Verjüngung in

- einem gegatteten Fichtenforst als Basis einer waldgerechten Rehwildbewirtschaftung. Diss. beim wildbiologischen Institut der Forstwissenschaftl. Fak., Uni Freiburg.
- KLING, M. [Begr.] & WÖHLBIER, W. [Hrsg.], 1983: Handelsfuttermittel, Band 2, Teil B. Futtermittel pflanzlicher Herkunft, Mineralische Futtermittel, Sonderthemen aus der Futtermittelkunde. Stuttgart: Ulmer Verlag. 1142 S.
- KRAUS, W., 1975: Beobachtungen über das Setzen und die Entwicklung des Aktionsraums bei Rehen. Diplomarbeit Inst. f. Wildforsch. und Jagdk., München.
- KURT, F., 1968: Zusammenhänge zwischen Verhalten und Fortpflanzungsleistung beim Reh (*Capreolus capreolus* L.). Z. Jagdwiss. **14** (3): 97 - 106.
- , 1991: Das Reh in der Kulturlandschaft: Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- LEHMANN, E. von & H. SÄGESSER: *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758 -Reh. In: J. NIETHAMMER & F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas, Bd. 2/II, Paarhufer, 233-268, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- LENTH, R.V., 1981: On finding the source of a signal. Technometrics **23**: 149 - 154.
- , 1981: Robust measures of location for directional data. Technometrics **23**: 77 - 81.
- OESTERREICH, M., 1990: Beziehungen zwischen Äsungsverbesserung und Wildverbiss in einigen Revieren der Forstverwaltung Graf Douglas und Prinz zu Fürstenberg. In: WILDFORSCHUNGSSTELLE DES LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.), 1990: Fütterung und Äsungsverbesserung für Reh- und Rotwild. Wildforschung in Baden-Württemberg, Bd. 1: 88 - 92. Aulendorf.
- PARKER, K.L.; ROBBINS, T.C.; HANLEY T.A., 1984: Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. J. Wildl. Managem. **48** (2): 474- 488.
- RAESFELD, F. von; NEUHAUS, A.H. & K. SCHAICH, 1985: Das Rehwild. Verlag Paul Parey, 9. Auflage, Hamburg.
- RAUH, J., 1985: Radiotelemetrische Untersuchungen zur Raumnutzung des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) im Hochgebirge. Diplomarbeit Uni München, Fakultät für Biologie, Lehrstuhl für Zoologie.
- REIMOSER, F. & REIMOSER, S., 1998: Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald. Arbeits-
- broschüre der Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände (Hrsg.), Wien. 95 S.
- REITTER, A., 1990: Auswirkung von Fütterung und Äsungsverbesserung auf den Verbiss der Waldvegetation. In: WILDFORSCHUNGSSTELLE DES LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.), 1990: Fütterung und Äsungsverbesserung für Reh- und Rotwild. Wildforschung in Baden-Württemberg, Bd. 1: 83 - 87. Aulendorf.
- RIECK, W., 1955: Die Setzzeit bei Reh-, Rot- und Damwild in Mitteleuropa. Z. Jagdwiss. **1**: 69 - 75.
- ROTH, R., 1995: Der Einfluß des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L., 1758) auf die Naturverjüngung von Mischwäldern. Mitt. der Forstl. Versuchsanst. B.-W., Heft 191, Freiburg.
- SIEGEL, S., 1987: Nichtparametrische statistische Methoden. 3. Aufl., Eschborn bei Frankfurt a. Main.
- STRANDGAARD, H., 1972: The roe deer (*Capreolus capreolus*) population at Kalø and the factors regulating its size. Danish Review of game biology **7**, Nr.1: 1-205.
- STROHHÄCKER, U., BAUER, J. & F. RIEGER, 1986: Die Neubesetzung verwaister Territorien durch Rehböcke. Der Jäger in Baden-Württemberg **31**, Nr.6: 12-13.
- STROHHÄCKER, U., 1988: Über Rehgeißen und Kitz. Der Jäger in Baden-Württemberg **33**, Nr.1: 17-19.
- STUBBE, C., 1990: Rehwild. 3. Auflage, Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- SUCHANT, R.; ROTH, R., 1993: Forstliche Gutachten sind sinnvoll. Die Pirsch **45**, Heft 14: 6 - 9.
- THOR, G., 1988: Homeranges und Habitatnutzung von Rehen (*Capreolus capreolus* L.) im Nationalpark Bayerischer Wald. Diplomarbeit beim Zoologischen Institut der Fakultät für Biologie, Uni München.
- , 1994: Ein aktuelles Projekt auf der Schwäbischen Alb: Neues aus der Rehwildforschung. Wild und Hund Nr. 14: 20-24.
- WANDELER, A.I., 1975: Die Fortpflanzungsleistung des Rehes (*Capreolus capreolus* L.) im Berner Mittelland. Jahrb. Naturhist. Museum Bern, Bd. **5**: 245-301.
- WEIDENBACH, P., 1987: Zum Stand der Rehwildhege in Baden-Württemberg, Ergebnisse der Auswertung des Forstlichen Gutachtens 1986. Allgemeine Forst Zeitschrift **42** (19): 475 - 479.

--, 1990: Erfahrungen mit dem Forstlichen Gutachten in Baden-Württemberg. Allgemeine Forst Zeitschrift Nr. 4 (1990): 86 - 87.

WHITE, G.C. & R.A. GARROTT, 1990: Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic press, San Diego.

WOTSCHIKOWSKY, U. & G. SCHWAB, 1994: Das Rehprojekt Hahnebaum. Schlußbericht. Hrsg. Wildbiol. Ges. München e.V.

## 13 Anhang: Abbildungen und Tabellen mit Rohdaten

*Tabelle 59: Bestandsdaten zu Stichtagen und Verluste in verschiedenen Jahresabschnitten.*

*Nach Beobachtungen und Aufzeichnungen von STROHHÄCKER.*

*Die Spalte „Ist“ enthält den tatsächlich beobachteten Bestand zu den einzelnen Stichtagen.*

*Für die Spalte „theoretisch“ wird der Bestand wie folgt ermittelt: Ist-Bestand des vorausgegangenen Stichtages abzüglich der aufgezeichneten (bekannten) Abgänge, wobei zu beachten ist, dass vom 1.9. bis zum 1.4. des Folgejahres Kitze bzw. Schmalrehe und Jährlinge zur jeweils nächst höheren Altersklasse aufrücken.*

*In der Spalte „Bilanz“ wird die Differenz zwischen „theoretisch“ und „Ist“ gebildet. In diesem Wert kommen verschiedene Vorgänge zum Ausdruck: Nettobilanz für Zu- und Abwanderung, nicht bekannt gewordene Verluste, aber auch methodisch bedingte Fehleinschätzungen des Bestandes.*

1989

Herbst- bestand 1. 9.1989		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	27		
	Böcke	4		
	Schmalrehe	4		
	Jährlinge	9		
	Geißkitze	21		
	Bockkitze	23		

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	3					3
	Böcke	0					0
	Schmalrehe	3				1	4
	Jährlinge	1					1
	Geißkitze	8	2				10
Bockkitze	1					1	

1990

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1990		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	27	24	+3
	Böcke	12	12	0
	Schmalrehe	9	11	-2
	Jährlinge	17	22	-5

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen		1				1
	Böcke	4					4
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	2					2
	Geißkitze			1			1
Bockkitze		1				1	

Herbst- bestand 1. 9.1990		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	26	26	0
	Böcke	7	8	-1
	Schmalrehe	4	9	-5
	Jährlinge	8	15	-7
	Geißkitze	24		
	Bockkitze	17		

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen				2		2
	Böcke	1					1
	Schmalrehe		2				2
	Jährlinge	1					1
	Geißkitze	10	1			1	12
Bockkitze	2	3				5	

1991

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1991		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	26	26	0
	Böcke	9	13	-4
	Schmalrehe	12	12	0
	Jährlinge	17	12	+5

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen		1				1
	Böcke	4					4
	Schmalrehe	1					1
	Jährlinge	2					2
	Geißkitze			1		1	2
Bockkitze					1	1	

Herbst- bestand 1. 9.1991		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	25	25	0
	Böcke	6	5	+1
	Schmalrehe	5	11	-6
	Jährlinge	3	15	-12
	Geißkitze	19		
Bockkitze	16			

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	2	1		2		5
	Böcke						0
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	1					1
	Geißkitze	6					6
Bockkitze	2				2	4	

1992

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1992		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	25	25	0
	Böcke	8	8	0
	Schmalrehe	12	13	-1
	Jährlinge	13	12	+1

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	1					1
	Böcke	2	1				3
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	3					3
	Geißkitze			1		1	2
Bockkitze						0	

Herbst- bestand 1. 9.1992		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	24	24	0
	Böcke	5	5	0
	Schmalrehe	4	12	-8
	Jährlinge	6	10	-4
	Geißkitze	21		
	Bockkitze	18		

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	2				1	3
	Böcke						0
	Schmalrehe						0
	Jährlinge						0
	Geißkitze	7	1			1	9
Bockkitze	2				1	3	

1993

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1993		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	22	25	-3
	Böcke	10	11	-1
	Schmalrehe	11	12	-1
	Jährlinge	14	15	-1

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen					1	1
	Böcke	1	1				2
	Schmalrehe	1					1
	Jährlinge	4					4
	Geißkitze						
Bockkitze							

Herbst- bestand 1. 9.1993		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	21	21	0
	Böcke	7	8	-1
	Schmalrehe	4	10	-6
	Jährlinge	2	10	-8
	Geißkitze	18		
Bockkitze	13			

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	2				1	3
	Böcke		1				1
	Schmalrehe	2					2
	Jährlinge						0
	Geißkitze	6				2	8
Bockkitze	1					1	

1994

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1994		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	18	20	-2
	Böcke	8	8	0
	Schmalrehe	7	10	-3
	Jährlinge	8	12	-4

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen					1	1
	Böcke	1					1
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	1					1
	Geißkitze						0
Bockkitze						0	

Herbst- bestand 1. 9.1994		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	14	17	-3
	Böcke	7	7	0
	Schmalrehe	5	7	-2
	Jährlinge	5	7	-2
	Geißkitze	5		
	Bockkitze	8		

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen	1					1
	Böcke	1				1	2
	Schmalrehe	1					1
	Jährlinge						0
	Geißkitze	3					3
Bockkitze	1					1	

1995

Frühjahrs- bestand 1. 4. 1995		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	20	17	+3
	Böcke	7	10	-3
	Schmalrehe	1	2	-1
	Jährlinge	5	7	-2

Abgänge 1.4. - 30.8.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen						0
	Böcke						0
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	2					2
	Geißkitze					1	1
Bockkitze						0	

Herbst- bestand 1. 9.1995		Ist	theoretisch	Bilanz
	Geißen	19	20	-1
	Böcke	5	7	-2
	Schmalrehe	1	1	0
	Jährlinge	4	3	+1
	Geißkitze	13		
Bockkitze	9			

Abgänge 1.9. - 31.3.		Jagd	Fallwild				Summe
			Verkehr	Mahd	Alter/ Krankheit	sonst.	
	Geißen						0
	Böcke	1	1				2
	Schmalrehe						0
	Jährlinge	1					1
	Geißkitze	5					5
Bockkitze	4	1				5	

Tabelle 60: Zusammenfassung der Verluste aus Werten der Tabelle 59.

Verluste Herbst bis Frühjahr:		Kitze				Bilanz Ist/theor	
	Jagd		Fallwild				
	N	%	N	%	N	%	
1989/90	9	20,5	2	4,5	-7	-15,9	
1990/91	12	29,3	5	12,2	+5	+12,2	
1991/92	8	22,9	2	5,7	0	0	
1992/93	9	23,1	3	7,7	-2	-5,1	
1993/94	7	22,6	2	6,5	-7	-22,6	
1994/95	4	30,8	0	0	-3	-23,1	

Verluste Herbst bis Frühjahr:		Geißen, Böcke, Schmalrehe, Jährlinge				Bilanz Ist/theor	
	Jagd		Fallwild				
	N	%	N	%	N	%	
1989/90	7	15,9	1	2,3	+3	+6,8	
1990/91	2	4,1	4	8,2	-4	-8,9	
1991/92	3	7,7	3	7,7	0	0	
1992/93	2	5,1	1	2,6	-4	-10,3	
1993/94	5	14,7	1	2,9	-2	-5,9	
1994/95	3	9,7	1	3,2	0	0	

Verluste Frühjahr bis Herbst:		Schmalrehe, Jährlinge				Bilanz Ist/theor	
	Jagd		Fallwild				
	N	%	N	%	N	%	
1990	2	7,7	0	0	-12	-46,2	
1991	3	10,3	0	0	-18	-62,1	
1992	3	12,0	0	0	-12	-48,0	

1993	5	20,0	0	0	-14	-56,0
1994	1	6,7	0	0	-4	-26,7
1995	2	33,3	0	0	+1	+16,7

Verluste Frühjahr bis Herbst:		Geißen, Böcke				Bilanz Ist/theor	
	Jagd		Fallwild				
	N	%	N	%	N	%	
1990	4	10,3	1	2,6	-1	-2,6	
1991	4	11,4	1	2,9	+1	+2,9	
1992	3	9,1	1	3,0	0	0	
1993	1	3,1	2	6,3	-1	-3,1	
1994	1	3,8	1	3,8	-3	-11,5	
1995	0	0	0	0	-3	-11,1	

**Tabelle 61: Durchschnittswerte für einzelne Populationsparameter in den Versuchsphasen 1 und 2.**

**Fb = Frühjahrsbestand, Hb = Herbstbestand. Einzelwerte klein-, Mittelwerte fettgedruckt. Geißen sind hier die reproduktionsfähigen weiblichen Stücke.**

Versuchsphase		1	2
	Geißen als Anteil von Fb	41,5 40,6 43,1 <b>41,7 %</b>	38,6 43,9 60,6 <b>47,7 %</b>
	überlebende Kitze pro im Frühj. vorhandener Geiß	1,52 1,35 1,56 <b>1,48</b>	1,41 0,72 1,10 <b>1,08</b>
Frühjahr	jagdl. Nutzung 1- u. mehrjährige als Anteil von Fb	-9,2 -10,9 -10,3 <b>-10,1 %</b>	-10,5 -4,9 -6,1 <b>-7,2 %</b>
bis Herbst	Fallwild 1- u. mehrjährige als Anteil von Fb	-1,5 -1,6 -1,7 <b>-1,6 %</b>	-3,5 -2,4 0 <b>-2,0 %</b>
	unbekannte Verluste 1- u. mehrj. als Anteil von Fb	-20,0 -26,6 -20,7 <b>-22,4 %</b>	-26,3 -17,1 -6,1 <b>-16,5 %</b>
	unbekannte Verluste einjähr. als Anteil der einjährigen	-46,2 -62,1 -48,0 <b>-52,1 %</b>	-56,0 -26,7 +16,7 <b>-22,0 %</b>
	unbekannte Verluste mehrj. als Anteil der mehrjährigen	-2,6 +2,9 0 <b>0 %</b>	-3,1 -11,5 -11,1 <b>-8,6 %</b>
	jagdl. Nutzung Kitze, 1 u. mehrj. als Anteil von Hb	-18,2 -16,3 -14,9 <b>-16,5 %</b>	-14,1 -16,9 -15,9 -21,6 <b>-17,1 %</b>
Herbst	Fallwild Kitze, 1 u. mehrj. als Anteil von Hb	-3,4 -10,5 -6,8 <b>-6,9 %</b>	-5,1 -6,2 -2,3 -3,9 <b>-4,4 %</b>
bis Frühjahr	unbekannte Verluste gesamt als Anteil von Hb	-4,5 +1,2 0 <b>-1,1 %</b>	-7,7 -13,8 -6,8 <b>-9,4 %</b>
	unbekannte Verluste Kitze als Anteil der Kitze	-15,9 +12,2 0 <b>-1,2 %</b>	-5,1 -22,6 -23,1 <b>-16,9 %</b>
	unbekannte Verluste 1- u. mehrj. als Anteil derselben	+6,8 -8,9 0 <b>-0,7 %</b>	-10,3 -5,9 0 <b>-5,4 %</b>

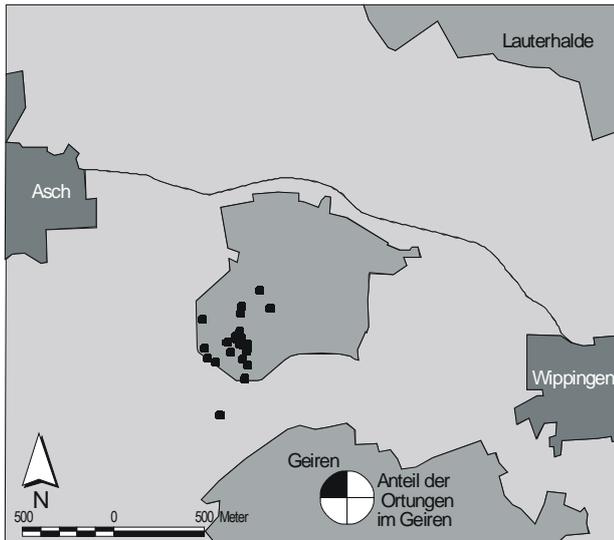


Abbildung 88: Reh 14, Winter 93/94

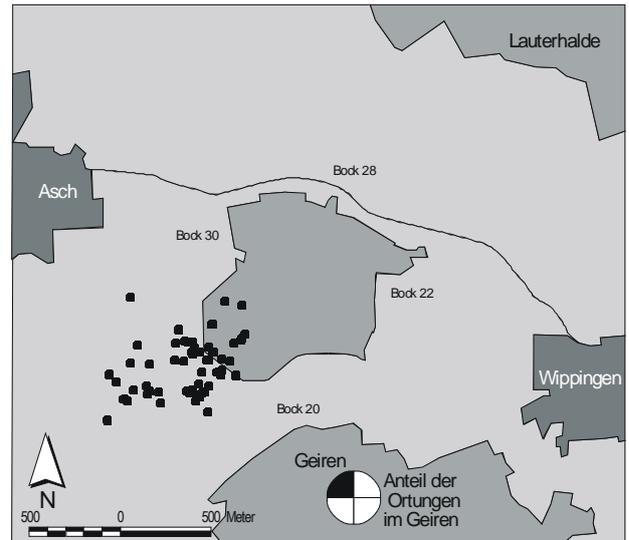


Abbildung 91: Reh 14, Sommer 1995

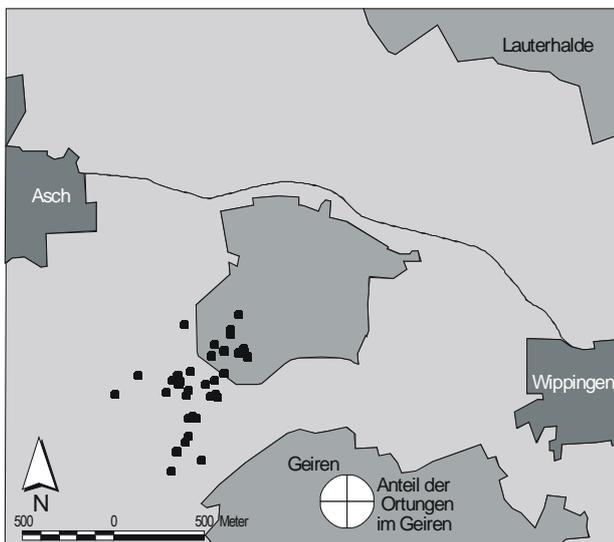


Abbildung 89: Reh 14, Sommer 1994

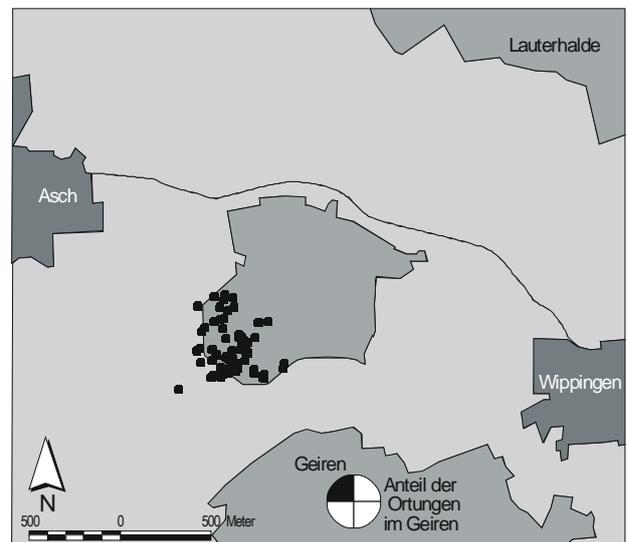


Abbildung 92: Reh 14, Winter 95/96

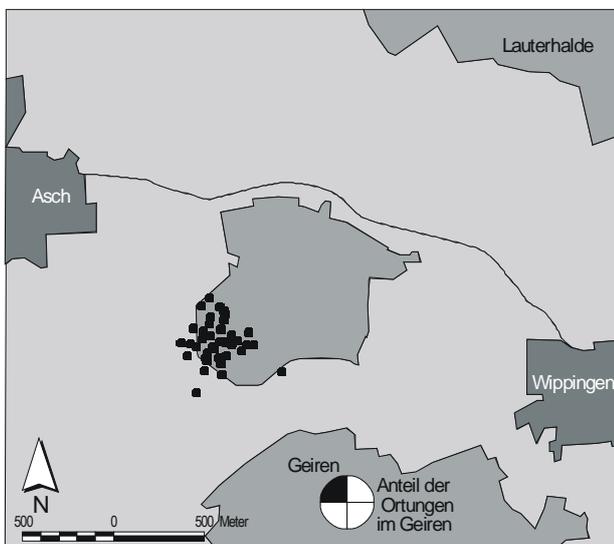


Abbildung 90: Reh 14, Winter 94/95

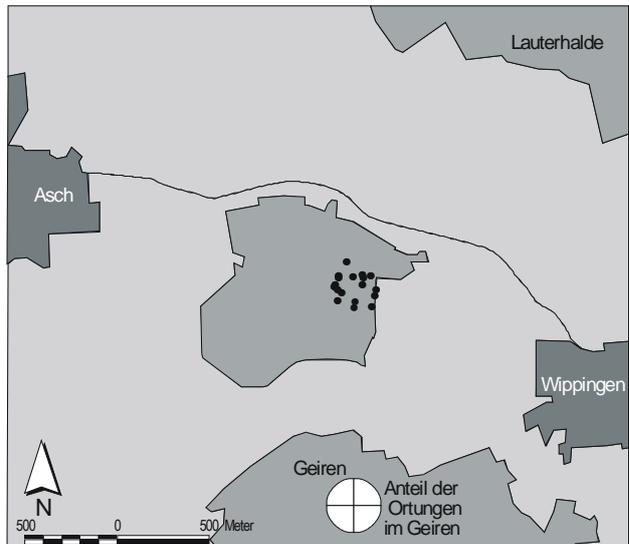


Abbildung 93: Reh 1, Winter 90/91

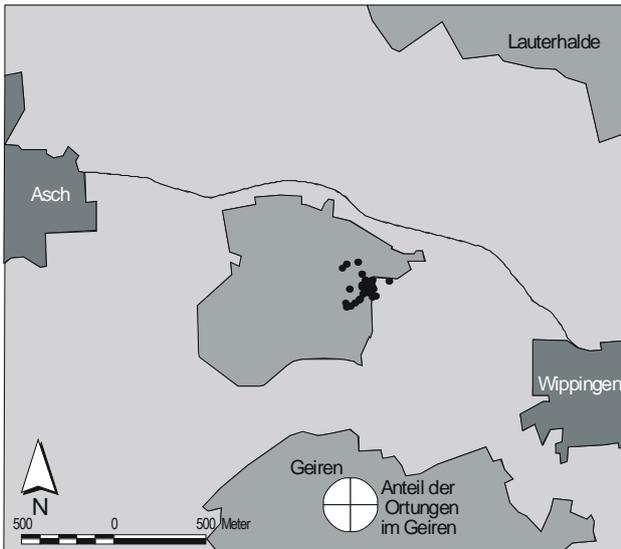


Abbildung 94: Reh 1, Sommer 1991

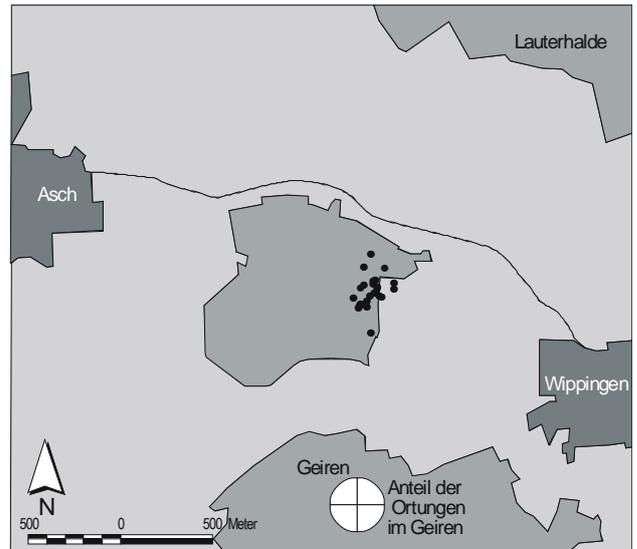


Abbildung 97: Reh 1, Winter 92/93

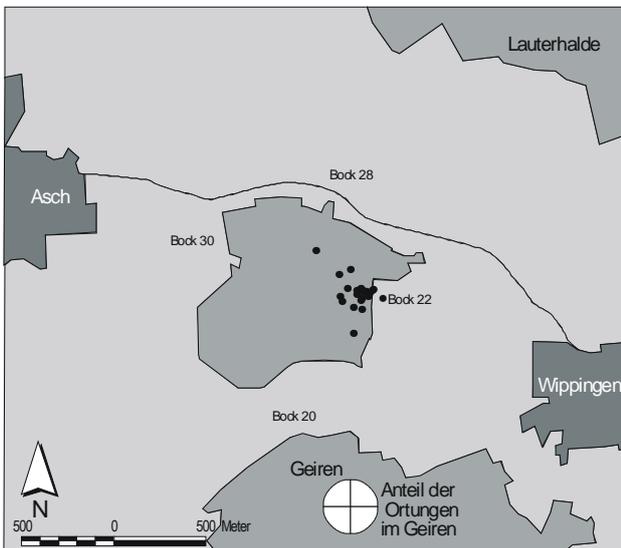


Abbildung 95: Reh 1, Winter 91/92

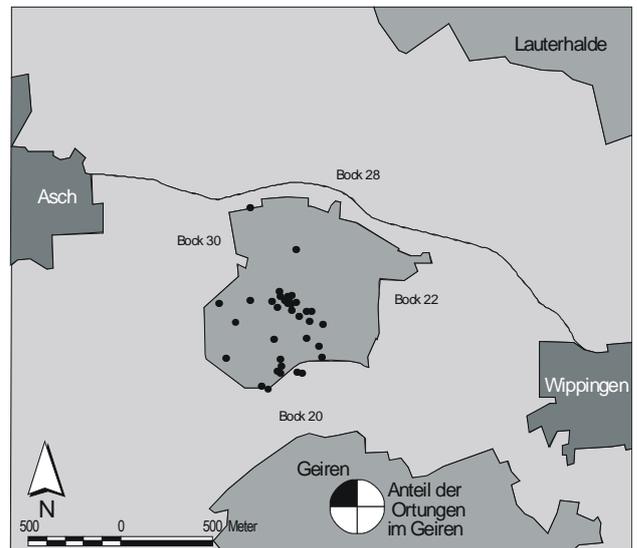


Abbildung 98: Reh 29, Winter 94/95

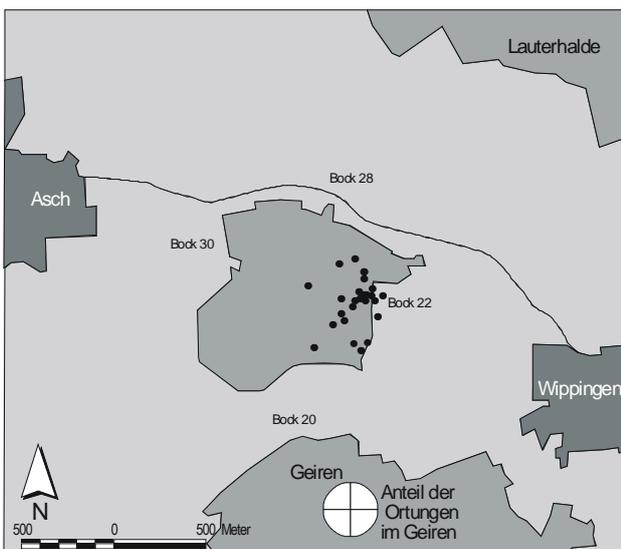


Abbildung 96: Reh 1, Sommer 1992

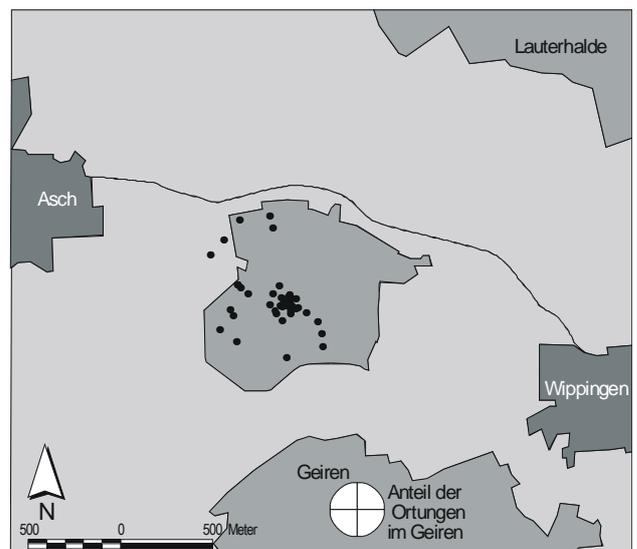
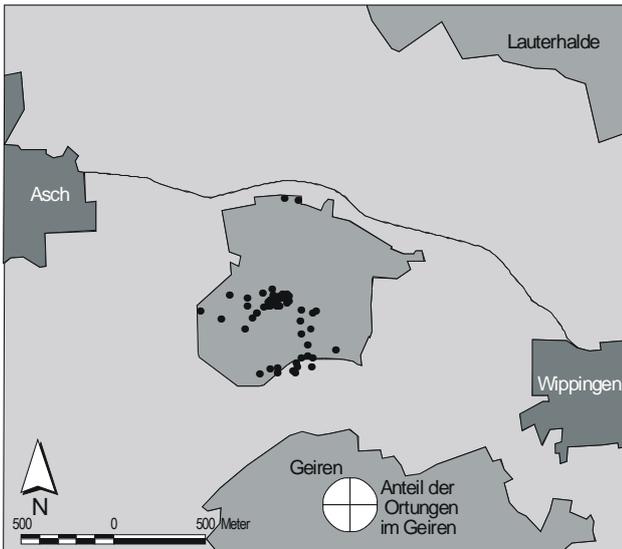
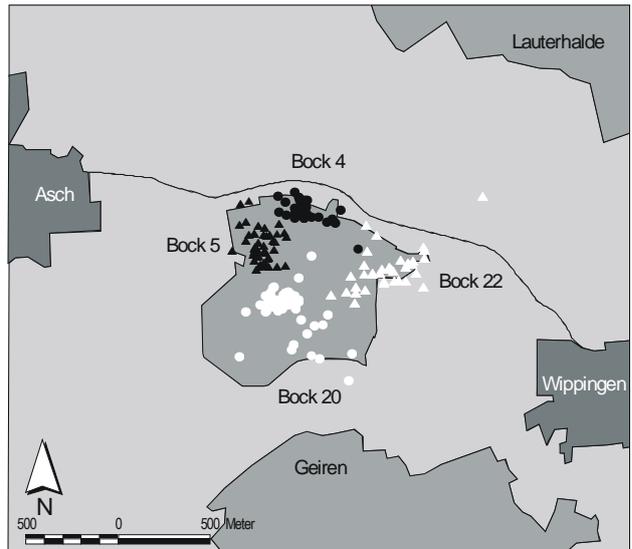


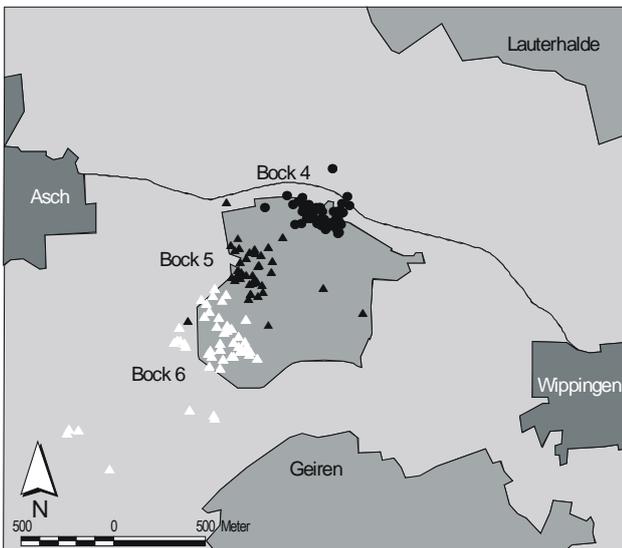
Abbildung 99: Reh 29, Sommer 1995



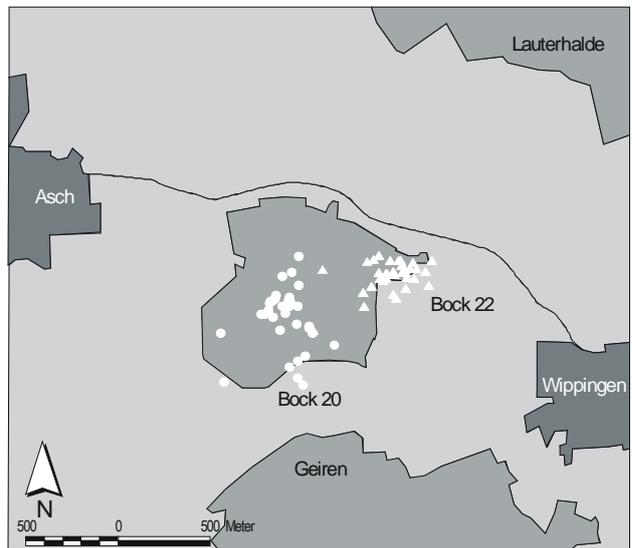
**Abbildung 100: Reh 29, Winter 95/96**



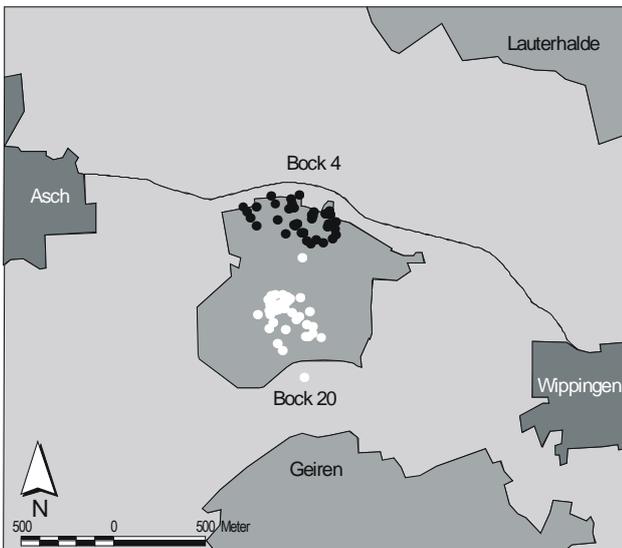
**Abbildung 103: Rehe 4, 5, 20 und 22, Sommer 1993**



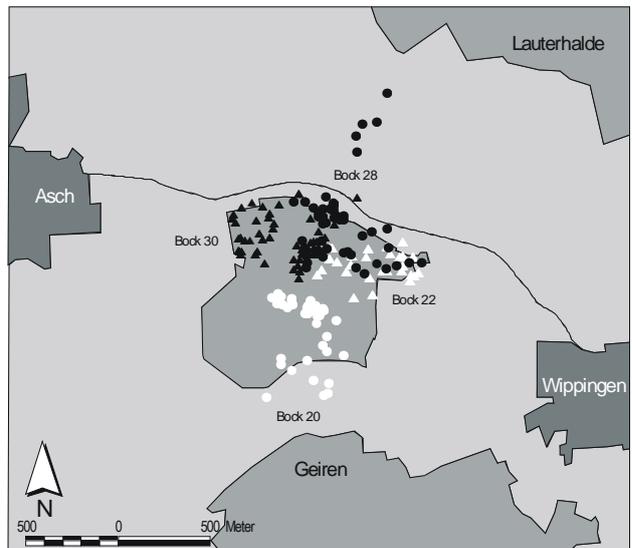
**Abbildung 101: Rehe 4, 5 und 6, Sommer 1991**



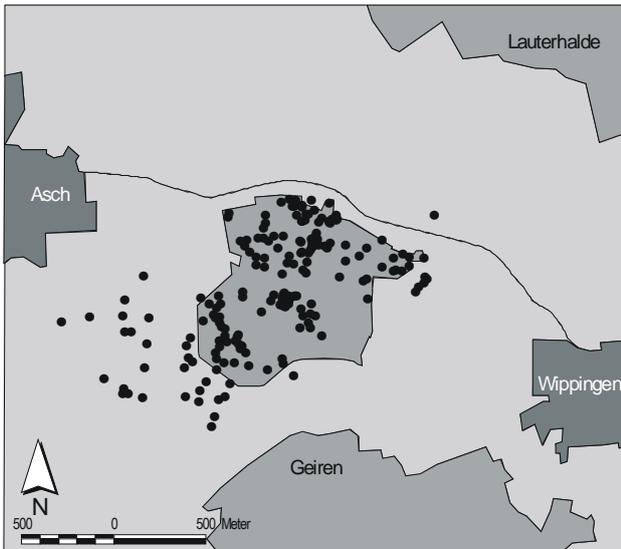
**Abbildung 104: Rehe 20 und 22, Sommer 1994**



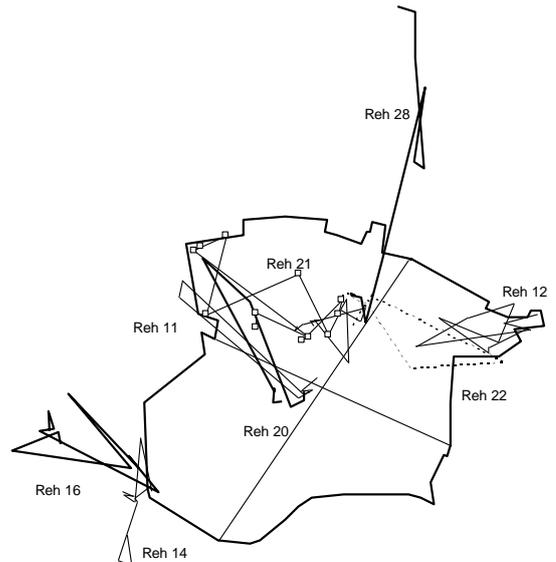
**Abbildung 102: Rehe 4 und 20, Sommer 1992**



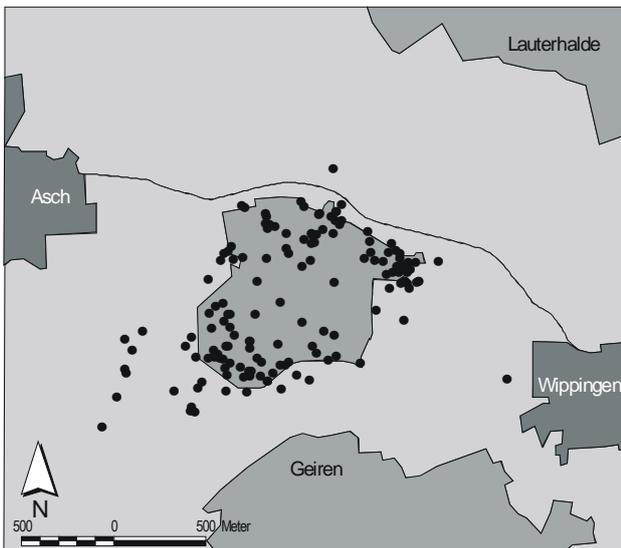
**Abbildung 105: Rehe 20, 22, 28 und 30, Sommer 1995**



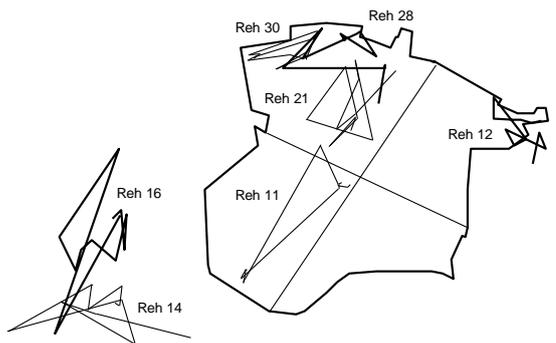
**Abbildung 106: Tagortungen bei 24-h-Ortungen**



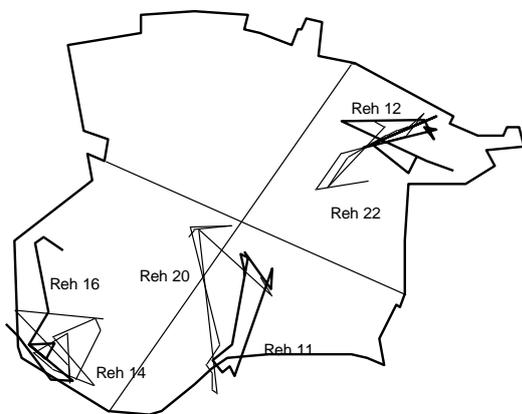
**Abbildung 109: 24-h-Ortung, vom 27. auf 28.6.95**



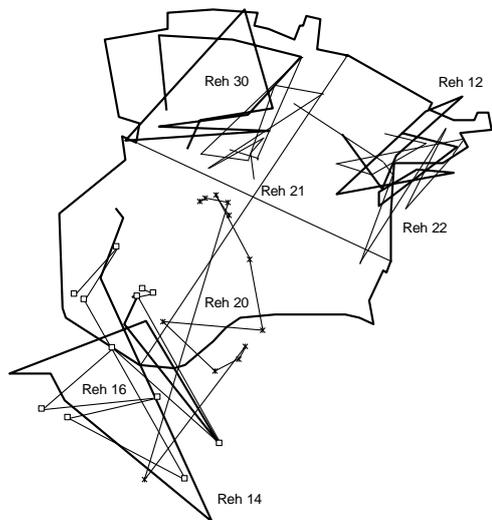
**Abbildung 107: Nachtortungen bei 24-h-Ortungen**



**Abbildung 110: 24-h-Ortung, vom 2. auf den 3.8.95**



**Abbildung 108: 24-h-Ortung, vom 26. auf den 27.4.95**



**Abbildung 111: 24-h-Ortung, vom 12. auf 13.2.96**

## Schriften der Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg

<b>Schriftenreihe Wildforschung in Baden-Württemberg:</b>		
Band 1	Fütterung und Äsungsverbesserung für Reh- und Rotwild (Referate und Diskussionsbeiträge, 1990)	DM 15,00 *)
Band 2	Zur Wiedereinbürgerung des Luchses im Schwarzwald (1992)	DM 15,00 *)
Band 3	Wasservogelmanagement am Oberrhein (1993)	DM 15,00 *)
Band 4	Literaturübersicht zur Schwarzwildforschung (1995)	DM 15,00 *)

<b>Merkblätter Wildforschung:</b>		
Nr. 1	Dem Haselhuhn helfen (1993)	kostenlos **)

<b>Merkblätter Jagd und Wild in Baden-Württemberg:</b>		
Nr. 1	Die Nutria (1997)	kostenlos **)
Nr. 2	Der Waschbär (1997)	kostenlos **)
Nr. 3	Der Marderhund (1997)	kostenlos **)

<b>Berichte:</b>		
Nr. 1	Wildbiologische Begleitforschung zur Flächenstilllegung (1990)	vergriffen
Nr. 2	Jagdbericht Baden-Württemberg 1992/93	kostenlos **)
Nr. 3	Jagdbericht Baden-Württemberg 1993/94	kostenlos **)
Nr. 4	Jagdbericht Baden-Württemberg 1994/95	kostenlos **)
Nr. 5	Begleituntersuchungen zur Jagdhundausbildung im Fach Wasserarbeit mit lebender Ente im Rahmen der Stuttgarter Vereinbarung	vergriffen
Nr. 6	Jagdbericht Baden-Württemberg 1997/98	kostenlos **)

\*) Bei Versand: Rechnung zuzüglich Porto- und Verpackungskosten.

\*\*\*) Versand nur gegen ausreichend frankierten Rückumschlag für Format DIN A 5.