

Dipl.-Ing. Sven Rannow

Naturschutzmanagement in Zeiten des Klimawandels

**Probleme und Lösungsansätze am Beispiel
des Nationalparks Hardangervidda**



Sven Rannow: Naturschutzmanagement in Zeiten des Klimawandels – Probleme und Lösungsansätze am Beispiel des Nationalparks Hardangervidda

Dissertation eingereicht im Januar 2011 zur Erlangung der Doktorwürde (Dr.-Ing.) an der TU Dortmund, Fakultät Raumplanung

Promotionskommission:

Prof. Dr. Dietwald Gruehn (TU Dortmund)

Prof. Dr. Hartmut Kenneweg (TU Berlin)

Prof. Dr. Lothar Finke (TU Dortmund)



Zusammenfassung

Die Veränderung des Klimas hat dramatische Auswirkungen auf die Vielfalt und Verteilung von Tier- und Pflanzenarten auf der Erde. Diese Veränderungen bilden eine neue Herausforderung für den Schutz einzelner Arten und ihrer Lebensräume. Die vorliegende Arbeit hatte zur Aufgabe, die Handlungsmöglichkeiten des Naturschutzmanagements zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels an einem konkreten Beispiel zu untersuchen. Sie geht der Frage nach, **wie die Problematik des Klimawandels im Rahmen der Planung für den Schutz einer Art in einem Schutzgebiet adäquate Berücksichtigung finden kann.**

Am Beispiel des Nationalparks *Hardangervidda* in Südnorwegen wurde ein Planungsablauf konzipiert und getestet, der die potentiellen Wirkungen des Klimawandels berücksichtigt. Im Mittelpunkt der Untersuchung stand dabei das Management Europas größter Population wild lebender Rentiere (*Rangifer tarandus tarandus*). Der alpin-arktischen Hochfläche der *Hardangervidda* kommt für den Erhalt dieser Art eine besondere Bedeutung zu. Gleichzeitig ist das Gebiet aufgrund der Lage und der äußeren Bedingungen besonders durch die negativen Folgen des Klimawandels betroffen.

Mit Hilfe einer Analyse des Habitat-Demografie-Verhältnisses konnten die Faktoren identifiziert werden, die die Bestandsentwicklung der Rentiere in der *Hardangervidda* in den letzten vier Jahrzehnten beeinflusst haben. Dabei war in den seltensten Fällen ein isolierter Faktor für Schwankungen der Bestandsgröße verantwortlich. Vielfach muss von einem Zusammenspiel vieler Faktoren ausgegangen werden. Die Wechselwirkungen der klimatischen Veränderungen mit anderen Umwelteinflüssen erschweren den Nachweis von Kausalbeziehungen. Es zeigt sich, dass der Bestand und seine Umwelt als pfadabhängiges komplexes System betrachtet werden müssen.

Aufbauend auf der historischen Analyse wurden die Entwicklungen der Einflussfaktoren und ihrer Wechselwirkung bis zum Jahr 2050 prognostiziert. Im Gegensatz zu den physikalischen Veränderungen des Klimas stellte sich die Prognose biologischer Reaktionen als eine besondere Herausforderung dar. Selbst bei einer so gut erforschten Art wie dem Rentier ist ein erheblicher Mangel an biologischen Daten über seine klimatische Sensibilität zu verzeichnen. Der Umgang mit dem zukünftigen Klimawandel im Management der Art ist daher stark vom Handeln unter Unsicherheit geprägt. Um dies in der Planungsmethodik zu reflektieren wurde der Umgang mit der Unsicherheit in der Entscheidungsfindung in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt. Vor allem der Auswahl fehlertoleranter Maßnahmen, die das Risiko negativer Entwicklungen in einem breiten Spektrum realistischer Zukünfte vermindern, wurde große Bedeutung beigemessen. Mit Hilfe des Risikomanagements konnten der szenariobasierte top-down Ansatz und der bottom-up Ansatz der historischen Klimafolgenanalyse effektiv verknüpft werden. Über den Umgang mit Unsicherheiten hinaus stellt das Risikomanagement gleichzeitig als wertimplikatives und handlungsorientiertes Konzept einen Rahmen und geeignete Verfahren für die Maßnahmenentwicklung bereit.

Der Test der theoretischen Überlegungen am konkreten Beispiel der *Hardangervidda* war geeignet, die bisher grob umrissenen Aufgaben in ihrer Konsistenz zu überprüfen und weiter auszudifferenzieren. Die so entstandene Skizze für eine klimaangepasste Naturschutzplanung geht damit deutlich über die bestehenden Richtlinien und Prinzipien hinaus und verbindet ein effizientes Risikomanagement mit den Ansätzen des Adaptiven Managements. Neben sieben Leitlinien einer klimaangepassten Naturschutzplanung wurde ein fünfstufiger Planungsablauf einschließlich einer geeigneten Methodik zur Risikobewertung für das Management einer Art ausgearbeitet.

Summary

Climate change is a major threat to biodiversity. Many ecosystems will undergo significant changes with dramatic effects on species distribution and biotic interaction. Species unable to move or adapt in response to climate change will face local or global extinction. Conservation management in the face of such extensive transformation is a challenging task.

The thesis **“Conservation management in times of climate change – Problems and solutions exemplified for the Hardangervidda National Park”** analysed options available for addressing climate change in nature conservation. The main objective was the climate proofing of conservation management of endangered species in protected areas. Building on a review of different theoretical approaches a procedure for the climate proofing of conservation management was developed. This planning process was tested and verified for the Hardangervidda National Park in southern Norway. The alpine arctic plateau of the Hardangervidda harbours Europe’s largest population of wild barren ground reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) and is of particular importance for the preservation of this species. The location and its conditions make it especially sensitive to the negative effects of climate change. Consequentially, the work focused on the adaptation of reindeer management.

A past to present analysis of the last four decades allowed several driving forces with major impact on the population to be identified. It could be shown that the population and its environment form a Complex Adaptive System where one driving force is rarely active in isolation. The interaction of climate related drivers with other environmental impacts is a major obstacle for the identification of simple cause-and-effect-chains.

Different scenarios for climatic development until 2050 were used to identify the most likely effects on the driving forces for the population. Even though there is a wealth of information about the biology of barren ground reindeer, its reaction to climate changes is still an open question. Due to the lack of information, conservation management for future climate impacts faces major uncertainties. The development of robust conservation strategies in the face of uncertainty must be the focus of the climate proofing process. A risk management approach was used to join the scenario based impact assessment and the past to present analysis. The classification of future changes into different types of risks allowed the identification of suitable measures and no-regret strategies for conservation management in a changing climate. The rules of Adaptive Management helped to make these measures specific, measurable, attainable, realistic and timely.

The testing of a concept based in decision and planning theory on the example of the Hardangervidda reindeer population was effectively applied. Based on this experience the concept was further developed. A guideline for the climate proofing of conservation management was outlined. It joins aspects of a risk management approach to Adaptive Management. The guideline is built on seven principles for climate proofing and describes a planning process in five steps. For every step the relevant methods and data requirements are characterised. In this way an approach to climate proofing was developed that can be applied to the conservation management of endangered species.



Vorwort

Der vorliegende Text ist im Rahmen meiner Dissertation im Bereich der Ingenieurwissenschaften an der Fakultät Raumplanung der TU Dortmund entstanden. An der Arbeit war eine Vielzahl von Menschen beteiligt, die auf ganz unterschiedliche Weise zu ihrem Gelingen beigetragen haben. Ich möchte diese Gelegenheit nutzen, um ihnen allen meinen persönlichen und tiefen Dank auszudrücken.

Zuerst möchte ich dabei diejenigen erwähnen, die diese Arbeit finanziell unterstützt haben. Dazu gehört das Marie-Curie Programm der Europäischen Union und der DAAD, die beide meine Forschung durch Promotionsstipendien unterstützt haben (EV K2-GH-00-57128-14 & D/05/43712). Gleicher Dank gilt Ruth Becker für die andauernde Ermutigung und ihren Rückhalt.

Mindestens ebenso großen Einfluss auf die Arbeit hatten die Freunde und Kollegen, die mir durch Diskussionen und Vorträge geholfen haben, die Idee zu dieser Arbeit zu konkretisieren, ihre Methodik zu verbessern oder mir motivierende Unterstützung zugesprochen haben. Stellvertretend für viele sollen hier meine Kollegen an der TU Dortmund insbesondere am Lehrstuhl Landschaftsökologie und Landschaftsplanung genannt werden.

Persönlich danken möchte ich Jörg Böhner, der maßgeblich an der Entstehung der Projektidee teil hatte sowie Dagfinn Moe vom Bergen Museum für den stets angenehmen und anregenden Gedankenaustausch.

Ein herzlicher Dank gebührt Knut Krzywinski und der "Ecological and Environmental Change Research Group" an der Universität von Bergen für die außergewöhnliche und inspirierende Forschungsumgebung. Ich habe die Zeit vor Ort sehr genossen. Gleiches gilt für das Environmental Planning Department der Austrian Research Centers (jetzt Austrian Institute of Technology) in Wien.

Leif Kastdalen und Einar Lieng vom Hedmark University College danke ich für die Bereitstellung wichtiger Daten und wertvoller Hilfe. Gleiches gilt für Eigil Reimers und seine Forschungsgruppe Population Biology of Reindeer an der Universität von Oslo. Für die Datenbereitstellung bedanke ich mich darüber hinaus bei der Universität von Bergen, Institut für Geografie, Statens Kartverk und USGS.

Mein besonderer Dank gilt Isabel Müller, Sylke Stutzriemer und Sabine Rannow, die nicht nur für die Lesbarkeit des Textes gesorgt haben, sondern auch die mühsame Aufgabe übernommen haben die richtige Zahl an Satzzeichen an der richtigen Stelle zu platzieren.

Nicht zuletzt möchte ich mich ganz herzlich bei Hartmut Kenneweg für das Interesse an diesem Thema und die Bereitschaft, die Arbeit als Betreuer zu begleiten, bedanken. Ebenso zu Dank verpflichtet bin ich Dietwald Gruehn, dessen Betreuung mir ein außerordentlich hohes Maß an Freiraum bei der inhaltlichen und zeitlichen Ausgestaltung der Arbeit ermöglicht hat.

Inhaltverzeichnis

1	Einleitung	2
1.1	Einführung - Aufbau und Struktur der Arbeit	2
1.1.1	Einordnung und Abgrenzung der Arbeit	2
1.1.2	Inhalt und Aufbau der Arbeit	2
1.1.3	Möglichkeiten, sich die Arbeit zu erschließen	4
1.2	Präliminarien zur Aufgabenstellung – Der Klimawandel als naturschutzfachliches Problem	5
1.2.1	Problemfeld Naturschutztheorie	5
1.2.2	Problemfeld Naturschutzbewertung	8
1.2.2.1	<i>Die Orientierung an historischen Zuständen</i>	8
1.2.2.2	<i>Die Orientierung an Prozessen</i>	9
1.2.2.3	<i>Die Orientierung an Funktionen</i>	9
1.2.3	Potentielle Auswirkungen auf die Naturschutzpraxis	10
1.2.4	Bezug zur Arbeit	11
1.3	Beschreibung der Aufgabenstellung – Das Naturschutzmanagement in Zeiten des Klimawandels als Untersuchungsgegenstand.....	12
1.4	Ziel der Arbeit – Wie kann das Management eines Schutzgebietes den Herausforderungen des Klimawandels angepasst werden?	15
2	Theoretische Grundlagen und methodische Vorgehensweise.....	16
2.1	Bestehende Ansätze zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Schutzgebietsmanagement.....	16
2.1.1	Theoretische Grundlagen der Beschreibung von Auswirkung des Klimawandels auf Arten und Habitate	17
2.1.2	Methoden zur Modellierung zukünftiger Auswirkung des Klimawandels auf Arten und Habitate	20
2.2	Probleme und Kenntnislücken im Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement	26
2.2.1	Wissenschaft und Planung – Ein Widerspruch?	30
2.2.2	Der Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen	33
2.2.2.1	<i>Komplexe Systeme</i>	33
2.2.2.2	<i>Modelle</i>	36
2.2.2.3	<i>Planung</i>	38
2.2.3	Der prozessuale Charakter des Klimawandels	50

2.3	Konsequenzen für die Arbeit	53
2.4	Konzeption der Planungsphasen	56
2.4.1	Phase I - Abgrenzung des Problemfeldes und des Untersuchungsgebietes	56
2.4.2	Phase II – Entwicklung eines konzeptionellen Modells	57
2.4.3	Phase III - Analyse der Entwicklung und des Zustands der Systemkomponenten	57
2.4.4	Phase IV - Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen	58
2.4.5	Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung	59
2.5	Auswahl des Forschungsobjektes	60
2.5.1	Rentiere als Forschungsobjekt	61
2.5.2	Die Hardangervidda als Untersuchungsgebiet	62

3 Anwendung am Beispiel des Nationalparks Hardangervidda..... 65

3.1	Phase I – Die Hardangervidda und ihr Rentierbestand als Untersuchungsgegenstand. 65	
3.1.1	Das Rentier	65
3.1.2	Die Hardangervidda	67
3.1.2.1	<i>Lage</i>	67
3.1.2.2	<i>Abgrenzung des Untersuchungsgebietes</i>	69
3.1.2.3	<i>Abiotische Grundlagen</i>	71
3.1.2.4	<i>Biotische Grundlagen</i>	77
3.1.2.5	<i>Historische Landnutzung</i>	80
3.1.2.6	<i>Aktuelle Nutzung</i>	85
3.1.3	Der Rentierbestand in der Hardangervidda	89
3.1.3.1	<i>Das Rentier und die ersten Menschen</i>	89
3.1.3.2	<i>Das Auf und Ab der Rentierzucht</i>	91
3.1.3.3	<i>Wieder auf freiem Fuß</i>	93
3.2	Phase II – Entwicklung eines konzeptionellen Modells des Rentierbestands in der Hardangervidda..... 94	
3.2.1	Bestimmung potentieller Einflussfaktoren für die Populationsdynamik von Rentierbeständen	94
3.2.1.1	<i>Faktoren mit direkten Auswirkungen auf die Bestandsgröße</i>	95
3.2.1.2	<i>Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Bestands</i>	95
3.2.2	Bestimmung relevanter Einflussfaktoren für die Populationsdynamik des Rentierbestands in der Hardangervidda	101
3.2.2.1	<i>Faktoren mit direkter Wirkung auf den Rentierbestand in der Hardangervidda</i>	101
3.2.2.2	<i>Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Rentierbestands in der Hardangervidda</i>	102
3.3	Phase III - Analyse der bisherigen Entwicklung und des Zustands der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda..... 107	
3.3.1	Jagddruck	108

3.3.1.1	<i>Einleitung</i>	108
3.3.1.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	108
3.3.1.3	<i>Operationalisierung</i>	108
3.3.1.4	<i>Simulation der Populationsdynamik</i>	109
3.3.2	Vegetation	116
3.3.2.1	<i>Einleitung</i>	116
3.3.2.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	117
3.3.2.3	<i>Operationalisierung</i>	117
3.3.2.4	<i>Untersuchung der Waldgrenze</i>	118
3.3.2.5	<i>Untersuchung der alpin-arktischen Vegetation</i>	129
3.3.3	Witterung	132
3.3.3.1	<i>Einleitung</i>	132
3.3.3.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	132
3.3.3.3	<i>Operationalisierung</i>	132
3.3.3.4	<i>Vergleich von Bestandsdaten mit dem NAO-Index</i>	134
3.3.3.5	<i>Vergleich des Reproduktionserfolges mit lokalen Klimadaten</i>	136
3.3.4	Insekten- und Parasitenaktivität	140
3.3.4.1	<i>Einleitung</i>	140
3.3.4.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	140
3.3.4.3	<i>Operationalisierung</i>	141
3.3.4.4	<i>Untersuchung des Insect-Harassement-Index</i>	141
3.3.5	Nahrungskonkurrenz	146
3.3.5.1	<i>Einleitung</i>	146
3.3.5.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	146
3.3.5.3	<i>Operationalisierung</i>	146
3.3.5.4	<i>Untersuchung zur Veränderung der Schafbeweidung</i>	146
3.3.5.5	<i>Untersuchung von Überschneidungen zwischen Schafweiden und Sommerlebensräumen der Rentiere</i>	149
3.3.6	Besiedelung	152
3.3.6.1	<i>Einleitung</i>	152
3.3.6.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	155
3.3.6.3	<i>Operationalisierung</i>	156
3.3.6.4	<i>Untersuchung der Wirkung der Bebauung auf das Untersuchungsgebiet</i>	156
3.3.6.5	<i>Untersuchung der Beeinträchtigung besonders sensibler Rentierlebensräume durch die Bebauung</i>	162
3.3.6.6	<i>Untersuchung der Wirkung von Baugebieten auf die Migrationsrouten der Rentiere</i>	165
3.3.7	Tourismus	168
3.3.7.1	<i>Einleitung</i>	168
3.3.7.2	<i>Ziel der Untersuchung</i>	168
3.3.7.3	<i>Operationalisierung</i>	169
3.3.7.4	<i>Untersuchung der Entwicklung des Wegenetzes</i>	170
3.3.7.5	<i>Untersuchung der Wirkung von Wanderrouten auf den Lebensraum der Rentiere</i>	174
3.3.7.6	<i>Untersuchung der Entwicklung der Übernachtungszahlen</i>	176
3.3.8	Zusammenfassung der Ergebnisse	182
3.3.8.1	<i>Jagddruck</i>	182
3.3.8.2	<i>Vegetation</i>	182
3.3.8.3	<i>Witterung</i>	183
3.3.8.4	<i>Insekten- und Parasitenaktivität</i>	183
3.3.8.5	<i>Nahrungskonkurrenz</i>	183

3.3.8.6	<i>Besiedlung</i>	184
3.3.8.7	<i>Tourismus</i>	184
3.3.8.8	<i>Synthese</i>	185
3.4	Phase IV – Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen der Einflussfaktoren und des Rentierbestands in der Hardangervidda	192
3.4.1	Vergleich der Projektionen über die Veränderung des Klimas	192
3.4.1.1	<i>RegClim – Regional Climate Development under Global Warming</i>	194
3.4.1.2	<i>NorACIA – Norwegian Arctic Climate Impact Assessment</i>	194
3.4.1.3	<i>NorClim - Climate of Norway and the Arctic in the 21st Century</i>	195
3.4.1.4	<i>Generelle Trends</i>	195
3.4.1.5	<i>Lokale Trends</i>	200
3.4.1.6	<i>Jahreszeitliche Klimatrends in der Hardangervidda</i>	202
3.4.2	Potentielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Einflussfaktoren	205
3.4.2.1	<i>Auswirkungen auf den Jagddruck</i>	205
3.4.2.2	<i>Auswirkungen auf das Angebot an Sommerfutter</i>	206
3.4.2.3	<i>Auswirkungen auf das Winterfutter</i>	207
3.4.2.4	<i>Auswirkungen auf die Winterwitterung</i>	207
3.4.2.5	<i>Auswirkungen auf die Insekten- und Parasitenaktivität</i>	208
3.4.2.6	<i>Auswirkungen auf die Nahrungskonkurrenz</i>	208
3.4.2.7	<i>Auswirkungen auf die Besiedlung</i>	208
3.4.2.8	<i>Auswirkungen auf den Tourismus</i>	209
3.4.2.9	<i>Wildcards</i>	209
3.4.3	Potentielle Wechselwirkungen zwischen den Einflussfaktoren	213
3.4.3.1	<i>Kumulative Wirkungen auf den Sommerlebensraum der Rentiere</i>	213
3.4.3.2	<i>Kumulative Wirkungen auf den Winterlebensraum der Rentiere</i>	213
3.4.3.3	<i>Kumulative Wirkungen auf die saisonale Migration der Rentiere</i>	214
3.5	Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda	216
3.5.1	Bewertung der Handlungserfordernisse des Managements	216
3.5.1.1	<i>Bewertung der Bedeutung einzelner Elemente im Gesamtsystem</i>	218
3.5.1.2	<i>Bewertung der Einflussmöglichkeiten des Managements</i>	221
3.5.1.3	<i>Bewertung der Wirkung des Klimawandels auf den Rentierbestand</i>	223
3.5.1.4	<i>Priorisierung der Handlungsfelder für das Management</i>	224
3.5.2	Maßnahmenentwicklung für das klimaangepasste Management des Rentierbestands in der Hardangervidda	225
3.5.2.1	<i>Maßnahmen im Bereich Jagddruck</i>	225
3.5.2.2	<i>Maßnahmen im Bereich Tourismus</i>	227
3.5.2.3	<i>Maßnahmen im Bereich Besiedlung</i>	229
3.5.2.4	<i>Maßnahmen im Bereich Sommerfutter</i>	231
3.5.2.5	<i>Maßnahmen im Bereich Nahrungskonkurrenz</i>	232
3.5.2.6	<i>Maßnahmen im Bereich Insektenaktivität</i>	232
3.5.2.7	<i>Maßnahmen im Bereich Winterwitterung</i>	232
3.5.2.8	<i>Maßnahmen im Bereich Winterfutter</i>	233
3.5.2.9	<i>Maßnahmen im Bereich Wildcards</i>	233
3.5.2.10	<i>Maßnahmen allgemein</i>	234
3.5.2.11	<i>Zusammenfassung</i>	236
3.5.3	Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda	240

4	<i>Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse</i>	242
4.1	Ergebnisse des Kapitels: Grundlagen	242
4.1.1	Wissenschaft und Planung – Ein Widerspruch?	243
4.1.2	Der Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen	243
4.1.3	Der Umgang mit dem prozessualen Charakter des Klimawandels	245
4.2	Ergebnisse des Kapitels: Die Hardangervidda und ihr Rentierbestand als Untersuchungsgegenstand	246
4.2.1	Das Problemfeld	246
4.2.2	Das Untersuchungsgebiet	246
4.2.3	Der Rentierbestand in der Hardangervidda	247
4.3	Ergebnisse des Kapitels: Entwicklung eines konzeptionellen Modells des Rentierbestands in der Hardangervidda	248
4.4	Ergebnisse des Kapitels: Analyse der bisherigen Entwicklung und des Zustandes der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda	250
4.5	Ergebnisse des Kapitels: Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda	252
4.6	Ergebnisse des Kapitels: Maßnahmen- und Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda	255
5	<i>Skizze einer klimaangepassten Naturschutzplanung</i>	258
5.1	Leitlinien für ein klimaangepasstes Naturschutzmanagement	258
5.2	Phasen einer klimaangepassten Naturschutzplanung	259
6	<i>Schlussbetrachtung und Ausblick</i>	266
6.1	Fazit	266
6.2	Ausblick und weiterer Forschungsbedarf	270
6.2.1	Verwertung der Ergebnisse für den Rentierbestand in der Hardangervidda	270
6.2.2	Ansätze zur Weiterentwicklung der Methodik	271
6.2.2.1	<i>Erprobung an weiteren Schutzgebieten</i>	271
6.2.2.2	<i>Partizipative Erfassung der Entwicklung und des Standes</i>	271
6.2.2.3	<i>Test des Risikomanagements an anderen Schutzgütern</i>	271
6.2.2.4	<i>Erprobung anderer Ansätze für die Erfassung und das Management von Risiken</i>	271
6.2.2.5	<i>Integration des Vulnerabilitäts-Konzeptes</i>	272
6.2.3	Allgemeine Aufgaben zur Verbesserung der Berücksichtigung des Klimawandels im Naturschutzmanagement	273

6.2.3.1	<i>Ausbau der Grundlagenforschung</i>	273
6.2.3.2	<i>Etablierung des Erfahrungsaustausches zwischen Schutzgebieten</i>	274
6.2.3.3	<i>Stärkung eines aktiven Umgangs mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement</i>	275

7 Quellen.....276

8 Verzeichnisse.....297

8.1	Abbildungsverzeichnis.....	297
8.2	Tabellenverzeichnis.....	300
8.3	Abkürzungsverzeichnis.....	304

1 Einleitung

1.1 *Einführung - Aufbau und Struktur der Arbeit*

1.1.1 Einordnung und Abgrenzung der Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist eine planungswissenschaftliche Betrachtung des geeigneten Umgangs mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement. Im Mittelpunkt der Untersuchung steht dabei das Management eines Schutzgebietes. Die Arbeit verfolgt einen ingenieurwissenschaftlichen Ansatz und will das vorhandenen Grundlagenwissen für den konkreten Anwendungsfall aufbereiten und nutzbar machen. Das Vorgehen ist daher pragmatischer Natur. In der Arbeit wird die Problemstellung im Allgemeinen vorgestellt und der darauf aufbauende Lösungsansatz anhand eines konkreten Untersuchungsgegenstandes erprobt. Aufgrund ihrer Tradition und ihres Herangehens unterscheidet sich die Arbeit in vielen Facetten von bestehenden Texten zu diesem Thema. Die Darstellung der Grundlagen ist auf die Anwendung an einem konkreten Schutzgebiet fokussiert. Sie beansprucht daher, keine umfassende theoretische Abhandlung über alle Handlungsmöglichkeiten, die dem Naturschutz weltweit im Management unterschiedlichster Schutzgebiete zur

Verfügung steht, zu sein. Die Arbeit baut auf bestehendes Grundlagenwissen auf. Sie bedient sich der Daten aus verschiedenen anderen Disziplinen und führt sie im Planungsprozess zusammen. Für die Arbeit wurden keine eigenen biologischen Feldforschungen oder regionalisierten Klimamodellierungen durchgeführt. Die Prognosen der Auswirkungen beruhen auf bestehenden Daten und Modellen. Damit spiegelt die Arbeit eine typische Managementsituation in einem Schutzgebiet wider. Die hier dargestellten Wirkfolgen stellen Entwicklungen dar, die nach heutigem Stand des Wissens unter den gegebenen Ausgangsbedingungen eintreten könnten. Sie sind in keiner Weise als Vorhersage von bestimmten Einzelereignissen zu verstehen. Die Arbeit ist der Annahme verpflichtet, dass die Zukunft unberechenbar ist. Dementsprechend sind auch alle Aussagen über die Zukunft in dieser Arbeit als Möglichkeiten zu verstehen. Die Untersuchungen zielen darauf ab, eben diese Unsicherheit im Management zu berücksichtigen und die Zukunft zu gestalten und zu verändern.

1.1.2 Inhalt und Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit besteht aus mehreren Teilen, die in ihrer Gesamtheit eine planungswissenschaftliche Betrachtung des Themenfeldes Naturschutzmanagement und Klimawandel darstellen.

Das erste Hauptkapitel ist der Einleitung gewidmet. Hier finden sich Hinweise auf die Einordnung, den Inhalt und den Gebrauch des Textes. Danach folgen Präliminarien zur Aufgabenstellung und die Aufgabenstellung

der Untersuchung selbst. Die Präliminarien umfassen grundlegende Gedanken, die bei der Betrachtung des Zusammentreffens von Naturschutz und Klimawandel entstanden sind. Sie dienen dazu, die gesamte Breite des Themenfeldes zu beleuchten, bevor mit der konkreten Aufgabenstellung ein einzelner Aspekt zur Bearbeitung herausgegriffen wird. Die Präliminarien sollen dabei nur ein Schlag-



licht auf die einzelnen Aspekte werfen, die nicht im Mittelpunkt der Arbeit stehen.

Im nächsten Unterkapitel wendet sich der Text der eigentlichen wissenschaftlichen Untersuchung zu. Mit der Aufgabenstellung wird das Ziel der Arbeit bestimmt und das Grundverständnis des Herangehens dargelegt. Die Aufgabenstellung wurde möglichst präzise formuliert, es zeigt sich aber, dass bestimmte Aspekte erst im Laufe der Untersuchung weiter spezifiziert werden konnten. Die Aufgabenstellung steckt somit quasi den Rahmen ab, in dem sich die Untersuchung bewegt.

Das zweite Hauptkapitel ist den Grundlagen und dem Vorgehen gewidmet. Zunächst wird dafür ein Überblick über den derzeitigen Stand der Forschung gegeben. Darauf aufbauend werden die Probleme und Lücken identifiziert, die das bisherige Herangehen gezeigt haben. Diese Beschreibung dient vor allem dazu, die Aufgabe der Untersuchung klarer zu fassen und daraus Konsequenzen für das eigene Herangehen zu ziehen. Dafür werden die Probleme einzeln aufgegriffen und Ansätze zu ihrer Lösung diskutiert. Die Grundlagen sind bewusst möglichst kurz gehalten und auf die Aufgabenstellung fokussiert. Die Konsequenzen der theoretischen Betrachtung für das weitere Vorgehen werden in einem eigenen Kapitel zusammengefasst. Sie münden in einem Entwurf der einzelnen Arbeitsschritte, die für die Erfassung und Berücksichtigung des Themas Klimawandel im Management eines Schutzgebietes nötig sind. Die Grundlagen werden mit der Auswahl eines geeigneten Untersuchungsobjektes abgeschlossen.

Das dritte Hauptkapitel ist der Anwendung des aus den Grundlagen entwickelten Vorgehens am Beispiel des Nationalparks Hardangervidda gewidmet. Es umfasst die Betrachtung des Untersuchungsobjektes und stellt den Hauptteil der Arbeit dar. Diese Planung ist entsprechend den vorangegangenen Überlegungen gegliedert. Zunächst erfolgt eine Beschreibung des Untersuchungsobjektes. Darauf aufbauend werden im Zuge der Entwicklung eines konzeptionel-

len Modells die wichtigsten Systemkomponenten für das Verständnis des örtlichen Habitat-Demografie-Verhältnisses identifiziert und in Beziehung zueinander gesetzt. Eine Analyse der historischen Entwicklung gibt Aufschluss über bestehende Einflüsse des Klimas auf den Bestand. Sie ist darauf angelegt, die bestehenden Trends und Probleme möglichst umfassend darzustellen. Als Grundlage für die Überlegungen zu den zukünftigen Auswirkungen des Klimawandels werden zunächst die vorhandenen Projektionen und Modellrechnungen für das Untersuchungsgebiet vorgestellt. Die Zusammenfassung dieser Modellergebnisse gibt einen Hinweis auf die zukünftige Entwicklung und ermöglicht eine Abschätzung der Auswirkung auf den Bestand. Darauf aufbauend werden geeignete Maßnahmen für das Naturschutzmanagement entwickelt und in Strategien zusammengefasst.

Im vierten Hauptkapitel werden die Ergebnisse zusammengefasst und diskutiert. Das Kapitel greift wieder die Aufgabe der Arbeit auf und reflektiert diese vor dem Hintergrund der Untersuchung. Dafür werden zunächst die Teilergebnisse aller vorangegangenen Kapitel zusammenfassend dargestellt. Diese werden mit der Aufgabenstellung verglichen und die Konsequenzen für den Umgang mit dem Thema Klimawandel im Naturschutzmanagement diskutiert.

Im fünften Hauptkapitel wird die Skizze einer klimaangepassten Naturschutzplanung vorgestellt. Sie beruht auf den Erfahrungen aus der Anwendung im Hauptteil dieser Arbeit. Die Skizze umfasst sowohl generelle Leitlinien für eine solche Planung als auch konkrete Schritte für ihre Umsetzung.

Ein Fazit und der Ausblick schließen den inhaltlichen Teil der Arbeit ab. Sie weisen auf weiteren Forschungsbedarf und nötige Umsetzungsschritte hin.

Die letzten beiden Hauptkapitel umfassen die Quellen sowie die Verzeichnisse der Abbildungen, Tabellen und Abkürzungen.

1.1.3 Möglichkeiten, sich die Arbeit zu erschließen

Aufgrund des komplexen Themas hat die vorliegende Arbeit im Laufe der Zeit einen nicht unerheblichen Umfang erreicht. Es ist zu erwarten, dass nicht alle, die diese Arbeit zur Hand nehmen, die Zeit für ein intensives Studium der Materie mitbringen. Dem wurde dadurch Rechnung getragen, dass die Arbeit unterschiedliche Zugänge zum Thema ermöglicht. Der Text wurde in vier Ebenen strukturiert, die jeweils verschiedene Immersionsgrade erlauben.

Für diejenigen, die lediglich einen schnellen Überblick über die wichtigsten Punkte der Arbeit wünschen, steht am Anfang die Zusammenfassung.

Dem eiligen Leser oder der eiligen Leserin sei das fünfte und sechste Hauptkapitel empfohlen. Das fünfte Kapitel bildet eine ausführliche Zusammenfassung und reflektiert die einzelnen Kapitel dieser Arbeit in kurzer Form. Das sechste Kapitel fokussiert die Ergebnisse der Arbeit in einer Skizze für ein klimaangepasstes Naturschutzmanagement.

Für diejenigen, die nicht in die Details der Untersuchungen eindringen möchten, sind jeweils die Kapitel 2.3, 2.4, 3.3.8, 3.5.2 und 3.5.3 geeignet, um einen Überblick über das Herangehen und die Ergebnisse zu erhalten.

Der Haupttext ist denen gewidmet, die die Arbeit in ihrer Gesamtheit erfassen wollen. Da diese Arbeit ein breites Spektrum an Themen anschneidet und Menschen mit unterschiedlichem Hintergrundwissen und aus unterschiedlichen Disziplinen offen stehen soll, sind dem Haupttext ergänzende Informationen beigelegt. Sie bieten grundlegende Definitionen und Begriffserklärungen sowie weitergehende Erläuterungen, die zum Verständnis des Haupttextes hilfreich sein können. Um den Zusammenhang und Lesefluss des Haupttextes nicht zu stören, wurden diese Exkurse als eigenständige Textbausteine dem Haupttext zur Seite gestellt und deutlich von ihm abgehoben. Die Exkurse bieten die Möglichkeit, tiefer in die Materie einzudringen und verweisen auf weiterge-

hende Literatur. Zu diesem Zweck sind dem Text ab und an auch Fußnoten beigelegt.

Zur Illustration einzelner Sachverhalte finden sich verschiedene Abbildungen in dieser Arbeit. Vielfach handelt es sich um Bildzitate aus anderen Arbeiten. Sie wurden wo möglich in überarbeiteter Form in den Text übernommen, um eine ausreichende Bildqualität zu gewährleisten. Die Überarbeitung bezieht sich dabei nur auf die grafische Darstellung. Die Beschriftung wurde in der Originalsprache belassen. Zum einen sollen die Zitate so weit wie möglich der Quelle entsprechen, zum anderen sind viele Fachbegriffe nur unzureichend in die deutsche Sprache übertragbar (siehe auch Mehnen et al. 2010: 380f). Das gleiche Prinzip wurde auch an andere Stelle wie z. B. bei Tabellen verwendet. Wo irgend möglich wurde die Originalbezeichnung verwendet oder zumindest beigelegt. Um die Originalbegriffe sowie Eigennamen kenntlich zu machen, wurden sie im Text in kursive Schrift gesetzt.



1.2 **Präliminarien zur Aufgabenstellung – Der Klimawandel als naturschutzfachliches Problem**

Die erdrückende Last der wissenschaftlichen Beweise hat inzwischen die Zweifel über den menschlichen Einfluss auf den derzeitigen Wandel des Klimas schwinden lassen. Die schon jetzt messbaren drastischen Veränderungen geben einen ersten Eindruck von den Auswirkungen, die wir in einer nicht allzu fernen Zukunft in unserer Umwelt erleben werden. Leider macht das bisherige Verständnis des globalen Klimasystems auch deutlich, dass selbst bei sofortigem Einlenken mit größtmöglicher Wirkung die Folgen in den nächsten Jahrzehnten nicht mehr aufzuhalten sind.

Es stellt sich nun die Herausforderung, effektive Gegenmaßnahmen zu ergreifen und mit den zu erwartenden negativen Auswirkungen rational umzugehen. Doch gerade hier zeigt sich der Klimawandel als besonderes Problem, das den planvollen Umgang erschwert. Dabei haben diese Schwierigkeiten viele Facetten. Hier sollen einige der Seiten beleuchtet werden, die besonders im Umgang mit den Klimafolgen im Naturschutz von Bedeutung sind.

Das Klima ist einer der entscheidenden Faktoren, die das Überleben und die Verteilung der Arten auf unserem Planeten

beeinflussen. Somit ist der Klimawandel auch und vor allem eine besondere Herausforderung für die Disziplin, die sich dem Erhalt und der Pflege der Arten und ihrer Lebensräume verschrieben hat - dem Naturschutz. Diese Herausforderung ergibt sich allerdings nicht nur aus der (weiteren) Reduzierung unserer Artenvielfalt, sondern auch der Naturschutz selber droht in eine existenzielle Krise zu geraten. Die Folgen des Klimawandels drohen das bisher vorherrschende Theoriekonzept und die Methodik des Naturschutzes zu erschüttern. Dabei entstehen neue Risse entlang von Bruchlinien, die seit Beginn der Naturschutzbemühungen bestehen.

Aufgrund des pragmatischen Ansatzes der Arbeit ist die folgende Diskussion der Themen in diesem Kapitel bewusst kurz gehalten. Die Probleme werden vielfach nur angerissen. Mögliche Lösungsansätze muss dieses Kapitel schuldig bleiben. Die in vielen Teilen sicherlich zu kurze Diskussion soll vor allem die Bedeutung des Themas für Handlungsfelder des Naturschutzes beleuchten, die nicht unmittelbar im Fokus der Untersuchung liegen, diese aber mit beeinflussen.

1.2.1 **Problemfeld Naturschutztheorie**

Um die Probleme, die sich im Zuge des Klimawandels für die Naturschutztheorie aufzutun, beschreiben zu können, ist es hilfreich, den Begriff Naturschutz zunächst in seine Bestandteile zu zerlegen. „Naturschutz“ besteht aus den zwei Teilen Natur und Schutz¹. Der Begriff Schutz ist eine Hand-

lungsaufforderung. Er verlangt einen wie auch immer gearteten Eingriff in einen Prozess, der als Bedrohung für etwas betrachtet wird. Implizit beinhaltet der Schutz die Aufforderung an ein Subjekt (denn nur Subjekte sind handlungsfähig), in eine Entwicklung einzugreifen, die als Bedrohung für ein anderes Subjekt, ein Objekt oder einen Prozess bewertet wird. Es stellt sich also die

¹ Die Auslegung des Begriffes bezieht sich natürlich auf den deutschen Sprachgebrauch. Allerdings bietet sich für die englische Bezeichnung nature conservation eine ähnliche Interpretation an, auch wenn hier in der Regel eine stärkere

Ausdifferenzierung genutzt wird (z. B. biodiversity conservation, species conservation, resource management).

Frage, wer schützt hier was, vor wem und wie?

Als Handlungsaufforderung verlässt die Schutzbemühung die Sachebene, denn um eine Bedrohung einschätzen zu können, bedarf es verschiedener Bewertungen und Prognosen.

Grundlage einer Aufforderung zum Schutz sind die Bewertungen:

- dass das Schutzobjekt überhaupt einer Handlung wert ist,
- dass es eine Bedrohung des Schutzobjektes gibt, die über einer handlungsauslösenden Schwelle liegt und
- dass es Handlungen gibt, die geeignet sind, diesen Prozess zu beeinflussen.

Grundlage einer Aufforderung zum Schutz sind Vorstellungen:

- über den anzustrebenden Zustand des Schutzobjektes,
- über die ungewünschten Auswirkungen eines Prozess auf diesen Zustand und
- über geeignete Handlungsalternativen, um der Bedrohung zu begegnen.

Der Schutz von etwas ist demnach eng mit den funktionalen Vorstellungen über das betroffene System und den mit ihm verbundenen Wertebenen verknüpft. Er bedarf einer Definition der zugrunde gelegten Modellvorstellung für die Prognose sowie der Werthaltung und des Maßstabes für die Bewertung.

Ein Beispiel für eine solche Begriffsbestimmung ist die Legaldefinition des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG). Hier wird der Schutz als Oberbegriff in einem Satz mit dem Schutzobjekt bzw. Handlungsgegenstand (Natur und Landschaft) definiert. Im Begründungszusammenhang wird sowohl das zugrundeliegende Wertesystem genannt („auf Grund ihres eigenen Wertes und als Grundlage für Leben und Gesundheit des Menschen auch in Verantwortung für die künftigen Generationen“, § 1 Abs. 1 BNatschG) als auch die Maßstäbe für die Bewertung („1. die

biologische Vielfalt, 2. die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts einschließlich der Regenerationsfähigkeit und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie 3. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft“, § 1 Nr. 1-3 BNatschG). Ebenfalls der angestrebte Zustand des Schutzobjekts, d. h. die dauerhafte Sicherung, wird definiert und weiter ausdifferenziert. Dabei werden auch Handlungen, die der Gefährdungsursache entgegenwirken können, genannt („die Pflege, die Entwicklung und, soweit erforderlich, die Wiederherstellung von Natur und Landschaft“, § 1 Abs. 1 BNatschG). Die folgenden Absätze 2 bis 6 des § 1 BNatschG enthalten Konkretisierungen zu den in Absatz 1 verankerten Definitionen des Schutzobjekts und Schutzbegriffes.

Lässt sich der Begriff „Schutz“ noch relativ einfach fassen, so ist die Frage nach dem Schutzobjekt, die Frage wer oder was durch den Naturschutz eigentlich geschützt werden soll, deutlich schwieriger zu beantworten. Die Natur ist ein gesellschaftliches Konstrukt und entzieht sich einer einfachen naturwissenschaftlichen Definition (Vogt 2006: 12). Natur ist ein Reflexionsbegriff, „mit dem der Mensch sein Verhältnis zu seiner Umgebung immer wieder neu hinterfragt und definiert“ (Piechocki 2007: 23). In seinem Kern beinhaltet der Begriff die Antwort des Nutzers auf die jahrtausendealte philosophische Frage: Welchen Platz hat der Mensch in dieser Welt?

Da es (bis jetzt zumindest) keine abschließende und verbindliche Antwort auf diese Frage gibt, kann es auch keine allgemeinverbindliche Definition eines Naturbegriffes geben. So entsteht eine unübersichtliche Vielzahl an Auslegungen (z. B. Birnbacher 1997; Vogt 2006). Für den Naturschutz von besonderer Bedeutung ist der Begriff der Natur als Komplementärbegriff zu Kultur und Technik. Denn Natur gewinnt erst in ihrem Verhältnis zu gesellschaftlich-technischen Aneignungsformen an Konturen (Ott 1994: 95). Trotz der erheblichen Unterschiede, die



in den Begriffserklärungen zu finden sind, bleibt eines gleich, der Begriff beschreibt den Grad der Segregation zwischen dem Menschen und seiner Um-/Mitwelt sowie die Bewertung der Veränderung durch den Menschen, die in dieser Um-/Mitwelt akzeptiert werden kann (Falter 2002: 99). Dabei bewegt sich der Naturbegriff zwischen der vollständigen Trennung der Natur als ursprünglich und unbeeinflusst von der technisch-künstlichen Welt des Menschen und der weitestgehenden Integration des menschlichen Einflusses (Callicot et al. 1999: 23ff). Diese Extrempositionen beschreiben die zwei Pole, zwischen denen sich der Begriff Natur aufspannt. Natur ist insofern ein Zwitterwesen, ihre Unentschiedenheit zwischen diesen Extremen ist konstitutiv (Falter 2002: 98)². An beiden Enden der Skala löst sich der Naturbegriff selbst auf.³

Bei den hier schablonenhaft skizzierten Positionen handelt es sich um die Extreme eines weiten Kontinuums, auf dem sich das Naturverständnis bewegen kann. Es bleibt allerdings eines immer gleich: Um den Begriff Natur zu fassen, muss definiert werden, welcher menschliche Einfluss zu berücksichtigen und welcher zu vernachlässigen ist. Die entscheidende Qualität des Begriffes ist also die Definition, wie groß dieser Einfluss sein darf. Hierbei ist hervorzuheben, dass sich die gleiche Position zu der

² Oder wie Tobler (und Goethe) treffend formuliert

³ Die vollständige Trennung von Mensch und Natur krankt an der Tatsache, dass der menschliche Einfluss nicht mehr aus dieser Welt zu eliminieren ist. Die Auswirkungen menschlichen Handelns sind nicht nur in den entlegensten Regionen dieser Erde nachweisbar, auch die historische Grenzziehung, wann, wie und wo aus der Naturlandschaft eine Kulturlandschaft wurde, fällt zunehmend schwerer. Doch auch das andere Extrem, die Betrachtung des Menschen als integraler Teil seiner Mitwelt muss in logischer Konsequenz zur Auflösung des Begriffes führen. Wenn der Mensch integraler Bestandteil seiner Umwelt ist, geht auch der Naturzustand verloren, an dem sich eine Veränderung oder gar Bedrohung ablesen ließe. Wenn jedes menschliche Handeln natürlich ist, kann von diesem keine Bedrohung für die Natur mehr ausgehen. Sowohl das Schutzobjekt als auch dessen Bedrohung lösen sich auf.

Frage, welcher menschliche Einfluss noch als natürlich zu betrachten ist, durchaus aufgrund verschiedener Naturschutzbegründungen ergeben kann. Die Frage nach dem „Wie viel“ ist also deutlich zu unterscheiden von dem „Warum“. Zwar hängen die Antworten auf die Frage inhaltlich zusammen, doch während die Frage nach dem „Warum“ meist keiner Kompromissfindung zugänglich ist, kann die Frage, was als Natur zu verstehen ist, durchaus im Konsens getroffen werden. Die Grenzziehung zwischen Natur und Nicht-Natur könnte also als das Verbindende zwischen den sonst so leidenschaftlich umkämpften Positionen bei der Begründung des Naturschutzes fungieren.

In dieser Diskussion liegt aber auch die Brisanz des Klimawandels für den Naturschutz. Der Klimawandel fordert eine neue Auslegung des Naturbegriffes. Er führt zu einer Relativierung der Natürlichkeit (Boye & Klingenstein 2006: 574). Es stellt sich die Frage, ob die Folgen der anthropogen bedingten CO₂-Anreicherung in unserer Atmosphäre als „natürlich“ oder als „unnatürlich“ zu betrachten sind. Fällt das Urteil auf natürlich, verliert das Problem seine Bedrohlichkeit für die Natur. Gegenmaßnahmen des Naturschutzes wären daher schwer zu begründen. Bei einer Entscheidung zu Gunsten des Unnatürlichen stellt sich die Frage der Konsequenzen. Ebenso wie die Ausrottung einer Art ist der Klimawandel nicht rückgängig zu machen. Eine Orientierung am natürlichen Zustand zum Zwecke der Bewertung und Zielfindung, d. h. ein Vergleich der betreffenden aktuellen oder zukünftigen Situation mit dem Klima vor der Industriellen Revolution, erscheint kaum tauglich zur Handlungsanleitung. Die Folgen des Klimawandels zwingen uns, eine neue klarere Position zu den von uns Menschen ausgelösten und nicht wieder gut zu machenden Veränderungen in unserer Um-/Mitwelt zu beziehen.

Dem gegenüber steht allerdings eine gewisse Tabuisierung des Themas. In der gängigen Praxis wird nur wenig über die vielfältigen

und gegensätzlichen Inhalte des Naturbegriffs diskutiert. Ebenso wie die Begriffe Gesundheit, Recht oder Schönheit fungiert ‚Natur‘ zunehmend als Leerformel, d. h. „als positiv besetzte, aber in weiten Grenzen deutbare Begriffshülse, die zwischen Sprecher und Hörer ein scheinbares Einverständnis herbeiführt, ohne den Sprecher darauf zu verpflichten, seine inhaltlichen Wertprämissen offen zu legen und den Hörer, seine Zustimmung und Ablehnung an diesen zu überprüfen“ (Birnbacher 1997: 220).

Dieser Hang zur Unschärfe kann als Ausweichstrategie zu den im Naturschutz so oft gepflegten Grabenkämpfen über die „richtige“ Naturschutzbegründung interpretiert werden. Es besteht die Gefahr, dass der Zwang, sich in Bezug auf die Frage der Natürlichkeit von Klimafolgen positionieren zu müssen, hier alte Rivalitäten anfacht und die Gruppe der im Naturschutz Aktiven in einen internen Disput verstrickt, der viel Zeit und Energie verschlingt, die der Lösung des Problems und der Diskussion mit anderen Interessengruppen abgeht.

1.2.2 Problemfeld Naturschutzbewertung

Die Krise der Naturschutztheorie pflanzt sich in die Methodik fort, auf der das Naturschutzhandeln aufbaut und von der es seine Ziele ableitet. Wie schon erwähnt, bedarf es, um eine Bewertung durchzuführen und eine Zielvorstellung von Schutzmaßnahmen zu entwickeln, eines normativen Konzeptes („umbrella concept“) (Noss 1995, zit.n. Callicot et al. 1999: 23), das modellhaft die Funktion des zu betrachtenden Systems beinhaltet.

Auf Grundlage dieses Konzeptes lassen sich Alternativen entwickeln, an denen der Maßstab für die Bewertung angelegt werden kann und die als idealtypischer Zustand helfen, die Ziele von Handlungen zu konkretisieren.

Doch wie bei einem Haus, das auf einem zu schwachen Fundament errichtet wurde, zeigen sich auch hier erste Risse und Spannungen, die bei zunehmender Belastung der Konstruktion durch die Folgen des Klimawandels zum Einsturz führen können.

Bei starker Vereinfachung lassen sich drei Modelle unterscheiden, die in der Zieldefinition zur Verwendung kommen:

- Die Orientierung an historischen Zuständen
- Die Orientierung an Prozessen
- Die Orientierung an Funktionen

1.2.2.1 Die Orientierung an historischen Zuständen

Als Grundlage für den so genannten konservierenden Naturschutz dient in der Regel die Betrachtung eines Zustandes in historischer Zeit. Die Wahl des Zeitpunktes ist variabel und kann vom Status quo (z. B. dem Schutz des aktuellen Grundwasservorkommens) bis hin zum Blick über mehrere Jahrzehnte in die Vergangenheit reichen. Als Ziel gilt es meist, den so festgelegten Zustand zu erhalten, d. h. zu konservieren oder wiederherzustellen.

Obwohl das Konzept schon immer mit Problemen wie der Dynamik von Ökosystemen und der Unumkehrbarkeit der Zeit zu kämpfen hatte, konnte es bisher doch trotzdem als heuristische Methode dienen. Dies war allerdings nur möglich, solange sich entscheidende Umweltbedingungen (z. B. Boden und Klima) nur unmerklich verändert haben. Der vielfach geübte Blick zurück in die Mitte des 19. Jahrhunderts war nur möglich,



da sich die biogeografischen Grenzen in einem Zeitraum der letzten 150 Jahren nur geringfügig verändert haben.

Diese Sicherheit wird in Zukunft nicht mehr gegeben sein. Der Blick nach vorne macht deutlich, dass z. B. die heutige Artenverteilung nicht mehr als Referenz für das Jahr 2150 dienen kann. Gleiches dürfte auch für die Naturgüter gelten. Mit Niederschlag und Temperatur verschieben sich auch Grundwasserneubildungsraten und Oberflächenabflüsse etc..

Selbst wenn es gelingen sollte, den Temperaturanstieg auf 2°C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau zu begrenzen, dürften sich bis dahin alle Ökosysteme massiv verändert haben. Eine Bewertung auf Grundlage der Vergangenheit wäre so für eine Zielfindung und Maßnahmenentwicklung kaum geeignet. Gleiches gilt für die Festlegung von Schutzziele auf Basis des Status quo. Die Aussicht, dass sich die Umweltbedingungen im nächsten Jahrhundert mit zunehmender Geschwindigkeit verändern werden, lässt erwarten, dass diese Ziele zunehmend schwerer umzusetzen sein werden.

1.2.2.2 Die Orientierung an Prozessen

Durch den Einfluss der Naturwissenschaften auf die Naturschutzmethodik gewinnt seit einigen Jahrzehnten der Schutz von natürlichen Abläufen an Bedeutung (Konold 2004: 7f). Die Abstraktion von beobachteten Vorgängen zu Prozessen mit Hilfe wissenschaftlicher Methoden ermöglichte eine umfassendere Sichtweise von Zusammenhängen in der Umwelt. Konsequenterweise wurde der Schutz von ‚ungestörten‘ oder ‚natürlichen‘ Prozessen in den Zielkanon des Naturschutzes aufgenommen. Damit scheint eine Verwissenschaftlichung der Naturschutzziele einher zu gehen. Allerdings kann auch im Prozessschutz die Frage, welcher der Abläufe als natürlich oder unbeeinflusst gilt, nur normativ getroffen werden. Die Einschätzung, ob ein Lebensraum ‚ökologisch intakt‘ oder ‚ökologisch wertvoll‘ ist, beruht auf einer

Nützlichkeitsabwägung desjenigen, der diesen Ausschnitt seiner Umwelt betrachtet (Vogt 2006: 16). Doch gerade die Prozesse und Abläufe in der Natur werden durch den Klimawandel beeinflusst und verändert. Der Klimawandel wird vom Wandel des Artengefüges bis hin zur Beschleunigung von Nährstoffkreisläufen seine Spuren hinterlassen. Er macht klar, dass auch hier nicht mehr postuliert werden kann, dass Prozesse völlig frei von menschlichen Einflüssen sind. Es lässt sich sogar vermuten, dass gerade Entwicklungen, die nicht durch direkte Eingriffe beeinflusst werden, wie z. B. die Ausbreitung von Neobiota in Totalreservaten, die Diskussion über die Zielsetzung des Prozessschutzes und seine Validität als Bewertungsgrundlage beleben werden.

1.2.2.3 Die Orientierung an Funktionen

Die Orientierung an Funktionen und Dienstleistungen von Ökosystemen hat ähnliche Wurzeln, wie die Orientierung an Prozessen. Bisher fehlt eine allerdings verbindliche Definition der Begrifflichkeiten und ihrer internen Abgrenzung (Grunewald & Bastian

2010: 60; Harrington et al. 2010: 2774)⁴. Den meisten Definitionen ist gemeinsam, dass Funktionen und Dienstleistungen von Ökosystemen eine Schnittstelle zwischen

⁴ Eine ausführliche Diskussion der Ansätze, ihrer Hintergründe und Unterschiede findet sich bei Grunewald & Bastian 2010.

natürlicher Umwelt und der direkten oder indirekten Befriedigung menschlicher Bedürfnisse herstellen sollen (Termorshuizen & Opdam 2009: 1037ff).

Das Konzept versucht, die Leistungen von Ökosystemen durch eine (meist monetär orientierte) Bewertung in eine Kosten-Nutzen Verhältnis zu setzen (vgl. z. B. Harrington et al. 2010; MEA 2005a; TEEB 2008). Dazu bedarf es jedoch einer Taxierung von Angebot und Nachfrage. Es ist zu erwarten, dass die Wirkung des Klimawandels beide Ausschnitte des Marktes erheblich verändern wird. Auf der einen Seite ist damit zu rechnen, dass sich die Nachfrage nach bestimmten Ökosystemdienstleistungen ändert. So ist z. B. abzusehen, dass mit steigenden Temperaturen der Bedarf an so genannten grünen und blauen Strukturen im urbanen Umfeld steigen wird (Rannow & Dosch 2009: 32f). Auf der anderen Seite haben die klimatischen Verschiebungen erheblichen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit einzelner Ökosysteme und die durch sie bereitgestellten Dienstleistungen. Die Verschiebung von Angebot und Nachfrage hat unmittelbaren Einfluss auf die Wertschätzung der Ökosystemdienstleistungen. Die Nachfrage wird dabei vor allem durch den Mangel definiert. Das Marktgeschehen ist immer nachsorgend auf die Behebung von

Mangelsituationen ausgelegt. Die im Umgang mit dem Klimawandel so wichtige vorausschauende Planung und der Erhalt der natürlichen Umwelt haben in einem Konzept des freien Marktes nur eine schwache Position.

Da es sich bei der Orientierung an Funktionen und Dienstleistungen von Ökosystemen um ein relativ jüngeres Konzept handelt, sind viele technische Detailfragen noch ungeklärt. So ist unklar, wie eine Abgrenzung eines Ökosystems aufgrund seiner Funktion oder Dienstleistung erfolgen kann, die auch im Streitfall vor einem Gericht standhält.

Gleichzeitig ist, im Zusammenhang mit dem Artenschutz, bisher unbeantwortet, welche konkrete Aufgabe einzelne Arten für die Bereitstellung von Funktionen und Dienstleistungen haben. Das Grundlagenwissen für die Entscheidung, ob eine einzelne Art an einer bestimmten Stelle erhalten werden muss, um einzelne Funktionen zu gewährleisten, fehlt weitgehend. So muss sich die Verknüpfung zwischen Artenschutz und Ökosystemdienstleistungen derzeit auf den Vorsorgeaspekt berufen. Diese Argumentation hat allerdings in der Vergangenheit nur geringe Durchsetzungskraft gezeigt.

1.2.3 Potentielle Auswirkungen auf die Naturschutzpraxis

Die Relativierung der Natürlichkeit zwingt dazu, die Bewertungsmaßstäbe des Naturschutzes neu zu definieren. Sie ruft in ihrer Folge weitere problematische Entwicklungen hervor. Die Verharmlosung von Eingriffen, die Aufgabe von Schutzbemühungen, eine Intensivierung der Segregation und ein zunehmender Manipulationsbedarf sind nur einige, die hier genannt werden sollen (Boye & Klingenstein 2006: 574ff).

Dieser Wandel dürfte für die Akteure des Naturschutzes und ihre Motivation besondere Herausforderungen bereithalten. Zusätzlich zu den bestehenden Problemen treten neue gravierende Effekte auf, die die müh-

sam errungenen Erfolge wieder zunichtemachen (ebd.: 575f). Der Naturschutz verliert eines seiner vermeintlich stärksten Argumente. Wenn die Begründung „das ist von Natur aus so“ versagt, muss er sich auf das freie Spiel der Kräfte einlassen. Ohne eine historische Begründung werden seine Anliegen zu Argumenten und Interessen Einzelner, die sich im Rahmen einer Kompromissfindung gegen die stärkeren unmittelbaren Interessen behaupten müssen. Dies kann zu einem massiven Verlust an Einfluss führen.

Es wird befürchtet, dass durch die steigende Komplexität der Probleme eine Überforde-



zung und Marginalisierung des ehrenamtlichen Naturschutzes entsteht und die Dynamik des Wandels eine zunehmende Uneinigkeit über konkrete Ziele und Maßnahmen unter den Naturschützenden auslöst (ebd.). Es ist zu anzunehmen, dass diese Probleme umso größer werden, je länger der Naturschutz sich der internen Diskussion verschließt. Denn erst durch eine zukunfts- und problemorientierte Handlungsweise kann der Naturschutz an neuen Spielräumen gewinnen. Durch die Besetzung eines strategisch wichtigen Aspektes, wie z. B. der pla-

nerischen Bewältigung von Klimafolgen, wird es möglich, Anliegen und Standards zu verankern und neue Lösungen anzubieten, deren unmittelbare gesellschaftlichen Vorteile klar erkennbar sind. Neben vielen Gefahren birgt der Klimawandel für den Naturschutz also auch die Chance, seine Bedeutung für den Erhalt, die Pflege und Entwicklung der Lebensgrundlage des Menschen herauszustellen und erneut an Gewicht zu gewinnen.

1.2.4 Bezug zur Arbeit

Die vorliegende Arbeit ist einem pragmatischen Ansatz verpflichtet. Die oben angeschnittene hermeneutische Diskussion ist daher auf ein Mindestmaß beschränkt. Die damit einhergehende Zuspitzung der Argumente und Positionen ist durchaus beabsichtigt. Es ist an dieser Stelle keine umfassende Diskussion aller bestehenden Naturschutztheorien vorgesehen. Ebenso wenig soll hier eine Auswahl der „besten“ Theorie erfolgen. Der pragmatische Ansatz zwingt dazu, den Blick auf den Status quo der Naturschutzpraxis zu wenden. Hier zeigt sich, dass es einen klar definierten Auftrag zum Erhalt bestimmter Eigenschaften und Ausstattungsmerk-

male der menschlichen Umwelt gibt. Durch gesellschaftlichen Konsens sind Normen entstanden, die bestimmte Arten als schützenswert einstufen. Hierzu wird in der Regel ein Management eingerichtet, das mit Hilfe von Schutzgebieten und Pflegemaßnahmen den Erhalt prominenter Bestände erreichen soll. Die normative Kraft des Faktischen zwingt also nicht zur Diskussion der Frage, ob eine Art auch in Zukunft geschützt werden soll, sondern wie ihr Schutz konkret zu bewerkstelligen ist. Dieser Frage soll auch hier nachgegangen werden.

1.3 Beschreibung der Aufgabenstellung – Das Naturschutzmanagement in Zeiten des Klimawandels als Untersuchungsgegenstand

Diese Arbeit hat sich zur Aufgabe gestellt, die Auswirkungen des Klimawandels auf das Naturschutzmanagement zu untersuchen. Schon seit Beginn der Diskussion über den Klimawandel wurden vor allem die Auswirkungen auf die belebte Umwelt mit Sorge betrachtet. Diese ersten theoretischen Überlegungen und Experteneinschätzungen (z. B. Boer & de Groot 1990; OTA 1993; Pernetta et al. 1994, 1995) wurden bald durch Nachweise über erhebliche Veränderungen eingeholt (z. B. Grabherr et al. 1994; Menzel & Fabian 1999; Walter et al. 2002). Die Befunde machten schnell deutlich, dass insbesondere die Tierwelt ein empfindlicher Indikator für klimatische Veränderungen ist. So waren schon Ende der 1990'er Jahre erhebliche Veränderungen im Wander- und Brutverhalten von Zugvögeln zu beobachten (z. B. Berthold 1998; Crick et al. 1997; Forchhamer et al. 1997). Zur Jahrtausendwende gesellten sich zu diesen beunruhigenden Nachrichten dann die Befunde über die Arealverschiebung verschiedener weiterer Arten hinzu (z. B. Parmesan et al. 1999; Root et al. 2003; Serreze et al. 2000). Heute ist klar, dass selbst die düstersten Vorahnungen über das klimabedingte Aussterben ganzer Spezies bereits Realität geworden

sind. Die Veränderung betrifft vor allem Tierarten. Im Vergleich dazu sind die bisher nachgewiesenen Auswirkungen auf die Pflanzendecke von weitaus geringerem Umfang, auch wenn dies sie nicht weniger beunruhigend macht.

Die globale Klimaerwärmung wird in den nächsten Jahrzehnten aller Wahrscheinlichkeit nach an Intensität gewinnen, was eine Veränderung in der Verbreitung vieler Arten erwarten lässt (siehe Tabelle 1). Schon heute wird deutlich, dass die Geschwindigkeiten, in der sich Arten diesem Wandel anpassen, von Spezies zu Spezies deutlich differieren. Die Artengefüge, die sich nach der relativ stabilen Klimaperiode in den letzten 8.000 Jahren ausgeprägt haben, werden dadurch starken Veränderungen unterworfen. Es ist zu erwarten, dass die Ökosysteme, die heute unsere Umwelt prägen, ihr Aussehen sowie ihre Funktion in kaum vorstellbarer Weise verändern werden.

Diese Umwälzungen haben schwerwiegende Implikationen für die Gesellschaft. Dies gilt insbesondere, wenn es um die Nutzbarkeit von Ökosystemen und die durch sie bereitgestellten Dienstleistungen und Ressourcen geht. Von den Veränderungen besonders bedroht sind Tierarten, die bereits jetzt am Rande der Existenz leben. Dabei stellt sich die Frage, ob der Schutz von einzelnen Arten und damit letztendlich des gesamten Artenreichtums unserer Welt grundlegend neuer Strategien bedarf. War der Artenschutz bisher darauf fixiert, die wichtigsten Lebensräume bedrohter Arten zu schützen und zu pflegen, so könnte sich diese Strategie bald als unzureichend erweisen. Obwohl sich lokal die Klimabedingungen eventuell nur geringfügig verändern mögen, haben sie doch in der Konsequenz eine deutliche Verschiebung der Klimaoptima für einzelne Arten zur Folge. Die Lebensräume bedrohter Arten

Tabelle 1: Einschätzung der Wirkung verschiedener Ausprägungen des Klimawandels auf die Biodiversität (Hansen & Biringer 2003: 10)

Temperature Change	Effect on Biodiversity
2°C	Some species lost. Possible management options exist
4°C	Many species lost. Few management options (those that exist will be extremely expensive)
6°C	Disaster



können so aus den Grenzen statischer Schutzgebiete rücken. Neben diesem Verlust an geschützten Rückzugsgebieten besteht darüber hinaus das Problem, dass die vielfältige Umgestaltung der Landschaft durch den Menschen eine adaptive Wanderung erschwert, wenn nicht gar unmöglich macht (Opdam & Wascher 2004: 285ff). Es stellt sich also die Frage, wie eine zukünftige Artenschutzstrategie die möglichen Veränderungen berücksichtigen kann, um frühzeitig Maßnahmen zur Anpassung der Permeabilität einer Landschaft vorzunehmen.

Die adaptive Wanderung in passende Klimazonen steht allerdings nicht allen Arten offen. Insbesondere endemischen Spezialisten, ausbreitungsschwachen Arten und Reliktvorkommen dürfte dieser Weg versperrt sein. Sie müssen in situ erhalten werden. Dabei stellt sich die Frage, welche Maßnahmen hierfür geeignet sind.

Um diese Fragen zu beantworten, bedarf es zunächst einer Abschätzung der Veränderungen, einer Ableitung geeigneter Handlungsalternativen und der Diskussion von effektiven Maßnahmen. Dabei zeigt sich, dass es bisher kaum Werkzeuge gibt, die einer so umfangreichen Aufgabe gewachsen sind (z. B. Heller & Zavaletta 2009; Opdam et al. 2009). Konsequenter Weise steht dieses Thema daher auch ganz oben auf der Agenda der Forschungsschwerpunkte in der Landschaftsökologie. In einer Synopse der wichtigsten Forschungsaufgaben für die nächsten Jahrzehnte werden an erster Stelle genannt (Wu & Hobbs 2002: 358f):

1) Die Erforschung der ökologischen Veränderungen im Landschaftsmosaik mit explizitem Schwerpunkt auf der Interaktion zwischen Populationsdynamik und Habitatverschiebungen.

2) Die Analyse der Gründe, Prozesse und Folgen von anthropogenen Landschaftsveränderungen mit besonderem Augenmerk auf die Auswirkungen von ökonomischen und klimatischen Veränderungen auf die Landschaft.

3) Die Untersuchung nicht-linearer Dynamik und komplexen Systemverhaltens in der Landschaft, wobei insbesondere die Überprüfung der theoretischen Potentiale und praktischen Implikationen des Konzeptes der komplexen adaptiven Systeme in der Analyse von Landschaften angemahnt wird.

Alle drei Punkte sollen in dieser Arbeit aufgegriffen werden. Sie will dabei einen inter- und transdisziplinären Ansatz verfolgen und versucht, einen thematischen Bogen zwischen verschiedensten Bereichen der Natur-, Human- und Ingenieurwissenschaften zu spannen. Die Arbeit soll einen Beitrag dazu leisten, das noch junge Forschungsfeld der Klimafolgen und ihrer Bewältigung zu einer eigenständigen Disziplin auszubauen, die den zukünftigen Anforderungen an eine vorausschauende Planung und Entscheidungsfindung gerecht werden kann (sensu Tonn 2003: 673ff).

Der Frage der Planung und Entscheidungsfindung soll dabei ein besonderer Stellenwert eingeräumt werden. Die Untersuchung ist dezidiert als planungswissenschaftliche Arbeit angelegt.

Diese Arbeit zielt auf die Betrachtung von geeigneten Methoden und Techniken zur Lösung der gestellten Aufgabe ab. Diese Betrachtung der Planungsmethode kann als Antwort auf die ‚Wie-Fragen‘ verstanden werden. Sie soll klären, mit welchem Vorgehen ein bestimmtes Planungsproblem gelöst werden kann (Bechmann 1981: 115). Planungsmethoden systematisieren das Planungswissen. Sie strukturieren den Planungsprozess, definieren einzelne Arbeitsschritte, identifizieren sinnvolle Formen der Informationsgewinnung und –verarbeitung und legen Entscheidungsstrukturen dar. Planungsmethoden erleichtern damit die Planung. Sie „haben durchaus Ähnlichkeiten mit Kochrezepten“ (ebd.). Wie bei einem Rezept ist die Planungsmethode jedoch lediglich als Hilfestellung zu verstehen. Sie kann nicht das Gelingen einer Planung garantieren. „Denn die Anwendung eines Kochrezeptes garantiert zunächst nur, dass die Zutaten im Topf und nicht angebrannt sind. Ob die Mahlzeit

schmackhaft ist oder ob der Konsument sich darüber freut, lässt sich erst bei der Nutzung, d. h. beim Verspeisen des Gerichtes feststellen.“ (ebd.: 115f)

Aus diesem Grund ist auch die experimentelle Anwendung einer Planungsmethode ein wichtiger Bestandteil der Betrachtung.

Die vorliegende Arbeit ist bestrebt der ‚Wie‘-Frage in Bezug auf das Management von Arten durch Anwendung des Gebietsschutzes nachzugehen. Es soll ermittelt werden, wie eine Planung ablaufen muss, um den Herausforderungen im Umgang mit dem Klimawandel gerecht zu werden. Dabei soll zunächst eine geeignete Planungsmethode entwickelt werden.

„Will man die allgemeine Struktur, die allen konkreten Planungsprozessen zugrunde liegt, herausarbeiten, so muss man das Wesentliche dieser Planungsprozesse aus ihnen abstrahieren, indem man die jeweils spezifischen Besonderheiten weglässt. Ausgangspunkt solcher Abstraktionen ist stets die Kenntnis und Beschreibung konkreter Planungsabläufe. In dem darauf aufbauenden Abstraktionsvorgang gilt es, die allgemeine Form des Handlungsprozesses Planung herauszuarbeiten und dabei von allen konkreten Einzelheiten und den Inhalten der jeweiligen Planungsprozesse abzusehen.“

Es findet ein Übergang von der Planungsbeschreibung zur Planungslogik [...] statt.“ (ebd.: 52). Diesem Kredo folgend soll im Laufe der Arbeit der Planungsprozess am Beispiel eines ‚konkreten Planungsablaufes‘ angewendet werden. Mit Hilfe der Erfahrungen aus dieser Anwendung wird der Planungsprozess verfeinert. Die Abstraktion des Beispiels soll am Ende helfen, eine Planungsmethode zu skizzieren, die auch auf andere Fälle anwendbar ist. Die Arbeit ist einem ‚learning by doing‘ - dem Lernen durch Handeln verpflichtet. Sie unterscheidet sich daher auch in der Zielsetzung erheblich von hypothesentestenden oder rein theoretischen Ansätzen. Sie verfolgt keine Forschungsfragen, die am Ende mit Ja oder Nein beantwortet werden können. Auch die Frage nach dem ‚Was‘, z. B. im Sinne eines ‚Was ist passiert?‘ oder ‚Was wird passieren?‘, die sich an dieser Stelle allzu gerne in den Vordergrund drängt, steht nicht im Mittelpunkt der Untersuchung. Die Arbeit ist vor allem der planerischen Frage nach dem ‚Wie?‘ gewidmet.

Exkurs - Planungswissenschaft

Planungswissenschaft ist die Wissenschaft von der Planung, d. h. eine nach innen gerichtete Betrachtung der Planung. Sie kann sich dabei sowohl auf das ‚Wofür‘ (d. h. die Zielsetzung und Bewertungsmaßstäbe), das ‚Warum‘ (d. h. die Begründung, warum in einer bestimmten Art geplant wird) beziehen als auch mit dem ‚Wie‘ (d. h. den Methoden und Techniken) beschäftigen (Bechmann 1981: 115). Eingebunden in eine dieser Fragen wird eine Planung Teil einer wissenschaftlichen Betrachtung. Sie dient faktisch als Experiment, in dem der Erfolg oder Misserfolg bestimmter Handlungen dokumentiert wird. Durch diese Dokumentation und ihre Analyse entsteht ein wissenschaftlicher, d. h. ein auf die Generierung neuen Wissens ausgerichteter Prozess.



1.4 Ziel der Arbeit – Wie kann das Management eines Schutzgebietes den Herausforderungen des Klimawandels angepasst werden?

Dieses Promotionsvorhaben hat zur Aufgabe, die Auswirkungen des Klimawandels auf das Naturschutzmanagement zu betrachten. Sie greift dabei den Artenschutz als eine der zentralen Aufgaben des Naturschutzes heraus und diskutiert das Thema anhand eines einzelnen Schutzgebiets. Es soll geklärt werden, wie ein Planungsprozess für das Management einer Art innerhalb eines Schutzgebiets gestaltet sein muss, um den Herausforderungen gewachsen zu sein, die der Klimawandel mit sich bringt. Die Arbeit stellt die Entwicklung einer Planungsmethode in den Mittelpunkt. Diese soll anhand eines konkreten Beispiels angewendet und verfeinert werden.

Die Arbeit will somit klären, welche qualitativ-normativen und welche funktionalen Eigenschaften der Planungsprozess haben sollte (vgl. Bechmann 1981: 137).

Sie muss also analysieren, welche wünschenswerten Eigenschaften der Planungsprozess haben sollte, ob die Methode geeignete Lösungen für das jeweilige Problem generieren kann und welche Zielerreichung diese Lösungen haben.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Arbeit auf die Beantwortung folgender Forschungsfrage abzielt:

- **Wie kann die Problematik des Klimawandels im Rahmen einer Planung für den Schutz einer Art in einem Schutzgebiet adäquate Berücksichtigung finden?**

2 Theoretische Grundlagen und methodische Vorgehensweise

2.1 *Bestehende Ansätze zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Schutzgebietsmanagement*

Seit mehreren Jahren wird bereits der Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement diskutiert. Vielfach wird dabei eine übergeordnete Perspektive auf Ebene von Metapopulationen eingenommen. Nach Lawler lassen sich dabei sechs Strategien unterscheiden (2009: 81f):

1. Durch die Reduktion anderer Gefährdungen und bestehender Belastungen soll die Resistenz von Arten gegenüber den klimatischen Veränderungen erhöht werden.
2. Durch die Ausweitung bestehender Schutzgebiete bzw. -netzwerke soll der Schutz der Arten auch bei Veränderung der Ausbreitungsgebiete gewährleistet werden.
3. Durch die Verbesserung der funktionalen Verknüpfung zwischen Habitaten soll eine adaptive Wanderung ermöglicht werden.
4. Durch die Stärkung und Wiederherstellung der natürlichen Dynamik innerhalb von Lebensräumen soll die Resilienz gegenüber klimatischen Veränderungen erhöht werden.
5. Durch das Adaptive Management sollen der Umgang und die Anpassung an neue Bedingungen im Management ermöglicht werden.
6. Durch die Translokation bedrohter Arten soll das Aussterben ausbreitungsschwacher stark bedrohter Arten verhindert werden.

Zur Auswahl der geeigneten Strategie bedarf es eines Verständnisses für die zu erwartenden Veränderungen (ebd.: 93). Die bisherige Forschung zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Management von Schutzgebieten wird daher durch die Bemühung dominiert, eine möglichst präzise Aussage über die Auswirkungen des Klimawandels auf die jeweils vorhandenen Arten und Habitate bereit zu stellen.

Diese Anstrengungen stehen in einer langen Tradition. Die Verbreitung der Arten auf der Erde zu begreifen, ist eine der ältesten Aufgabengebiete der Ökologie. Es ist verständlich, dass an dieser Stelle keine Rekapitulation aller Entwicklungen und Theorien in diesem Bereich stattfinden kann. Es soll aber dennoch der Versuch unternommen werden, in einer kurzen Zusammenfassung die wichtigsten Entwicklungen darzustellen und einen Überblick über die wichtigsten Theorien und Methoden zu geben, die die heutige Forschungslandschaft prägen. Auch wenn dies natürlich die Gefahr birgt, Aspekte zu vernachlässigen, die je nach dem Blickwinkel der Beteiligten als wichtig empfunden werden.

Die Zusammenfassung ist in die Entwicklung des zugrunde liegenden Theoriegebäudes und die Entwicklung der konkreten Anwendungen und Techniken unterteilt. Beide Themen durchdringen sich allerdings vielfach und sind nicht immer klar zu trennen. Die Einteilung bildet demnach keine ausschließlichen Klassen, sondern ist lediglich ein Hilfskonstrukt, um den Überblick zu strukturieren.



2.1.1 Theoretische Grundlagen der Beschreibung von Auswirkung des Klimawandels auf Arten und Habitate

Schon früh hat sich die Erfassung und Beschreibung von Artengemeinschaften und ihres jeweiligen Lebensraumes mit der Biogeographie zu einem eigenständigen Wissenschaftszweig entwickelt. Traditionell im Mittelpunkt der Betrachtungen standen dabei vor allem die Verteilung von Vegetationstypen und ihre Abhängigkeit von abiotischen Bedingungen. So sind mehrere Klassifizierungssysteme entstanden, die versuchen, das Muster der Pflanzengemeinschaften auf der Erde nach verschiedenen Eigenschaften einzuteilen. Das Klima bzw. die Klimazonen haben hierbei schon immer eine herausragende Rolle eingenommen (z. B. Box 1981; Holdridge 1967). Auf Grundlage dieser vornehmlich beschreibenden Wissenschaft sind Theorien entstanden, die davon ausgehen, dass die geografische Verteilung von Arten statisch ist und auftretende Prozesse stationär in Raum und Zeit ablaufen (Hengeveld 1990: 274).

Die ersten Untersuchungen zur Frage der Auswirkungen von klimatischen Veränderungen auf Arten und Habitate bedienten sich

der bestehenden Ansätze (z. B. Cramer & Leemans 1993; Emanuel et al. 1985). So entstand der Eindruck, dass die derzeitigen Pflanzengesellschaften als Einheiten auf den Klimawandel reagieren. Doch bei den immer feiner skalierten Betrachtungen musste festgestellt werden, dass diese Ansätze, die auf globaler Ebene entwickelt wurden, kaum für die Prognose lokaler Ereignisse geeignet sind.

Gleichzeitig wuchs auch die Kritik daran, das Klima als einzigen Faktor für die Verbreitung der Arten zu verwenden (z. B. Birks 1990, Davis et al. 1998). So entstanden bei der Betrachtung der ökologischen Folgen des Klimawandels zwei vermeintlich gegensätzliche Denkschulen (Graham et al. 1996: 1601; Birks 1990: 139). Die erste Position beruht auf der These, dass Arten feste Gemeinschaften bilden, die auf dem kontinentalen Maßstab die Veränderungen im Klima verfolgen und ein Gleichgewicht mit dem Klima herstellen (*Clementsian Model*) (siehe Abbildung 1).

Exkurs - Holdridge Lifezones

Einen der wohl bekanntesten Ansätze, das Klima auf der Erde in bioklimatische Wuchszonen einzuteilen, wurde 1947 von Holdridge veröffentlicht und 1967 weiter ergänzt. Die zugrunde liegenden Vegetationseinheiten oder Biome werden dabei von drei Indizes abgeleitet, die aus meteorologischen Daten gebildet werden.

Als Basis für die Einteilung wird die Biotemperatur verwendet. Sie soll die Temperaturverhältnisse während der Wachstumsperiode widerspiegeln und ergibt sich aus der Summe der Tagesdurchschnittstemperaturen über 0 °C geteilt durch 365. Eine Abgrenzung von Gebieten mit dem regelmäßigen Auftreten von Frösten (Biotemperatur < 16 °C) und solchen ohne führt zur Unterteilung von temperierten Wuchszonen und subtropischen Einheiten.

Der Feuchtigkeitsbedarf der Pflanzen wird durch den durchschnittlichen Jahresniederschlag und die Potentielle Evapotranspiration (PET) dargestellt. Wird der Jahresniederschlag noch direkt aus den meteorologischen Daten entnommen, so wird die PET selten direkt gemessen. Sie wird meist aufgrund von heuristischen Regeln aus den Temperaturdaten abgeleitet.

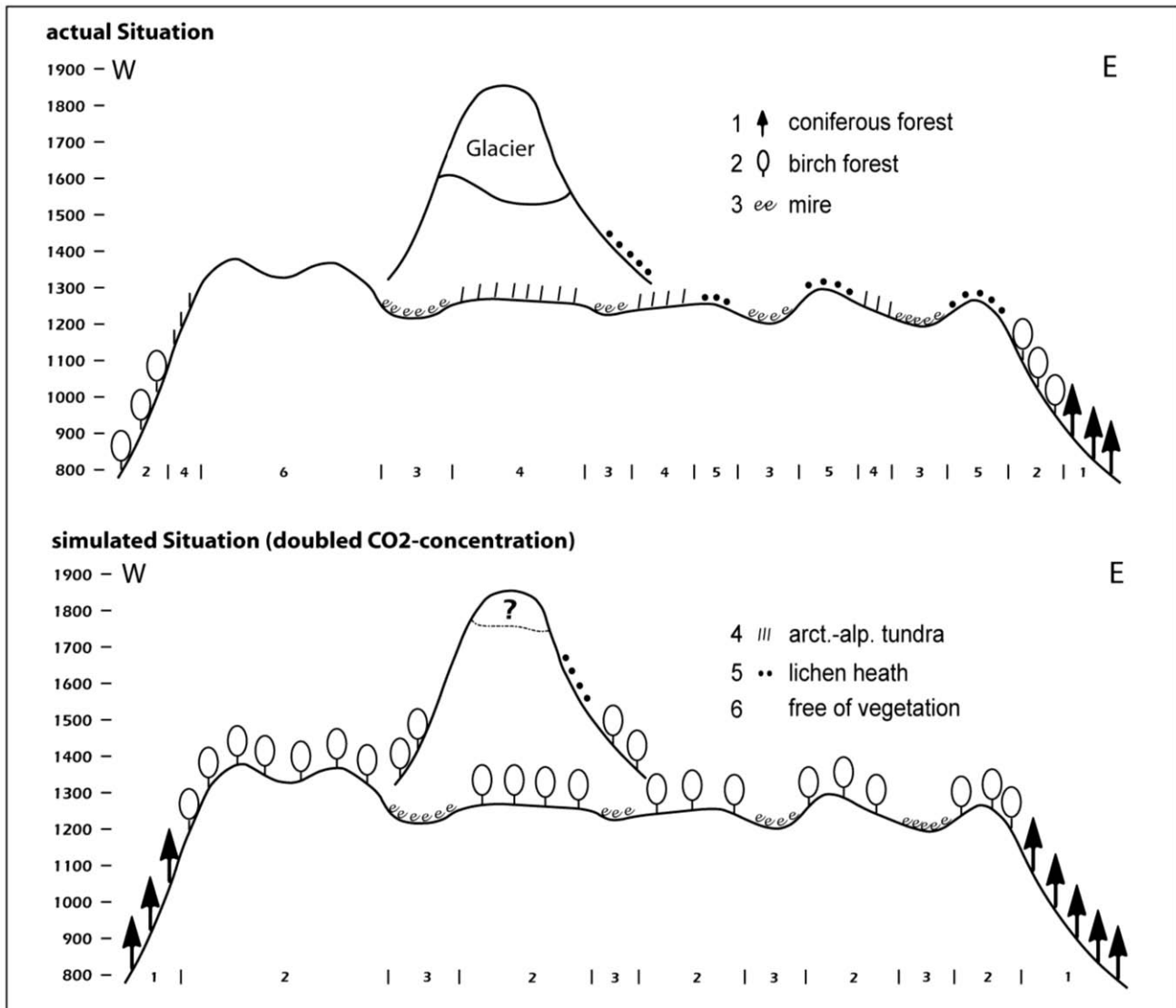


Abbildung 1: Darstellung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetationstypen auf dem alpin-arktischen Hochplateau der *Hardangervidda* als Beispiel für die Umsetzung des Clementian Modells (Eigene Darstellung nach Groot & Ketner 1994: 44)



Die zweite Position beruht auf der Erkenntnis, dass auch andere biologische Faktoren wie Ausbreitungsraten, Anpassungsfähigkeit, Bodenentwicklung und menschliche Einflüsse die Verbreitung von Arten mitbestimmen. Diese Faktoren führen dazu, dass die Arten nur bei der Betrachtung eines groben Rasters, das Jahrtausende und Subkontinente umfasst, mit dem Klima im Gleichgewicht stehen (*Gleasonian Model*).

Die Entwicklung des *Gleasonian Models* war vor allem Erkenntnissen aus der Biogeografie und Paläobotanik geschuldet. Mit ihnen konnte belegt werden, dass die Arten auf Veränderungen als Individuen reagieren und nicht als Teil eines Gesamtkomplexes (Davis et al. 1998: 784f; Hengeveld 1990: 274). Durch das intensive Studium vergangener Klimaänderungen reifte die Einsicht, dass:

- Arten auf einen Klimawandel mit adaptiver Wanderung reagieren;
- Arten individuell wandern, so dass Gemeinschaften und Ökosysteme als unbeständige zeitweilige Zusammenschlüsse entstehen;
- der quantitativen und qualitativen Zusammensetzung von Gemeinschaften und Ökosystemen eine Reihe von einfachen *assembly rules* zugrunde liegt;
- als Reaktion auf neue Umweltbedingungen neue Gemeinschaften entstehen (Huntley 1995: 42).

Es wurde deutlich, dass unter neuen Klimabedingungen auch neue Artengemeinschaften entstehen. Die Beschreibung der derzeitigen Artenverteilung ist demnach nur eingeschränkt geeignet, die Frage zu beantworten, welche Veränderungen bei steigenden Temperaturen zu erwarten sind. Dementsprechend wurde der Druck immer größer, die beschreibenden Klassifizierungssysteme durch die Anwendung von erklärenden Theorien zu ersetzen.

Eine besondere Bedeutung als erklärende Theorie kommt dem Konzept der realisierten Nische zu (z. B. Ellenberg 1953; Franklin 1995; Hutchinson 1957). Der Begriff der

ökologischen Nische wurde zunächst geprägt, um das Zusammenspiel verschiedener Umweltfaktoren, die den Lebensraum einer Art definieren, zu beschreiben (Peterson et al. 2005: 211). Die Definition wurde in ihrer Entwicklung vielfach aber auch angepasst, um die Interaktion und Funktion einzelner Arten zu beschreiben (ebd.).

Generell lassen sich drei Wege unterscheiden, auf denen verschiedene Arten auf Veränderungen in ihrer ökologischen Nische reagieren:

- Sie können sich durch adaptive Wanderungen räumlich anpassen.
- Sie können sich durch Veränderungen des Verhaltens und ihrer ökologischen Ansprüche an die neuen Lebensbedingungen anpassen.
- Sie sterben aus.

Welcher dieser Wege einer einzelnen Spezies tatsächlich zur Verfügung steht, ist zum einen von ihrer Spezialisierung abhängig, wird aber auch von allgemeinen Charakteristika der Art und der Qualität der Veränderung beeinflusst. So kann davon ausgegangen werden, dass Arten mit einer hohen Spezialisierung und einer engen ökologischen Nische in der Regel größere Probleme bei der Anpassung haben als Generalisten, die viele Lebensräume nutzen können. Ebenso haben Arten mit schwachen Ausbreitungstendenzen oder langen Reproduktionszyklen größere Anpassungsprobleme.

Die bisherigen Untersuchungen legen nahe, dass die realisierte Nische vielfach sehr strukturkonservativ ist (Peterson et al. 2005: 213f). Die Anpassung des Verhaltens bedarf in der Regel einer längeren Zeit und einer allmählichen Veränderung. Spontane Anpassungen finden nur selten statt. Gerade im Bezug auf den aktuellen rapide ablaufenden Klimawandel ist eine Anpassung des Verhaltens und der ökologischen Ansprüche daher selten zu erwarten.

2.1.2 Methoden zur Modellierung zukünftiger Auswirkung des Klimawandels auf Arten und Habitate

Um auf wissenschaftlichem Weg Prognosen über Veränderungen in Systemen zu erhalten, werden üblicherweise Experimente genutzt. Dabei werden an dem zu untersuchenden System oder einem Ausschnitt hiervon einzelne Faktoren gezielt beeinflusst, die Reaktion des Systems gemessen und auf ähnliche Situationen übertragen. Dieser Ansatz kommt allerdings an seine Grenzen, wenn das zu betrachtende System unfassbar groß und/oder unüberschaubar komplex ist. Zwar gibt es die Vorstellung, dass auch solche Systeme in Großversuchen der experimentellen Erforschung offen stehen, aber es können wohl berechtigte Zweifel angemeldet werden, ob diese Ansätze tatsächlich umsetzbar sind. Auch die Frage der Kosten und des Zeitaufwandes spielen dabei eine Rolle. Denn was hätte es, die Reaktion von Arten auf eine Veränderung des Klimas abzuschätzen, wenn ihre Untersuchung nur in Echtzeit ablaufen könnte? Zusätzlich ergeben sich aus dem Umgang mit Lebewesen ethisch-moralische Fragen, die einen direkten experimentellen Ansatz vor besondere Anforderungen stellt. Es müssen demnach andere Wege gefunden werden, Prognosen der Veränderungen der Ökosphäre zu generieren, um gesellschaftliches Handeln planvoll darauf abzustimmen.

In der Regel bleibt dazu lediglich der Weg, ein künstliches Abbild des Systems zu schaffen, um daran die Experimente zu vollziehen. Computergestützt haben solche Modelle den Vorteil, dass nicht nur der Ablauf beschleunigt werden kann, sondern auch kostengünstig komplexe Versuchsaufbauten erzeugt werden können. Sie erlauben es außerdem, mehrere Versuchsreihen parallel zu betreiben. Doch da es - abgesehen von den Beschränkungen unseres derzeitigen Wissens - auch eine leviatanische Aufgabe wäre, alle Aspekte eines Systems in ein solches Modell zu übertragen, handelt es sich hierbei immer um eine Abstraktion der Realität. Diese Modelle übersetzen gedankliche Konzepte darüber, welche Faktoren für

das Systemverhalten relevant sind, in quantifizierbare Aussagen. Die Fragen, welche Techniken und welche Theorien den Modellen zugrunde liegen, sind daher von entscheidender Bedeutung für das Verständnis und die Interpretation der Ergebnisse.

Die Prognose der Auswirkungen von Klimafolgen auf die Biosphäre bedient sich heute fast ausschließlich der Computermodellierung. Aufbauend auf den zwei Hauptsträngen in der Theorieentwicklung lassen sich mit den biogeografischen Modellen und den *bioclimate envelop models* in der Modellierung zwei grundlegend unterschiedliche Herangehensweisen unterscheiden (Peterson et al. 2005: 221).

Biogeographische Modelle

Zunächst wurden in der Klimafolgenforschung die aus der Biogeografie bekannten Klassifizierungssysteme auf die veränderten Klimabedingungen übertragen (z. B. Cramer & Leemans 1993; Emanuel et al. 1985; Tchebakova et al. 1995). Die Modelle gleichen also die zu mehr oder weniger großen Gruppen zusammengefassten Einheiten in ihrer Verteilung an zukünftige Situationen an. Grundlegende Annahme ist dabei, dass sich die Umwelt nur langsam verändert und die Arten sich ungehindert anpassen können. So entsteht ein Quasi-Gleichgewichtszustand zwischen Lebensraumsanspruch und realisiertem Lebensraum. Diese Vorstellung wird daher auch als *equilibrium model* bezeichnet (Prentice et al. 1993: 237).

Um auch dynamische Prozesse wie Ausbreitung oder Veränderungen von strukturellen Eigenschaften innerhalb von Vegetationseinheiten berücksichtigen zu können, wurden Dynamische Globale Vegetationsmodelle entwickelt (DGVM) (Peterson et al. 2005: 220). DGVMs simulieren die Veränderungen von so genannten *plant functional types*



(PFT). Eine Kohlenstoffbilanz für diese Klassen gibt dabei Aufschluss darüber, wie viel Kohlenstoff für das Wachstum und die Produktion von Biomasse zur Verfügung steht (Beets & Shugart 2005: 240f). Die Konkurrenz um diesen Rohstoff bestimmt die Entwicklungspotentiale der verschiedenen PFT. Damit berücksichtigen die Modelle einen zeitgebundenen Aspekt der Vegetationsdynamik und können Erkenntnisse über die Wachstums- und Ausbreitungsgeschwin-

digkeit der PFT wiedergeben.

Gleich, ob ein Equilibrium oder ein dynamischer Ansatz verwendet wurde, bei allen biogeographischen Modellen beruht das Herangehen primär auf einer Klassifizierung der Vegetation. Die Klassenbildung verhindert eine gezielte Aussage über die Reaktion einzelner Arten (Peterson et al. 2005: 220).

Exkurs - Modelle

Da im Weiteren immer häufiger der Begriff Modell Verwendung findet, soll an dieser Stelle eine kurze - in vielen Teilen sicherlich zu kurze - Begriffsklärung erfolgen. Der Begriff Modell kann je nach Kontext sehr unterschiedliche Dinge bezeichnen. In der Alltagssprache sind damit meist Personen gemeint, die für Kleidung oder ähnliche Produkte werben. In Architektur, Städtebau und Design verweist ein Modell auf eine verkleinerte dreidimensionale Nachbildung eines Entwurfes. Im wissenschaftlichen Zusammenhang beschreibt ein Modell hingegen meist eine abstrahierte Vorstellung von Aufbau und Funktion eines Systems.

Obwohl alle Bedeutungen scheinbar sehr unterschiedliche Inhalte beschreiben, liegt ihnen eine Gemeinsamkeit zugrunde. Ein Modell bezeichnet immer eine Idealvorstellung, eine Abstraktion der Realität. Ein Modell ist nie das reine Abbild der Realität, es ist immer eine Überhöhung oder Zuspitzung. Es beinhaltet daher eine Vernachlässigung von Details und ein Werturteil über die Eigenschaften, die für den Betrachter oder die Betrachterin am bedeutsamsten sind.

Nach Stachowiak (1973) lassen sich diese Eigenschaften von Modellen mit drei Hauptmerkmalen fassen (ebd.: 131ff):

- *Dem Abbildungsmerkmal: Modelle sind immer Abbildungen von etwas.*
- *Dem Verkürzungsmerkmal: Modelle stellen nie alle Eigenschaften des Originals dar.*
- *Dem pragmatischen Merkmal: Modelle sind immer auf einen bestimmten Zweck zugeschnitten.*

Da der Modellbegriff sich nur auf ein solch allgemeines und loses Fundament gründet, ist es kaum verwunderlich, dass auch in der Wissenschaft sehr unterschiedliche Ansätze zur Modellbildung entstanden sind. Fast ebenso häufig wie neue Modellierungsansätze sind auch Versuche entstanden, die Modelle zu ordnen und in eine Systematik einzupassen.

Dabei hat sich bisher keine der Einteilungen durchgesetzt (Nichols 2001: 11ff). Die unterschiedlichen Vorstellungen erfassen nicht nur die scheinbar triviale Anwendung von Modellen als untergeordnetes Werkzeug der Wissenschaft, sondern die grundlegende Frage, ob es einen logisch-strukturellen Unterschied zwischen Modellen, Hypothesen und Theorien gibt oder ob diese Begriffe nur unterschiedliche Stufen eines Kontinuums bezeichnen (vgl. Hawking 1988; Hilborn & Mangel 1997; Pease & Bull 1992).

Bioclimate envelop models

Die Erkenntnis, dass einzelne Arten sich im Rahmen des Klimawandels unterschiedlich verhalten, hat zur Entwicklung von Modellen über die spezifische Art-Habitat-Beziehung geführt. Aufbauend auf der Theorie der realisierten Nische wurde aus den derzeitigen klimatischen Lebensraumsprüchen einzelner Arten ein bioklimatischer Anspruch der Arten (*bioclimatic envelope*) bestimmt. Die Projektion der Veränderungen des Lebensraumes unter zukünftigen Verhältnissen ergibt so ein Abbild des potentiellen Lebensraumes dieser Arten.

Diese so genannten *bioclimate envelope models* bilden die theoretische Grundlage für die meisten Habitatmodelle, die sich mit den Auswirkungen des Klimawandels beschäftigen. Neben den rein klimatisch bedingten Faktoren werden dabei auch weitere Lebensraumfaktoren berücksichtigt (z. B. Epps et al. 2004; Danks & Klein 2002). Die Faktoren werden zumeist aufgrund von empirischen Untersuchungen abgeleitet. Die Habitatmodelle schätzen als top-down Ansatz aus den aktuellen Verbreitungsdaten (Responsevariablen) und den Habitateigenschaften (Prädiktorvariablen) unter Einsatz von verschiedenen Filtern die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art unter veränderten Bedingungen (Schröder & Reineking 2004: 7). Zur Ableitung der Prädiktorvariablen bemühen die Modelle dabei verschiedenste Ansätze, wie z. B. die lineare Regression, bayesianische Wahrscheinlichkeitsrechnungen oder genetische Algorithmen (Peterson et al. 2005: 215).

Leider zeigen eingehende Evaluationen der *bioclimate envelope models*, dass sie grundlegende Mängel aufweisen, die sich auch mit einer Verfeinerung der Methodik nicht überwinden lassen (z. B. Manel et al. 2001; Midgley et al. 2002; Thuiller 2004). In einem breit angelegten Test stellen Schlossberg & King (2009: 609ff) fest, dass besonders die Ableitung von Tiervorkommen aufgrund von Habitattypen nur mäßig zuverlässig ist. Die getesteten Modelle erreichten im Mittel eine Zuverlässigkeit von 0,71, d. h. eine Fehlerrate

von 29 % (ebd.). Die Ableitung von Naturschutzmaßnahmen von solchen Modellen sollte daher mit äußerster Vorsicht erfolgen (Schlossberg & King 2009: 612f; Carvalho et al. 2010: 3266f).

Inzwischen ist die Brauchbarkeit dieses Ansatzes allgemein in Diskussion geraten (z. B. Hampe 2004; Pearson & Dawson 2003, 2004; Wilson et al. 2004).

Der Ansatz der *bioclimate envelope models* vernachlässigt sowohl demografische Faktoren wie Geburts- und Ausbreitungsraten als auch Konkurrenz, Verinselung von Habitaten und die Auswirkungen der menschlichen Landnutzung. Doch gerade bei Tierarten spielen diese Faktoren eine entscheidende Rolle bei der Verbreitung (Davis et al. 1998: 784f). Es wurde schon früh darauf hingewiesen, dass Methoden, die diese Faktoren vernachlässigen, keine realistischen Ergebnisse produzieren (z. B. Agren et al. 1991; Akcakaya 2001; Davis et al. 1998; IPCC 2002). Erste Ansätze, die biotische Interaktion in *bioclimate envelope models* zu berücksichtigen, bestätigen dies und zeigen, dass damit die Zuverlässigkeit der Modelle deutlich gesteigert werden kann (Preston et al. 2008: 2501ff).

Darüber hinaus geben *bioclimate envelope models* immer nur eine Momentaufnahme der Situation wieder. Sie sind daher nicht in der Lage, die Dynamik der Veränderung nachzuvollziehen (z. B. die Populationsdynamik) (Schröder & Reineking 2004: 6).

Ein Überblick über verschiedene Ergebnisse der biogeografischen und der *bioclimate envelope models* findet sich bei Schröder & Reineking (2004) sowie bei Peterson et al. (2005).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die zwei am häufigsten verwendeten Modellierungsansätze mit der Verteilung von Ökosystemen bei den biogeographischen Modellen und der Verteilung einzelner Arten bei den *bioclimate envelope models* unterschiedliche Aspekte der Biodiversität abdecken.



Beide Herangehensweisen sind aber aus strukturellen Gründen nicht in der Lage, die Konkurrenz zwischen den Arten wiederzugeben (Peterson et al. 2005: 220). Gerade in der interspezifischen Konkurrenz liegt jedoch der Schlüssel zum Verständnis des Zusammenspiels zwischen einzelnen Arten und ihrer Umwelt.

Bei der Suche nach neuen Ansätzen und Modellierungstechniken wurde inzwischen in den individuen-basierten Modellen (Multi-Agenten-Modellen)⁵ eine viel versprechende Technik ausgemacht.

Individuen-basierte Modelle

Der bottom-up Ansatz der individuen-basierten Modelle hat bereits in vielen Populations-Gefährdungs-Analysen (PGA) seine Eignung für die Beantwortung von Fragen des Naturschutzmanagements bewiesen. Integraler Bestandteil einer solchen PGA ist immer ein Simulationsmodell der zu betrachtenden Population (Boyce 1992: 481ff)⁶. Dabei werden - aufbauend auf lokalen Interaktionen innerhalb des Bestands - die Strukturen und Veränderungen auf höherer Ebene nachvollzogen.

Insbesondere im forstwissenschaftlichen Anwendungsfeld wurde dieses Herangehen in so genannten Gap-Modellen weiter ausgebaut. Gap-Modelle simulieren die Sukzession innerhalb eines Vegetationsbestands aufgrund von Faktoren, die Reproduktion, Wachstum und Absterben hunderter Individuen verschiedener Arten beeinflussen (Beets & Shugart 2005: 233). Die Konkurrenz der einzelnen Individuen um Ressourcen ist

dabei eine der wichtigsten Triebfedern der Modelle. Mit der Verknüpfung von räumlich expliziten Daten und individuen-basierten Modellen sowie der immer größeren Leistungsfähigkeit von Computern besteht die Hoffnung, dass mit dieser Technik auch komplexe räumliche Veränderungen in größeren Beständen realistisch simuliert werden können. Insbesondere aus der Verknüpfung mit dem Ansatz der *complexity theory* ergeben sich hier neue Möglichkeiten. Erste erfolgreiche Anwendungen liegen bereits aus der marinen Ökologie vor (z. B. Dunstan & Johnson 2005; Grimm & Railsback 2005; Railsback 2001).

Individuen-basierte Modelle beruhen auf einer mathematischen Umsetzung der verschiedenen ökologischen Vorgänge. Sie erwarten, dass die Verbindung zwischen den einzelnen Elementen und ihre jeweilige Verhaltensweise schon bekannt sind. Sie sind daher nur begrenzt einsetzbar zur Ermittlung von Ursachen bestimmter Verhaltensweisen oder von Ursachen für Gefährdungen (Streich 1999: 241). Die quantitative Umsetzung verlangt darüber hinaus eine große Menge an qualitativ hochwertiger Information. Dazu gehören (Burgman et al. 1993: 269):

- Daten über die demografische Situation
- Daten über die Verhaltensbiologie der Art
- Daten über das Habitat der Population und seine Qualität
- Daten über die Wechselwirkung zwischen Population und Habitat
- Daten über die räumliche Verteilung von Individuen und Habitaten
- Daten über die genetische Situation der Population
- Daten über die Stochastik verschiedener Ereignisse und Parameter

⁵ In der Populationsökologie hat sich der Begriff individuen-basierte Modelle eingebürgert. Das gleiche Herangehen wird in anderen Wissenschaftsdisziplinen (z. B. der Physik oder den Sozialwissenschaften) unter dem Begriff der Multi-Agenten-Modelle zusammengefasst.

⁶ Einen Überblick über die zurzeit verfügbaren Programme bietet z. B. die Universität von Portsmouth unter <http://www.envf.port.ac.uk/geo/research/environment/envmod/projects/gene.../bottomup>.

Die Kenntnis all dieser Daten ist gerade bei seltenen und bedrohten Arten eher die Ausnahme als die Regel (Princee 1997: 141), so dass vielfach auf Schätzungen und Expertenmeinungen zurückgegriffen werden muss. Weitere Probleme bei der Anwendung von individuen-basierten Modellen entstehen durch die Abgrenzung des Betrachtungsgegenstandes.

Dabei müssen für die Komplexitätsreduktion vielfach nicht nur Wechselwirkungen mit anderen Spezies (wie z. B. Konkurrenz, Prädation) vernachlässigt werden, sondern auch die Wechselwirkung mit Metapopulationen. Burgman et al. (1993: 271) machen aber darauf aufmerksam, dass diese Vernachlässigung insbesondere im Artenmanagement zu Fehlentscheidungen führen kann.

Wie bei vielen Modellen gilt auch bei den individuen-basierten Modellen, dass eine formale und unreflektierte Anwendung leicht zu Fehlinterpretationen führen kann (Streich 1999: 241).

Insbesondere im Umgang mit bedrohten Arten stellt sich darüber hinaus die Frage: „Wie viel ist genug?“ (Soule 1987: 1), d. h. wie viele Individuen sollen an einem Ort erhalten werden? Die Antwort auf diese Frage ist normativ und richtet sich nach der Zielvorstellung (Burgman et al. 1993: 273).

So kann der kurzfristige Erhalt einer überlebensfähigen Population, ihre langfristige Sicherung oder die Aufrechterhaltung ihrer ökosystemaren Funktion angestrebt werden. Die Modelle können für diese Festlegung nur Entscheidungshilfen liefern. Sie müssen dafür aber auf die Anforderungen des Managements zugeschnitten sein (ebd.: 273).

Der Vergleich der Modelle zeigt, dass Biogeografische Modelle eher einem top-down Ansatz folgen, während individuen-basierte Modelle einen bottom-up Ansatz zur Darstellung von Bestandsentwicklungen verwendet (siehe Abbildung 2).

Exkurs - Populations-Gefährdungs-Analysen (PGA)

Im Laufe seines Lebens durchläuft ein Individuum im Regelfall viele einzelne Entwicklungsstufen. Es wird geboren, wächst heran, wird geschlechtsreif und reproduziert sich. An jedem Punkt dieses Weges kann das Individuum sterben. Der Tod hat immer einen konkreten Grund (z. B. Mangel an Nahrung, Krankheiten, Unfälle, Alter). Aber diese Gründe variieren stark und treten meist mit einem großen Anteil an Zufälligkeit auf. Lange Zeit wurden nur einzelne isolierte Faktoren, die sich aus der Betrachtung einzelner nicht repräsentativer Beispiele ergaben, in ihrer Bedeutung für die Populationsdynamik entschlüsselt. Erst 1981 gelang es Mark Shaffer auf Grundlage der von MacArthur und Wilson (1967) entwickelten Inseltheorie, die verschiedenen bis dahin publizierten Ideen zu einem allgemeingültigen Gesamtkonzept zu vereinen (Amler et al. 1999: 49). Er unterscheidet dabei vier entscheidende Faktorenkomplexe, die für die Entwicklung einer Population und ihre zufälligen Schwankungen verantwortlich sind: demografische Stochastik, genetische Stochastik, Umweltvariabilität und Katastrophen (Shaffer 1987: 71). Diese Einteilung kann heute als Grundgerüst für Populationsmodelle in Populations-Gefährdungs-Analysen betrachtet werden.

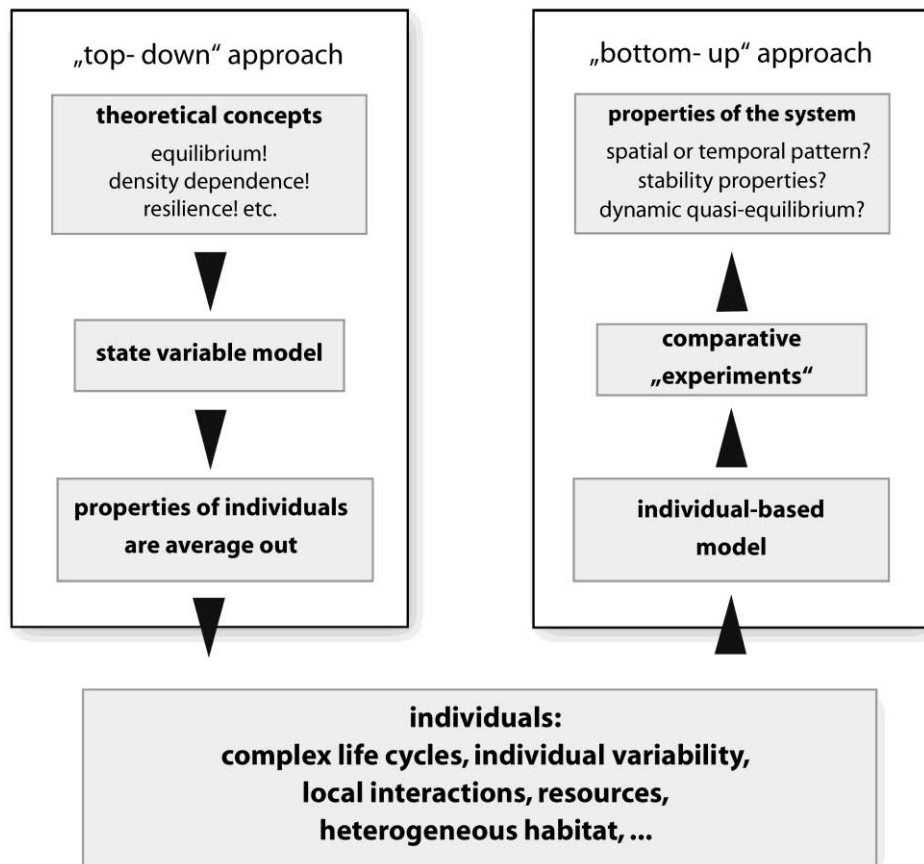


Abbildung 2: Vergleichende Darstellung von top-down und bottom-up Ansätzen (eigene Darstellung nach Grimm 1999: 140).

2.2 Probleme und Kenntnislücken im Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement

Trotz der umfangreichen Bemühungen bei der Modellierung von Auswirkung des Klimawandels auf Arten und Habitate kommt das IPCC in seinem Bericht aus dem Jahre 2002 zu dem Urteil: „Most models of ecosystem changes are not well suited to projecting changes in regional biodiversity“ (IPCC 2002: 15). Diese kritische Haltung gegenüber den bestehenden Ansätzen haben in den letzten Jahren weitere Autoren übernommen (z. B. Biesbrek et al. 2009; Opdam et al. 2009; Pyke et al. 2007). Obwohl es seit rund 22 Jahren Empfehlungen für das Naturschutzmanagement in Zeiten des Klimawandels gibt, wird das Thema weiterhin als Herausforderung beschrieben und durch theoretische Aufsätze dominiert (Heller & Zavaleta 2009: 14ff). Trotz der ständig steigenden Zahl an Veröffentlichungen scheinen immer noch erhebliche Probleme und Kenntnislücken zu bestehen.

In einer umfassenden Auswertung von 113 Arbeiten heben Heller & Zavaleta (2009) hervor, dass der überwiegende Teil der Arbeiten alleine auf der Betrachtung ökologischer Daten fußt. Der Berücksichtigung gesellschaftlicher Vorgänge und deren Bedeutung für das Management wird kaum Aufmerksamkeit geschenkt (ebd.: 29). Auch eine Trennung zwischen Erfassung und Bewertung ist selten. Im Großteil der untersuchten Literatur wird keine sprachliche Unterscheidung zwischen der Analyse der Klimafolgen und den Handlungsempfehlungen für Planung und Management vorgenommen. Vielmehr bleiben die Empfehlungen aus den Untersuchungen im Vagen und lassen die für die Planung nötige Präzision vermissen (ebd.: 17). Dementsprechend mangelt es an einer adäquaten Verknüpfung zwischen den Forschungsergebnissen und dem Management. Die Autoren kommen daher zu dem Schluss, dass der Anwendbarkeit und der Übernahme der Forschungsergebnisse für die Planung mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden

muss (Heller & Zavaleta 2009: 29). Der Aufbereitung von Forschungsergebnissen im Rahmen eines strukturierten Planungsprozesses und ihrer effektiven Einbindung in den Managementprozess wird auch in den bestehenden Empfehlungen zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels kaum Aufmerksamkeit geschenkt (siehe Tabelle 2).

Für diesen Missstand werden das unterschiedliche Herangehen und die verschiedenen Zielsetzungen von Naturwissenschaft und Planung verantwortlich gemacht (z. B. Biesbrek et al. 2009; Opdam et al. 2009; Pyke et al. 2007). Demnach kann eine Untersuchung, die auf einem reduktionistischen und analytischen Ansatz fußt, zwar die Einflüsse des Klimas identifizieren, ein solcher Ansatz ist aber nur eingeschränkt geeignet, um Informationen für eine handlungsorientierte und integrative Planung zu generieren. Insbesondere die Verknüpfung von Fakten mit Bewertungen wird dabei als Herausforderung gesehen (Opdam et al. 2009: 719).

Auch Meinke et al. (2006) sehen in der Diskrepanz zwischen analytischen Untersuchungen und planerischer Notwendigkeit den Grund für den geringen Einfluss vieler Arbeiten. Sie heben hervor, dass Relevanz, Glaubwürdigkeit und Legitimation grundlegende Voraussetzungen sind, damit wissenschaftliche Ergebnisse eine breite Wirkung zeigen und sich auch in Handlungen niederschlagen (ebd.: 101ff). Die Gründe für die Akzeptanzprobleme liegen demnach sowohl in einer ungeeigneten Aufbereitung von Untersuchungsergebnissen als auch in einem mangelnden Verständnis für die Qualität und Aussagekraft wissenschaftlicher Arbeiten (ebd.: 102). Pyke et al. (2007) plädieren für eine bessere Strukturierung des Wissenstransfers, um dem Mangel in der effizienten Informationsvermittlung zur Entscheidungsunterstützung von Planern und Managern abzuhelpen (ebd.: 610ff.).



Tabelle 2: Verschiedene Ansätze zur Berücksichtigung des Klimawandels im Schutzgebietsmanagement

Types of responses for natural areas (OTA 1993: 219):	Four major steps for protected areas management (Hannah 2003: 240)	18 recommendations to conserve wildlife resources (Inkley et al. 2004: 18 ff)	Potential Steps for parks and reserves (Baron et al. 2009: 1034)
<p>Ideal response</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) maintain species and/or ecosystems in place, 2) help them move <p>realistic response:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1) acquire needed information; 2) manage the areas to minimize impediments to adaptation and to increase resiliency of natural areas 	<ol style="list-style-type: none"> 1. scenario-building 2. enhancing monitoring 3. biological survey 4. review and revision of management practices 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Recognize global climate change as factor in wildlife conservation 2. Manage for diverse conditions 3. Do not rely solely on historical weather and species data for future projections without taking into account climate change 4. Expect surprises, including extreme events 5. Reduce nonclimate stressors on ecosystems 6. Maintain healthy, connected, genetically diverse populations 7. Translocate individuals 8. Protect coastal wetlands and accommodate sea level rise 9. Reduce the risk of catastrophic fires 10. Reduce likelihood of catastrophic events affecting populations 11. Prevent and control invasive species 12. Adjust yield and harvest models 13. Account for known climatic oscillations 14. Conduct medium- and long range planning 15. Select and manage conservation areas appropriately 16. Ensure ecosystem processes 17. Look for new opportunities 18. Employ monitoring and adaptive management 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Reduce other human-caused stresses to park and reserve ecosystems 2. Identify resources and processes at risk from climate change (Explicitly consider thresholds and consequences of exceeding thresholds) 3. Define reference conditions 4. Develop monitoring and assessment programs for resources and processes at risk from climate change 5. Review the language and interpretations of laws, policies, and management guidelines for their continued applicability to management under climate change 6. Diversify the portfolio of management approaches to include adaptive management and scenario planning 7. Foster a culture of trust that promotes and rewards a transparent intellectual process for decision-making at all levels 8. Assess, plan, and manage at multiple scales, letting the issues define the appropriate scales of time and space 9. Form partnerships with other resource management entities

Ein weiteres Problem wird im Verständnis der Dynamik des Wandels gesehen (The Heinz Center 2006: 36). Der derzeitige Horizont von Klimamodellen bis zum Ende des Jahrhunderts führt vielfach zu statischen Zukunftsbildern über die Artenverteilung zu diesem Zeitpunkt. Dies lässt aber vergessen, dass der Wandel des Klimas bis dahin keinesfalls abgeschlossen ist. Auch die Situation im Jahre 2100 stellt ebenso wie z. B. die Situation um das Jahr 2050 nur eine kurzfristige Momentaufnahme dar. Eine Ausrichtung der Maßnahmen auf diese Zeitpunkte ist demnach genauso widersprüchlich wie die Orientierung an historischen Zuständen. Welch (2005) warnt explizit vor diesem Vorgehen und macht darauf aufmerksam, mit welchen Problemen in der Kommunikation und Durchsetzbarkeit von Schutzbemühungen eine vorauslaufende Anpassung von Schutzgebieten an zukünftige Situationen einhergehen würde (ebd.: 89f).

Das Problem der mangelnden dynamischen Perspektive wird vielfach auch im Zusammenhang mit dem Planungshorizont von Managementplänen diskutiert (z. B. Hannah 2003: 242f; Hannah & Salm 2005: 370; Piper et al. 2006: 25). Der kurzfristige Horizont der meisten Pläne von 5 bis 20 Jahren wird in einem Widerspruch zu den langfristigen Klimaveränderungen gesehen. Die Forderung, die Managementpläne auf einen weiteren Planungshorizont auszulegen, bricht sich allerdings an der mit der Länge des Betrachtungszeitraums stetig steigenden Prognoseunsicherheit.

Die Unsicherheit wohnt aber nicht nur den einzelnen Klimaprognosen und den ihnen zugrunde liegenden Trends und Annahmen inne. Gerade die Notwendigkeit, im Naturschutzmanagement mit natürlichen Abläufen in ihrer gesamten Komplexität umgehen zu müssen, erzeugt erhebliche Herausforderungen (McKenzie et al. 2004: 89). Die so entstehenden Prognosemodelle sind von Haus aus mit großen Unsicherheiten behaftet. Es wird hervorgehoben, dass vielfach bereits in der Analyse der Ausgangsbedingungen (z. B. aufgrund von zu kurzen Zeit-

reihen) eine Trennung von klimatischen Einflüssen von anderen Trends und Veränderungen nicht möglich ist (Willis & Birks 2006: 1261). Damit sind vielfach aber auch die Daten zur Validierung der Modelle mit großen Unsicherheiten versehen oder fehlen gar vollständig. Dieser Problematik kommt insbesondere in den naturschutzfachlich so wertvollen Bereichen mit geringem menschlichem Einfluss große Bedeutung zu. Gerade hier sind kontinuierliche Messungen über lange Zeiträume eher selten. Price & Neville (2003) weisen darauf hin, dass diese Datenlücken auch direkt auf die Klimamodelle und ihre Prognoseunsicherheit zurückwirken. Gerade in Bergregionen, in denen mikroklimatische Bedingungen von besonderer Bedeutung sind, mangelt es an adäquaten Daten, um das Zusammenspiel von Terrain und Klima in den Modellen wiederzugeben (ebd.: 30). Bei vielen Modellen wird dies nicht ausreichend reflektiert. Insbesondere bei den *bioclimate envelope models* gibt die häufige Vernachlässigung einer Risikoabschätzung Anlass zur Kritik (Thuiller 2004: 2020). Neben dem Problem der Modellunsicherheit und der Unsicherheiten in den Eingangsdaten bleibt vielfach auch die Frage unbeantwortet, welche Unsicherheiten mit den Szenarien verbundenen sind. Da Szenarien darauf abzielen, Entscheidungen und Handlungen zu beeinflussen, wird eine stärkere Berücksichtigung bzw. Offenlegung der Unwägbarkeiten von Projektionen angemahnt (Bugmann 2003: 389; Jones 2000: 415). Viele der grundlegenden Annahmen in den Szenarien sind normative Setzungen (vgl. IPCC 2000). Die in den Szenarien gebündelten Trends und Entwicklungen sind zwar im Einzelnen alle plausibel und möglich, mit welcher Wahrscheinlichkeit sie aber in dieser spezifischen Kombination auftreten, bleibt unbeantwortet. Da die reale Entwicklung der CO₂-Emissionen inzwischen selbst die pessimistischsten Szenarien des IPCC übertreffen, ist zu vermuten, dass zumindest bei dieser Szenarioentwicklung nicht alle potentiellen Zukunftsentwicklungen berücksichtigt wurden.



Die oben dargestellte Kritik zeigt, dass die Bemühungen um die Berücksichtigung des Klimawandels im Naturschutzmanagement bisher nicht zu einem befriedigenden Ergebnis geführt haben. Insgesamt lässt sich die mangelnde Wirkung von Untersuchungen auf folgende Probleme und Lücken zurückführen:

- Die Diskrepanz zwischen analytisch-reduktionistischen Ansätzen in der Wissenschaft und dem Informationsbedarf von Management und Planung.
- Dem Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen.
- Dem prozessualen Charakter des Klimawandels.

Exkurs - Was ist Unsicherheit?

Unsicherheit ist ein Maß für den Mangel an Information über einen Sachverhalt. Unsicherheiten können aus unterschiedlichen Quellen stammen. Neben der Unsicherheit, die durch die Kommunikation und ihre Informationsverluste entsteht (linguistische Unsicherheit), speist sich der größte Teil der Unsicherheit aus unvollständigem Wissen (epistemische Unsicherheit) (Burgmann 2005: 26ff). Die epistemische Unsicherheit schließt dabei auch die Unkenntnis über die Felder des eigenen Unwissens ein (Hoffman & Hammond 1994: 707ff). Sie beschreibt die „kognitive Barriere“ zwischen Ursache und Wirkung in einem System (WBGU 1999: 307). Die epistemische Unsicherheit lässt sich nach Burgmann (2005) auf fünf Quellen zurückführen (ebd.: 26ff):

- *Messfehler und –ungenauigkeit: Unsicherheit kann durch falsche Anwendung von Messverfahren, Fehlern in den Messverfahren selber oder technischen Beschränkungen bei der präzisen Erfassung von Messwerten entstehen.*
- *Systematische Fehler: Unsicherheit kann durch gleich bleibende Abweichungen von Messwerten, die methodische oder anwendungsbedingte Gründe haben können, entstehen.*
- *Natürliche Variation: Unsicherheit kann durch natürliche Schwankungen der Eigenschaften des Messgegenstandes, der eine genaue Erfassung unmöglich macht, entstehen. Sie wird dann auch als aleatorische Unsicherheit bezeichnet. Natürliche Variationen lassen sich durch vermehrte und bessere Messungen eingrenzen und verstehen, sie lassen sich aber nicht auf einen festen Wert reduzieren. Vielfach dienen Spannweiten und Mittelwerte als Hilfestellung bei der Beschreibung der Schwankungen.*
- *Modellunsicherheiten: Unsicherheit kann durch die Vernachlässigung wichtiger Einflussgrößen bei der Modellbildung oder durch Parameter und Regeln des Modells, die den Untersuchungsgegenstand oder sein Verhalten nicht korrekt wiedergeben, entstehen.*
- *Subjektive Einschätzungen bzw. Fehlinterpretationen: Unsicherheit kann durch die Interpretation von Daten oder Eigenschaften des Untersuchungsgegenstandes entstehen. Sie kann bei allen Entscheidungsschritten bei der Datenerfassung, der Modellierung und der Auswertung auftreten.*

Das Verständnis von Formen der Unsicherheit ermöglicht einen besseren Umgang bei der Entscheidungsfindung. Wenn Unsicherheiten groß sind oder sich aufgrund von natürlicher Variabilität nicht reduzieren lassen, müssen daraus andere Schlüsse gezogen werden, als bei geringen Unsicherheiten oder bei Unsicherheiten, die weiter reduziert werden können.

Bei einem Vergleich des oben skizzierten Stands der Forschung und der bestehenden Kritik zeigt sich, dass diese beiden in ihren Inhalten deutlich auseinander fallen. Die in der Forschung schwerpunktmäßig betriebene Verfeinerung von Modellen steht der Frage, wie deren Ergebnisse in die Planung übertragen werden können, gegenüber. Es zeigt sich, dass die bestehenden Modelle mit erheblichen Problemen behaftet sind und sich im Großen und Ganzen noch in der Entwicklung befinden. Die Planung bedarf allerdings bereits jetzt brauchbarer Hinweise für das Management (Sulzman 1995: 217). Vielfach besteht keine Zeit, um die Modellentwicklung abzuwarten oder gar die für die Validierung der Modelle nötigen Daten-

reihen zu erzeugen. Prinzipiell ist sogar zu hinterfragen, ob die Erzeugung von mehr Grundlagenwissen alleine geeignet ist, zur Entscheidungsfindung beizutragen (Biesbroek et al. 2009: 232). Es stellt sich die Frage, ob das vorliegende Wissen bereits ausreicht, um Entscheidungen herbeizuführen und wie die Aufbereitung des Wissens im Rahmen eines Transferprozess ablaufen muss, um Planung und Management handlungsfähig zu machen.

Um dieser Frage nachzugehen, soll im Weiteren eine theoretische Betrachtung der Probleme und möglicher Lösungsansätze erfolgen.

2.2.1 Wissenschaft und Planung – Ein Widerspruch?

Im vorangegangenen Kapitel wurden mehrere Autoren vorgestellt, die eine Diskrepanz zwischen analytisch-reduktionistischen Ansätzen in der Wissenschaft und dem Informationsbedarf von Management und Planung feststellen und hierin eines der größten Probleme im aktuellen Umgang mit dem Klimawandel in der Naturschutzplanung sehen.

Bei einem Vergleich der Begriffe Planung und Wissenschaft muss festgestellt werden, dass beide schwer zu fassen sind. Eine abschließende und präzise Definition des Planungsbegriffes ist nur ansatzweise herzustellen (siehe hierzu u. a. Lenk 1972). Daher differieren die Definitionen, was unter Planung zu verstehen ist, auch von Denkschule zu Denkschule⁷. Planung lässt sich deshalb immer nur mit Referenz zu einem bestimmten, in einem Bereich etablierten, Begriffsverständnis beschreiben. An dieser Stelle wird bei der Definition auf die in der Umweltplanung üblichen Denkschule aufgebaut. Demnach ist Planung die geistige Vorwegnahme zukünftigen Handelns zur Auswahl zielführender

Handlungsalternativen (z. B. Fürst & Scholles 2008: 22; Schneeweiß 1991: 2f).

Durch die Gabe der Phantasie hat der Mensch die Möglichkeit, sich seine Zukunft vorzustellen und sein Handeln zur Verwirklichung dieser Wünsche und Träume auszurichten. Aus dieser Quelle entspringt das Potential des Menschen, planvoll seine Zukunft zu gestalten⁸. Planung unterstellt „ein zielgerichtetes Handeln, um durch einen geeigneten Mitteleinsatz einen künftigen gewollten Zustand herzustellen“ (Hanisch 1998: 52). Dieses Zweck-Mittel-Handeln ist Kern der Planung. Es setzt voraus, dass ein gewünschter zukünftiger Zustand als Ziel der Planung angestrebt wird und dass die Wirkungen verschiedener Handlungen auf die Verwirklichung dieses Zielzustandes beurteilt werden können (Bechmann 1981: 81). Planung ist daher von zukunftsgerichteten und handlungsorientierten Beurteilungs-

⁸ Interessanterweise speist sich aus dieser Fähigkeit, die Zukunft zu antizipieren, und der Fähigkeit, gestaltend auf sie einzuwirken, auch eine der Begründungen für die Verpflichtung des Menschen zum Schutze seiner Mitwelt. Die Fähigkeit der Phantasie erlaubt es dem Menschen demnach, nicht nur zu planen, sie verpflichtet ihn auch dazu, diese Gabe zum Wohle seiner Mitwelt einzusetzen.

⁷ Für eine Übersicht verschiedener Planungsdefinitionen siehe z. B. Bechmann (1981: 54f).



prozessen auf mehreren Ebenen durchdrungen. Zunächst muss ein Ziel bestimmt werden. Dieses angestrebte Ziel muss dabei weder rational noch objektiv nachvollziehbar sein. Vielfach ist das Ziel selbst noch nicht einmal klar definiert und die Beschaffung und Strukturierung der Informationen im Laufe der Planung wird genutzt, um die Zielfindung als Teil der Willensbildung zu ermöglichen. Damit verändert sich wiederum die Ausgangslage der Planung, und es entwickelt sich ein zyklischer Prozess. Planung bleibt so nicht auf einen einmaligen Akt beschränkt. Sie wird Teil eines sich wiederholenden Lernprozesses.

Planung leitet die Vorstellung, dass bestimmte Informationen wichtiger sind als andere (Vester 2002: 20). Die Informationen werden in ihrer Relevanz bewertet und in eine hierarchische Ordnung gebracht. An deren einem Ende stehen diejenigen Informationen, welche für die Bewertung der Situation relevant sind, am anderen Ende stehen jene, die als irrelevant gelten. Dieser Auswahlprozess leitet eine Planung von Beginn an. Bereits die Frage, welche Informationen in der Planung Berücksichtigung finden sollen, wird durch ein rationales Zweck-Mittel-Handeln beantwortet. Durch eine zielorientierte Erhebung wird die Menge der möglichen Informationen in wichtige und unwichtige Bestandteile zerlegt.

Eine Planung kann mehrere Aufgaben verfolgen, die sich in manchen Fällen auch wie Stufen einer Treppe aneinander reihen. Zum einen soll sie die Problemwahrnehmung strukturieren und fokussieren. Sie dient also der Früherkennung und der Schärfung des Problembewusstseins (Fürst 2005: 766f). Zum anderen soll sie Handlungsalternativen aufzeigen, um das bestehende Problem zu beseitigen (Problemlösung) und sein erneutes Auftreten zu vermeiden (Prophylaxe).

Da Planung aus mehreren Schritten besteht, die sich mitunter zyklisch aneinanderreihen, hat sie vor allem einen prozessualen Charakter. Der Prozess der Planung ist dabei mindestens ebenso wichtig wie dessen Ergebnis, der Plan selbst. Planung kann im

Extremfall sogar ohne einen Plan als Ergebnis auskommen.

Der Ablauf des Planungsprozesses wurde bereits von vielen Autoren dargestellt (siehe z. B. Bechmann 1981: 59ff). Er zeigt sich dabei immer in einem etwas anderen Licht und baut auf unterschiedliche Einteilungen. Dies verdeutlicht, dass es keinen eindeutigen und abschließenden Ablauf einer Planung gibt. Vielmehr muss der Prozess für jede Problemlage auf ein Neues überprüft und angepasst werden. Die Planung wird durch ihren Planungsgegenstand bestimmt.

Durch die Orientierung auf ein Ziel muss während einer Planung beurteilt werden, ob bestimmte Handlungen oder Unterlassungen geeignet sind, die Entwicklungsdynamik einer gegebenen Ausgangssituation in die Richtung des gewünschten Endergebnisses zu beeinflussen. Diese normative Bewertung, d. h. der Sprung vom ‚Seienden‘ zum ‚Sollenden‘ zeichnet Planung demnach aus. „Planen ist durch ein besonders intrikates Ineinandergreifen von deskriptiven Erklärungen, Prognosen und normativen Begründungen gekennzeichnet“ (Lenk 1972: 86).

Bei einem Versuch, den Begriff der Wissenschaft und des Wissenschaftlichen zu fassen, wird die Situation recht unübersichtlich. Auch hier fehlt es an einer verbindlichen Definition (Kühne 1999: 1778ff). Die Diskussion in der Wissenschaftstheorie reicht vom Philosophenstreit zwischen Karl Popper (resp. dem Wiener Kreis) und der Frankfurter Schule bis hin zum ‚*anything goes*‘ von Paul Feyerabend. Mehr als ein halbes Dutzend Zeitschriften⁹ sind dem Thema gewidmet, und regelmäßig finden mehrere Kongresse statt. Die Frage, was Wissenschaft ist, scheint demnach (noch?) nicht abschließend geklärt zu sein¹⁰. Als Mehrheitsmeinung kann

⁹ Z. B. *Philosophy of Science*; *Philosophia naturalis*; *Foundation of Science*, *Zeitschrift für allgemeine Wissenschaftstheorie*.

¹⁰ Solange die Frage noch unbeantwortet ist, wird in dieser Arbeit dem pragmatischen Ansatz gefolgt, dass Wissenschaften vornehmlich als unterschiedliche (Denk-)Traditionen verstanden

wohl attestiert werden, dass das Ziel wissenschaftlicher Arbeit „die Entwicklung von Theorien und Modellen [ist], die neben der Klassifizierung und Vorhersage von Phänomenen auch zu ihrer Erklärung geeignet sind“ (Kühne 1999: 1785f). Für Feyerabend (1980) ist „die Erfindung, Überprüfung, Anwendung methodologischer Regeln und Maßstäbe die Sache der konkreten wissenschaftlichen Forschung“ (ebd.: 97). Demnach beschäftigt sich die Wissenschaft ebenso wie die Planung mit einer methodisch fundierten Vorhersage zukünftiger Ereignisse. Lenk (1972) macht aber darauf aufmerksam, dass die Erfassung der Gesetzmäßigkeiten, denen Prozesse folgen, die entscheidende Aufgabe der Wissenschaft ist, „und dies ist manchmal möglich, ohne dass man dadurch instand gesetzt wird, bestimmte Zustände vorherzusagen oder gar zu erklären“ (ebd.: 13f). Der wissenschaftliche Ansatz ist also primär auf die Erzeugung von Erklärungen ausgerichtet, dass damit zum Teil auch Vorhersagen möglich werden, scheint eher von nachgeordneter Relevanz zu sein.

Die Erzeugung von Information generiert immer mehr Wissen, führt aber paradoxerweise auch zu einem immer größeren Unwissen (Ungar 2000: 297ff)¹¹. Aus dem wissenschaftlichen Grundverständnis kann die Information nur als vorläufiges Wissen verstanden werden, das mit großen Unsicherheiten und einem stark hypothetischen Charakter verbunden ist (Weingart et al. 2000: 262).¹²

werden sollten (Feyerabend 1980: 39ff). Daher kommt hier in der Diskussion vornehmlich die Denktradition der räumlichen Planungswissenschaften zu Wort.

¹¹ Inwieweit dieses Unwissen unbeabsichtigt durch die immer größere Menge des Wissens entsteht oder auf eine bewusste Nicht-Wahrnehmung von Wissen beruht, bleibt dabei zunächst unbedeutend. Zur weiteren Diskussion hierzu siehe Ungar 2000.

¹² Dem kritischen Rationalismus folgend, postulieren auch Bortz & Döring: „Die Richtigkeit einer Theorie kann durch empirische Forschung niemals endgültig bewiesen werden“ (ebd. 2005: 18). Vielmehr werden durch den Prozess der ständigen empirischen Überprüfung die Belastbarkeit und Brauchbarkeit von Theorien auf die Probe

Aus der Aufreihung einer Vielzahl an ungewichteten Informationen, gekoppelt mit der Betonung ihrer Unsicherheit, kann alleine allerdings keine Entscheidung entstehen. Bevor ein Problem der Entscheidungsfindung zugänglich wird, müssen unter anderem konkrete Lösungsmöglichkeiten aufgezeigt werden (ebd.: 263).

Die Unterschiede zwischen einem wissenschaftlichen Ansatz und einem planerischen Ansatz scheinen also viel geringer zu sein als erwartet. Sie finden sich weniger auf methodischer Ebene als bei der Frage, zu welchem Zweck Information erzeugt wird und wie mit ihr umgegangen wird. Die skizzierte Kritik an der wissenschaftlichen Ausrichtung bisheriger Untersuchungen läuft daher in die Leere.

Bei der Betrachtung des Planungsprozesses zeigt sich, dass ein wissenschaftlicher Ansatz die Planung in vielen ihrer Schritte unterstützen kann. Er kann genutzt werden, um die Informationssammlung zu gestalten, Bewertungsmaßstäbe bereit zu stellen oder die Effizienz verschiedener Planungen zu messen. Planung ist ein wissenschaftlich gestützter, wertimplikativer und entscheidungsorientierter Prozess. Die Wissenschaft übernimmt insofern eine dienende Funktion für die Planung. Sie muss aber von dieser durch eine Struktur und klare Aufgabenbestimmungen aktiv genutzt werden. Die Kritik am bisherigen Vorgehen müsste insofern konkretisiert werden, als dass festzustellen ist, dass es bisher nicht gelungen ist, die Ergebnisse wissenschaftlicher Untersuchungen in einen Planungsprozess einzubinden. Es fehlt sowohl an einem durch eine Entscheidungssituation vorgegebenen, klar artikulierten Bedarf an Informationen als auch an einer Weiterverarbeitung in Form einer Bewertung. Dadurch konnten die bereits vorliegenden Informationen nicht für den Entscheidungsprozess genutzt werden, sondern haben ‚lediglich‘ weiteres, vermeintlich

gestellt. Wird dabei ihr Belastbarkeitskriterium überschritten, wird die Theorie verworfen, hält sie ihr Bewährungskriterium ein, setzt sie sich allmählich durch und erweitert das vorhandene Wissen (Bortz 2005: 6ff).



unnützes Wissen erzeugt. Diese Lücke gilt es zu schließen. Es muss ein Konzept entwickelt werden, das aufzeigt, wie wissenschaftliche Untersuchungen effizient in einen Planungsprozess eingebunden werden können, um

die Entscheidungsfindung über geeignete Anpassungsmaßnahmen im Ressourcen- und Artenmanagement zu unterstützen.

2.2.2 Der Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen

In der vorangegangenen Kritik wurden zwei Bereiche besonders hervorgehoben, die für das Verständnis und den Umgang mit Unsicherheiten in Bezug auf die Folgen des Klimawandels von besonderer Bedeutung sind. Dies sind die Unsicherheiten, die durch den Umgang mit komplexen Systemen und mit Modellen entstehen.

Diese beiden Bereiche sollen nun näher beleuchtet werden. Dafür werden die Themen zunächst beschrieben und dann in ihrer Wirkung auf die Unsicherheit von Projektionen im Bezug auf die Folgen des Klimawandels diskutiert. Im Anschluss werden die Möglichkeiten und Werkzeuge zum Umgang mit Unsicherheiten in der Planung dargestellt.

(chaotische Systeme) und vollständiger Ordnung (deterministische Systeme) angesiedelt ist (Heylighen 1996: 1ff).

Die Entwicklung eines komplexen Systems wird durch Ereignishorizonte gegliedert. An jedem dieser Ereignishorizonte beeinflusst ein Aktuator das System und bestimmt so, ob und wie sich der Zustand des Systems ändert (siehe Abbildung 3). Da ökologische Systeme offene Systeme sind, können diese Aktuatoren sowohl Input von außerhalb sein oder aber durch Verhaltensregeln des Systems selber entstehen.

2.2.2.1 Komplexe Systeme

Die meisten in der Landschaftsökologie betrachteten Systeme können als komplexe Systeme charakterisiert werden (WBGU 1999: 209f). Sie sind gekennzeichnet durch ein beschränktes Wissen über die zugrunde liegenden Regeln, den aktuellen Systemzustand und mögliche Veränderungen. Die Beschränkung beruht dabei nicht nur auf einem schlichten Mangel an Information, sondern ist systemimmanent. Entweder kann das Wissen, z. B. aufgrund von Begrenzungen der Messmethoden, nicht erfasst und in Beziehung zu einander gesetzt werden oder das Auftreten und die Stärke verschiedener Faktoren beinhalten einen Gutteil an stochastischem Verhalten und natürlicher Variation. Aus dem Zusammenspiel der vielen einzelnen Teile entsteht ein Verhalten, das zwischen vollständiger Unordnung

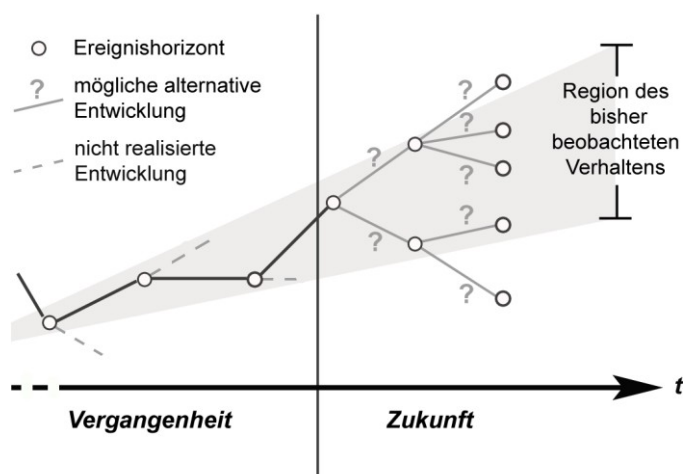


Abbildung 3: Darstellung der Entwicklung eines komplexen Systems entlang von Ereignishorizonten

Exkurs - Was ist ein System?

Das Denken in Systemen ist in der Ökologie tief verwurzelt (z. B. Klötzli 1989: 1f; Tischler 1976: 1f). Schon Ernst Haeckel hatte bei seinen Betrachtungen den Organismus in das Zentrum eines Beziehungsgeflechtes gestellt:

„Unter Oecologie verstehen wir die gesamte Wissenschaft von den Beziehungen des Organismus zur umgebenden Außenwelt, wohin wir im weiteren Sinne alle ‚Existenz-Bedingungen‘ rechnen können.“ (Haeckel 1866: 286)

Seit den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts gehört das Konzept des Ökosystems zum festen Kern der Ökologie (Bick 1989: 5). Zu Systemen und ihren Theorien sowie ihren Anwendungen in der Ökologie oder Planung ist bereits viel geschrieben worden (Für den Bereich Systemtheorie siehe z. B. Bossel 2004; für die Ökologie siehe z. B. Klötzli 1989, Ellenberg 1973; für die Planung siehe z. B. Schneeweiß 1991.). An dieser Stelle sollen daher nur die wichtigsten Punkte rekapituliert werden.

Ein System ist ein imaginäres Konstrukt, das eine Ansammlung von Objekten beschreibt, die in Beziehung zueinander stehen. Bei der systemaren Betrachtung wird zwischen den einzelnen Elementen (Objekten), ihren Eigenschaften (Attributen) und dem Verhalten der Teile untereinander (Beziehungen) differenziert. Die Merkmale eines Systems lassen sich nach Bossel (2004: 35) wie folgt definieren:

- Es gibt einen Systemzweck, d. h. das System erfüllt eine bestimmte Funktion.
- Es besteht aus Systemelementen, die durch ein Wirkungsgefüge verknüpft sind.
- Es ist nicht teilbar, d. h. das System beinhaltet Elemente und Beziehungen, ohne die die Systemintegrität nicht mehr gewährleistet ist und die Systemidentität verloren geht.

Aus diesen Merkmalen entsteht ein System als größere Einheit, die durch Eigenschaften gekennzeichnet ist, die erst durch die Interaktion der Einzelteile entstehen. Ein System weist daher ein eigenständiges Verhalten auf. Diese Emergenz wird im Allgemeinen vereinfacht dadurch zusammengefasst, dass das ganze System mehr als die Summe seiner Einzelteile darstellt.

Die Definition eines Systemzwecks bedarf einer Nützlichkeitsprüfung. Sie ist eine Bewertung und kann als solche nur von einem Subjekt mit einem Wertbewusstsein vollzogen werden. Je nach dem Zweck, der einem System zugeschrieben wird, können die Systemabgrenzungen voneinander abweichen. Insofern muss der Begriff des Systems also als Chimäre verstanden werden, die zwei Komponenten umfasst (Metzner 2002: 291). Dies sind die in der Realität existierenden Einzelteile, die in einem meist komplex zusammengesetzten Ganzen interagieren und die abstrahierte und geordnete Menge von Aussagen, die der gedanklichen und zweckgebundenen Beschreibung dient (ebd.).

Die systemare Betrachtung ist nicht nur auf eine Ebene beschränkt. Sie kann über mehrere Ebenen hinweg erfolgen, so dass die einzelnen Systeme ineinander geschachtelt wirken. Dadurch entstehen schnell sehr umfangreiche Systeme mit vielen Komponenten und vielen Interaktionen. Der eigentliche Vorteil der Abstraktion, also die Vereinfachung der Realität in Form eines Systems, geht dabei schnell wieder verloren. Diese Schachtelung von Teilsystemen kann als Vor- und Nachteil der systemaren Betrachtung gesehen werden. Zum einen ermöglicht sie die vereinfachte Betrachtung von Systemen, da die Untersuchung auf bestimmte Ebenen fokussiert werden kann. Zum anderen entsteht durch diese Begrenzung schnell eine zu allgemeine, oberflächliche Betrachtung, die kaum hilfreiche Informationen beinhaltet. Darüber hinaus zeigen vielfältige Untersuchungen, dass die Betrachtungsebene einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse einer Analyse hat (vgl. u. a. Levin 1992).



Komplexe Adaptive Systeme

Um den Umgang mit komplexen Systemen zu strukturieren, wurde das Konzept der Komplexen Adaptiven Systeme (Complex Adaptive Systems - CAS) entwickelt. Mit dem Konzept der CAS werden gerade in der Landschaftsökologie große Erwartungen verknüpft. Hier wird eine ‚complexity revolution‘ (Davis 1998 zit. nach Green et al. 2006: 153) heraufbeschworen, der ein großes Potential zur Lösung vieler anstehender Probleme zugesprochen wird (z. B. Hartvigsen et al. 1998: 429; Janssen 1998: 461f; Levin 1998: 434). Dazu zählt insbesondere das Verständnis der Reaktion komplexer Systeme auf den Klimawandel (Wu & Hobbs 2002: 359f).

Die Theorie der Komplexen Adaptiven Systeme hat sich aus der Erkenntnis entwickelt, dass in ökologischen Systemen komplexes Verhalten auf hoher Ebene meist aus dem Zusammenspiel der Elemente auf niedrigeren Ebenen entsteht (*complexity theory*). Die Elemente auf niedrigerer Ebene werden dabei als Teilsysteme betrachtet, die eigene emergente Verhaltensweisen zeigen. Diese Teilsysteme sind nur lose abgegrenzt und bilden offene Systeme. Durch die Interaktion der Bausteine entstehen positive und negative Rückkopplungen, die das Teilsystem steuern. So entwickelt sich eine Selbstorganisation innerhalb der Teilsysteme. Dieses selbstorganisierte Regelwerk führt dazu, dass die Teilsysteme als eigenständige Einheiten in Erscheinung treten. Durch die Interaktion sind sie mehr als die bloße Summe ihrer Bestandteile. Diese Teilsysteme wiederum sind in einen größeren Komplex eingebettet. Hier interagieren sie mit anderen Teileinheiten. Es ergibt sich dabei ein vielfältiges Zusammenspiel, aus dem sich eigene Regeln entwickeln. So entsteht ein komplexes System mit verschiedenen hierarchischen Ebenen. Als adaptives System unterliegen die einzelnen Bausteine einer ständigen dynamischen Veränderung. Art und Geschwindigkeit der Veränderungen hängen von den äußeren Einflüssen und internen Mechanis-

men ab, die durch Verhaltensregeln und Grenzen der Subsysteme bedingt werden.

Aus der Verknüpfung dieser Vorstellung mit den Ansätzen des Adaptiven Managements (vgl. Holling 1978; Walters 1986) ist die Theorie der Komplexen Adaptiven Systeme entstanden. Sie basiert in ihrer ursprünglichen Form auf dem ‚adaptive cycle‘, der von Holling eingeführt wurde und legt zu Grunde, dass Teilsysteme in einem komplexen System einen solchen Kreislauf durchlaufen.

Die Tatsache, dass die Elemente auf den gleichen Input durchaus unterschiedlich reagieren, wird auf den jeweiligen (Reife-) Zustand des Teilsystems zurückgeführt (state-based response). Je nach ihrem Status können sie unterschiedlich auf die von außen wirkenden Einflüsse reagieren. Ist zum Beispiel die Kapazitätsgrenze einer Pflanzendecke erreicht, wird sie auf eine weitere Zunahme der Beweidung mit einer Degradierung reagieren, wohingegen dieselbe Veränderung unterhalb der Tragfähigkeitsgrenze kaum Konsequenzen nach sich ziehen würde.

Das Konzept der Komplexen Adaptiven Systeme ermöglicht es, sowohl die Pfadabhängigkeit der Entwicklung einzelner Schritte als auch die Entwicklung neuer Verhaltensweisen zu berücksichtigen.

Eine formale Definition eines Komplexen Adaptiven Systems ist schwierig (Levin 1998: 432). Es sind jedoch mehrere strukturelle Eigenschaften erkennbar (Arthur et al. 1997: 4):

- Die weit reichende Interaktion zwischen den Elementen des Systems.
- Die Abwesenheit eines ‚global controller‘.
- Die komplexe hierarchische Organisation über mehrere Ebenen.

Die Erforschung von Komplexen Adaptiven Systemen ist in erster Linie ein Suchen nach den Erklärungen für das Entstehen komplexer Strukturen und Verhaltensweisen aus scheinbar ungeordneten Zuständen durch einfache Regeln, die die Veränderungen antreiben (Levin 1998: 432). Das Verständnis, wie sich die Eigenschaften eines Systems

auf einer Ebene aus den Eigenschaften und dem Zusammenspiel der einzelnen Teile ergeben, ist das Hauptanliegen der Betrachtung eines Komplexen Adaptiven Systems (Auyang 1998: 3).

Quellen von Unsicherheiten in komplexen Systemen

Für den Umgang mit Unsicherheit stellt ein komplexes System eine besondere Herausforderung dar. Rückblickend kann der realisierte Entwicklungspfad eines komplexen Systems detailliert betrachtet werden und auch die Aktuatoren, die die Ereignisse ausgelöst haben, können vollständig analysiert werden. Da die Ereignisse durch ihre Lage in der Vergangenheit fixiert sind, können keine neuen Einflüsse mehr auftreten. So kann der Eindruck entstehen, dass auch komplexe Systeme in ihrem Verlauf determiniert sind. Ganz anders hingegen stellt sich der Blick in die Zukunft dar. Bei jedem neuen Ereignishorizont kann eine Vielzahl von Aktuatoren das Verhalten des Systems beeinflussen. Dadurch vervielfachen sich die potentiellen Entwicklungspfade eines Systems und schon nach wenigen Schritten wächst die Zahl der Alternativen ins Unermessliche. Zusätzlich erschwert die Tatsache, dass in offenen Systemen neue, bisher unerkannte Aktuatoren auftreten können, die Vorhersagbarkeit

von komplexen natürlichen Systemen. Die Unsicherheiten, die die Projektion eines komplexen Systems begleiten, sind demnach in vielen Fällen aleatorische Unsicherheiten. Sie lassen sich durch Messungen zwar bis zu einem bestimmten Maß eingrenzen, aber nicht auflösen.

Einfache (ballistische) Projektionen von bisher beobachtetem Verhalten beruhen auf der Vorstellung, dass das bisherige Verhalten des Systems schon den gesamten Reaktionsraum abdeckt und dass das Verhalten des Systems in diesem Rahmen bleibt (siehe Abbildung 4). Dies kann allerdings nur in geschlossenen Systemen vorausgesetzt werden, die ständig wiederkehrende Zustände einnehmen. Damit treten bei komplexen Systemen vermehrt Unsicherheiten durch unbekannte Verhaltensweisen und Systemelemente auf.

Da die Zukunft eine Vielzahl an Alternativen in petto hat, ist jede einzelne Projektion sehr von ihren Ausgangsbedingungen und den zugrunde liegenden Annahmen abhängig. Die Interpretation von Daten und Eigenschaften erweitert den Kanon der Unsicherheitsquellen in komplexen Systemen.

2.2.2.2 Modelle

Unter dem Begriff Modell können viele verschiedene Dinge verstanden werden. Ihnen allen gemein ist die Tatsache, dass Modelle vereinfachte Repräsentationen der Realität liefern (Stachowiak 1973: 131f). Sie bilden die Realität unter einem bestimmten Blickwinkel ab und sind an eine bestimmte Aufgabe gebunden (ebd.). Die Vernachlässigung von einzelnen Informationen gehört daher zum festen Bestandteil der Modellbildung. Der Versuch, in einem Modell die Realität möglichst vollständig abzubilden, wird als 'naiver Realismus' bezeichnet (Grimm & Railsback 2005: 24). Er wird von dem Drang getrieben, das betrachtete System so genau als möglich darzustellen und dabei alle Verknüpfungen und Verhaltensregeln mit abzubilden.

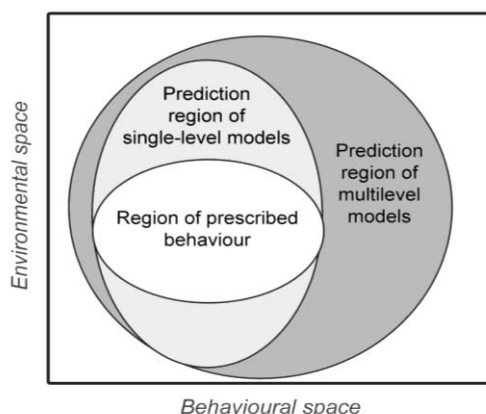


Abbildung 4: Der Unterschied zwischen dem Reaktions- und dem Vorhersageraum eines Systems (eigene Darstellung nach Overton 1977: 57)



Exkurs – Die Taxonomie der Modelle

Fast ebenso vielgestaltig wie die Definition des Modellbegriffs sind auch die Versuche, der Vielfalt eine Systematik zu verleihen. Zu den vielen Versuchen zählt auch die Einteilung von Hall & DeAngelis (1985: 339ff). Sie kategorisieren Modelle nach dem Ziel der Modellbildung, also der Frage, ob mit dem Modell etwas beschrieben, verstanden oder vorhergesagt werden soll. **Beschreibende oder deskriptive Modelle** befassen sich demnach mit der Zusammenfassung bestehender Daten in einer leichter verständlichen Weise. Hierzu gehören **empirische, d. h. statistische Modelle**. Doch zeigt sich hier auch schon die Schwäche dieser Klassifikation, denn die meisten beschreibenden Modelle sind nur die Grundlage für ein Verstehen des betrachteten Systems, und viele statistische Verfahren zielen auf die Vorhersage von Zusammenhängen zwischen Variablen ab.

Bei beschreibenden oder deskriptiven Modellen erfolgt die Darstellung des Zusammenhanges zwischen einzelnen Komponenten vor allem quantitativ, und die Modelle müssen kein Verständnis für die Ursache-Wirkungsbeziehungen in Systemen beinhalten.

Modelle, die ein tieferes Verständnis von Wirkungszusammenhängen beinhalten, können **konzeptionelle, heuristische oder erklärende Modelle** genannt werden. Holling (1966) bezeichnet solche Modelle, die die Präzision im Kampf um das Verständnis allgemeiner Prinzipien opfern, sogar als **strategische Modelle**. Meist ist die Abstraktion solcher Systeme soweit fortgeschritten, dass sie nur noch allgemeine Zusammenhänge erklären, aber keine fallbezogenen Aussagen mehr erlauben (May 2001: 11). **Taktische Modelle** beziehen sich dahingegen auf bestimmte Problemfälle und entwerfen für diese Einzelfälle Lösungen. Strategische Modelle können daher auch als top-down Ansatz und taktische Modelle als bottom-up Ansatz betrachtet werden (Grimm & Railsback 2005: 367).

Erst die Verknüpfung von Daten (d. h. beschreibenden Modellen) mit dem Verständnis über die Wirkungszusammenhänge (d. h. konzeptionellen Modellen) führt zu Modellen, die spezifische Vorhersagen machen können und so helfen, mögliche Hypothesen zu überprüfen. Diese Symbiose aus Daten und Verständnis kann als **Vorhersagemodelle** bezeichnet werden.

Pilkey & Pilkey-Jarvis (2007: 24) unterscheiden bei Vorhersagemodellen darüber hinaus zwischen quantitativen Modellen und qualitativen Modellen. **Quantitative Modelle** sollen demnach die Fragen Wo, Wann und vor allem Wie viel beantworten. **Qualitative Modelle** sollen dahingegen Aussagen über Richtung und die Größe von Entwicklungen treffen. Sie verzichten also bewusst auf eine präzise Quantifizierung von Vorhersagen.

Nichols (2001: 15ff) unterscheidet dahingegen, je nachdem welche Aufgabe dem Modell in der wissenschaftlichen Arbeit zukommt, zwischen theoretischen, empirischen und entscheidungstheoretischen Modellen. **Theoretische Modelle** entwickeln eine Vorstellung von Mechanismen und können hilfreich sein, um die Datenerfassung zu fokussieren. **Empirische Modelle** bauen im Gegensatz dazu auf den erhobenen Daten auf. **Entscheidungstheoretische Modelle** zielen auf die Umsetzung ab und erfassen Risiken und Unsicherheiten, um eine Entscheidung zu ermöglichen, die auch unter Unsicherheit und in dynamischen Systemen den größten Zielerreichungsgrad verspricht.

Weitere Unterscheidungen können anhand der Modellumsetzung (**analytisch, numerisch**) oder des zugrunde gelegten Prozessverhaltens (**deterministisch, stochastisch**) getroffen werden. Auch die Art der räumlichen Konkretisierung (**gehäuft, semi-distributed, distributed**) oder die Berücksichtigung der Veränderungen im Laufe der Zeit (**statisch, dynamisch**) lassen Modellklassifizierungen zu. Eine tiefergehende Diskussion des Themas findet sich im Bedarfsfall z. B. bei Shenk & Franklin (2001, insb. im Beitrag von Nichols 2001) und bei Wainwright & Mulligan (2004).

Vielfach entwickeln Modelle sich zu holistischen Weltmodellen. Die vollständige Abbildung der Welt wäre aber nur mit einer erneuten Erschaffung der Welt möglich, insofern muss auch der Versuch der vollständigen Darstellung scheitern. Führt der naive Realismus nicht zu seinem eigentlichen Ziel, so bewirkt er jedoch eine Ausweitung des Modellzwecks, das Modell wird damit seines eigentlichen Daseinsgrundes beraubt. Auch wenn sich die Vielzahl der verschiedenen Einteilungsversuche von Modellen nicht zusammenführen lässt (Nichols 2001: 11ff), so zeigen diese doch, dass die Zielsetzung der Modellierung und der Entstehungsprozess von großer Bedeutung für das Verständnis eines Modells sind. Bechmann (1981) folgert deshalb: „Modelle sind durch den Erkenntnisvorgang gebrochene Abbilder der Wirklichkeit. Der Aussagegehalt von Modellen und ihre Leistungsfähigkeit kann daher nicht allein durch die Gegenüberstellung von Modell und Wirklichkeit gemessen werden“ (ebd.: 58). Eine kritische Auseinandersetzung mit einem Modell muss also stets den Modellierungsprozess mit einbeziehen.

Quellen von Unsicherheiten in Modellen

Per Definition müssen Modelle bestimmte Informationen vernachlässigen, die für den Modellzweck als unwichtig erachtet werden. Diese Auslassungen führen zu Modellunsicherheiten, die nur durch eine Veränderung des Modells bzw. der ihm zugrunde liegenden Theorien behoben werden können. Vielfach beruht diese Vernachlässigung allerdings nicht auf einer bewussten Auslassung im Laufe der Modellbildung, sondern auf Informationslücken, die auf Messfehler und -ungenauigkeiten oder systematische Fehler zurück zu führen sind (vgl. Price & Neville 2003; Willis & Birks 2006). Zusätzlich erschwert die natürliche Variation ökologischer Systeme ihre Beschreibbarkeit (Hakanson 2003: 139). Pilkey & Pilkey-Jarvis (2007) zeigen, dass zusätzlich zu diesen Quellen der Unsicherheit viele Modelle durch die sub-

jektive Interpretation von Eingangsdaten, Modellierungsschritten und Ergebnissen stark beeinflusst werden.

Modelle können demnach alle Quellen der Unsicherheit beinhalten. Der wichtigste Hebel, an dem hier angesetzt werden kann, liegt in der Quantifizierung der Unsicherheit. Es muss dabei nicht nur zwischen den Begriffen der Prognose, Vorhersage und Projektion klar unterschieden werden (Bugmann 2003: 388f), sondern auch zwischen Projektionen im logischen Sinne und Vorhersagen im zeitlichen Sinne (vgl. Ayala 1996; Oreskes et al. 1994; Sarewitz & Pielke 1999).

Es zeigt sich allerdings, dass auch diese Quantifizierung vor einige erhebliche Probleme gestellt ist und sich die Modelle komplexer Systeme nur mit großen Einschränkungen validieren lassen (vgl. Harris et al. 2003; Oreskes et al. 1994; Oreskes 2003; Sarewitz & Pielke 1999).

Aufgrund der starken Unsicherheit, die mit der Modellierung komplexer ökologischer Zusammenhänge verbunden ist, appellieren viele Autoren für die Verwendung von qualitativen Modellen (z. B. DeAngelis & Mooij 2003; Oreskes 2003; Pilkey & Pilkey-Jarvis 2007).

2.2.2.3 Planung

Planung beinhaltet eine Betrachtung künftiger ‚Zustände der Welt‘, die die Frage beantworten soll, „wie eine bestimmte Entwicklung verlaufen würde oder könnte“ (Hanisch 1998: 233). Diese Projektionen beruhen auf dem Kausalitätsprinzip. „Sie unterstellen, dass man zukünftige ‚Zustände der Welt‘ vorhersagen kann, sofern man den gegenwärtigen Zustand der Welt und die für den prognostizierten Bereich geltenden Gesetzmäßigkeiten kennt“ (ebd.). Diese Kausalität ist allerdings vor zwei Probleme gestellt. Zum einen kann der aktuelle Zustand der Welt nie vollständig und akkurat erfasst werden (Pielke 2003: 119). Ausblicke in die Zukunft beruhen daher immer auf ungenau-



em und unvollständigem Wissen. Zum anderen können - wenn davon ausgegangen wird, dass die Zukunft nicht deterministisch vorherbestimmt ist – Aussagen über diese ‚Zustände der Welt‘ nur eine oder mehrere Möglichkeiten wiedergeben, die verwirklicht werden könnten. Alle diese Projektionen sind mit Unwägbarkeiten verknüpft und haben eine mehr oder minder große Eintrittswahrscheinlichkeit. Diese Unwägbarkeiten werden um so größer, je komplexer das betrachtete System ist und je weiter der Blick in die Zukunft gerichtet ist. Planen ist demnach immer ein Entscheiden unter Unsicherheit. Diese Unsicherheiten können sich nach Bechmann (1981: 100) für den Planer in zwei Arten ausdrücken:

- Planung unter Ungewissheit, d. h. weder der Ausgangszustand noch das Systemverhalten sind bekannt. Der Planer kann daher keine Aussagen über die Wahrscheinlichkeit von Ereignissen machen.
- Planung unter Risiko¹³, d. h. der Planer kann zwar die Ausgangssituation nicht genau bestimmen (z. B. weil sie zu komplex ist oder nicht messbare Komponenten enthält), kennt aber das Systemverhalten und kann eingrenzen, mit welcher Wahrscheinlichkeit bestimmte Systemzustände eintreten werden.

Beschäftigt sich Planung mit zukünftigen Problemen in komplexen Systemen, so handelt sie meist unter Ungewissheit. Die systemimmanenten Unsicherheiten und der adaptive Charakter eines Systems führen dazu, dass Probleme kaum mit konkreten Aussagen über ihre Eintrittswahrscheinlichkeit versehen werden können.

Beschäftigt sich die Planung mit der Lösung bestehender Probleme, so handelt sie meist unter Risiko. Durch das Auftreten des Problems sind die Entwicklungspfade des Systems eingrenzbar und beziehen sich auf die

unmittelbare Zukunft. Die Entwicklung von Handlungsalternativen und die Bewertung ihrer Wirkungen liegen damit in einem Bereich mit überschaubaren Unsicherheiten.

Die beiden Zustände bilden dabei allerdings nur Extreme eines Kontinuums. Weder die Planung unter vollständiger Gewissheit über das Systemverhalten noch die vollständige Unkenntnis von Zustand und Verhalten sind in der Praxis anzutreffen. Vielmehr noch als die exakte Bestimmung des Ausgangszustandes bedürfte die vollständige Erfassung des Systemverhaltens eines leviatanischen Geistes. Vielfach bleiben Ungewissheiten bestehen. Auf der anderen Seite ist eine Planung unter vollständiger Unkenntnis des Planungsgegenstandes ebenso unwahrscheinlich. Selbst die einfachste Beschreibung des Planungsgegenstandes wirft bereits ein erstes Licht auf seinen Zustand und seinen Reaktionsraum. Bossel (2004: 50) macht daher darauf aufmerksam, dass selbst bei größter Unbestimmtheit des betrachteten Systems das Systemverhalten nicht beliebig sein kann. Alleine schon die Gesetze der Physik geben hier Grenzen vor, die nicht verlassen werden können. „Das mögliche Systemverhalten ist also in jedem Falle abgrenzbar, selbst wenn es nicht genau angebbbar sein sollte“ (ebd.).

Dies zeigt, dass sich zwischen Ungewissheit und Risiko keine scharfe Grenze ziehen lässt und es keinen logisch-strukturellen Unterschied der beiden Begriffe gibt. Vielmehr findet sich auf dem Kontinuum eine Schwelle, ab der Unsicherheiten von einem Risikofaktor zu einer Ungewissheit werden. Diese liegt in dem Bereich, wo über die Wahrscheinlichkeit von Ereignissen keine akzeptablen Aussagen mehr möglich sind. D. h. diese Schwelle ist je nach den Erwartungen an die Qualität der Wahrscheinlichkeitsaussage variabel.

Für den Umgang mit verschiedenen Ausprägungen und Formen von Risiko und Ungewissheit haben sich in den vergangenen Jahrzehnten verschiedene Prognosetechniken

¹³ Der Begriff Risiko kann sehr unterschiedlich definiert werden. An dieser Stelle wird Risiko als die Wahrscheinlichkeit, mit der definierte Folgen einer gewünschten Handlung eintreten, verstanden (Schneeweiß 1991: 35).

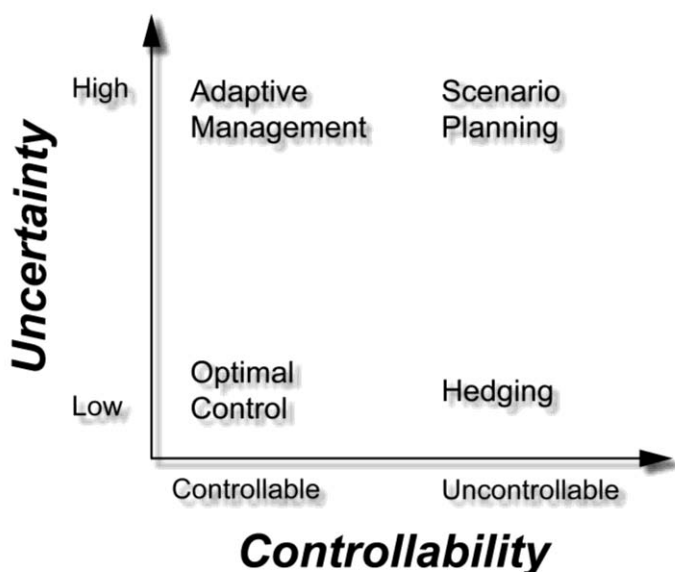


Abbildung 5: Eignung verschiedener Methoden zum Umgang mit Unsicherheiten bei verschiedenen Einflussmöglichkeiten eines Systems (eigene Darstellung nach Peterson et al. 2003: 365)

entwickelt¹⁴. Wie in Abbildung 5 dargestellt, wird insbesondere bei großer Ungewissheit die Anwendung von Szenarien empfohlen.

Szenarien erfreuen sich in der Zukunftsbeurteilung von Mensch-Umwelt-Systemen zunehmender Beliebtheit (z. B. MEA 2005a; IPCC 2000; EEA 2007; Clark et al. 2001). Die Anwendung von Szenarien wird für die Prognose möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf Schutzgebiete und die Entwicklung von Managementoptionen sogar ausdrücklich empfohlen (Julius & West 2008: 4).

Bildet die Planung unter Ungewissheit das eine Ende der Skala, so steht die Planung unter Risiko am anderen Ende. Für den Umgang mit Risiken hat sich das Risikomanagement etabliert und wird vor allem zum Umgang mit globalen Umweltrisiken als Heran-

¹⁴ Für eine ausführliche Darstellung der verschiedenen Ansätze und ihrer historischen Entwicklung ist an dieser Stelle leider kein Platz. Für Näheres hierzu wird auf die bestehende Literatur zum Thema verwiesen (z. B. Stiens 1996, 1998). An dieser Stelle beschränkt sich die Darstellung auf die geeigneten Methoden zum Umgang mit Ungewissheit und Risiko als die zwei Extreme des Kontinuums.

gehen empfohlen (WBGU 1999: 210ff). Gerade im Umgang mit dem Klimawandel wird dem Risikomanagement eine besondere Bedeutung beigemessen (z. B. Willows & Connel 2003; Lorenzoni et al. 2005; WBGU 1999).

Beide, Szenarioplanung und Risikomanagement, sollen an dieser Stelle auf ihre Eignung für den Umgang mit dem Klimawandel eingehender untersucht werden.

Szenarien als Werkzeug zum Umgang mit Unsicherheit

Szenarien beantworten die Frage „Was wäre wenn?“. Sie sollen dabei nicht auf die wahrscheinlichste oder gar die präferierte Zukunft eines Systems fokussiert sein (Sträter 1988: 175). Sie dürfen also keine Aussagesysteme sein, „die die künftige Wirklichkeit auf einen einzelnen Handlungsstrang einengen“ (Stiens 1982: 34). Vielmehr geht es darum, ein möglichst breites Spektrum an Möglichkeiten abzudecken. Ihre Aufgabe ist es, „alternatives Denken und damit Flexibilität im Handeln und Reagieren“ zu ermöglichen (ebd.).

Die genauere Definition dessen, was ein Szenario ist, ist reichlich schwierig. Unter dem Begriff verbergen sich vielfältige Ergebnisse, die durch ein umfangreiches Repertoire an Methoden und Techniken aufgrund von sehr unterschiedlichen Zielsetzungen entstanden sind¹⁵. Der Begriff des Szenarios muss daher wohl eher als Umschreibung einer Idee denn als klare Eingrenzung einer Methode bzw. eines Ergebnisses verstanden werden. Kahn und Wiener (1977: 21), die als Väter des Szenariobegriffes gelten, definieren ein Szenario als „hypothetische Folge von Ereignissen“, die „die Aufmerksamkeit auf kausale Prozesse und Entscheidungs-momente lenken“. Szenarien haben demnach weniger das Ziel, bestimmte Zustände der Zukunft genau zu prognostizieren, sondern

¹⁵ Ein umfangreicher Vergleich verschiedener Methoden und Techniken zur Erstellung von Szenarien findet sich z. B. bei Huss & Honton 1987; Mißler-Behr 1993; Schnaars 1987.



streben vielmehr eine Vorbereitung auf verschiedene mögliche Ereignisse an. Sie sind der Problemlösung gewidmet. Zur Entwicklung von Szenarien wird die Szenariotechnik¹⁶ eingesetzt. Sie lässt sich definieren als „entscheidungsorientierte Methode, die auf der Basis komplexer Systemanalysen ein umfassendes Systemverständnis aufbaut und alternative Zukunftsbilder entwickelt, aus denen sich Handlungsoptionen ableiten lassen“ (Meyer-Schönherr 1992: 31). Die Anwendung der Szenariotechnik soll den Fokus von der gezielten Reaktion auf einzelne Ereignisse hin zu einem flexiblen Umgang mit der Zukunft lenken. Ergebnisse von Szenario-Planungen sind selten Maßnahmenpläne, sondern Strategien, die es erlauben, auch auf unerwartete Ereignisse eingehen zu können.

Diese Szenariotechnik soll helfen, „realistische Entwicklungsmöglichkeiten bzw. –korridore in vergleichsweise ferner Zukunft und bei relativ großer Unsicherheit in Abhängigkeit von bestimmten Rahmenbedingungen“ aufzuzeigen (Scholles 2001: 206). Die angewandten Methoden oder Techniken sollen das vorhandene Wissen systematisch erheben und verwerten. Sie haben die Aufgabe, „auf Prozesse der Veränderung, auf sich anbahnende Möglichkeiten und Gefahren – die aus vorhandenen Daten nicht leicht oder überhaupt nicht ablesbar sind - frühzeitig aufmerksam zu machen und sie begreifbar zu machen sowie ggf. schon Mittel zu ihrer Lösung bzw. Bekämpfung ex ante zu entwickeln und auf ihre Eignung hin zu überprüfen“ (Stiens 1998: 129f).

Die Ansprüche an Szenarien sind daher auch nicht gering. So fordert Schwartz (1992), ein gutes Szenario sei “carefully researched, full of relevant detail, oriented towards real-life

decisions, and designed (one hopes) to bring forward surprises and unexpected leaps of understanding“ (ebd.: XIIIV). Es wird immer wieder hervorgehoben, dass das Schreiben solcher Szenarien ein kreativer Prozess sei. Laut Scholles (2001: 207) entsteht ein Szenario aus einer „Verbindung von kontrollierter Fantasie und konkreter Utopie, basierend auf allgemeinen Tendenzen der Entwicklung“. Manche Autoren erheben das Entwickeln und Schreiben von Szenarien sogar zu einer Form der Kunst (z. B. Schwartz 1992: 27). Es gibt keine formalen Vorgaben für die Technik, die bei der Entwicklung von Szenarien zu verwenden ist. Jedes Vorgehen, das geeignet ist, Hinweise auf zukünftige Entwicklungen und Ereignisse zu produzieren, kann hier zum Einsatz kommen (Zentner 1982: 16).

Trotz der scheinbar völligen kreativen Freiheit ergeben sich allerdings aus Ziel und Aufgabe der Szenariotechnik einige Anforderungen an das Vorgehen. Denn ein Szenario kann nur dann glaubhaft und damit hilfreich sein, wenn es die folgenden fünf Charakteristika erfüllt (Godet 2000: 18):

- Es muss auf die Problemstellung bezogen sein.
- Es muss Bedeutung für die Beantwortung der Fragestellung haben.
- Es muss in sich kohärent sein.
- Es muss in seinen Annahmen plausibel sein.
- Es muss transparent sein.

¹⁶ Der Begriff ‚Szenariotechnik‘ ist leicht missverständlich, da hierunter keine klar definierte Technik oder Methode im eigentlichen Sinne verstanden wird (Meyer-Schönherr 1992: 31f). Es handelt sich vielmehr um einen Sammelbegriff, unter dem jede Methode subsumiert wird, die zur Erstellung von Szenarien Anwendung finden kann. Trotz dieser begrifflichen Unschärfe hat sich der Terminus im deutschen Sprachgebrauch etabliert und soll auch in dieser Arbeit Verwendung finden.

Exkurs - Typologie der Szenariotechniken

In der Literatur finden sich viele Versuche einer Einteilung von Szenariotechniken. Mit der von van Notten et al. (2003: 423ff) vorgeschlagenen mehrdimensionalen Typologie lassen sich die verschiedenen Ansätze miteinander vereinen. Die Szenariotechniken werden dabei nach den drei Bereichen Ziel, Design und Inhalt unterschieden.

In Anlehnung an diese Systematik lassen sich Szenarien auf drei Achsen einteilen nach:

- der Richtung, in die die Szenarien entwickelt werden (Ziel: **explorativ** oder **normativ**);
- dem Umgang mit den einzelnen Einflussfaktoren (Inhalt: **aggregiert** oder **synoptisch**) oder
- der Technik, mit der die Szenarien entwickelt werden (Design: **modellbasiert** oder **narrativ**).

Godet (2000: 11) unterscheidet vorwärts und rückwärts gewandte Projektionstechniken. Die vorwärts-gewandte Szenarioentwicklung nimmt zumeist den Status quo als Ausgangspunkt der Betrachtung und schreibt Entwicklungen in die Zukunft fort. Ihr Ziel ist die Erforschung und Visualisierung von möglichen Zukünften. Sie können daher als **explorative Szenarien** bezeichnet werden.

Die rückwärtsgewandte Szenariotechnik nimmt einen Punkt oder eine Situation in der Zukunft als Ausgangspunkt (z. B. das Jahr 2050) und bewegt sich ausgehend von dieser Stelle wieder auf den aktuellen Zustand zurück. Mit diesem so genannten ‚backcasting‘ wird versucht, die nötigen oder wahrscheinlichen Entwicklungsschritte, die zur Erreichung des Zukunftszustandes nötig sind, zu identifizieren. Da bei diesem Verfahren die Endpunkte der Szenarien in der Zukunft vorgegeben sind, werden sie auch als **normative Szenarien** bezeichnet (Godet 2000: 11).

Beim Inhalt des Szenarios steht die Frage im Vordergrund, ob sich das Szenario aus der Entwicklung einzelner Einflussfaktoren **synoptisch** ergibt oder ob ein Systemverhalten vorgegeben wird, dem alle Einflussfaktoren folgen. Es kann hier also auch von einem simplen oder komplexen Aufbau des Inhaltes gesprochen werden (van Notten et al. 2003: 426f).

Für ein synoptisches Vorgehen wird meist die Vielzahl der möglichen Einflussfaktoren auf wenige „entscheidende“ Faktoren reduziert. Am häufigsten in diesem Zusammenhang werden Szenario-Achsen (vgl. van Klooster & van Asselt 2006) verwendet. Dabei werden lediglich zwei Faktoren betrachtet und in ihrer Ausprägung auf jeweils eine Achse eines Koordinatensystems aufgetragen. Die dadurch entstandenen vier Felder dienen zur Kategorisierung und Beschreibung der Szenarien.

Bei **aggregierenden** Verfahren werden die Szenarien auf Basis der Kombination von Entwicklungen der einzelnen Komponenten erstellt. Sie bilden zunächst Miniszenarien der Einflussfaktoren und ergänzen diese zu einem Gesamtszenario. So bleibt die Analyse synergetischer und dissynergetischer Wirkungen möglich, wohingegen bei der Reduktion der Einflussfaktoren die Gefahr besteht, dass einzelne Elemente vernachlässigt werden, die im Zusammenspiel mit anderen erhebliche Wirkungen erzeugen können (Grossmann 2007: 886). Viele der aggregierenden Verfahren ermöglichen darüber hinaus die Berücksichtigung von sehr unwahrscheinlichen oder sehr seltenen Ereignissen, die mitunter erheblichen Einfluss auf das Systemverhalten haben können.

Eine weitere Unterscheidung ist anhand der eingesetzten Technik möglich. Bei einem **modellbasierten** Design werden die Einflussfaktoren für ein Szenario und ihre Wirkung meist quantifiziert und computer-gestützt ausgewertet. Bei **narrativen** Techniken wird eine qualitativ ausgerichtete Beschreibung für die Szenariotechnik verwendet.



Grundvoraussetzung, um die realistischen Entwicklungsmöglichkeiten darstellen zu können und ein kohärentes Szenario zu entwickeln, ist ein grundlegendes Verständnis über die Verhaltensregeln des Prognosegegenstandes und seiner Einflussfaktoren. De Jouvenel (2000: 42) empfiehlt dieses Verständnis auf die Analyse langfristiger historischer Veränderungen zu stützen, da:

- viele Systeme sich nur unmerklich und langsam verändern,
- viele Systeme einen erheblichen Zeitverzug in der Reaktion auf äußere Einflüsse haben,
- viele Systeme periodische Zyklen durchlaufen, die nur bei längerer Betrachtungsdauer offensichtlich werden¹⁷.

Für die Erstellung eines Szenarios bedarf es einer systematischen Dekomposition des Betrachtungsgegenstandes, um ihn „anschließend in Form einer ‚gezielten Komposition wieder zusammensetzen‘“ (Stiens 1998: 132) und Aussagen über seine zukünftige Entwicklung machen zu können. Stiens weist darauf hin, dass erst diese Dekomposition das Denken in Alternativen und damit die Entwicklung von Strategien und Problemlösungen ermöglicht (ebd.).

Viele Szenariotechniken gehen heute über den einfachen Strategieansatz hinaus. Sie verfolgen einen integrativen Ansatz, mit dem die betroffenen Akteure direkt in einen handlungsfähigen Zustand versetzt werden sollen. Ziel ist es dabei, durch die Einbeziehung der Akteure in den Prozess der Szenarioentwicklung ein Problemverständnis zu vermitteln und einen Konsens über ein geeignetes Vorgehen zu erreichen. Ein besonderer Vorzug dieser gruppenorientierten Szenariotechniken ist die Berücksichtigung verschiedener Meinungen und die Bündelung unterschiedlichen Fachwissens. Dieses Vorgehen ist vor allem dann von Vorteil, wenn komplexe Systeme beeinflusst werden sollen und gleichzeitig eine Kompromissfindung zwischen einzelnen Interessen statt-

finden muss (wie z. B. in der Regionalentwicklung). Es wundert wenig, dass daher Autoren aus dem Bereich der Gesamtplanung die Gruppenarbeit auch als essentiellen Teil einer Szenariotechnik betrachten (z. B. Bruns & Spehl 1998).

Bei der Anwendung in der Praxis zeigt sich, dass die Erstellung und Diskussion von Szenarien in Gruppenarbeit nicht immer ihren hehren Ansprüchen gerecht wird und auch einige Gefahren birgt. So wurde bei der Erstellung von Zukunftsszenarien für die Region Berlin-Brandenburg die Erfahrung gemacht (Bruns & Spehl 1998: 80f):

- dass sich die Problembetrachtungen schnell vom räumlichen Bezug gelöst haben und in Grundsatzdiskussionen übergegangen sind,
- dass die Probleme aufgrund des Zeitdrucks nicht ausdiskutiert werden konnten,
- dass die qualitativen Bewertungen vielfach von subjektiven Werturteilen beeinflusst wurden und Transparenz sowie intersubjektive Nachvollziehbarkeit schwierig herzustellen waren und
- dass daher das Ziel der Szenarioentwicklung (in diesem Fall die räumliche Konkretisierung einer nachhaltigen Entwicklung) nicht vollständig umgesetzt werden konnte.

Aus der theoretischen Betrachtung lassen sich weitere Probleme dieser Technik, insbesondere bei einem Zielmonismus, bei gutachterlichen Aufgabenstellungen und bei Zeit- und Ressourcenknappheit erkennen. Die nötige Grundlagenvermittlung sowie die breite Diskussion bedürfen nicht nur eines erheblichen organisatorischen und zeitlichen Aufwandes, sondern gefährdet auch die Zielerreichung durch eine Vorabwägung mit anderen Belangen während des Diskurses.

Gruppenorientierte Szenarien sollten daher weniger bei der Erarbeitung wissenschaftlicher Erkenntnisse als bei der Inhaltsvermittlung sowie der konsensorientierten Ziel-

¹⁷ vgl. auch Willis & Birks 2006.

findung und Zielkonkretisierung zum Einsatz kommen.

Bei der wissenschaftlichen Erarbeitung von Szenarien herrschen modellgestützte und expertengestützte Verfahren vor, wobei beide Ansätze auch miteinander verbunden werden können (vgl. MEA 2005b: 6). Wie viele Modelle oder Experten bei diesen Ansätzen zur Verwendung kommen, ist sehr unterschiedlich. Der Entwurf der Szenarien stützt sich bei manchen Projekten nur auf die Autoren (z. B. Moser & Meyer 2002), kann in anderen Fällen aber auch Ergebnis eines umfangreichen Delphi-Verfahrens sein.

Die Szenariotechnik basiert auf der Vorstellung, dass die Zukunft unbestimmt ist. Daraus ergibt sich das Problem, dass die Zukunft eine Vielzahl von Zuständen annehmen kann, zu deren Illustration auch eine Mehrzahl an Szenarien möglich wäre (Coates 2000: 117). Auf der anderen Seite sind sich viele Autoren einig, dass eine zu große Zahl an Szenarien zum einen in der Erzeugung zu viel Energie und Ressourcen verbraucht, zum anderen sowohl den Szenarioschreiber als auch das Publikum überfordert (z. B. Coates 2000: 123; Zentner 1982: 13). Die Mehrzahl der Autoren sieht die ideale Anzahl der Szenarien zwischen zwei und sechs. In den meisten Fällen hat sich allerdings die Erstellung von drei Szenarien etabliert (Schnaars 1987: 108). Die Kritik, dass hiermit immer ein möglicher ‚Mittelweg‘ angeboten wird, der von den Adressaten der Methode bevorzugt aufgegriffen wird (Schnaars 1987: 108), zeigt, dass es sich dabei mehr um eine pragmatische Lösung handelt, als um eine aus der Theorie abgeleitete Notwendigkeit.

Bei der eingeschränkten Zahl der Szenarien stellt sich die Frage, wie die am besten geeigneten Szenarien aus der Vielzahl der Möglichkeiten auszuwählen sind. Insbesondere bei einer gutachterlichen Szenarioentwicklung ist dieser Frage besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Da Szenarien auf normativen Setzungen fußen, kann hier die gewollte oder ungewollte Auswahl von Grundannahmen die Aussage der Szenarien maßgeblich beeinflussen. Dieser Einfluss

schlägt sich negativ auf die Transparenz der Szenarien nieder und kann im Extremfall ihre Kohärenz beeinflussen, womit die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse leidet und ihre Eignung für einen Entscheidungsprozess sinkt.

Ein grundlegenderes Problem beim Einsatz der Szenariotechnik in akuten Entscheidungsprozessen liegt allerdings in ihrer Zielsetzung. Da Szenarien primär die Aufgabe haben, verschiedene Zukünfte zu entwickeln, wird hierin die meiste Zeit investiert. Dies spiegelt sich auch in der Vielzahl an Methoden für diesen Zweck wider. Aus der Projektion der Zukunft leiten sich aber nicht automatisch und von alleine Maßnahmen ab. Die Szenarien helfen somit zwar das Denken zu erweitern, führen aber nicht aus sich heraus zu Handlungsempfehlungen. Vielmehr noch fehlt es an etablierten Methoden für die systematische Entwicklung von Maßnahmen, die geeignet sind, mit mehreren Szenarien gleichzeitig umzugehen. Vielfach findet sich der Entscheider am Ende eines Szenarioprozesses mit einer Vielzahl an Szenarien konfrontiert, wird aber mit der Entscheidung über Maßnahmen alleine gelassen. Dies führt häufig zur Auswahl eines einzelnen Entwicklungspfades als Richtschnur für die Auswahl von Maßnahmen (Schnaars 1987: 108).

Dies verwundert allerdings wenig, sind Szenarien doch nicht für die Entwicklung von Maßnahmen, sondern vielmehr für die Entwicklung von Strategien und Leitlinien konzipiert. Auch die Orientierung in eine „vergleichsweise ferne Zukunft“ (Scholles 2001: 206) zeigt, dass Szenarien für die Entwicklung von Maßnahmen in aktuellen Entscheidungssituationen nur mäßig geeignet sind. Szenarien sind vor allem dazu geeignet, ex ante Rahmenstrategien zu entwickeln, die dann aufgrund aktueller Entwicklungen mit Maßnahmen ausgefüllt werden müssen.



Risikomanagement in der Planung

Das Risikomanagement ist ein relativ neuer Aspekt in der Planungspraxis. Obwohl seine Grundlagen seit langem in der Planungstheorie verankert sind, führte der Weg in die Anwendung über die Integration des Risikomanagements in die Umweltverträglichkeitsprüfung (Andrews 1988: 85ff). Erst allmählich wird seine Umsetzung in der Planung diskutiert (z. B. Greiving 2002; Fleischhauer 2004).

In die Integration des Risikomanagements werden in der Umweltplanung große Erwartungen gesetzt, so sehen Breckling & Müller (2000: 2) den Risikobegriff als wichtige Schnittstelle, „über die ökologische Expertise und gesellschaftliches Handeln zusammenwirken“.

Zur Bestimmung des Risikos im wissenschaftlichen Kontext werden vielfach Risikoanalysen und Risikobewertungen verwendet.

In der Risikoanalyse wird das Wissen bezüglich Wahrscheinlichkeit, Unsicherheit und Schaden zukünftiger Ereignisse zusammengetragen und analysiert (Willows & Connel 2003: 44). Sie stellt den Versuch dar, mit wissenschaftlichen Methoden durch die Betrachtung einer Ursache-Wirkungs-Kette die Grundlage für die Risikobewertung zu generieren (Greiving 2002: 42). Sie beruht vielfach auf Beobachtungen sowie einer Modell-, Prognose-, und Szenariobildung, durch deren Auswertung versucht wird, die Eintrittswahrscheinlichkeit und das Schadensausmaß qualitativ und möglichst auch quantitativ zu bestimmen (ebd.: 39f).

Exkurs - Der Risikobegriff

Obwohl (oder gerade weil) der Begriff Risiko in vielen Disziplinen Verwendung findet, hat sich bisher keine einheitliche Definition herausgebildet (Greiving 2002: 12; Metzner 2002: 261). Im besten Fall lässt sich das Risiko noch als Maß für mögliche Folgen von Handlungen oder Ereignissen verstehen, die als unerwünscht gelten (WBGU 1999: 35). Es dient als mentales Konstrukt dazu, „Gefahren näher zu bestimmen und nach dem Grad der Bedrohung, also nach Schwere und Häufigkeit des Schadens, zu ordnen oder sogar zu quantifizieren“ (ebd.: 38). Die Definition des Risikobegriffs unterscheidet sich in den verschiedenen Disziplinen vor allem dadurch, wie die Folgen von Handlungen oder Ereignissen erfasst und die Schäden bewertet werden (ebd.: 35).

Der Umgang mit Risiken ist auf zukünftiges Handeln ausgerichtet. Die Verwendung des Begriffs zeugt von der Grundeinstellung, dass Handlungen in der Zukunft ein Mindestmaß an Gestaltbarkeit aufweisen und unerwünschte Ereignisse vermieden werden können (ebd.). Das Denken in Risiken setzt also voraus, dass die Zukunft zumindest in Teilen unbestimmt ist. Allerdings erwächst hieraus auch das Problem, dass damit Aussagen über zukünftige Risiken nicht streng empirisch ex ante falsifiziert oder verifiziert werden können. Die Richtigkeit von Risikoaussagen lassen sich nur ex post, also nach Ablauf des Prozesses, bestimmen (ebd.: 36). Dementsprechend sind Aussagen über zukünftige Risiken immer mit Wahrscheinlichkeitsaussagen verknüpft. Seltene oder gar singuläre Ereignisse sind somit durch Risiken schwer zu erfassen (Breckling & Müller 2000: 6). Die Bestimmung der Wahrscheinlichkeit wird dahingegen umso einfacher, je häufiger ein Ereignis auftritt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es sich bei Risiken um ein „mentales Konstrukt zur Erfassung komplexer Wirkungsketten mit Zufallsereignissen handelt, die keine direkte Entsprechung in der Wirklichkeit haben“ (WBGU 1999: 38). In der Regel wird unter Risiko eine Kombination aus der Wahrscheinlichkeit und den negativen Folgen eines Ereignisses verstanden.

Die Risikobewertung baut in vielen Fällen auf der Risikoanalyse auf und beschreibt das Vorgehen zur Beurteilung eines bestehenden Risikos hinsichtlich seiner Akzeptanz und Zumutbarkeit (WBGU 1999: 40). Die Risikobewertung ist daher eine Form der angewandten Politikanalyse. Sie soll eine Akzeptanzbasis für politische Entscheidungen herstellen (Greiving 2002: 38).

Im Vergleich zur eher theoretisch orientierten Risikoanalyse und -bewertung beschreibt das Risikomanagement den Handlungsspielraum zum unmittelbaren Umgang mit Risiken (Greiving 2002: 60). Es umfasst alle Maßnahmen zur Reduzierung und Steuerung, die Personen oder Organisationen einleiten, um Risiken zu regulieren (WBGU 1999: 45). Das Risikomanagement baut auf eine Risikobewertung auf und beinhaltet die Ausarbeitung von Strategien und deren Umsetzung (Motteff 2005: o.S.). Es ist demnach Entscheidungshandeln, das der Rationalisierung von kollektiven Entscheidungen unter Unsicherheit dient und „zielt auf die Begrenzung der mit der Vorläufigkeit des Wissens verbunde-

nen Kosten“ (Greiving 2002: 60).

Da sich aus der Risikobewertung je nach Präferenz unterschiedliche, sogar diametral entgegengesetzte Handlungskonzepte ergeben können, sollte das Risikomanagement als eigenständiger Schritt betrachtet werden.

Das Risikomanagement kann als ein sich immer wiederholender Prozess verstanden werden. Er verläuft von der Nachsorge und dem Wiederaufbau nach einem Schadensereignis über die Vorsorge und die unmittelbare Gefahrenabwehr bis zum Auftreten des nächsten Ereignisses (siehe Abbildung 6). Der Prozess wird daher auch als ‚risk management cycle‘ bezeichnet.

Die Anwendung des Risikomanagements verdeutlicht, dass Unsicherheit nicht mit Handlungsunfähigkeit gleichzusetzen ist (Greiving 2002: 39). Es ist für Entscheidungen nicht nötig, die Folgen von Ereignissen und Handlungen in ihrem genauen Umfang zu kennen. Der Entscheidungsträger braucht vielmehr eine Hilfestellung bei der Wahl, welche Handlung die beste Option in der aktuellen Situation bietet (Willows & Connel



Abbildung 6: Der Kreislauf des Risikomanagements mit seinen verschiedenen Stadien



2003: 54). Es besteht „die Notwendigkeit, das Handeln an zwar unsicheren aber nicht beliebigen Abschätzungen des Handlungserfolges auszurichten“ (Greiving 2002: 39). Daraus ergibt sich eine Trennung zwischen der Unsicherheit in der Entscheidungsgrundlage und der Unsicherheit in der Entscheidungsfindung. Während die Unsicherheit in der Entscheidungsgrundlage auf der Unüberschaubarkeit von umweltbedingten, ökonomischen und sozialen Einflüssen und Wechselwirkungen beruht, fußt die Unsicherheit in der Entscheidungsfindung auf der Methodik zur Auswahl von Handlungsalternativen (Willows & Connel 2003: 54). Die Reduktion der Unsicherheit in der Entscheidungsgrundlage ist vor allem eine Aufgabe naturwissenschaftlicher Untersuchungen, während die Reduktion der Unsicherheit in der Entscheidungsfindung im Fokus des Planungsprozesses liegen muss (ebd.: 43f). Hier müssen die Unsicherheiten in den Entscheidungsgrundlagen erkannt und benannt werden, um ihnen aktiv begegnen zu können.

Gerade im Umgang mit Entwicklungen in komplexen Systemen, deren Auswirkungen weit in die Zukunft reichen, ist es vielfach weder möglich noch erstrebenswert, mit genauen Vorhersagen zu arbeiten (WBGU 1999: 214). Vielfach ist eine Kommunikation über Trends und Risikokomponenten deutlich hilfreicher für den Entscheidungsprozess (ebd.: 54). Thompson (2002: 652) fordert konsequenterweise in der Risikokommunikation, von der Bestimmung einzelner Wahrscheinlichkeitsangaben abzurücken, da diese in den meisten Fällen auf unzulässigen Vereinfachungen komplexer Zusammenhänge beruhen. Willows & Connel (2003: 47) haben auf dieser Basis drei Komponenten identifiziert, die für den Umgang mit klimawandelbedingten Risiken in komplexen Mensch-Umwelt-Systemen von besonderer Bedeutung sind:

- Ein schrittweises Vorgehen, das zunächst ein breites ganzheitliches Systemverständnis erzeugt, bevor einzelne Detailuntersuchungen vorgenommen werden.

- Die vorzugsweise qualitative Betrachtung einer breiten Menge an Problemen und Risiken.
- Die Verwendung konzeptioneller Modelle zur Identifikation von Gefahren, Rezeptoren und den jeweiligen Wechselwirkungen.

Im Zusammenhang mit dem Klimawandel hat die Diskussion um die Vorzüge des Risikomanagements neuen Aufwind erhalten (z. B. Fleischhauer 2004; Lorenzoni et al. 2005; Willows & Connel 2003). Dies ist primär darauf zurück zu führen, dass im Zuge des Klimawandels der Umgang mit unbekanntem Risiken an Bedeutung gewinnt. Hier treten solche Risiken in den Vordergrund, „bei denen über Risikoquellen und Schadensausmaß zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Informationen vorliegen oder das Wissen darüber nur auf dezentraler Ebene (z. B. in einem Unternehmen) vorhanden ist“ (Greiving 2002: 87). Demnach ist der Umgang mit unbekanntem Risiken eine Form der Planung unter Ungewissheit. Gerade die Wandlungsfähigkeit ökologischer Systeme erfordert die Einstellung auf qualitativ neue und unerwartete Entwicklungen, denen mit einem erfahrungsbasierten Risiko-Umgang nicht adäquat begegnet werden kann (Breckling & Müller 2000: 8). Der kausalen Operationalisierung einer Ursache-Wirkungs-Kette sind in komplexen ökologischen Systemen auch bei hohem Aufwand häufig nicht überschreitbare Grenzen gesetzt (ebd.). Der Umgang mit unbekanntem Risiken ist daher unverzichtbarer Bestandteil des Risikomanagements (ebd.: 11).

Dieser Umgang mit unbekanntem Risiken unterscheidet sich in der theoretischen und politischen Herangehensweise von der Behandlung bekannter Risiken (WBGU 1999: 316). „Die dezentrale Produktion von Risikowissen reicht als einziges Instrument zum Umgang mit unbekanntem Risiken nicht aus“ (ebd.). Vielmehr muss ein präventives Risikomanagement betrieben werden, das eine Risikofrüherkennung beinhaltet und Resilienzstrategien für das System entwickelt,

die auf einer systemaren Betrachtung aufbauen (ebd.: 317).

Das Risikomanagement baut vielfach auf einer Einstufung von Risikotypen auf, welchen die geeigneten Reaktionsmöglichkeiten zugeordnet werden (siehe auch Abbildung 6). Mit besonderem Bezug auf den Klimawandel lassen sich die Reaktionsmöglichkeiten wie folgt kategorisieren (UN 2009: 79f):

- **Minimierung des Schadenpotentials:** Maßnahmen, die der langfristigen Minderung negativer Effekte des Klimawandels dienen. Sie basieren auf der Einschätzung von Risiken mit mittel- bis langfristiger Perspektive und bewegen sich vor allem im Bereich der Vorsorge. Zu Ihnen gehören auch Maßnahmen, die eine weitere Zunahme des Schadenpotentials (z. B. durch Siedlungsentwicklung in überschwemmungsgefährdeten Bereichen) verhindern.
- **Stärkung der Resilienz:** Maßnahmen, die die Anpassungsfähigkeit der betroffenen Systeme stärken. Sie basieren auf kurz- bis langfristigen Risikoeinschätzungen. Die Stärkung der Resilienz kann sowohl durch die Minimierung anderer Belastungen als auch durch die Anpassung einzelner Elemente erfolgen.
- **Ausbau des Reaktionspotentials:** Maßnahmen, die die Möglichkeit zum aktiven Handeln in Gefahrensituationen erhöhen. Sie basieren auf der Einschätzung von Risiken mit kurz- bis mittelfristiger Perspektive. Zu dieser Reaktionsmöglichkeit gehören die Vorbereitung und Planung von akuten Gegenmaßnahmen ebenso wie Warn- und Informationssysteme.
- **Akute Gegenmaßnahmen:** Maßnahmen, die der direkten Abwehr von Gefahrensituationen dienen. Sie wirken im unmittelbaren Vorfeld und beim Auftreten von Ereignissen. Hierzu zählen akute Sicherungs- und Schutzmaßnahmen.
- **Schadensbeseitigung:** Maßnahmen, die der Nachsorge von Ereignissen dienen.

Sie kommen nach deren Auftreten zum Einsatz. Dazu zählt der Wiederaufbau oder die Wiederherstellung einer Situation wie vor dem Ereignis.

Die Reaktionsmöglichkeiten zum Umgang mit den verschiedenen Risikotypen müssen in einem dynamisch-adaptiven Risikomanagement iterativ umgesetzt werden (ebd.: 314). Die Dringlichkeit der Handlungserfordernis lässt sich an folgenden Kriterien messen (Brooks et al. 2009: 17):

- Die Höhe und die Wahrscheinlichkeit des potentiellen Schadens.
- Das aktuelle oder historische Auftreten von Schäden.
- Die Geschwindigkeit, mit der sich das Risiko verändert.
- Die Anfälligkeit der Systemkomponenten gegenüber Schäden.
- Die Zeit, die benötigt wird, um Gegenmaßnahmen umzusetzen.

Um die Erfassung möglicher Risikopotentiale zu ermöglichen, bedarf es einer systemorientierten Analyse der Problematik (Systemverständnis). Gleichzeitig müssen die kritischen Komponenten des Systems dauerhaft beobachtet werden. Die Beobachtung dient dabei ebenfalls der Früherkennung für das Auftreten unbekannter Risiken. Das Monitoring ist demnach Grundbaustein eines jeden Risikomanagements, auch wenn dabei je nach Risikotyp unterschiedliche Ziele verfolgt werden können.

Wie bereits beschrieben, ist die Einschätzung der Wahrscheinlichkeit eines zukünftigen Risikos in komplexen Systemen vor erhebliche Probleme gestellt. Die Betrachtung der historischen Entwicklung erlaubt allerdings eine erste Beurteilung des Risikotyps. Probleme, die sich hier bereits manifestiert haben, bedürfen in jedem Fall einer Reaktion. Sie sollte das vollständige Repertoire des Umgangs mit Gefährdungen umfassen und sowohl die Bewältigung von Schäden, die Vorsorge vor weiteren Schadensfällen und einer Verschlechterungen der Situation, die Desensibilisierung des Schutzobjektes und



die Entwicklung eines geeigneten Reaktionspotentials umfassen. Dies gilt umso mehr, je eindeutiger das beobachtete Verhalten eine Weiterentwicklung des Trends oder gar eine Zunahme der Problemlage in der Zukunft indiziert

Bei Problemen, die bisher noch nicht nachweislich in Erscheinung getreten sind, lassen sich die Wahrscheinlichkeiten nur aus der theoretischen Betrachtung des konzeptionellen Modells und aus Analogieschlüssen ableiten. Beide Herangehen sind mit großen Unsicherheiten behaftet. An dieser Stelle werden demnach die Vorgaben des Risikomanagements für unbekannte Risiken entscheidungsrelevant. Es gilt, ein geeignetes System der Früherkennung zu etablieren, die Desensibilisierung des Schutzobjektes zu betreiben und ein geeignetes Reaktionspotential zu entwickeln.

Als letzte Kategorie gilt es, mit Problemen umzugehen, deren Auftreten zwar möglich

ist, die sich aber auch aus der theoretischen Betrachtung mit keiner Wahrscheinlichkeitsaussage verknüpfen lassen. Hier gilt es vor allem, die Früherkennung auszubauen.

Damit entsteht eine Hierarchie für die Auswahl der geeigneten Maßnahmenart (siehe Tabelle 3).

Die Betrachtung zeigt, dass das Risikomanagement als umfassende Strategie zum Umgang mit Gefährdungen viel mehr als ein Ansatz zur Bewältigung der Planung unter Risiko ist. Hier sind auch eindeutige Mechanismen zur Bewältigung einer Planung unter Ungewissheit vorhanden. Das Risikomanagement ist dabei ein deutlich stärker entscheidungsorientiertes Verfahren als die Szenarioanalyse. Die handlungsorientierten Zielsetzungen und die etablierte wissenschaftlich gestützte und wertimplikative Methodik weisen zwischen Risikomanagement und Planung erstaunlich viele Überschneidungen auf.

Tabelle 3: Risikotyp der Klimafolgen und die geeignete Art der Maßnahmen

Risikotyp der Klimafolgen	Ausbau des Monitorings	Minimierung des Schadenpotentials	Ausbau des Reaktionspotentials	Stärkung der Resilienz	Gegenmaßnahmen	Schadensbeseitigung
Mögliche klimabedingte Probleme	X	X				
Wahrscheinliche, aber bisher nicht nachweisbare klimabedingte Probleme	X	X	X	X		
Bereits nachweisbare klimabedingte Probleme	X	X	X	X	X	X

2.2.3 Der prozessuale Charakter des Klimawandels

Klimawandel ist ein dynamischer Prozess, der über mehrere Jahrzehnte - wenn nicht sogar Jahrhunderte - abläuft. Zwar rechnen die bisherigen Klimamodelle nur bis zum Jahr 2100. Diese normative Entscheidung sagt aber nichts über die Dauer des eigentlichen Prozesses aus. Dieser hängt entscheidend von den treibenden Kräften, d. h. von der Emission von Treibhausgasen und deren Rückkopplungen mit der Biosphäre ab. Es gibt kaum Hinweise darauf, zu welchem Ergebnis ein ungebremster Klimawandel führen würde. Theoretische Überlegungen legen aber nahe, dass sich unsere Welt in einer drastischen und für die Menschheit unerträglichen Form verändern würde (IPCC 2001, 2007)¹⁸. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, dass sich der politische Wille formiert hat, die Treibhausgasemissionen zu reduzieren. Es wird die Hoffnung geäußert, dass damit der Veränderung des globalen Klimas auf einem Niveau Einhalt geboten werden kann, das noch im Rahmen eines für den Menschen vertretbaren Bereiches liegt (UNFCCC, Art.2). In der EU, ebenso wie in den meisten Ländern der Erde, wurde das Ziel vereinbart, die Zunahme der globalen Durchschnittstemperatur auf 2°C zu begrenzen.

Eine Wirkung dieser politischen Beschlüsse ist bisher kaum auszumachen und eine Trendwende in der Emission von Treibhausgasen ist nicht festzustellen. Die Entwicklung in den letzten Jahren überschreitet sogar die pessimistischsten Annahmen des IPCC.

Die in Form der Klimamodelle vorliegenden Hinweise sprechen zumindest bisher dafür, dass sich in dem für die jetzige Generation überschaubaren Zeit- und Handlungshorizont (von ca. 100 Jahren) keine Stabilisierung des Klimas abzeichnet.

Die vorliegenden Untersuchungen historischer Aufzeichnungen und von Proxidaten machen deutlich, dass der Klimawandel bereits seit mehreren Jahrzehnten abläuft. Die Beschreibung des Phänomens steht also vor der Schwierigkeit, einen dynamischen Prozess nicht als Gesamtheit vom Start- bis zum Endpunkt beschreiben zu können. Sie kann vielmehr nur einen Ausschnitt der Entwicklung auswählen und die dort auftretenden Veränderungen darstellen. Für die Frage, welcher Ausschnitt dabei gewählt wird, gibt es keine zwingende Antwort. In der Regel wird zur Beschreibung das System der klimatischen Normalperioden herangezogen. Durch eine informelle Konsensbildung und die daraus erwachsenden technischen Voraussetzungen gilt die Periode 1961 bis 1990 vielfach als aktueller Referenzzeitraum. Diese wird für die Beschreibung des Phänomens mit weiteren Zeitschnitten (z. B. 2021 bis 2050, 2071 bis 2100) verglichen. Da wir uns derzeit (2009) bereits in der zweiten Hälfte der nächsten Normalperiode befinden, werden zunehmend aber auch andere Zeitschnitte (z. B. 1980 bis 2000) herangezogen.

Durch die Situation, dass immer nur ein Ausschnitt der Entwicklung Berücksichtigung finden kann, entsteht eine besondere Herausforderung für die Planung. Auch ihre Ziele können nicht mehr auf einen bestimmten stabilen Zustand ausgerichtet sein. Es kann nur noch ein bestimmter Zustand zu einer bestimmten Zeit angestrebt werden, der kontinuierlich angepasst werden muss.

Gleichzeitig entsteht aus dem Umgang mit komplexen Systemen, über die begrenztes Wissen vorliegt, der Bedarf nach kürzeren Planungsintervallen. Nur durch sie ist zu gewährleisten, dass neues Wissen über das System oder über neue Verhaltensregeln möglichst schnell im Management Niederschlag findet.

Der Notwendigkeit einer Flexibilisierung von Planungszielen und der Verkürzung von Planungszyklen steht allerdings die Kritik gegen-

¹⁸ Für eine Diskussion über die Frage, ab wann Klimafolgen als gefährlich einzuschätzen sind siehe Dessai et al. 2004, WBGU 2003, Smith et al. 2009.



über, dass bestehende Planungen bereits jetzt zu kurze Zeiträume betrachten und daher die Veränderungen im Laufe des Jahrhunderts nicht ausreichend reflektieren. Die Forderung nach längeren Planungshorizonten steht also unvermittelt der Notwendigkeit kürzerer Planungszyklen gegenüber. Die Kritik greift allerdings nur dann, wenn die Lebenszeit eines einzelnen Planwerkes betrachtet wird, d. h. von einem statischen Planungsbegriff ausgegangen wird. Wird Planung als Prozess gesellschaftlicher Willensbildung und Machtausübung verstanden, so sind die Planwerke nur einzelne Schritte auf einem langen Weg. Wie bereits oben beschrieben, ist Planung in der Regel als ein zyklischer Lernprozess konzipiert, in dessen Verlauf nicht nur der Erfolg von Maßnahmen abgeschätzt wird, sondern die Ziele selbst immer wieder aufs Neue auf die Probe gestellt werden. Einzelne Planwerke dienen demnach lediglich der Dokumentation abgestimmter Ziele und Handlungen zu einer bestimmten Zeit. Das zyklische Planungsverständnis hat in den 1970er Jahren seinen Ausdruck im Konzept des Adaptiven Managements gefunden (siehe Holling 1978).

Adaptives Management

Das Adaptive Management formuliert Planung als wiederkehrenden Prozess, der bewusst mit Komplexität, rapiden Veränderungen und Unsicherheiten umgehen muss und dynamisch auf die Reaktion des zu beeinflussenden Systems aufbaut (McLain & Lee 1996: 438). Es basiert auf einem zyklischen Informationsfluss innerhalb des Managements, der die Geschwindigkeit, mit der Entscheidungsträger die Wirkung ihres Handelns beobachten können, erhöht und so den erfahrungsbasierten Lernprozess beschleunigt (ebd.). Kerninhalt des Adaptiven Managements ist die Akquisition von verlässlichen Informationen (Wilhere 2002: 21).

Das Adaptive Management war von Beginn an auf den Umgang mit natürlichen Ressourcen ausgerichtet (Holling 1978: 25ff). Es

baut dabei auf der Vorstellung auf, dass über das komplexe Zusammenspiel von Mensch und Umwelt immer nur beschränkte Informationen vorliegen. Es versucht aber gleichzeitig, Handlungen nicht so lange aufzuschieben, bis ‚genug‘ Wissen vorhanden ist (Holling 1973: 21). Der Ansatz geht davon aus, dass Zeit und Geld zu knapp sind, um ein weiteres Handeln aufzuschieben. „Adaptive Management is learning while doing“ (Lee 1999: 4).

Als Maßgabe für das Adaptive Management gilt es, die Resilienz des betrachteten Systems zu erhöhen (Holling 1978: 9f). Die Resilienz beschreibt die Ausdauer von Beziehungen in einem System und ist ein Maß für die Fähigkeit eines Systems, Veränderungen zu erfahren und sich anzupassen ohne zerstört zu werden (Holling 1973: 14). Die Resilienz eines Systems wird durch mehrere Komponenten beeinflusst. Die entscheidenden sind dabei (Folke et al. 2004: 573):

- Flexibilität – Das Maß, in dem ein System verändert werden kann, ohne seine Fähigkeit zur eigenständigen Reorganisation zu verlieren.
- Resistenz – Der Widerstand, der überwunden werden muss, um den aktuellen Zustand eines Systems zu verändern.
- Grenznähe – Der Abstand, den die aktuelle Entwicklung des Systems zur Grenze der Flexibilität hat.
- Skalenabhängigkeit – Das Maß, mit dem die Eigenschaften Flexibilität, Resistenz und Grenznähe von Prozessen auf größeren (driving forces) oder kleineren (Subsysteme-) Ebenen abhängig sind.

Durch das Management können die Flexibilität von Systemen, ihre Resistenz und vor allem die Grenznähe beeinflusst werden (ebd.: 574).

Bezogen auf eine Population ist Resilienz die Überlebenswahrscheinlichkeit. Eine geringe Resilienz führt zum Aussterben (Holling 1973: 14). Ein Managementansatz, der auf der Resilienz basiert, betont die Notwendig-

keit, sich Handlungsoptionen offen zu halten (ebd.: 21).

Er bedarf keiner präzisen Vorhersage der Zukunft, sondern lenkt Systeme über qualitative Vorgaben, die es ermöglichen, mit zukünftigen Ereignissen flexibel umzugehen, wie auch immer sie sich darstellen und wie überraschend sie sein mögen (ebd.).

Das Adaptive Management folgt einem wissenschaftlichen Konzept. Es versucht, durch die Formulierung von Hypothesen sowie einem strukturierten Design zu deren Test und einer Exhaustion, entscheidungsrelevantes Wissen zu erzeugen und zu überprüfen (Stankey et al. 2005: 9).

Adaptives Management ist nicht an feste Abläufe oder Methoden gebunden (Holling 1978: 57ff). Vielmehr geht das Konzept davon aus, dass eine Vielzahl von Methoden angewendet werden muss, um ein Adaptives Management erfolgreich durchzuführen. Diese Methoden können sich im Laufe der Zeit verändern.

Im Adaptiven Management können zwei Herangehensweisen unterschieden werden. Zum einen das aktive Management, zum anderen das passive Management (Wilhere 2002: 22). Das passive Management baut in seinen Entscheidungen auf Vorhersagemodellen auf, die durch eine kontinuierliche Datensammlung immer weiter verfeinert werden. Das aktive Management beruht auf einem experimentellen Ansatz und versucht, der Ursache-Wirkungs-Kette zwischen Management und Systemverhalten direkt nachzuspüren.

Beiden Vorgehensweisen ist aber gemeinsam, dass das Monitoring als essentieller Teil des Managementzyklus gesehen wird (siehe Abbildung 7). Es dient der Erfassung des Status quo, hilft, die Effektivität von Maßnahmen zu überprüfen und ermöglicht so den Lernprozess im Umgang mit dem System (Lyons et al. 2008: 1683).

The Adaptive Management Cycle

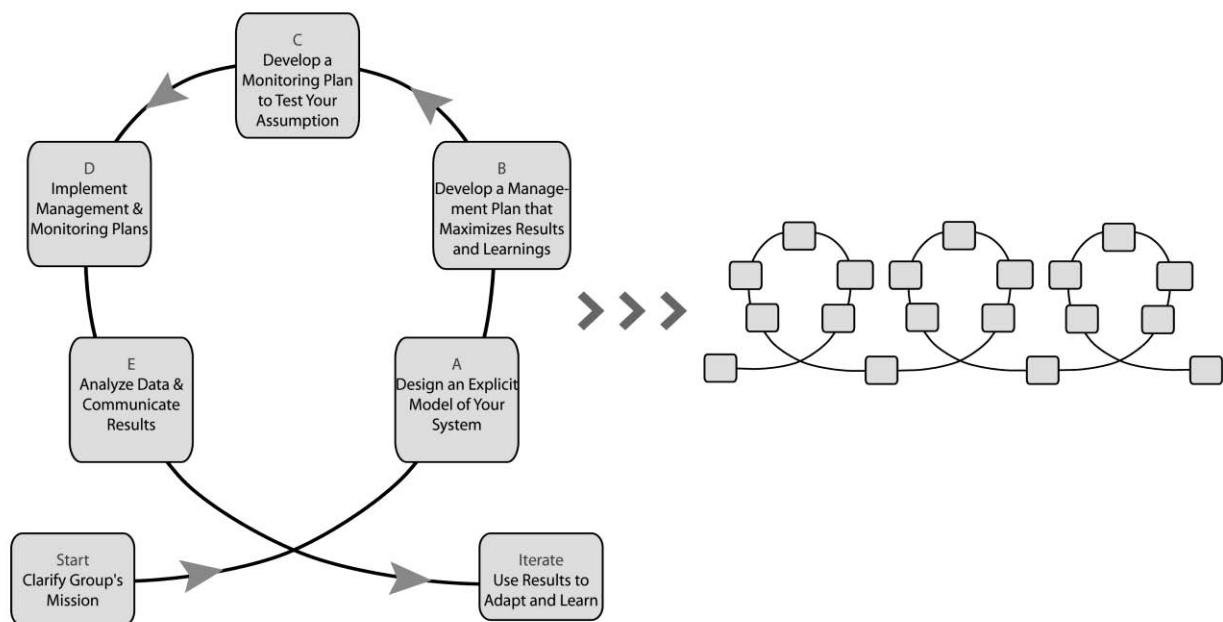


Abbildung 7: Darstellung des Adaptive Management Cycle (eigene Darstellung nach Stankey et al. 2005: 4)



2.3 Konsequenzen für die Arbeit

In den letzten Kapiteln wurde geklärt, mit welchen Problemen sich diese Arbeit beschäftigt, wie sich andere Arbeiten dem Problem genähert haben und welche theoretischen Konzepte diesem Herangehen zugrunde lagen. Im folgenden Kapitel soll darauf aufbauend das Konzept für diese Arbeit entwickelt werden. Der Konzeption wird eine summarische Zusammenstellung der bisherigen Ergebnisse vorangestellt. Sie wurden als These und Antithese formuliert. Das Konzept für diese Arbeit bildet die Synthese. Darauf aufbauend wird das Vorgehen der Arbeit entwickelt und es werden die einzelnen Arbeitsschritte in ihrem methodischen Herangehen skizziert. Das Kapitel soll so einen Überblick über das Herangehen dieser Arbeit verschaffen und die Begründung für den gewählten Weg darlegen. Um das Kapitel nicht zu überfrachten, wird das Vorgehen nur kurz dargestellt. Eine umfangreiche Ausführung der Methodik (z. B. der verwendeten statistischen Methoden o. ä.) findet sich in den Kapiteln, die die Arbeitsschritte dokumentieren.

These

Der Berücksichtigung des Klimawandels und seiner Folgen im Naturschutzmanagement wird zunehmend mehr Aufmerksamkeit gewidmet. Die Zahl der Untersuchungen hat in den letzten Jahren rapide zugenommen. Der Großteil der bisherigen Ansätze versucht, entlang einer Ursache-Wirkungs-Kette die Wahrscheinlichkeit von einzelnen Ereignissen ex ante zu bestimmen. Hierzu werden vor allem modellbasierte Prognoseverfahren eingesetzt, die auf quantitativen Verfahren aufbauen. Neben einfachen ballistischen Vorhersagen kommen auch Szenariotechniken zum Einsatz. Sie werden durch normative Grundannahmen gesteuert und können eine Reihe von wahrscheinlichen Entwicklungen illustrieren.

Antithese

Die im Kapitel 2.2 dargestellte Kritik verdeutlicht, dass die bisherigen Ansätze nicht in der Lage waren, ausreichend präzise Hinweise für das Naturschutzmanagement zu generieren. Die Probleme liegen dabei nicht nur im Entwicklungsstand der Modellansätze, sondern sind auf grundlegendere Hemmnisse zurück zu führen. So fehlt es bisher an einer zielführenden Einbindung der Modellierung in die Naturschutzplanung. Trotz vielfacher Hinweise auf die Bedeutung dieser Verknüpfung bestehen keine detaillierten und getesteten Konzepte für einen Planungsprozess, der die Modellierung von Folgen des Klimawandels explizit aufgreift und für die Entwicklung von Maßnahmen sowie Handlungsempfehlungen nutzbar macht.

Die meisten Studien verfolgen bisher einen sektoralen Ansatz und versuchen, die Wirkungen des Klimawandels von anderen Einflüssen zu isolieren und als eigenständiges Problem zu betrachten. Dabei werden bedeutende Wechselwirkungen mit anderen Entwicklungen marginalisiert und Handlungsoptionen (z. B. zur Reduktion bestehender Belastungen) bleiben unberücksichtigt.

Die Mensch-Umwelt-Interaktion, auf die sich die Naturschutzplanung bezieht, ist ein offenes komplexes System und stellt besondere Herausforderungen an die Modellierung. Die generelle Unbestimmtheit von zukünftigen Ereignissen in diesen Systemen lässt daran zweifeln, dass quantitative Ansätze, die darauf fixiert sind, Einzelereignisse vorherzusagen, prinzipiell für die Modellierung geeignet sind. Dieses Problem wird dadurch verstärkt, dass mehrheitlich Verfahren angewendet werden, die für die Analyse und Deutung historischer Ereignisse entwickelt wurden. Da Modelle zweckgebunden sind, ist die Anwendung außerhalb ihres Modellzwecks (z. B. in Bezug auf Skalenni-

veau, Aussageschärfe oder zeitliche Orientierung) problembehaftet. Dies gilt insbesondere, da eine sichere Validierung der Modelle für zukünftige Ereignisse nicht möglich ist.

Die derzeitigen Forschungsbemühungen zielen auf eine Bestimmung der Wahrscheinlichkeit von Modellergebnissen. Dieser Ansatz zum Umgang mit der Unsicherheit von Modellaussagen vernachlässigt zum einen die Tatsache, dass bei singulären Ereignissen auch sehr unwahrscheinliche Entwicklungen zum Tragen kommen können, zum anderen bietet er keinen Ansatz zum Umgang mit unbekanntem Risiken. Eine Verknüpfung von Ansätzen des Risikomanagements mit der Modellierung erfolgt nicht.

Da die bisher angewendeten Modelle vor allem auf die Identifikation von Wirkungen des Klimawandels ausgelegt sind, können sie im besten Fall Aussagen über die Handlungserfordernisse erzeugen. Die Frage, welche Maßnahmen zur Problembewältigung geeignet sind, bleibt dabei unbeantwortet. Erst der gezielte Test verschiedener Handlungsalternativen mittels der Modelle könnte hier Abhilfe schaffen.

Synthese

Die vorliegende Arbeit hat sich zum Ziel gesetzt, die Handlungsmöglichkeiten zum Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement am Beispiel eines konkreten Objektes zu untersuchen. Als Synthese aus dem oben genannten, lassen sich folgende Prinzipien ableiten, auf denen das Herangehen in dieser Arbeit aufbauen muss:

1. Die Entwicklung eines geeigneten Planungsprozesses ist die Voraussetzung für einen erfolgreichen Umgang mit dem Thema Klimawandel im Naturschutzmanagement.

Die Entwicklung eines strukturierten Prozesses als Leitlinie und Stütze für einen Entscheidungsprozess ist insbesondere dann von Bedeutung, wenn komplexe Situationen

erfasst und beeinflusst werden sollen. Sobald die einzelnen Komponenten und Einflussfaktoren einer Sachlage nicht mehr überschaubar sind, kommt der Systematisierung des Vorgehens eine besondere Bedeutung zu. Sie erlaubt es, ein Gesamtbild der Situation zu erhalten, obwohl bei den einzelnen Arbeitsschritten nur Ausschnitte betrachtet werden können. Der Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement ist eine solche komplexe Situation und bedarf daher eines geeigneten Planungsprozesses. Dieses Vorgehen muss auf die Entwicklung von Maßnahmen abzielen und eine Entscheidung über geeignete Handlungsalternativen so weit wie möglich vorbereiten. Besonderes Augenmerk muss der zielgerichteten Einbindung von Modellen gelten. Sie müssen auf die Erzeugung von entscheidungsrelevanten Informationen ausgerichtet sein. Ziel des Prozesses ist es nicht, sicheres Wissen zu generieren, sondern robuste Entscheidungen.

2. Das Konzept der komplexen adaptiven Systeme eignet sich besonders gut für die Beschreibung der Wirkungen des Klimawandels.

Das Zusammenspiel von Mensch und Umwelt, das im Mittelpunkt des Naturschutzmanagements steht, ist ein offenes komplexes System. Das pfadabhängige Verhalten, das dieses System im Zusammenspiel mit dem Klimawandel zeigt, kann mit Hilfe des Konzeptes der komplexen Systeme als forschungstheoretischer Rahmen erfasst und beschrieben werden. Demnach wird das Mensch-Habitat-Demografie-Verhältnis der betrachteten Population als Zusammenspiel mehrerer Teilsysteme verstanden, die eigenen Regeln folgen und sich wechselseitig beeinflussen. Die einzelnen Bausteine des Systems sind somit einer dynamischen Veränderung unterworfen. Art und Geschwindigkeit der Veränderungen hängen von internen Mechanismen ab, die durch Verhaltensregeln und Grenzen der Subsysteme bedingt werden. Je nach ihrem Status können sie unterschiedlich auf die von außen wirkenden Einflüsse reagieren.



3. Der Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement lässt sich nicht von anderen Problemen trennen.

Um ein komplexes adaptives System zu steuern, müssen alle relevanten Einflussgrößen berücksichtigt werden. Dazu gehören auch Einflussgrößen, die nicht unmittelbar von klimatischen Veränderungen abhängig sind. Eine Vernachlässigung dieser Komponenten gibt ein falsches Bild des Systems wieder und verhindert, dass alle Handlungsalternativen in der Maßnahmenplanung berücksichtigt werden.

4. Der Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement muss auf einem Risikomanagement aufbauen.

Der Umgang mit dem Klimawandel zeigt sich als eine Mischung aus dem Planen unter Risiko und dem Planen unter Ungewissheit. Sowohl die Ausgangssituation als auch das Systemverhalten lassen sich nur in Teilen bestimmen. Die massiven Veränderungen, die mit dem Klimawandel einhergehen, lassen auch erwarten, dass die betroffenen Systeme (wie z. B. das Klima, aber auch Ökosysteme) neue, bisher nicht dokumentiertes Systemverhalten zeigen. Eine klare Bezifferung der Wahrscheinlichkeit, mit der bestimmte Ereignisse eintreffen, lässt sich unter diesen Umständen kaum erzeugen. Die präzise Vorhersage aller klimatischen Veränderungen und der darauf aufbauenden Folgen ist nicht möglich. Die Folgen des Klimawandels sind mit einer Vielzahl an unbekanntem Risiken verbunden. Diese müssen im Planungsprozess berücksichtigt werden.

5. Im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement müssen die Unsicherheiten in der Projektion und die Unsicherheiten in der Entscheidungsfindung getrennt werden.

Viele Wirkungen des Klimawandels lassen sich nicht oder nur mit großen Ungenauigkeiten vorhersagen. Diese Unsicherheit in Bezug auf die zukünftige Entwicklung ist systemimmanent und lässt sich auch mit besseren Modellen nicht abstellen. Neben einem Risikomanagement, das im Planungsprozess

gezielt mit den Unsicherheiten in der Informationsbasis umgehen kann, müssen auch Mechanismen vorgesehen sein, die den Umgang mit unbekanntem Risiken und mit Unwissen ermöglichen. Der Planungsprozess sollte so angelegt sein, dass er zu robusten Entscheidungen führt, die auch bei sich ändernden Grundvoraussetzungen zuverlässige Handlungsempfehlungen erzeugen.

6. Im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement muss sowohl eine Analyse der Handlungserfordernisse als auch eine Entwicklung von Maßnahmen erfolgen.

Um die Bereiche zu identifizieren, in denen Veränderungen auftreten werden, muss das betrachtete Mensch-Umwelt-System zunächst analysiert werden. Da sich in einem komplexen System Wirkungen über Rückkopplungen und Kaskaden weit entfernt von ihrer Ursache zeigen können, sind die Bereiche, in denen sich die Folgen zeigen, nicht immer die geeigneten Ansatzpunkte für effektive Maßnahmen. Hier muss zwischen Symptomen und Ursachen unterschieden werden. Um ein Behandeln von Symptomen zu vermeiden, muss auf die Wirkanalyse eine Identifikation von geeigneten Ansatzpunkten für Gegenmaßnahmen folgen. Darauf aufbauend müssen die effektivsten Maßnahmen entwickelt werden. Es gilt also, zwischen der Problembeschreibung und der Maßnahmenentwicklung zu unterscheiden.

7. Der Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement muss auf den Prinzipien des Adaptiven Managements aufbauen.

Viele Wirkfolgen des Klimawandels sind bisher noch unbekannt, gleiches gilt für die Geschwindigkeit und mögliche Kipppunkte bereits beobachteter Wirkfolgen. Es ist damit zu rechnen, dass insbesondere in den nächsten Jahrzehnten immer neue Informationen über die Wirkung des Klimawandels entstehen.

Da auch die Konsequenzen von Eingriffen in natürliche Systeme und deren Wechselwirkungen mit anderen Bereichen nur schwer

abzusehen sind, muss der Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement ein Monitoringkonzept beinhalten, das neue Wirkfolgen erkennt, bestehende beobachtet und die Konsequenzen von Maßnahmen dokumentiert. Diese Ergebnisse sowie neue

Erkenntnisse müssen im Management regelmäßig überprüft und berücksichtigt werden. Das Konzept des Adaptiven Managements vereint diese Elemente und bietet einen geeigneten Ansatz hierfür.

2.4 Konzeption der Planungsphasen

Aufbauend auf den oben dargestellten Konsequenzen, lässt sich ein Vorgehen für die Untersuchung entwickeln. Die Konsequenzen dienen dabei als Leitlinien für die Konzeption des Planungsprozesses und der Ausgestaltung der einzelnen Planungsphasen. In der ersten Phase gilt es zunächst, das zu untersuchende System zu bestimmen und abzugrenzen. Dies gilt sowohl für die inhaltliche Aufgabenstellung als auch für die räumliche Ausdehnung des Betrachtungsgegenstandes. Die zweite Phase dient dazu, das Systemverständnis zu entwickeln. Dazu gehört die Erfassung potentieller Verhaltensweisen ebenso wie die Überprüfung auf bereits manifestierte Reaktionsmuster. Die dritte Phase gilt der Bestimmung möglicher zukünftiger Entwicklungen und der Reaktionsmöglichkeiten des Systems. Mit diesem

Wissen gewappnet, können in der letzten Phase geeignete Ansatzpunkte identifiziert werden und Maßnahmenvorschläge sowie geeignete Strategien entwickelt werden.

Die Planungsphasen dienen der Strukturierung des Planungsprozesses. Sie sind demnach nur eine grobe Einteilung. Um einen Planungsprozess zu erhalten, der gleich einem Kochrezept Schritt für Schritt abgearbeitet werden kann, müssen die Planungsphasen zunächst in Arbeitsschritte zerlegt werden. Zu diesem Zweck sollen im Folgenden die Planungsphasen noch einmal näher betrachtet werden. Zunächst wird dafür ihre Aufgabenstellung präzisiert, um sie darauf aufbauend in einzelne Aufgaben zu gliedern.

2.4.1 Phase I - Abgrenzung des Problemfeldes und des Untersuchungsgebietes

Die Abgrenzung des Problemfeldes dient dazu, das Ziel der Untersuchung so präzise wie möglich zu fassen. Je präziser die Problemlage und die Ziele beschrieben werden, desto einfacher und systematischer können sie im Folgenden bearbeitet werden. Gleichzeitig darf die Abgrenzung inhaltlich nicht zu eng definiert werden und muss den gesamten Wirkungskomplex des betrachteten Mensch-Umwelt-Systems beinhalten. Die Abgrenzung ist also eine Gratwanderung zwischen einer zu allgemeinen und einer zu spezifischen Erfassung des Problemfeldes. Neben der Definition der inhaltlichen Auf-

gabenstellung muss auch der Zeithorizont der Untersuchung abgegrenzt werden.

Da sich die Aufgabenstellung im Naturschutzmanagement an den Schutzobjekten orientiert, umfasst die inhaltliche Aufgabenstellung eine Beschreibung des Untersuchungsobjektes. Zur vollständigen Erfassung gehört ebenfalls an dieser Stelle die Abgrenzung und Beschreibung des betrachteten Raumes.

Die erste Planungsphase gliedert sich in drei Schritte, in denen versucht wird, verschiedene Aspekte des Problemfeldes zu beleuchten



und damit die Aufgabe der Planung immer klarer zu definieren. Die Arbeitsschritte sind:

- Darstellung von Problem und Anlass
- Abgrenzung und Beschreibung des Untersuchungsobjektes

- Abgrenzung und Beschreibung des Untersuchungsgebietes

2.4.2 Phase II – Entwicklung eines konzeptionellen Modells

Die zweite Phase des Planungsprozesses dient der möglichst vollständigen Erfassung des Systems und seiner Komponenten. Ebenso wichtig ist die Bestimmung von Wechselwirkungen und Beziehungen zwischen den Systemkomponenten. Bei der hier zugrunde liegenden systemaren Betrachtungsweise gilt es, das emergente Verhalten des Systems zu analysieren, um ein Systemverständnis zu entwickeln. Dem Ansatz der Komplexen Adaptiven Systeme folgend, darf die Betrachtung nicht auf den bereits realisierten Reaktionsraum des Systems beschränkt bleiben, sondern muss auch potentielle Verhaltensweisen aufzeigen. Hierzu dient zunächst die Entwicklung eines gedanklichen Abbildes des Untersuchungsgegenstandes. Wie in Kapitel 2.3 dargestellt, sollte dabei ein konzeptionelles bzw. heuristisches oder erklärendes Modell bevorzugt werden.

Um dem adaptiven Charakter der Planung Rechnung zu tragen, muss das Modell leicht veränderbar sein. Dies gilt nicht nur für die Anpassung an neue Sachinformationen, son-

dern ebenso für Verschiebungen in der Bewertungsgrundlage.

Für die Modellbildung müssen die Bestandteile des Systems benannt und definiert werden. Sind diese Systemkomponenten bestimmt, so müssen sie in ihrem Aufbau beschrieben und in ihren potentiellen Verhaltensweisen dargestellt werden. In einem ersten Schritt der Informationsbewertung gilt es zu bestimmen, welche der potentiellen Systemkomponenten für die Betrachtung des Systems relevant sind. Diese Auswahl dient dazu, das Modell auf die Fragestellung der Untersuchung einzuengen und die zielgerichtete Repräsentanz des Untersuchungsgegenstandes zu gewährleisten.

Die zweite Planungsphase lässt sich also in die folgenden Arbeitsschritte unterteilen:

- Bestimmung möglicher Systemkomponenten
- Bestimmung relevanter Systemkomponenten

2.4.3 Phase III - Analyse der Entwicklung und des Zustands der Systemkomponenten

Das Konzept der Komplexen Adaptiven Systeme legt nahe, dass der Zustand und das aktuelle Verhalten einzelner Systemkomponenten stark pfadabhängig sind. Es muss also sowohl der aktuelle Zustand als auch die historische Entwicklung der Systemkomponenten untersucht werden. Diese Untersuchung trifft bei Umweltmedien aufgrund der eingeschränkten Datenlage schnell an ihre

Grenzen. Gleichzeitig führt ein zu kurzer Betrachtungszeitraum zur Vernachlässigung wichtiger Entwicklungen und verhindert unter Umständen die Registrierung von entscheidenden Entwicklungszyklen. An dieser Stelle muss eine pragmatische Entscheidung über die Untersuchungstiefe getroffen werden. Die Dynamik eines komplexen Systems als Ganzes zu erfassen, ist kaum

möglich. Daher muss zunächst hilfsweise die Dynamik der einzelnen Komponenten bestimmt werden, um anschließend die Wechselwirkungen zwischen ihnen zu erfassen.

In der Regel ist die Analyse eines komplexen Systems sehr umfangreich. Es bietet sich daher an, die Analyse des Systems mit einer Zusammenfassung der Ergebnisse abzuschließen. Diese Zusammenfassung sollte den Ist-Zustand des Systems festhalten und

bestehende Probleme und Belastungen herausarbeiten.

Die dritte Planungsphase lässt sich in folgende Arbeitsschritte unterteilen:

- Bestimmung von Entwicklung und Zustand der Systemkomponenten
- Beschreibung bestehender Probleme und Trends

2.4.4 Phase IV - Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen

Die Aufgabe der vierten Phase ist es, die möglichen Entwicklungen und Reaktionsmöglichkeiten des Systems unter den sich verändernden Bedingungen des Klimawandels zu identifizieren. Zunächst gilt es, dafür die Rahmenbedingungen zu erfassen. In diesem Fall müssen die erhältlichen Informationen über die zukünftige Entwicklung des Klimas erfasst und verglichen werden. Die Vielzahl der verwendeten Modelle zur Projektion der zukünftigen Klimaentwicklung und die mit ihnen verbundenen Unsicherheiten machen es nötig, möglichst viele der vorhandenen Modellergebnisse zu betrachten. Ein Vergleich verschiedener Modellergebnisse wird aber durch die unterschiedliche Methodik sowie die unterschiedliche räumliche und zeitliche Konkretisierung der Ergebnisse erschwert. Es gilt also zunächst, einen Überblick über die vorhandenen Modellergebnisse zu erstellen, um dann ein geeignetes Verfahren zum Vergleich der Ergebnisse zu bestimmen. Der Vergleich der Ergebnisse sollte sowohl den Trend als auch die Grenzbereiche, d. h. die Extreme der Projektionen betrachten. Wie in Kapitel 2.2.2.3 dargestellt, ist hier eine qualitative Analyse der Entwicklungen für die Kommunikation der Unsicherheiten anzustreben.

Sind die Rahmenbedingungen geklärt, gilt es, die potentiellen Auswirkungen auf das System zu bestimmen. Hierzu sollte wieder als Hilfestellung die Auswirkung auf die einzelnen Systemkomponenten betrachtet werden. Die möglichen Wechselwirkungen innerhalb eines komplexen Systems legen nahe, dass hier alle Komponenten systematisch untersucht werden müssen. Dabei müssen auch Entwicklungen Berücksichtigung finden, die bisher noch nicht in Erscheinung getreten sind, aber im potentiellen Reaktionsraum des Systems liegen.

Sind die möglichen Wirkungen auf die Systemkomponenten bestimmt, gilt es wieder die Wechselwirkungen zwischen diesen zu betrachten, um so einen Überblick über die potentielle Reaktion des Systems zu erhalten.

Die vierte Planungsphase lässt sich in folgende Arbeitsschritte unterteilen:

- Vergleich der Projektionen zur Veränderung des Klimas
- Potentielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Systemkomponenten
- Potentielle Wechselwirkungen zwischen den Systemkomponenten



2.4.5 Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung

Die letzte Planungsphase hat zur Aufgabe, die bisherigen Ergebnisse zu bewerten und in Handlungsempfehlungen zu übersetzen.

Diese Phase bündelt die Bewertung innerhalb des Planungsprozesses. Die Trennung von Sach- und Wertebene kann innerhalb eines Planungsprozesses nie vollständig gelingen. Hieraus ergibt sich ein planungsimmanentes Dilemma, das nur im Sinne einer relativ besten, aber nie einer perfekten Lösung aufgelöst werden kann.

Die Bewertung in dieser Phase zielt darauf ab, geeignete Handlungsalternativen auffindig zu machen und in ihrer Eignung zu priorisieren. Hierzu müssen zunächst geeignete Ansatzpunkte für die Beeinflussung des Systems bestimmt werden. Dem Konzept der Komplexen Adaptiven Systeme folgend, können die Wechselwirkungen innerhalb eines Systems dazu führen, dass das Auftreten von bestimmten Problemen nicht auch die geeigneten Ansatzpunkte für deren Lösung identifiziert. Es gilt daher, die Bewertung auf die Identifikation von Ursachen auszurichten und eine Behandlung von Symptomen zu vermeiden. Da das Naturschutzmanagement vor Ort nur einen Ausschnitt des Systems beeinflussen kann, muss der Analyse des Systems nach geeigneten Ansatzpunkten eine Bewertung der Handlungsoption des Managements folgen. Eine dritte Bewertungsstufe umfasst die Wirkungen des Klimawandels auf die einzelnen Systemkomponenten, um die Dringlichkeit des Handlungserfordernisses zu bewerten. Am Ende dieser Bewertungskaskade sollte deutlich werden, an welcher Stelle die idealen Ansatzpunkte für die Beeinflussung des Systems liegen (*leverage points*), welche durch das Management beeinflusst werden können und an welcher Stelle Eingriffe besonders dringlich

sind. Damit können die Handlungserfordernisse für das Naturschutzmanagement detailliert dargestellt werden.

Aus diesen Informationen lassen sich gezielte Handlungsempfehlungen für das weitere Gebietsmanagement ableiten. Dazu müssen die Handlungsfelder systematisch betrachtet werden. Aus dem Systemverständnis und insbesondere den Erfahrungen aus der historischen Analyse müssen geeignete Maßnahmen und Strategien entwickelt werden. Die Auswahl der Maßnahmen folgt dabei dem Ansatz des präventiven Risikomanagements. Das Konzept des Adaptiven Managements legt nahe, dass dabei nicht nur die Maßnahmen selber, sondern auch deren Ziele und geeignete Ansätze zur Erfolgskontrolle ausgearbeitet werden müssen.

So sollen im Ergebnis Handlungsempfehlungen für das Landnutzungsmanagement zum vorausschauenden Umgang mit den Klimafolgen entstehen.

Die fünfte Planungsphase lässt sich in folgende Arbeitsschritte unterteilen:

- Bewertung des Handlungserfordernisses
- Bewertung der Bedeutung einzelner Elemente im Gesamtsystem
- Bewertung der Einflussmöglichkeiten des Managements
- Bewertung der Wirkung des Klimawandels
- Priorisierung der Handlungsfelder
- Aufstellen eines Maßnahmenkataloges
- Entwicklung von Strategien

2.5 Auswahl des Forschungsobjektes

Komplexe landschaftsökologische Prozesse lassen sich nur selten im Labor erforschen. Sie bedürfen meist einer umfassenden Betrachtung des realen Landschaftsausschnittes, in dem sie ablaufen. Dies gilt insbesondere bei den komplexen Zusammenhängen zwischen Populationsdynamik und Habitatveränderungen, wie sie hier mit betrachtet werden sollen. Erste Aufgabe der Arbeit war es daher, eine geeignete Spezies und einen lokalen Bestand für die Untersuchung zu finden.

Um die Reaktionen des Bestands möglichst gut abschätzen zu können, war eines der wichtigsten Auswahlkriterien ein guter biologischer Kenntnisstand über die Spezies im Allgemeinen sowie eine gute populationsbiologische Datenlage über den konkreten Bestand im Speziellen (vgl. Tabelle 4). Gleichzeitig sollte es sich um eine Art handeln, deren Lebensraum möglichst wenigen menschlichen Einflüssen ausgesetzt ist und in dem sich der Klimawandel deutlich manifestieren kann.

Da gerade mitteleuropäische Lebensräume im Allgemeinen stark vom Menschen und seiner Nutzung überprägt sind, fokussierte

sich die Suche nach einem geeigneten Forschungsobjekt bald auf die im Vergleich dazu immer noch relativ wenig beeinflussten Gebiete Nordeuropas. Ziel war es nicht, den menschlichen Einfluss vollständig auszuklammern, sondern zur Reduzierung der Komplexität auf ein möglichst geringes Maß und klar umrissene Einflussfaktoren zu beschränken. Ein weiterer ausschlaggebender Grund für diese Entscheidung war die Tatsache, dass die Arktis und Subarktis von den Auswirkungen des Klimawandels ganz besonders in Mitleidenschaft gezogen werden und sich hier bereits erhebliche Veränderungen zeigen (siehe z. B. ACIA 2004). Es soll hier allerdings nicht verschwiegen werden, dass neben den wissenschaftlich fundierten Kriterien auch pragmatische Gründe bei der Suche eine bedeutende Rolle gespielt haben. Dabei standen vor allem die Kosten, aber auch der Arbeitsaufwand für die Beschaffung der nötigen Daten sowie die Zugänglichkeit der Region mit an oberster Stelle. Des Weiteren wurden etwaige Sprachbarrieren bei der Auswahl berücksichtigt. So schieden die Wildnisgebiete Nordamerikas aufgrund der Entfernung und die Sibiriens aufgrund der Sprache für diese Untersuchung aus.

Tabelle 4: Liste der Kriterien für die Auswahl des Forschungsobjektes

Auswahlkriterien für die Spezies	Auswahlkriterien für den Bestand
Abhängigkeit von der Vegetation	Populationsbiologischer Kenntnisstand (Bestandsgröße, Altersklassenaufbau)
Abhängigkeit von temperaturgeprägten Lebensräumen	Datenlage im Gebiet (Klima, Vegetation, Nutzung etc.)
biologischer Kenntnisstand (Verhalten, Habitatpräferenz, Mortalität, Fekundität etc.)	Länge der vorhandenen Datenreihen über den Bestand
Bedeutung der Spezies für die Lebensgemeinschaft (<i>umbrella species</i>)	Kosten und Arbeitsaufwand für die Datenbeschaffung
Interesse der Allgemeinheit an der Spezies (<i>flagship species</i>)	Zugänglichkeit des Gebietes
	Bedeutung des Bestands für den Erhaltungszustand der Art



2.5.1 Rentiere als Forschungsobjekt

Um den Einfluss von Landschaftsveränderungen auf die Population untersuchen zu können, erschien eine herbivore Art mit Abhängigkeit von speziellen Vegetationstypen die beste Wahl. Veränderungen in der Pflanzendecke sollten sich hier direkt in Veränderungen der Populationsgröße und -dichte niederschlagen. Durch den guten populationsbiologischen Wissensstand, ihre Bedeutung als ‚umbrella species‘ für die Tundra sowie die direkte Abhängigkeit von bestimmten temperatargeprägten Vegetationsformen (siehe Abbildung 8) drängte sich das Rentier als Forschungsobjekt von Anfang an geradezu auf.

Schon seit Jahren zeigen einzelne Rentierbestände deutliche klimabedingte Veränderungen (z. B. Ferguson 1997; Hassol 2004; Jacobs et al. 1996; Miller & Gunn 2003). In der Literatur finden sich viele Ansätze zur

Untersuchung der Zusammenhänge (z. B. Aanes et al. 2000; Lenart et al. 2002; Skarin 2000; Weladji et al. 2003a,c). Gleichzeitig zeigen weltweit die Bestände wild lebender Rentiere eine deutliche negative Entwicklung (siehe Abbildung 9).

Dabei wächst die Besorgnis darüber, dass wilde Rentiere ebenfalls zu den Opfern des Klimawandels zählen könnten (ACIA 2004; Vors & Boyce 2009). Durch die enge Verknüpfung zwischen ihrer Nutzung und dem Überleben besonderer Traditionen und des kulturellen Erbes vieler indigener Völker wird an ihrem Beispiel auch die Abhängigkeit menschlicher Lebensweisen von klimatischen Umweltbedingungen besonders deutlich.

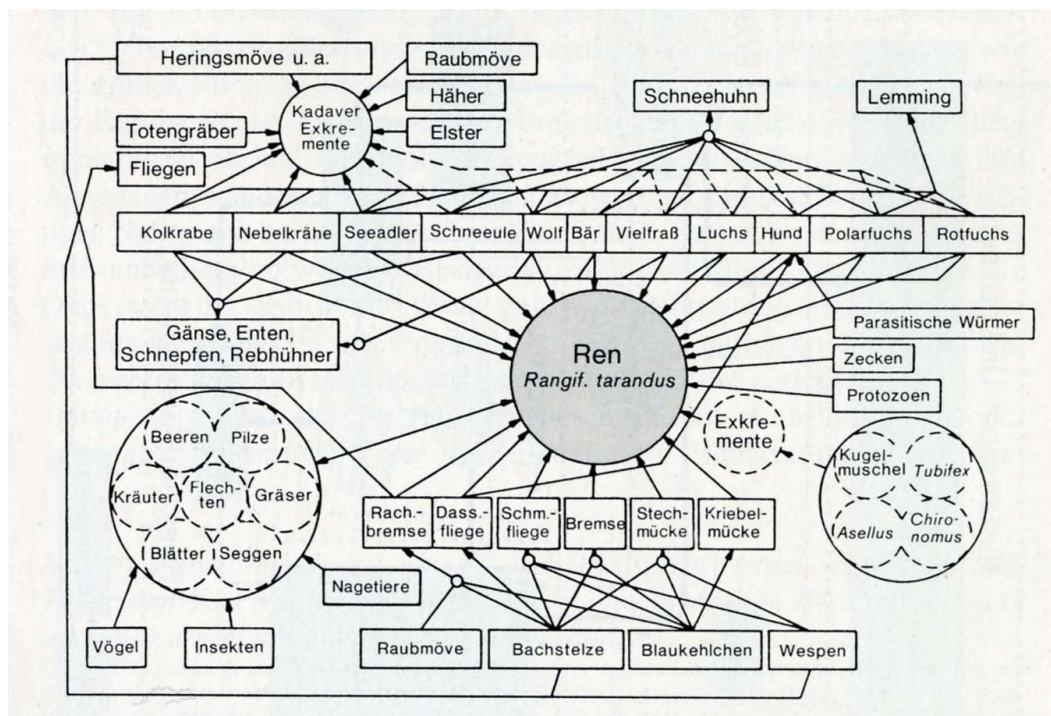


Abbildung 8: Das Rentier und seine Bedeutung für das Nahrungsnetz (Kalusche 1978 zit. n. Finke 1994: 34)

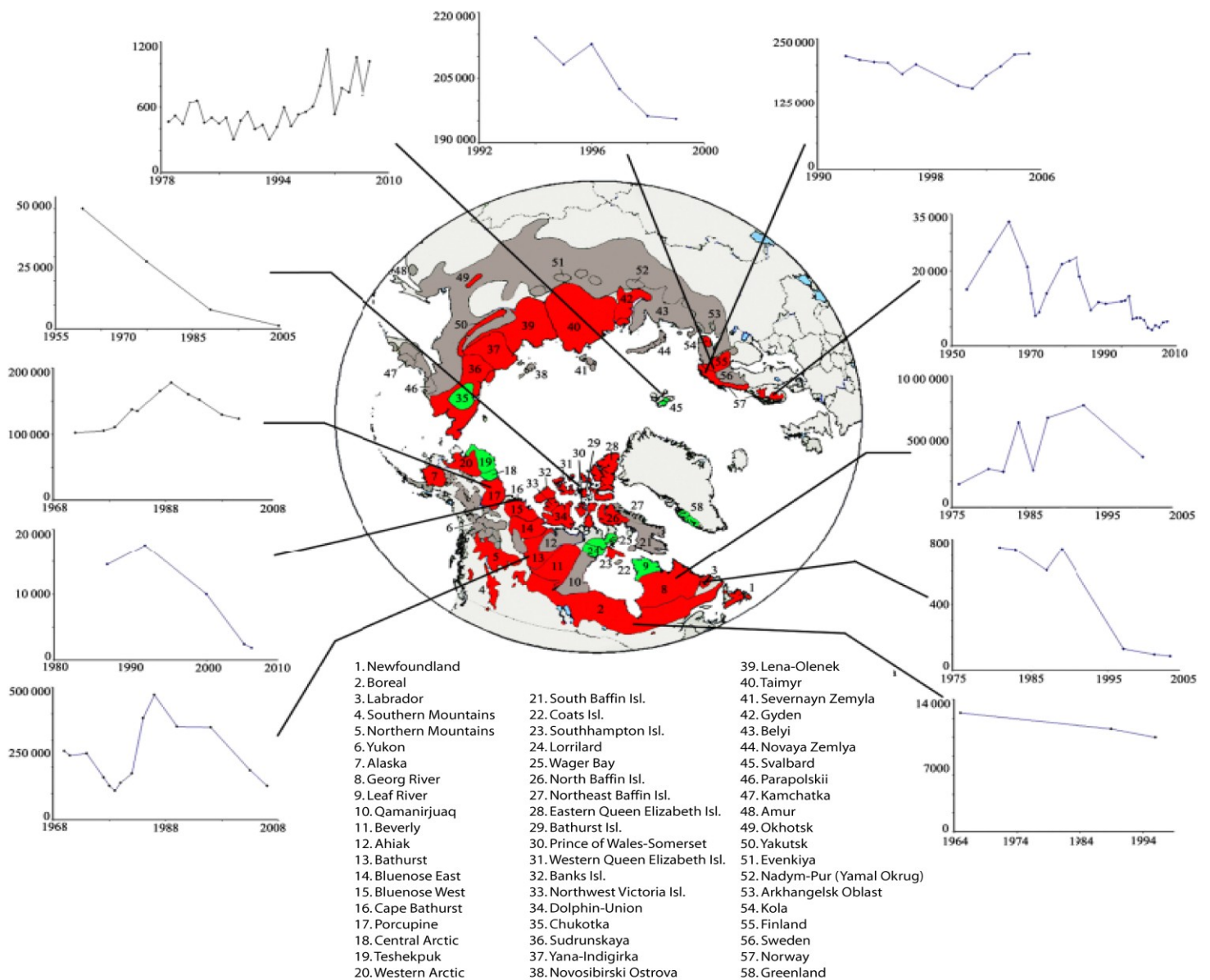


Abbildung 9: Entwicklungstrends der weltweiten Rentierbestände (verändert nach Vors & Boyce 2009: 2628)

2.5.2 Die Hardangervidda als Untersuchungsgebiet

Durch einen einjährigen Forschungsaufenthalt in Norwegen bestand die Möglichkeit, die nordeuropäischen Rentierbestände auf ihre Tauglichkeit für die Untersuchung zu überprüfen. In dieser Zeit konnten auch vielfältige Kontakte zu ortskundigen Fachleuten geknüpft werden. Dazu zählen unter anderem:

- Die Ecological and Environmental Change Research Group – Universität i Bergen
- Die Forschungsgruppe Population Biology of Reindeer – Universität i Oslo
- Das Projekt Satellitdata i forvaltning av naturverdier – Hedmark College



Da wilde Rentiere der Unterart *Rangifer tarandus tarandus* (Tundra-Rentiere/ Offenland-Rentiere) in Skandinavien nur noch in kleinen isolierten Populationen im südnorwegischen Bergland vorkommen (siehe Abbildung 10), erschien die Suche in diesem Gebiet besonders lohnend. Ihr Vorkommen am südlichen Rand des Verbreitungsgebietes lässt hier besonders dramatische Veränderungen erwarten. Noch dazu macht die Zergliederung des Lebensraums die Schwierigkeit einer adaptiven Wanderung im Rahmen sich verändernder Klimazonen besonders deutlich. In der Bergregion des südlichen Skandinaviens wirken Infrastrukturentwicklung, Energiegewinnung, Tourismus und Landwirtschaft direkt und indirekt auf die Landschaft ein. Die so entstehende Gemengelage aus klimabedingten und anthropogenen Faktoren sowie die beginnende Debatte über die weitere Entwicklung und Nutzung der betreffenden Region (z. B. Coughlan 2003; Nellemann et al. 2001a) machen die südnorwegischen Rentierbestände zu einem Schaufenster für die Veränderungen, die auch andere Arten und Lebensräume in ähnlicher Weise erleben. Die hier exemplarisch untersuchten Probleme haben ein hohes Potential verallgemeinerbare Konzepte und Lösungen zu erzeugen.

Nach Prüfung der Datenlage sowie intensiver Abstimmung mit den ortskundigen Fachleuten wurde der Rentierbestand der *Hardangervidda* als geeignetes Untersuchungsobjekt ausgewählt. Mit einer Bestandsgröße von ca. 9.000 Tieren (Stand Sommer 2009) ist er der größte Bestand wildlebender Rentiere in Europa. Er ist für die Folgen des Klimawandels besonders anfällig. Seine Situation erfüllt gleich mehrere Gefährdungskriterien (siehe Tabelle 5).

Weite Teile der *Hardangervidda* wurden 1981 zum Nationalpark erklärt. Neben umfangreichen Einzeluntersuchungen über den Reproduktionserfolg, Altersklassenaufbau, Fekundität, Mortalität und Habitatpräferenzen der Population finden seit den 1960er Jahren des 20. Jahrhunderts auch regelmäßig Erfassungen der Bestandsgröße statt. Der da-

durch dokumentierte Bestandseinbruch in den Jahren 2000 bis 2003 lässt vermuten, dass der Bestand bereits mit klimabedingten Veränderungen zu kämpfen hat. Die durch diesen Rückgang ausgelöste Diskussion¹⁹ um das aktuelle Populationsmanagement zeigt deutlich, welche Probleme und latenten Mängel bei der Verwaltung des Nationalparks und dem Schutz des Bestands bestehen. Die so entstandene Situation verlangt nach einem planerischen Ansatz, um die Naturschutzmaßnahmen zu koordinieren und zu kommunizieren. Daher bietet der Bestand ein spannendes Tätigkeitsfeld, in dem nicht nur die landschaftsökologischen Untersuchungen effizient durchgeführt werden können, sondern vor allem ihre planerischen Konsequenzen beleuchtet werden müssen.

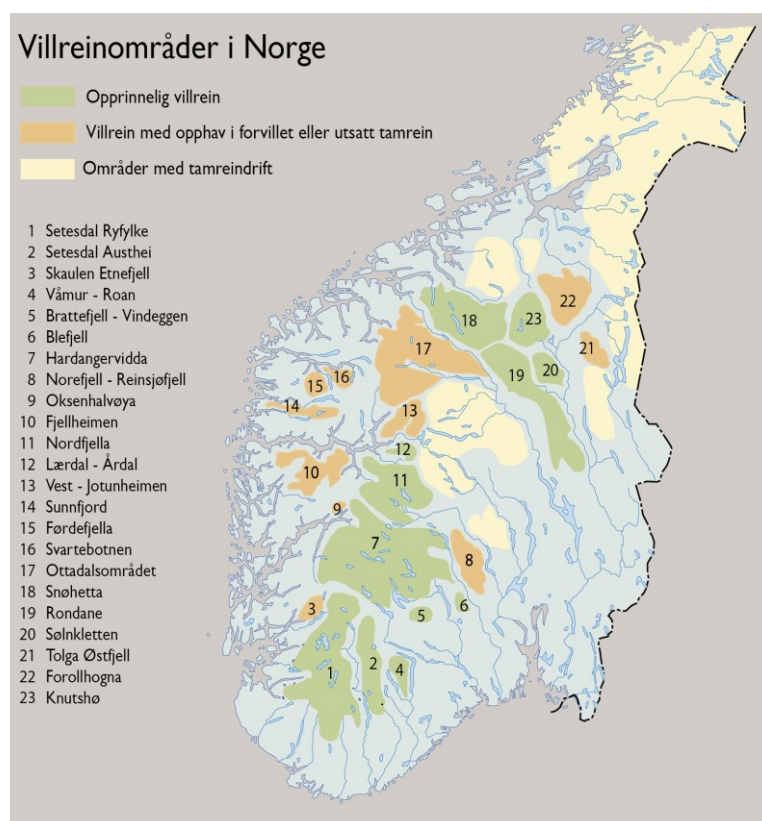


Abbildung 10: Restlebensräume wilder Rentiere (villrein) und domestizierter Rentiere (tamrein) in Südnorwegen (Andersen & Hustad 2004: 24)

¹⁹ So wurde die Reduktion des Jagddruckes im Jahre 2003 nicht etwa durch die Beschränkung der Jagdquote erreicht, sondern durch die Weigerung vieler Grundeigentümer, die Rentierjagd in diesem Jahr auf ihrem Grund und Boden zu erlauben.

Tabelle 5: Beurteilung der Gefährdung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* durch den Klimawandel (erweitert nach OTA 1993: 259)

Ökosystem, Art oder Habitattyp	Risikofaktor	Zutreffend für den Rentierbestand der <i>Hardangervidda</i> ?
<i>Ökosystem oder biogeografische Region</i>		
Arktische Ökosysteme	Überdurchschnittliche Erwärmung; viele Arten in der Arktis sind in ihrer Nahrungskette vom Eis abhängig, das beim Abschmelzen der Polkappen verloren geht.	<input checked="" type="checkbox"/>
Montane und alpine Ökosysteme	Kleine, isolierte Habitate; beschränkte Migration; empfindlich gegenüber Veränderungen in Temperatur und Niederschlag.	<input checked="" type="checkbox"/>
Küsten-Ökosysteme	Sensibel gegenüber Meeresspiegelanstieg und verändertem Salzgehalt.	<input type="checkbox"/>
Feuchtgebiete in ariden und semiariden Regionen	Isoliert, klein; sensibel gegenüber Veränderungen des Niederschlags.	<input type="checkbox"/>
<i>Art und Habitate</i>		
Geografisch isolierte Artenbestände (refugia)	Isolierte Populationen – Durch den Klimawandel kann die Eignung des Habitats für den Bestand verloren gehen.	<input checked="" type="checkbox"/>
Artenbestände am Rande des Verbreitungsgebietes	Wahrscheinlich stark sensibel gegenüber klimatischen Veränderungen (Bestände am nördlichen Rand können sich ausbreiten, während Bestände am südlichen Rand lokal aussterben.)	<input checked="" type="checkbox"/>
Arten, die vom Zeitpunkt der Eis- und Schneeschmelze abhängig sind	Die Verfügbarkeit von Wasser und schneefreien Flächen ist bedeutsam für die Reproduktion; früheres Abschmelzen verringert die Wasserversorgung im Sommer.	<input checked="" type="checkbox"/>
Seltene und bedrohte Arten	Oft isolierte oder endemische Bestände; anfällig gegenüber jeder Veränderung des Habitats; besonders anfällig gegenüber kumulativen Beeinträchtigungen.	<input checked="" type="checkbox"/>
Arten, die große Wanderungen unternehmen	Auf der gesamten Migrationsroute abhängig von geeigneten Lebensräumen.	<input checked="" type="checkbox"/>
Genetisch verarmte Artenbestände	Eingeschränkte Anpassungsfähigkeit gegenüber Umweltveränderungen im Rahmen der natürlichen Selektion	<input type="checkbox"/>
Ausbreitungsschwache Arten	Sehr langsame Verschiebung des Ausbreitungsgebietes.	<input type="checkbox"/>



3 Anwendung am Beispiel des Nationalparks Hardangervidda

3.1 Phase I – Die Hardangervidda und ihr Rentierbestand als Untersuchungsgegenstand

3.1.1 Das Rentier

Das Rentier ist ein herbivores Herdentier mit zirkumpolarer Verbreitung (siehe Abbildung 11). Die Spezies wird anhand ihrer Herkunft in 7 Unterarten unterteilt (Røed 2007: 18). Die Unterarten lassen sich in zwei Hauptgruppen gliedern. Zum einen Rentiere, die die weite offene Tundra als Lebensraum nutzen (Tundra- oder Offenland-Rentiere / *barren-ground reindeer*, *Caribou*), zum anderen Tiere, die den Wald bevorzugen (Wald-Rentiere / *forest reindeer*, *Woodland Caribou*) (ebd.). Es handelt sich dabei nicht nur um eine jeweilige Anpassung an den vorherrschenden Habitattyp, sondern um grund-

gende Verhaltensunterschiede, die genetisch verankert sind.

Allen Unterarten gleich ist aber ihre Anpassung an das Leben in einer Landschaft, die mehr als die Hälfte des Jahres von Schnee und Eis beherrscht wird. Dazu gehören u. a. ein sehr gut isolierendes Fell sowie ihre verhältnismäßig großen und weichen Klauen, die das Einsinken im Tiefschnee verhindern. Zu den erstaunlichsten Anpassungen gehören aber sicherlich ihre Ernährungsgewohnheiten.

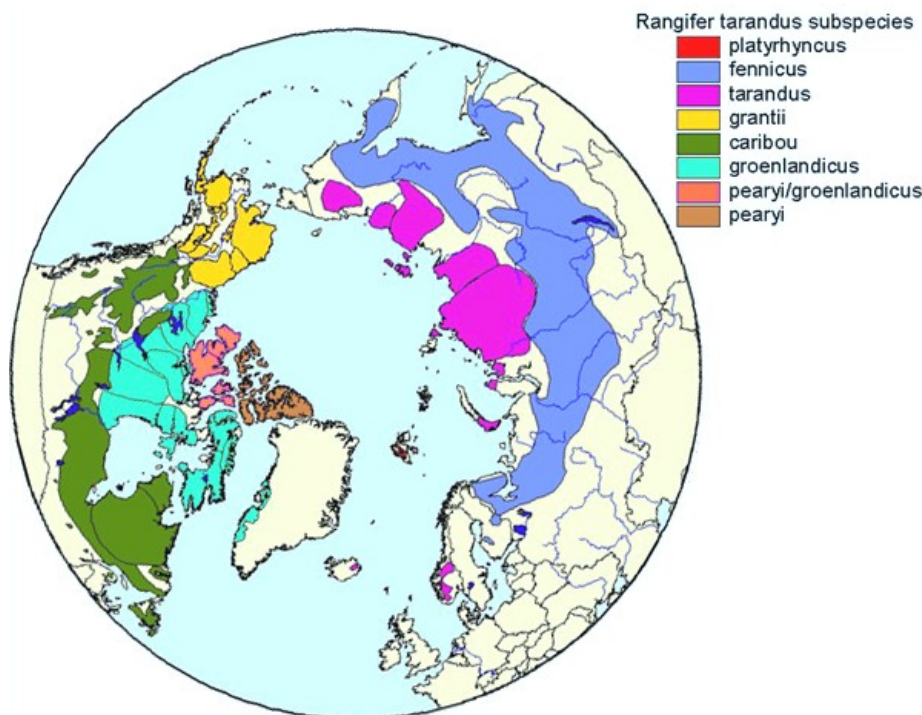


Abbildung 11: Übersicht über die Vorkommen der verschiedenen Subspecies von *Rangifer tarandus* (verändert nach Rangifer 2010)

Rentiere sind in der Lage, ihre Verdauung von einer energiereichen Sommerkost aus Gräsern, Kräutern und Blättern auf die Nutzung schwer verdaulicher, sehr stickstoffhaltiger Flechten im Winter umzustellen. Dadurch haben sie es geschafft, sich eine der wenigen Nahrungsquellen zu erschließen, die im arktischen Winter noch zu erreichen ist und so einen Lebensraum erobert, der den meisten Wiederkäuern vollständig verschlossen ist (siehe Tabelle 6).

Trotz der Tatsache, dass Rentiere seit Jahrtausenden zu einer der wichtigsten Nahrungsquellen des Menschen gehören, fällt ihre Domestizierung erst in das letzte Jahrtausend. Zwar sind schon aus der Zeit um 900 vor Christi erste Berichte von domestizierten Rentierherden aus der Region um Troms bekannt (Pollmann 1988: 7f), diese bildeten aber eher seltene Ausnahmen. Erst vor 300 bis 400 Jahren wurde die Rentierzucht in Nordeuropa zu einem bedeutenden Wirtschaftszweig (Fjellheim 2005: 21f; Pollmann 1988: 8). Ob dieser Wandel durch einen Niedergang des Wildtierbestands, der erhöhten Nachfrage nach Pelzen oder durch andere Gründe ausgelöst wurde, ist umstritten (Pollmann 1988: 8). Die halbnomadische Herdenhaltung verbreitete sich von

Skandinavien aus schnell in Richtung Osten, blieb aber auf den eurasischen Kontinent beschränkt. Bis zur Mitte des 18. Jahrhunderts hatte sich die Rentierwirtschaft zum Haupterwerb der samischen Bevölkerung entwickelt. Eine eindruckliche Dokumentation der Rentierwirtschaft dieser Epoche findet sich insbesondere in den Beschreibungen der Lapplandreisen des schwedischen Forschers Linné (1732).

Da die Domestikation noch nicht sehr weit fortgeschritten ist, kommt es leicht zur Vermischung von wilden und zahmen Herden. In solchen Fällen nehmen zahme Rentiere schnell wieder die extreme Scheu ihrer wilden Artgenossen an. Der hieraus resultierende erhöhte Betreuungsbedarf führt dazu, dass wilde Rentiere in der Nähe von Zuchtieren nur selten geduldet werden. Obwohl die Dichte an Rentieren in Nordskandinavien und Nordsibirien hoch ist, finden sich in Eurasien daher wilde Rentierbestände heute nur noch am südlichen Rand des Verbreitungsgebietes, wo die Zucht nur sporadisch betrieben wird. Insbesondere das südnorwegische Bergland ist so zu einem der letzten Rückzugsgebiete für wilde Rentiere in Europa geworden.

Tabelle 6: Rentierarten und ihre verschiedenen ökologischen Nischen (nach White et al. 1981: 399)

Species	Area	Habitat types		Dietetic types	
		Summer	Winter	Summer	Winter
Sub-arctic mountain reindeer	South Norway; Kola	Low-high alpine snow bed meadows	Dwarf shrub-lichen heaths	Grazer-browser	Epigeic lichens
Arctic barren-ground caribou; tundra reindeer	North American mainland; Siberian mainland	Dwarf-shrub-sedge marshes	Dwarf shrub-lichen heath; conifer-lichen heaths	Grazer-browser	Epigeic lichens
Woodland caribou; Forest reindeer	Newfoundland; Finland; Karelia	Riverbanks; marshes	Climax sub-arctic boreal forest	Grazer-browser	Arboreal lichens
Montane caribou/ reindeer	West Canada; Altai	Low-high alpine snow bed meadows	Sub-alpine climax boreal forest	Grazer-browser	Arboreal lichens
High arctic island reindeer	Canadian Arctic Archipelago; Svalbard, Greenland	Lowland sedge-moss-dwarf shrub tundra	Dwarf shrub heaths	Grazer-browser	Browser-grazer



3.1.2 Die Hardangervidda

3.1.2.1 Lage

Die *Hardangervidda* breitet sich zwischen 59° 50' und 60° 32' nördlicher Breite sowie 6° 33' und 8° 50' östlicher Länge aus. Genau in der Mitte zwischen *Bergen* und *Oslo* gelegen²⁰, bildet sie den zentralen Teil Südnorwegens. Mit einer Fläche von mehr als 8.000 km² umfasst sie ca. 3 % der gesamten Landesfläche Norwegens. Als zentrale Hochfläche der südlichen Scandes wird sie begrenzt durch die umliegenden, zum Teil tief eingeschnittenen Täler, welche auch die wichtigsten nationalen Verbindungswege und größere Siedlungen aufnehmen. So wird die *Hardangervidda* im Norden durch die Bahntrasse Oslo-Bergen (*Bergensbanen*) und im Süden durch die Europastraße 134 und den *Riksveien*²¹ 37 begrenzt. Im Westen fällt das Plateau über 1.000 m steil zum *Sørfjord* und *Eidfjord* ab. Von Osten her ziehen sich mehrere Täler in die Hochfläche, so dass sich ihre Grenze hier nicht ganz so eindeutig ziehen lässt. Sie entspricht in etwa einer Linie vom Nordende des *Tinnsjø*, entlang des *Tessungdalen* und dem *Riksveien* 40 bis nach *Geilo*.

Die Hochfläche wird lediglich vom *Riksveien* 7 in ihrer Gesamtheit von Ost nach West durchschnitten (siehe auch Kapitel 3.1.2.6). In nord-südlicher Richtung gibt es hingegen keine Straßenverbindung. Auch nennenswerte Ortschaften finden sich auf dem Hochplateau keine²². In den Tälern am Rande der *Hardangervidda* liegen die Ortschaften *Odda*, *Røldal*, *Rjukan*, *Geilo* und *Eidfjord*, die auch die imaginären vier Ecken des Gebietes abstecken. Weitere größere Ortschaften sind *Kinsarvik*, *Lofthus*, *Dagali*, *Ustaaset*, *Hauga-*

²⁰ Die Entfernung nach *Bergen*, *Oslo*, *Haugesund*, *Stavanger* und *Skien* beträgt jeweils rund 150 km.

²¹ vergleichbar mit der Kategorie einer Bundesstraße.

²² d. h. Ortschaften, die zumindest irgendeine Form von kommunaler Infrastruktur, Einkaufsmöglichkeit oder ähnlichem aufweisen. Zum Thema der ausufernden Hüttendörfer siehe Kapitel 3.3.6.

Tabelle 7: Die Verwaltungseinheiten der Hardangervidda

Fylke	Nr.	Kommune	Verwaltungsort
Hordaland	1233	Ulvik	Ulvik
	1232	Eidfjord	Eidfjord
	1231	Ullensvang	Kinsarvik
	1228	Odda	Odda
Buskerud	0620	Hol	Hol
	0633	Nore og Uvdal	Rødberg
Telemark	0826	Tinn	Rjukan
	0834	Vinje	Vinje

støl. Ebenfalls die Orte *Fossli*²³ und *Finse*²⁴ sollen hier aufgrund ihrer touristischen Bedeutung nicht unerwähnt bleiben.

Politisch gehört die *Hardangervidda* zu den *fylke*²⁵ *Hordaland*, *Buskerud* und *Telemark*. Auf örtlicher Ebene wird sie durch acht *kommune* (Gemeinden) verwaltet (siehe Tabelle 7), die zum Teil über das eigentliche Gebiet der *Hardangervidda* hinausreichen. Als wichtigste Gemeinden können *Eidfjord*, *Odda* und *Tinn* betrachtet werden, wobei die anderen Gemeinden sowohl an Bedeutung als auch an Flächenanteil diesen nur wenig nachstehen (siehe Abbildung 12).

²³ Bekannt durch den *Vøringsfossen*, der mit 182 m Gesamthöhe zu den höchsten Wasserfällen Europas zählt.

²⁴ Auf 1.222 m o.h. bildet *Finse* den höchsten Punkt der *Bergensbanen* und ist sowohl als Wintersportort als auch als Schauplatz für die Dreharbeiten zu George Lucas „*Star Wars – Episode V*“ zu bescheidenem Ruhm gekommen.

²⁵ Hierbei handelt es sich um die Verwaltungseinheiten Norwegens auf erster Ebene, d. h. in etwa vergleichbar mit einem Bundesland, auch wenn die politischen Kompetenzen eines *fylke* bei weitem nicht so umfangreich sind. Die 19 *fylker* des Landes sind in 431 *kommuner*, d. h. Gemeinden unterteilt.

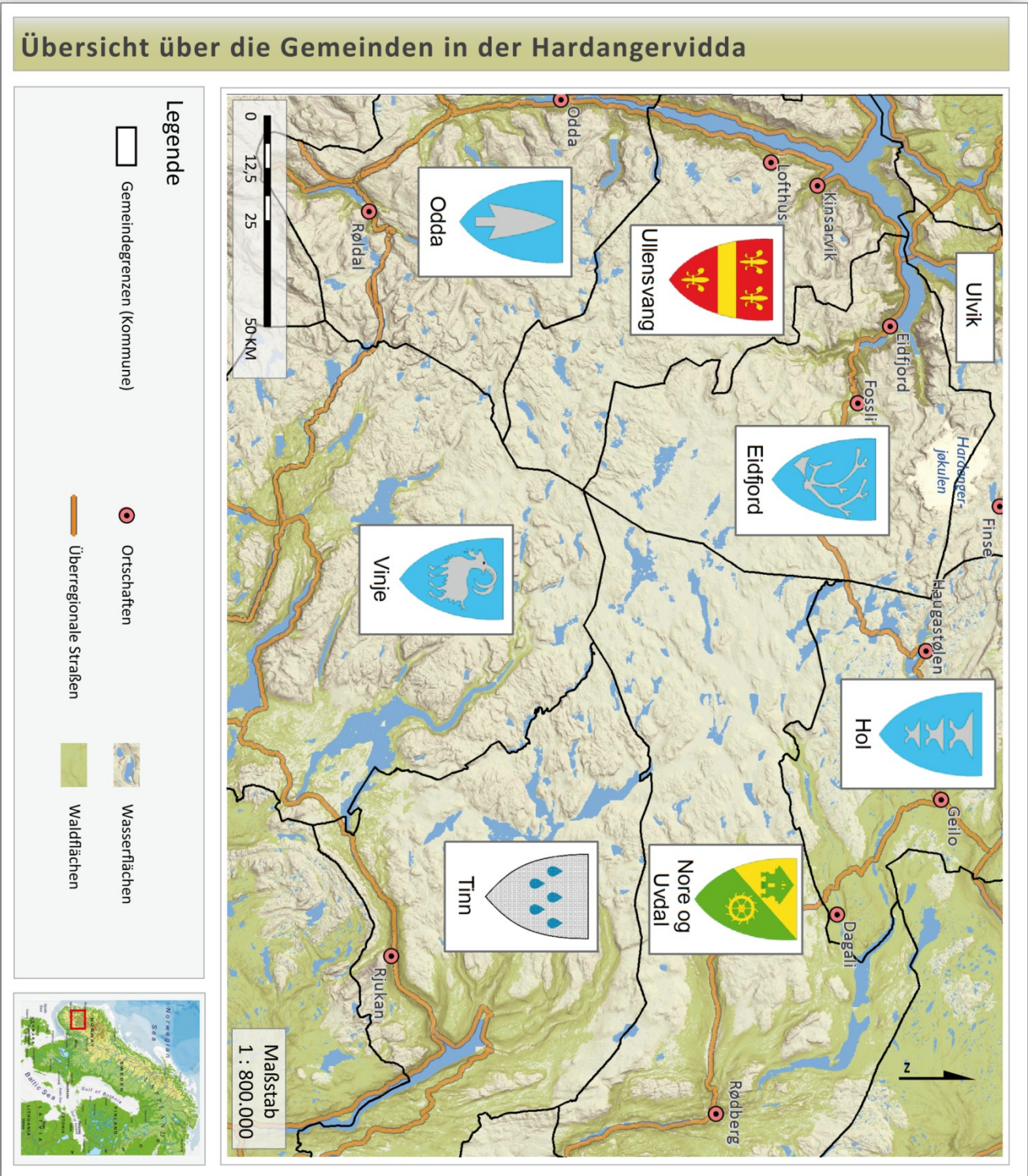


Abbildung 12: Karte der Gemeinden in der *Hardangervidda*



3.1.2.2 Abgrenzung des Untersuchungsgebietes

Wie so oft ist die Abgrenzung einer Landschaft - wie der *Hardangervidda* - leider nicht so eindeutig, wie es nach der obigen Beschreibung erscheinen mag. Da es keine zuverlässige Einteilung der Landschaften oder naturräumlichen Großeinheiten Norwegens gibt, ist hier jeder mehr oder weniger auf sich gestellt. Daher findet sich in der Literatur auch nur die ungefähre Flächenangabe von 8.000 km². Bei dieser Größe kann es sich jedoch nur um die eigentliche Fläche des Hochplateaus über 1.000 Höhenmetern handeln. Gerade im Rahmen der vorliegenden Untersuchung scheint es fragwürdig, einer solchen Grenzziehung zu folgen, denn auch die erreichbaren Täler in und um die *Hardangervidda* haben durchaus große Bedeutung als Lebensraum und Korridor für den Bestand. Um eine eindeutige Linie ziehen zu können, die auch für die Rentierpopulation von Bedeutung ist, wurde das Untersuchungsgebiet vor allem entlang von Barrieren abgegrenzt, die für die Rentiere nicht oder nur schwer zu überwinden sind. Dazu zählen stark frequentierte Verkehrsachsen und größere Gewässer wie Seen und Fjorde. In einigen Bereichen (wie z. B. bei der Abgrenzung zum *Blefjell* im Südosten) wurde auch das vorhandene Wissen um das historische Verbreitungsgebiet der Rentiere herangezogen (vgl. NOU 1974: 97).

Die Grenze des Untersuchungsgebietes verläuft demnach im Norden entlang der Seenkette von *Finsevatnet* bis zum *Ustedalsfjorden*. Sie führt dann auf dem *Riksveien 40* von *Geilo* bis zum *Skurdalsfjorden* und weiter über die Seenkette des *Pålbufjorden* bis ins *Numedal* bei *Rødberg*. Diesem Tal folgt sie bis zum Ende des *Kravikfjorden*. Von hier wurde entlang mehrerer Feuchtgebiete die Grenze zum *Blefjell* gezogen. Vom *Tinnsjø* bei *Mæl* verläuft die Linie entlang dem *Riksveien 37* und der Europastrasse 134 bis zum *Sørfjorden*. Diesem und dem *Eidfjorden* folgend führt sie nun nach *Eidfjord* und von hier durch das *Simadalen* und vorbei am *Rembedalsvatnet* zurück nach *Finse*.

Insgesamt umfasst das Untersuchungsgebiet so eine Fläche von 9.947 km². Mit dieser Abgrenzung hat das Untersuchungsgebiet einen größeren Umgriff als die eigentlich als *Hardangervidda* bezeichnete Landschaft. Dieser weitere Betrachtungshorizont ist allerdings nötig, um den Lebensraum des Rentierbestands so vollständig wie möglich zu erfassen und auch historische Veränderungen wie z. B. den Ausbau der Ortsverbindungen zwischen *Tessungdalen* und *Imingfjell* in ihrer Konsequenz beleuchten zu können.

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes ist in Abbildung 13 kartografisch dargestellt.

Übersicht über das Untersuchungsgebiet

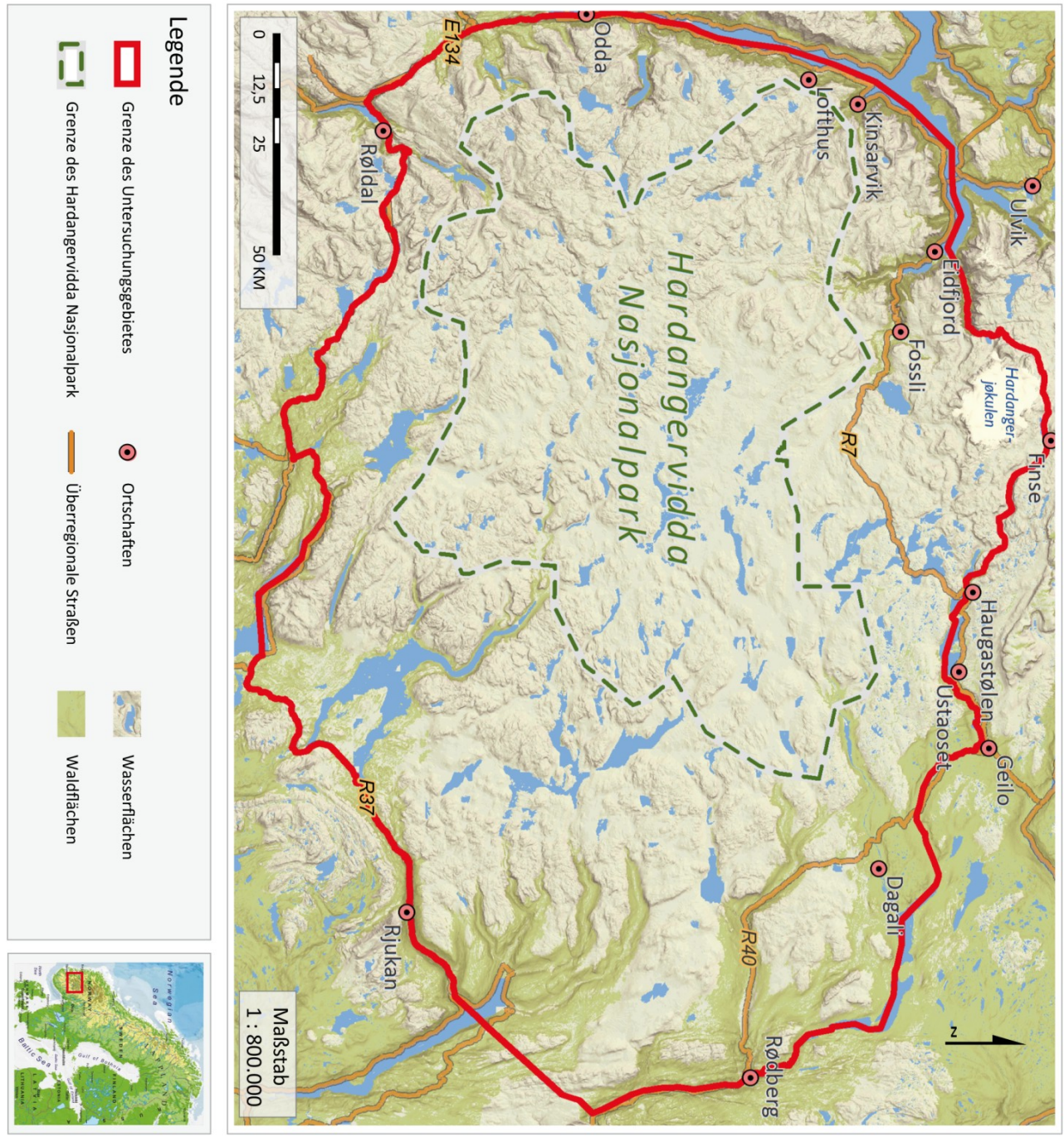


Abbildung 13: Karte des Untersuchungsgebiets



3.1.2.3 Abiotische Grundlagen

3.1.2.3.1 Topographie

Die *Hardangervidda* besteht aus dem zentralen Hochplateau der südlichen Scandes und den umgebenden Bergen. Mit ihrer Fläche von mehr als 8.000 km² gilt die *Hardangervidda* als Europas größtes alpines Plateau. Als höchste Erhebung dominiert der *Hardangerjøkulen* (60°32'N, 7°22'E) mit einer Höhe von 1.863 m o.h.²⁶ das Gebiet und die weiße Gletscherkappe dieses Tafelberges ist weithin auf dem Plateau sichtbar. Eine Fläche von derzeit ca. 73 km² macht den *Hardangerjøkulen* zum sechstgrößten Gletscher Norwegens (Kjøllmoen et al. 2007: 42). Noch nicht einmal 150 km von der Westküste entfernt, markiert der *Hardangerjøkulen* trotzdem schon die südnorwegische Wasserscheide. Entsprechend der nach Westen immer weiter zunehmenden Hebung der skandinavischen Landmasse zeichnet sich auch die *Hardangervidda* durch ein nach Osten abfallendes Profil aus. Im Westen wird sie geprägt von einem steil aus dem *Sørffjord* aufsteigenden Bergzug, dessen Gipfel Höhen von 1.400 bis über 1.600 m o.h. erreichen. An seinem östlichen Rand wird er durch das zum Teil weit ausgeschürfte Tal des *Veig* von

²⁶ m o.h. bedeutet 'meter over havet' wörtlich übersetzt also Meter über dem Meer. Leider unterscheidet sich die als Basis verwendete Meereshöhe für diese typische Angabe zwischen einzelnen Ländern. In Karten und der Literatur werden bei Angaben über die Höhe einzelner Orte in der *Hardangervidda* verschiedene Bezeichnungen gebraucht (meistens m o.h. und m a.s.l.) es kann an dieser Stelle nicht eingeschätzt werden, ob dabei auch eine entsprechende Angleichung der Referenzmaßstäbe vorgenommen wurde. Um topografisch so weit wie möglich korrekte Angaben zu machen, wurde auf eine Vereinheitlichung (z. B. auf m ü. NN) verzichtet. Im Text wird daher immer das im Original verwendete Referenzsystem angegeben (d. h. m o.h. oder m a.s.l.). Es sollte an dieser Stelle zusätzlich darauf hingewiesen werden, dass sich in Norwegen auch die Höhenangaben innerhalb eines Referenzsystems verändert haben können, bei Angaben in geologischen Zeitmaßstäben muss die Landhebung des skandinavischen Schildes berücksichtigt werden, bei Angaben aus historischen Quellen muss zusätzlich die Umstellung des geodätischen Datums von ED50 auf ETRS89 berücksichtigt werden (siehe Kapitel 3.3.2.4.4).



Abbildung 14: Blick über die zentrale Hochfläche der *Hardangervidda* in Richtung *Hardangerjøkulen* (Rannow 2008)

Nord nach Süd durchbrochen. Der sich östlich anschließende Teil der *Hardangervidda* wird immer flacher und bildet eine große mit vielen Seen durchsetzte Ebene auf einer Höhe von 1.100 bis 1.200 m o.h. (siehe Abbildung 14). Die verstreut liegenden Berge erheben sich kaum mehr als 150 m über das Niveau der Hochflächen. Am östlichen Rande des Plateaus schneiden sich mehr und mehr Täler in das Hochland, die sich im *Numedal* und im Tal des *Tinsjø* (191 m o.h.) vereinigen. Hierdurch läuft die *Hardangervidda* im Osten allmählich in mehreren fingerförmigen Berg Rücken von 1.100 m bis 1.200 m o.h. aus. Insgesamt liegt der Hauptteil der *Hardangervidda* auf einer Höhe zwischen 1.100 m und 1.300 m o.h., wohingegen die umliegenden Täler meist nur wenige Dutzend bis hundert Meter über dem Meeresspiegel liegen. Als bedeutendste Erhebungen sind neben dem *Hardangerjøkulen* noch der *Harteigen* (1.690 m o.h.), der *Sandfloegga* (1.721 m o.h.), das *Nupsfonnmasiv* (1.691 m o.h.), der *Træshøgdi* (1.681 m o.h.) und der *Solfonntaggen* (1.674 m o.h.) zu nennen.

3.1.2.3.2 Geologie

Die *Hardangervidda* gehört wie ganz Norwegen zum fennoskandischen bzw. baltischen Schild. Im Bereich der Hochebene lassen sich drei Hauptgesteinsschichten unterscheiden, das so genannte *Grunnfjell* (d. h. das Grundgestein), eine Schicht aus Phyllit und Glimmerschiefern sowie eine Deckschicht aus kristallinem Gestein (Fossen 2004a: 21).

Das *Grunnfjell* umfasst das präkambrische Sockelgestein, auf dem die anderen Schichten aufliegen. Dieses Urgestein ist ein Konglomerat aus vorwiegend metavulkanischen Gesteinen, wie z. B. Graniten, Gneisen und Schiefen, die sich vor mehr als 600 Millionen Jahren gebildet haben (Fossen 2004b: 28; Dahl 1997: 16). Es handelt sich hierbei allerdings nur um ein Mindestalter, so dass manche Felsformationen dieser Schicht im Süden und Westen der *Hardangervidda* ein Alter von über 1.000 Millionen Jahren haben (Fossen 2004b: 31). Das *Grunnfjell* stellt die Überreste des Superkontinentes Baltika dar, dessen ebenmäßig erodiertes Tafelland zum Zeitenwechsel des Kambriums im Bereich des heutigen Südnorwegens vom Lapetus-Ozean überflutet wurde. Im Laufe von mehr als 150 Millionen Jahren wurde während des Kambriosilur auf dem Grundgestein eine Sedimentdecke von mehreren hundert Metern Mächtigkeit aufgelagert (Fossen 2004a: 21). Die Kollision der Kontinentalschollen Baltika und Laurentia im Silur führte zu starken Verformungen der Gesteinsschichten und der kaledonischen Gebirgsbildung (Fossen 2004c: 32ff). Der zwischen den Kontinenten gelegene Lapetus-Ozean verschwand dabei vollständig und die hier gelegen Formationen werden von anderen, z. T. wesentlich älteren Gesteinen überfahren. Durch diese Subduktion wurden die Sedimente zu einer vorwiegend aus Phyllit bestehenden Schicht verpresst. Teilweise entstanden aber auch Glimmerschiefer, Marmor und Basalkonglomerate (ebd.). Die ihnen aufliegende Decke aus präkambrischem Grundgestein wird als *Jotundekket* bezeichnet und besteht wie das *Grunnfjell* vor allem aus vulkanischen Gesteinen. Para-

doxerweise finden sich unter diesen Graniten, Gneisen und Magmatiten die ältesten Gesteinsarten in der *Hardangervidda*, mit bis zu 1.900 Millionen Jahren (Fossen 2004b: 29; Dahl 1997: 17).

Die massive Erosion der nachfolgenden Jahrmillionen, insbesondere infolge der Vereisung, hat aus diesem verformten Schichtkuchen die Hochebene der *Hardangervidda* herausmodelliert. So findet sich heute ein abwechslungsreiches Mosaik aus unterschiedlichsten Gesteinen an der Oberfläche. Es führt zu einem Wechsel von unterschiedlichen Standortverhältnissen auf kleinstem Raum, wobei im Westen vor allem die basischen Granite und Phyllite vorherrschen und im Osten das *Grunnfjell* von Gneisen dominiert wird.

Besonders augenfällig wird der Schichtenaufbau an den markanten Tafelbergen der *Hardangervidda*. Insbesondere am *Hardangerjøkulen* und am *Harteigen* treten alle Schichten zu Tage und erklären die auffällige Form dieser Erhebungen.

Die Entlastung von der kilometerdicken Eisschicht der letzten Eiszeit führt bis heute zu einem langsamen Aufsteigen des Fennoskandischen Schildes. Das Gebiet der *Hardangervidda* hat in den letzten 11.000 Jahren um ca. 50-60 Meter an Höhe gewonnen (Mangerud 2004: 72f).



3.1.2.3.3 Boden

Die Bodenbildung in der *Hardangervidda* ist intensiv von den Veränderungen der Landschaft durch die letzte Eiszeit geprägt. Als Teil des skandinavischen Schildes war diese Region für mehrere zehntausend Jahre unter einer massiven Eisschicht begraben. Die Eismassen haben dabei die Geomorphologie des Gebietes grundlegend verändert und alle typischen Landschaftsformen einer Gletscherlandschaft hinterlassen. So finden sich vor allem im höher gelegenen westlichen Teil und um den *Hardangerjøkulen* vom Eis relativ schnell freigegebene, mit Findlingen übersäte Flächen aus blank poliertem Fels (siehe Abbildung 15). Vor allem die zentrale Ebene der *Hardangervidda* ist dagegen geprägt von Moränenlandschaften (Grund- und Endmoränen) mit den typischen vorgelagerten Sandflächen (siehe Abbildung 16). Selbst Lössablagerungen kommen im östlichen Bereich des Plateaus vor.

Entsprechend dieser Ausgangslage finden sich auf den Felslandschaften des Westens vor allem Regosole²⁷ (Regosols) und bei fortgeschrittener Verwitterung bzw. auf tiefergründigen Ablagerungsflächen auch Syrosemi (Leptosols). Auf den weit verbreiteten Grundmoränen und älteren Schuttböden haben sich zumeist Podsole (Podzols) und deutlich seltener Braunerden (Cambisols) entwickelt (Aarseth 2004: 75). Auf den vorherrschenden basischen Ablagerungen aus dem kristallinen Grundgestein erfolgt unter den örtlichen Bedingungen eine besonders schnelle Podsolierung, d. h. eine Auswaschung der Nährstoffe und Versauerung der obersten Bodenschicht. Daher finden sich Podsole vor allem auf waldfreien Flächen und an den regenreichen Westhängen (Hinneri et al. 1975: 38f). Braunerden sind hingegen vor allem auf Ablagerungen der Phyllite und Ambiophyllite sowie auf rei-

²⁷ Die hier verwendeten Bezeichnungen orientieren sich an der im deutschen Sprachraum üblichen Nomenklatur entsprechend der bodenkundlichen Kartieranleitung (5. Aufl.). In Klammern findet sich die in etwa vergleichbaren Bezeichnungen nach FAO World Reference Base for Soil Resources.



Abbildung 15: Blick in das Tal des Veig mit vom Eis glatt geschliffenen Felsplatten im Vordergrund (Rannow 2006)



Abbildung 16: Moränenlandschaft im zentralen Teil der *Hardangervidda* (Rannow 2008)

chen Grundmoränen in trockeneren süd-exponierten Lagen entstanden, die heute mit Laubwald bestockt sind (Aarseth 2004: 75).

Aufgrund der hohen Niederschläge und der geringen Durchlässigkeit des Grundgesteins kommt es in der *Hardangervidda* wie in ganz Westnorwegen zu vielfältigen Vermoorungserscheinungen. Durch das relativ geringe Alter und die langsame Biomasseproduktion sind die hierbei entstandenen organischen Ablagerungen allerdings bisher nur von

geringer Mächtigkeit, so dass sie nur selten die Grenze von 30 cm erreichen. Echte Niedermoorböden (Histosols) finden sich daher nur selten und stark humose anmoorige Böden dominieren neben Regosolen und Podsolen die Landschaft.

Obwohl die Region als alpin-arktische Tundra klassifiziert wird, gibt es aufgrund der regelmäßigen dichten Schneedecke, die den Boden schnell bedeckt, keine Permafrostböden in der *Hardangervidda* (Østbye et al. 1975: 231).

3.1.2.3.4 Klima

Das Klima der *Hardangervidda* ist geprägt von ihrer Lage im Südwesten Norwegens. Kaum 150 km von der Westküste entfernt, wird die Region von westlichen und südwestlichen Winden geprägt, die die feucht-warmen Luftmassen, welche sich über dem Golfstrom gebildet haben, weit ins Landesinnere tragen. Stoßen diese wassergesättigten Luftmassen auf die hier abrupt aufsteigenden Berge, mit Höhen von über 1.800 Metern, kommt es zu ergiebigen orografischen

Niederschlägen. Entsprechend der leichten Neigung des Plateaus entsteht ein Niederschlagsgradient von West nach Ost. Die Niederschläge im westlichen Teil der *Hardangervidda* erreichen dabei Werte über 1.500 mm pro Jahr, während im Osten nur noch ca. 500 mm gemessen werden (Østbye et al. 1975: 230). Dieser allgemeine Trend wird durch die stark wechselnden örtlichen Gegebenheiten variiert. Die Nähe zur Küste bringt neben den hohen Niederschlägen auch eine häufige Wolkenbedeckung. Nicht von ungefähr zählt das Hochgebirge Westnorwegens zu einer der Regionen mit der höchsten Wolkenbedeckung und Nebelhäufigkeit auf der Erde (Østbye et al. 1975: 228).

Die warmen Luftmassen des Golfstromes beschenken der *Hardangervidda* im Vergleich zu ihrer Lage und ihrer Höhe ein relativ gleichmäßiges und warmes, maritimes Klima (vgl. Tabelle 8). Die Jahresmitteltemperatur liegt im westlich gelegenen *Finse* bei -2,1°C (1224 m o.h.) und im östlich gelegenen *Dagali* bei 0,7 °C (871 m o.h.), wobei die Monate Juni, Juli, August die wärmsten und Dezember, Januar, Februar die kältesten

Tabelle 8: Übersicht der Monatsdurchschnittswerte im Zeitraum 1961-1990 (normal Periode) für die Wetterstationen rund um die *Hardangervidda* (DNMI)

Station	m o.h.		Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	Mai	June	July	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Des.	Mean
Midtlæger	1079	C°	-6,4	-6,3	-5,1	-2,4	2,9	6,8	8,6	8,4	4,3	1,2	-3,1	-5,2	0,3
		mm	84	58	75	47	68	101	110	143	187	176	108	93	1250
Slirå	1300	C°	-8,0	-9,0	-7,7	-4,6	0,6	4,7	6,6	6,7	2,6	-0,5	-5,6	-8,1	-1,9
		mm	91	61	79	37	46	72	84	97	116	121	101	95	1000
Finse	1224	C°	-10,1	-9,7	-8,2	-4,8	0,3	5,0	7,0	6,8	3,0	-0,5	-5,6	-8,5	-2,1
		mm	94	59	73	35	49	69	88	111	128	125	102	97	1030
Haugastøl	988	C°	-9,0	-8,5	-6,8	-2,8	2,9	7,8	9,8	9,2	5,2	1,6	-4,2	-7,3	-0,2
		mm	54	39	53	29	46	62	70	72	73	81	68	63	710
Geilo - Geilostølen	810	C°	-8,2	-7,5	-5,2	-1,1	4,7	9,8	11,2	10,2	5,8	2,1	-3,6	-6,5	1,0
		mm	52	36	47	35	50	61	72	72	68	78	70	59	700
Dagali - Fagerlund	871	C°	-8,4	-7,6	-5,5	-1,4	4,5	9,3	10,7	9,8	5,7	2,1	-4,0	-6,9	0,7
		mm	33	23	27	23	37	54	69	65	51	53	42	38	515



Tabelle 9: Datum des ersten (D1) und letzten (D2) Tages mit einer permanenten Schneedecke sowie die maximale Mächtigkeit (H) im Metern für *Stigstuv* (*) und *Maurset* () (nach Skartveit et al. 1975: 47)**

Vegetation	1969-1970			1970-1971			1971-1972		
	D1	D2	H	D1	D2	H	D1	D2	H
Feuchte, alpine Matten*	24.10.	10.6.	1,9	18.10.	5.6.	1,6	12.10.	8.6.	1,5
Trockene, alpine Matten*	24.10.	4.6.	1,8	18.10.	29.5.	1,1	12.10.	3.6.	1,2
Flechtenmatten*	24.10.	27.5.	0,6	18.10.	29.5.	0,8	12.10.	23.5.	0,5
Birkenwald**	26.10.	26.5.	1,3	25.10.	25.5	1,4	3.11.	12.5.	1,0

Monate sind. Als alpin-arktisches Hochplateau wird die *Hardangervidda* den Großteil des Jahres von Schnee und Eis beherrscht. In der Regel fällt der erste Schnee schon Anfang Oktober. Die meist ergiebigen Schneefälle führen zu einer schnellen Bedeckung des gesamten Gebietes, die erst Ende Mai wieder abtaut (vgl. Tabelle 9). Es ist allerdings keine Seltenheit, dass auch Anfang Juli der Winter das Plateau noch fest im Griff hat. Auch die Verteilung der Winterniederschläge folgt dem allgemeinen räumlichen Muster. In den Aufzeichnungen der westlich gelegenen Wetterstationen sind Schneedecken mit mehr als 4 Metern Mächtigkeit keine Seltenheit, während an den östlichen Stationen zum Teil kaum eine Schneedecke von 1 Meter erreicht wird. Der vorherrschende meist starke Wind bewirkt allerdings eine Differenzierung der Schneemächtigkeit je nach Vegetationstyp. So finden sich auf den alpinen Flechtenmatten der Ebene meist nur 30 bis 50 cm Schnee, während auf den Birkenwäldern der Hanglagen oft eine 1 bis 2 Meter dicke Decke ruht (Skartveit et al. 1975: 46).

Insgesamt konzentrieren sich die Niederschläge auf Herbst und Winter. Im westlichen Teil fallen die höchsten Niederschläge in den Monaten September und Oktober. Gegen Osten verschiebt sich das Maximum auf die Monate Juli und August. Von Februar bis Mai fallen die geringsten Niederschläge.

Die durchschnittliche jährliche Evapotranspiration liegt mit 200 bis 250 mm deutlich unter den Niederschlagssummen (Østbye et al. 1975: 230; Skartveit et al. 1975: 44).

Ebenso wie der gesamte Bereich Südnorwegens ist auch die *Hardangervidda* von Veränderungen der klimatischen Bedingungen betroffen. Die Auswertungen der langjährigen Wetterbeobachtungen in Südwestnorwegen zeigen, dass hier die mittlere Lufttemperatur erheblichen dekadischen und multidekadischen Schwankungen unterworfen ist. Trotz dieser Fluktuationen ist allerdings ein klarer Trend zur Erwärmung während des letzten Jahrhunderts nachweisbar (Hanssen-Bauer 2005: 31; Nordli et al. 2003: 1838). Die Entwicklung kann in eine Phase der Erwärmung zu Beginn des 20. Jahrhunderts mit seinem Höhepunkt in den 1930'er Jahren und der derzeitigen Erwärmung seit den 1960er Jahre unterteilt werden (Hanssen-Bauer 2005: 31). Beide Perioden werden durch ein Intervall mit kühleren und etwas stabileren Bedingungen zwischen dem Ende der 1930er und Mitte bis Ende der 1960er Jahre unterbrochen. Die letzten zehn Jahre bilden mit Abstand das wärmste Jahrzehnt seit Beginn der Wetteraufzeichnungen vor 250 Jahren. Aufgrund der relativ kühlen Jahrzehnte zu Beginn der derzeitigen Erwärmungsphase in den 1960er und 1970er Jahren liegt der mittlere Temperaturanstieg zwischen 1965 und 2004 in Südnorwegen bei 0,34°C pro Jahrzehnt (Hanssen-Bauer 2005: 14). Die regionalen Wetterdaten bestätigen diesen Trend auch in der *Hardangervidda*. Insbesondere die Wintermonate zeigen hier einen deutlichen Temperaturanstieg, wohingegen die Vegetationsperiode (Mai bis August) im Vergleich dazu eine „nur“ geringe Erwärmung von 0,7°C aufweist.

3.1.2.3.5 Wasser

Die ergiebigen Niederschläge sowie die Schneefelder und Gletscher sorgen für eine konstante Wasserversorgung des Gebietes. Es wundert daher wenig, dass die Hochfläche von hunderten Seen und Tümpeln bedeckt ist und die Täler und Hänge von unzähligen Bachläufen und Flüssen entwässert werden. Insgesamt zählt die Topografische Karte mehr als 4.400 Stillgewässer mit einer Größe von mehr als 1 ha²⁸ und Fließgewässer in einer Gesamtlänge von mehr als 13.000 km im Untersuchungsgebiet.

Der westliche Gebirgszug mit dem *Hardangerjøkul* als höchster Erhebung stellt die Wasserscheide des Gebietes dar. Während die Schmelzwasser der nördlichen Gletscherzungen über mehr als 230 km durch das *Hallingdal* in den Oslofjord entwässern, führen die südlichen Ausläufer ihr Wasser auf kaum mehr als 20 km über mehrere spektakuläre Wasserfälle dem Eidfjord und damit direkt der Nordsee zu.

Als arktischer Lebensraum wird die *Hardangervidda* insbesondere von Schnee und Eis geprägt. Die bis in den Hochsommer anhaltende Schneeschmelze bewirkt eine erhebliche Schwankung im saisonalen Wasserhaushalt der Region, so dass die geringeren Niederschläge in dieser Zeit mehr als kom-

pensiert werden. Die Flüsse der *Hardangervidda* führen daher sowohl im Herbst (bedingt durch die vermehrten Niederschläge) als auch im Frühsommer (bedingt durch die Schneeschmelze) Hochwasser. Im Hochsommer speisen vor allem die Gletscher und dauerhaften Schneefelder die Seen und Flüsse mit ihrem Schmelzwasser.

Neben dem *Hardangerjøkul* mit 73 km² befinden sich heute im Westteil der *Hardangervidda* noch mehrere kleinere Gletscher, wie z. B. der *Nupsfonn*, *Storfonn*, *Solfonn* oder der *Træsfonn*. Als sechstgrößter Gletscher Norwegens steht der *Hardangerjøkul* allerdings im Zentrum des Interesses. Die gute Erreichbarkeit der Gletscherzunge *Middalsbreen* am Nordhang des Berges hat dazu geführt, dass die Bewegung des Einfeldes schon seit längerem untersucht und dokumentiert wird. Die Gletscherzunge hat heute eine Länge von 4,7 km und fließt über einen Höhenunterschied von 1.860 m bis auf 1.380 m o.h. Seit dem letzte Maximum der Vereisung um ca. 1750 A. D. hat er ca. 2,4 km seiner Länge eingebüsst. Nach einer relativ stationären Phase zwischen 1960 und 2000 (Melvold & Laumann 2003: 21) hat in den Jahren 2001 bis 2003 wieder ein massiver Rückgang eingesetzt. Aufgrund einer Kombination aus warmen Sommern und geringen Winterniederschlägen lässt sich die gleiche Entwicklung auch an der südlich gelegenen Gletscherzunge des *Rembesdalsskåka* sowie an fast allen anderen norwegischen Gletschern beobachten (Andreassen et al. 2005). Nach leichten Massegewinnen in den darauf folgenden zwei Jahren, wurde dieser Gewinn im Jahre 2006 mehr als aufgebraucht (Kjøllmoen et al. 2007: 46). Die größten Massenverluste seit Beginn der konstanten Messung vor 43 Jahren haben den Gletscher um mehr als 3 Meter an Höhe verlieren lassen (ebd.).

Szenarioberechnungen legen nahe, dass bei weiter steigenden Temperaturen in den nächsten Jahrzehnten der Massenverlust weiter zunehmen wird und der Gletscher bis zum Jahre 2100 vollständig verschwunden sein könnte (Melvold & Laumann 2003: 27f; siehe Abbildung 17).

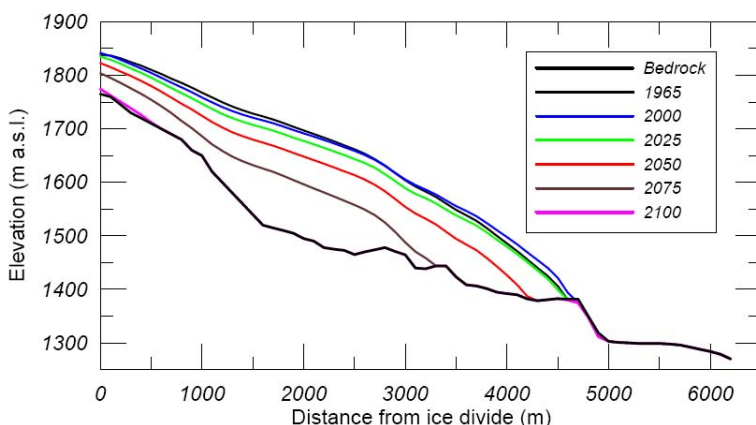


Abbildung 17: Simulation der Eisbedeckung des *Hardangerjøkul* im Zeitraum 1960-2100 (Melvold & Laumann 2003: 28)

²⁸ Zum Vergleich: Das Land Brandenburg hat 2.826 und das Land Mecklenburg-Vorpommern 2.033 Seen mit einer Fläche über 1 ha.



3.1.2.4 Biotische Grundlagen

3.1.2.4.1 Flora

Durch die erheblichen topografischen Unterschiede findet sich in der *Hardangervidda* und den umliegenden Landschaften ein fließender Übergang von den Küstenlebensräumen bis hin zu hochalpinen Gletschern. Nicht zuletzt wegen dieser enormen Vielfalt ist die *Hardangervidda* 1981 unter Schutz gestellt worden. Insgesamt finden sich hier rund 500 Gefäßpflanzenarten. Wie für ein Hochplateau nicht anders zu erwarten, dominieren vor allem die alpinen und hochalpinen Lebensräume die Landschaft. 43 % des Gebietes wird von Heidelandschaften mit meist oligotropher Ausprägung eingenommen (vgl. Tabelle 10). Vergesellschaftet mit verschiedenen Weidenarten (v. a. *Salix lapponum*) repräsentiert die von Ericaceae dominierte Strauchvegetation den Großteil der subalpinen Vegetation oberhalb der Waldgrenze (Hesjedal 1975: 80; Lye & Lauritzen 1975: 68ff; Østbye et al. 1975: 231f). Die tieferen montanen Lagen werden durch einen Gürtel aus Birkenwald (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) abgegrenzt. Sie haben meist eine Breite von wenigen hundert Höhenmetern und gehen dann in von Kiefern oder Fichten dominierte Nadelholzwälder über. Durch ihre enorme Schneetoleranz kann sich der Birkenwaldgürtel an steilen und verschatteten Hängen aber auch bis auf Meeresniveau herabziehen.

Die alpine Vegetation wird vor allem durch die Dicke der isolierenden Schneeschicht differenziert. Doch auch das Nährstoffangebot und die Bodenfeuchte (insbesondere bei lateralem Abfluss) spielen eine große Rolle (Østbye et al. 1975: 232). Auf den windexponierten Lagen mit geringer Schneedecke (< 50 cm) und geringer Bodenfeuchte finden sich vor allem oligotrophe **flechtenreiche Windheiden** aus *Empetrum hermaphroditum*, *Vaccinium vitis-idea*, *Juncus trifidus*, *Festuca ovina* und Flechten der Gruppe *Cladonia* und *Cetraria* (Østbye et al. 1975: 233; Lye & Lauritzen 1975: 69f). Bei

zunehmender Schneedicke wird diese Gesellschaft durch **chionophile alpine Heiden** abgelöst, die mit *Vaccinium myrtillus* und *Betula nana* durchsetzt sind. Sie sind vielfach auch mit verschiedenen resistenten Gräsern vergesellschaftet (Østbye et al. 1975: 232). Unter extremen Schneeeauflagen gewinnen diese Gräser aufgrund der geringfügig besseren Nährstoffversorgung die Oberhand und bilden **alpine Matten** mit *Deschampsia flexuosa* bzw. *Anthoxanthum alpinum* und *Poa alpina*. In Senken und Mulden bilden sich durch die hohen Niederschläge und das zusammenlaufende Schmelzwasser die verschiedensten Formen der **Nieder- und Hochmoore** (Hesjedal 1975: 75f; Østbye et al. 1975: 235; Lye & Lauritzen 1975: 70f). Da sie vor allem durch nährstoffarmes Regenwasser gespeist werden, dominieren auch hier oligotrophe Typen (siehe Abbildung 18). Als charakteristische Arten finden sich hier meist *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum* und Moose der Gattung *Sphagnum*. Bei steigender Nährstoffversorgung nehmen *Carex*-Arten, Weiden sowie mehrjährige Kräuter zu.

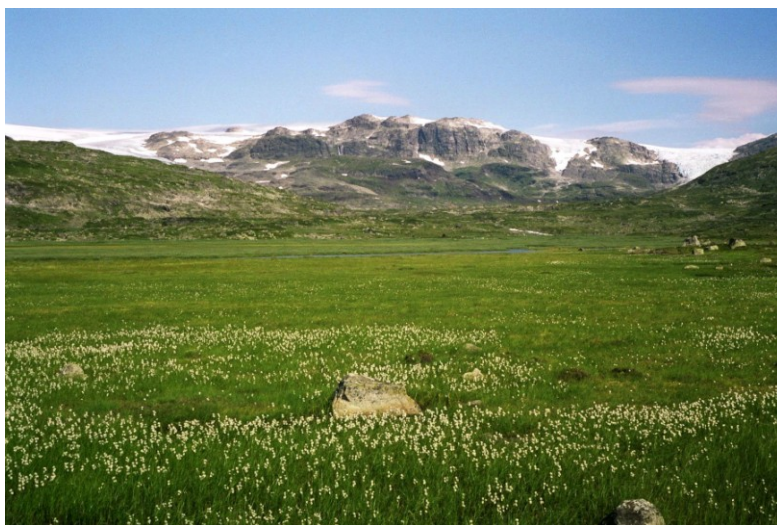


Abbildung 18: Blick über das vermoorte Becken des *Leiro* auf die Gletscherzungen des *Vestra* und *Austra Leirbottskåka* (Rannow 2006)

Tabelle 10: Die bedeutendsten Vegetationseinheiten der *Hardangervidda*. Nomenklatur der Pflanzengesellschaften nach Nordhagen und Gjaervoll (nach Østbye et al. 1975: 233; Hesjedal 1975: 75f)

Vegetationseinheiten	Wichtigste Pflanzengesellschaften	Flächenanteil
<i>Oligotrophe Vegetationseinheiten</i>		
Chinophobic heaths	Loiseleurio-Arctostaphylien Juncion trifidi scandinavium	10 %
Chinophilous heaths	Phyllodoco-Vaccinien myrtilli Juncion trifidi scandinavium	33 %
Moderate snow beds	Deschampsio-Anthoxanthion Ranunculo-Anthoxanthion	14 %
Extreme snow beds	Herbaceon Stellaro-Oxyrion Polytrichion norwegici	5 %
Birch forests	Phyllodoco-Vaccinien myrtilli Caricion canescentis-fuscae	9 %
Bogs and fens	Oxycocco-Empetrium hermaphroditum Leuco-Scheuchzerion Stygio-Caricion limosae Caricion canescentis-fuscae	12 %
<i>Eutrophe Vegetationseinheiten</i>		
Dryas-heath	Kobresieto-Dryadion	< 0,1 %
Tall herb meadows	Lactucion alpinae	3,3 %
Moderate snow beds	Reticulato-Poion alpinae Ranunculo-Poion alpinae Potentilleto-Polygonion vivipari	0,7 %
Extreme snow beds	Polarion Oppositifolio-Oxyrion	< 0,1 %
Tall herb birch forests	Lactucion alpinae reiche Formen von Caricion canescentis-fuscae und Caricion atrofuscae-saxatilis	2,3 %
Fens	reiche Formen von Caricion canescentis fuscae und Caricion atrofuscae-saxatilis	6 %

3.1.2.4.2 Fauna

Invertebraten

Invertebraten wie Spinnetiere, Insekten, Milben oder Würmer sind ideal an die Lebensbedingungen in einem arktisch-alpinen Umfeld wie dem der *Hardangervidda* angepasst. Sie können die langen Wintermonate in Eiern und Imagines überdauern, um dann in der kurzen Vegetationsphase durch Massenvermehrung das Futterangebot ihrer öko-

logischen Nische optimal zu nutzen. Gerade hier, wo die Temperaturbedingungen nach der Schneeschmelze aufgrund der Tageslänge sehr schnell vom Winterzustand in den Sommerzustand wechseln, kommt ihnen die flexible Vermehrungsstrategie und ihr meist kurzer Lebenszyklus sehr zugute.

Es sind mindestens 300 invertebrate Arten in der *Hardangervidda* nachweisbar. Der Großteil der Organismen betätigt sich als Zersetzer und lebt von totem organischen Ma-



terial und Mikroorganismen. Ihr Anteil macht 90 Prozent der durch die Invertebraten erzeugten Biomasse aus. Es verwundert daher nicht, dass die meisten Arten in den obersten 1 bis 3 cm des Oberbodens und der Humusaufgabe zu finden sind (Østbye et al. 1975: 237).

Für einen Überblick über die am häufigsten vertretenen Familien sei an dieser Stelle auf die Darstellungen von Østbye et al. aus dem Jahre 1975 verwiesen.

Fische

Die vielen Gewässer bringen es mit sich, dass auch mehrere aquatische Lebewesen in der *Hardangervidda* eine Heimstatt gefunden haben. Dazu zählen insgesamt vier heimische Fischarten (Maräne - *Coregonus lavaretus*, Forelle - *Salmo trutta*, Saibling - *Salvelinus alpinus*, Elritze - *Phoxinus phoxinus*) (NOU 1974: 95) sowie zwei eingeführte Arten, die sich allerdings in den Gewässern nicht aus eigener Kraft vermehren (Østbye et al. 1975: 242).

Amphibien und Reptilien

Als quasi halb amphibische Landschaft beherbergt die *Hardangervidda* auch einen Bestand an Grasfröschen (*Rana temporaria*). Dies erstaunt, da die Gewässer mehr als 6 Monate zugefroren sind und die wechselwarmen Tiere diese Zeit in Winterstarre überdauern müssen. Nichtsdestotrotz kann auch aus persönlicher Erfahrung von einer durchaus fidelen Population berichtet werden.

Als Vertreter der Reptilien durchstreift die Kreuzotter (*Vipera berus*) die Moore und Bergwiesen der Region nahe der Baumgrenze (Østbye et al. 1975: 252).

Kleinsäuger

Die größte Gruppe der 21 Säugetiere der Region machen die Kleinnager aus. Sie wer-

den durch verschiedene Mäuse und die Lemminge vertreten. Letztere machen mit der Nordischen Wühlmaus (*Microtus oeconomus*) in der Gesamtbilanz auch den größten Teil der Biomasse aus. Insgesamt sind die Bestände in der *Hardangervidda*, wie für diese Arten üblich, von erheblichen Bestandsschwankungen geprägt. Die Dichte kann von 0 bis 3 Kleinnagern pro ha bis zu mehreren hundert Tieren ansteigen (Framstad 1997: 43; Østbye et al. 1975: 246). Solche Massenvermehrungen treten all 3 bis 4 Jahre auf (Framstad 1997: 44). Dabei gibt es große regionale Variationen, deren Zusammenhänge noch nicht ergründet sind. Seit Mitte der 1990'er Jahre sind die Massenvermehrungen in der *Hardangervidda* allerdings ausgeblieben (Kasrud et al. 2008: 93f). Das Ausbleiben der Massenvermehrung in Skandinavien wird unter anderem dem Klimawandel zugeschrieben (Coulson & Malo 2008: 43f, Kasrud et al. 2008: 93ff).

Avifauna

Wie die meisten arktischen Lebensräume hat die *Hardangervidda* auch eine herausragende Bedeutung als Rast- und Brutgebiet für Zugvögel. Insgesamt können hier rund 120 Vogelarten beobachtet werden (Østbye 1997: 39). Fast überall an den subalpinen Moor- und Wasserflächen sind das Flöten des Goldregenpfeifers (*Pluvialis apricaria*) und das Meckern der Bekassine (*Gallinago gallinago*) zu hören. Neben diesen beiden konnten bis dato 59 Arten als Brutvögel nachgewiesen werden und bei weiteren 6 wird eine Brut im Gebiet für wahrscheinlich gehalten (Østbye 1997: 39). Auch seltene Arten wie Sumpfohreule (*Asio flammeus*), Raufußbussard (*Buteo lagopus*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*), Meerstrandläufer (*Calidris maritima*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) und Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*) gehören zu den alljährlich wiederkehrenden Gästen der Region (NOU 1974: 89ff). Als besonderes Highlight des Nationalparks gilt der

Bestand an Schnee-Eulen (*Nyctea scandiaca*).

Carnivoren

Neben den Greifvögeln nutzen vor allem die kleinen bis mittleren Carnivoren das reichhaltige Angebot an Kleinnagern in der *Hardangervidda*. Insbesondere das Mauswiesel (*Mustella nivalis*) und der Hermelin (*Mustella erminea*) treten hier als wichtigste Prädatoren auf (Framstadt 1997: 44). Daneben konkurriert ein kleiner Bestand des Polarfuchses (*Alopex lagopus*) mit dem deutlich häufigeren Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) um den arktischen Lebensraum (Myserud 1997: 47f). In den bewaldeten Tälern konnten vereinzelt Luchse (*Lynx lynx*) nachgewiesen werden (Østbye et al. 1975: 251), die sich allerdings selten auf die Hochfläche verirren dürften.

Als große Raubtiere, die auch den Rentieren gefährlich werden könnten, gelten Bär, Wolf und Vielfraß. Alle drei spielen heute in der *Hardangervidda* allerdings keine Rolle mehr. Der letzte Bär in *Hordaland* wurde offiziell 1905 in *Åsheim* geschossen, wobei schon in den drei Jahrzehnten zuvor der Bestand als so gut wie ausgestorben galt (Byrkeland & Kålås 2004: 174). Erstaunlich ist allerdings,

dass die Bären damit die Wölfe in der Region um mehr als 40 Jahre überlebt haben. Auch die Zahl der im *Hordaland* geschossenen Bären liegt mit 56 Tieren (1845 bis 1905) weit über der Jagdstrecke von 7 Wölfen (ebd.). Obwohl aber die Wölfe zahlenmäßig unterlegen waren, haben sie in der Gesellschaft wesentlich deutlicheren Eindruck hinterlassen. So sind in der norwegischen Geschichte drei große Wolfszeiten dokumentiert. Von der letzten, in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts, war auch die *Hardangervidda* massiv betroffen (Myserud 1997: 47). Der Jagddruck in dieser Zeit hat allerdings dafür gesorgt, dass bald nur noch einzelne streifende Individuen im Gebiet gesichtet wurden. Erst in den letzten Jahrzehnten machen Wölfe in der Region wieder von sich reden, insbesondere nachdem hier im Jahre 2002 wieder ein Wolf gesichtet wurde. Inzwischen wird diskutiert, ob die Hochebene nicht als Teil eines norwegischen Wolfsgebietes ausgewiesen werden sollte.

Den Schritt der Wiederansiedlung hat der Vielfraß in der *Hardangervidda* schon vollzogen. Allerdings ist der Bestand so gering, dass die Auswirkungen auf andere Wildtiere wohl zu vernachlässigen sind. Derzeit, so die Schätzung, lebt im südlichen Teil der *Hardangervidda* ein Paar.

3.1.2.5 Historische Landnutzung

Wie so viele Hochgebirge wird auch die *Hardangervidda* von vielen Menschen heute als unberührte Wildnis bezeichnet und dementsprechend vermarktet. Dies ist umso erstaunlicher, als die Überreste historischer Nutzungen (z. B. Gebäude und Wegesysteme) sowie die Auswirkungen der momentanen Nutzung (Stauseen und Straßen) vor Ort kaum zu übersehen sind. Trotz dieser Vermarktung als unberührte Natur stellt die *Hardangervidda* eine reiche Kulturlandschaft mit einer langen und abwechslungsreichen Geschichte dar.

Die ersten Menschen

In der *Hardangervidda* finden sich vielfältige Belege für eine durchgehende Besiedelung seit dem Neolithikum. Schon vor 8.500 Jahren wurden feste Wohnplätze im Norden des Gebietes (*Finse*) nachgewiesen, und somit zählen sie zu den ältesten in Norwegen gefundenen archäologischen Funden (Østbye & Myserud 1982: 308). Interessanterweise wurde nach bisherigen Befunden die Region zunächst im bergigeren Norden besiedelt (Moe et al. 1978: 74). Es dauerte immerhin fast 1.000 Jahre, bis auch die flachen südlichen Gebiete besiedelt wurden. Moe et al.



(1978) führen diese späte Besiedlung vor allem auf einen Mangel an jagdbarem Wild zurück, denn die *Hardangervidda* dürfte zu dieser Zeit aufgrund einer Warmzeit großflächig mit Birken- bzw. Kiefern bewaldet gewesen sein (siehe auch Kapitel 3.1.3.1). Erst mit einer vor ca. 8.000 Jahren einsetzenden Abkühlung sank auch die Baumgrenze. Dies verwandelte das Hochplateau in den idealen Lebensraum für einen großen Rentierbestand, der den Jägern und Sammlern der Steinzeit als wichtigste Nahrung gedient haben dürfte. Daneben waren aber sicherlich auch die größeren Seen der *Hardangervidda* mit ihren Fischbeständen von erheblicher Bedeutung. Kein Wunder also, dass sich die ältesten Behausungen zumeist an Seeufern befinden. Wahrscheinlich wurden diese Behausungen nur in der Jagdsaison von nomadisierenden Gruppen genutzt (Moe et al. 1988: 440). Nach einer Schätzung von Østbye & Mysterud (1982: 308) wurden nur 4 bis 5 dieser Orte gleichzeitig bewohnt, wobei jeweils 2-3 Familiengruppen gemeinsam lebten.

Aber nicht nur die reiche Beute zog die frühzeitlichen Gemeinschaften in diese Region. Seit 7.000 Jahren werden die örtlichen Vorkommen von Quarzen (v. a. Bergkristall), Quarzit, Phyllit und Schiefer zur Herstellung von Werkzeugen erschlossen (Østbye & Mysterud 1982: 311; Warren & Mysterud 1995: 17). Der einsetzende Handel über das schon zu dieser Zeit vorhandene Wegenetz führte dabei zu einer schnellen Verbreitung dieser Gegenstände im ganzen südnorwegischen Bergland.

Die Entwicklung der Landwirtschaft

Vor ca. 5.000 Jahren lassen sich die ersten Zeichen für eine Beweidung, d. h. eine erste landwirtschaftliche Nutzung der *Hardangervidda*, finden (Moe et al. 1988: 443). Es deutet vieles darauf hin, dass diese Nutzung zunächst in Form eines pastoralen Nomadismus betrieben wurde, wobei die Wohnstätten auf dem Hochplateau nur im Sommer genutzt wurden. Erst mit Beginn der Jung-

steinzeit vor ca. 4.000 Jahren vollzog sich ein Wechsel zu einer dauerhaften Nutzung der Siedlungen (ebd.). Die landwirtschaftliche Nutzung der Region wurde in der Bronzezeit noch verstärkt, und um das Jahr 1.000 vor Christi wurde das erste Getreide in den Tälern der *Hardangervidda* angebaut (Østbye & Mysterud 1982: 313).

In der ersten Hälfte des 14. Jahrhunderts erlebte die *Hardangervidda* eine erhebliche Entvölkerung. Durch den Einbruch mehrerer Kälteperioden zwischen 1308 und 1318 sowie zwischen 1343 und 1362 wurde nicht nur Grönland unbewohnbar, sondern es wurden auch die größten Hungersnöte in der Geschichte Europas ausgelöst (Fagan 2002: 23ff). Der Ausbruch der Pest in Norwegen im Jahre 1350 stellt somit nur den traurigen Höhepunkt dieses dunklen Zeitalters dar. Am Ende dieser Epoche war die Bevölkerung Norwegens auf die Hälfte reduziert, und das vormals eigenständige Königreich war in einem Staatenbund mit Schweden und Dänemark aufgegangen.

Mit der langsamen Bevölkerungszunahme in den folgenden Jahrhunderten fand auch eine allmähliche Wiederbesiedelung des Gebirges statt. Dabei entstand die noch heute sichtbare Besiedlungsstruktur des südnorwegischen Berglandes mit seinen Farmen und den im norwegischen als *Sæter* oder *Støler* bezeichneten Almen²⁹. Zu dieser Zeit wurde das allgemeine System der Bewirtschaftung konsequent auf das Konzept des Infield-Outfield-Betriebes umgestellt. Dabei machten es der gesteigerte Ackerbau und die eingeführte Fruchtfolge nötig, die Tiere zumindest im Sommer von den landwirtschaftlichen Flächen im Tal fernzuhalten. So wurden zunehmend Sommerfarmen erschlos-

²⁹ Die Bezeichnung variiert vor allem regional. Im Westen der *Hardangervidda* werden die Almen als *Støler* bezeichnet, während im Osten die Bezeichnung *Sæter* bzw. *Seter* verwendet wird (Timberlid 2002: 34). Im normalen Sprachgebrauch dominiert die Bezeichnung *Sæter*. Diese Zweiteilung verdeutlicht die unterschiedliche Landnutzungstradition in der West- und Ostvidda, die durch die Weite der Hochebene separiert wurden und trotz des schwungvollen Ost-West-Handels relativ eigenständige Formen ausgeprägt haben.

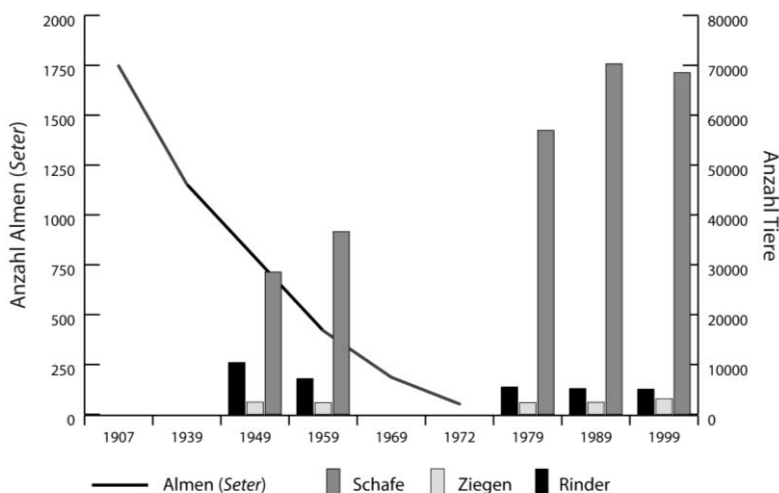


Abbildung 19: Entwicklung der Zahl an Almen und der Nutztiere in der Hardangervidda (eigene Darstellung nach SSB 1961, 1983, 1992, 2001; NOU 1974)

sen, die es ermöglichten, auch die Biomasseproduktion der höheren Lagen effektiv auszunutzen. Die Bevölkerungsexplosion im 15. und 16. Jahrhundert führte dazu, dass auch die höchsten Lagen in dieses System einbezogen wurden (Timberlid 2002: 34).

Auf den Almen wurden primär Kühe und Ziegen zur Milch- und Käseproduktion gehalten. Im Laufe der Jahrhunderte kamen aber auch Schafe, Pferde und zum Ende des 18. Jahrhunderts auch zahme Rentiere hinzu. Zu diesem Zeitpunkt hatte diese Nutzung auch ihren Höhepunkt erreicht.

Schon die erste Emigrationswelle nach Amerika, zur Mitte des 19. Jahrhunderts, brachte einen ersten Rückgang der Almwirtschaft. Allerdings erst die Industrialisierung der Landwirtschaft seit Beginn des 20. Jahr-

hunderts hat ein Almensterben ungeahnten Ausmaßes ausgelöst. Von 1.747 Almen im Jahre 1907 waren 65 Jahre später im gesamten Gebiet nur noch 108 in Betrieb, wobei nur noch 52 von ihnen tatsächlich der Milchproduktion dienten (siehe Abbildung 19).

Der Bergbau

In der Eisenzeit tritt zur Jagd und Landwirtschaft auch noch der Bergbau als wichtige Landnutzung in der *Hardangervidda* hinzu. Insbesondere der *Myrmalm* wurde hier gewonnen (Østbye & Mysterud 1982: 313).

So entstanden zahlreiche Verarbeitungsbetriebe am Rande des Hochplateaus, deren Größe von kleinen Einmannbetrieben bis hin zur Großanlagen, wie z. B. in *Sysedalen* oder in *Møsstrand* am *Møsvatn*, reichte. Hier wurde ungefähr seit Christi Geburt Eisen verhüttet. Die umfangreichen Schlackehalden weisen auf eine Gesamtproduktion von ca. 2.500 t Eisen hin (Østbye & Mysterud 1982: 314).

Es wird geschätzt, dass in dieser Anlage bis zu 1.000 Menschen gleichzeitig gearbeitet haben (Warren 1997: 51), eine Dimension, die für die damalige Zeit als großindustriell bezeichnet werden kann. Wie auch in den anderen Bergbauregionen Skandiaviens muss die Eisengewinnung auch in der *Hardangervidda* eine enorme Menge an Brennstoff, d. h. Holz verbraucht haben. Über die Auswirkungen auf die Wälder der Region kann aufgrund mangelnder Daten derzeit nur

Exkurs - Myrmalm

Myrmalm ist eine besondere Ablagerung von Eisenoxid in den Mooren Westnorwegens. Diese Ablagerung entsteht in Hang- oder Durchströmungsmooren, die auf dem undurchlässigen Grundgestein aufliegen und von Grundwasser aus einer angrenzenden Phyllitschicht durchströmt werden. Dabei wird das durch das Grundwasser aus dem Schwefelkies (FeS_2) des Phyllit gelöste Eisen zu Fe_2O_3 oxidiert und im Torf gebunden. Ähnlich dem Raseneisenstein wurde dieser mit Eisenoxid durchsetzte Torf in der Eisenzeit industriell gewonnen und verhüttet.



spekuliert werden. Fest steht allerdings, dass die Eisenproduktion zu Beginn des 14. Jahrhunderts ein jähes Ende fand. Dabei dürfte der Ausbruch der Pest in Norwegen im Jahre 1350 nur das grausame Ende einer Reihe von infernalischen Ereignissen gewesen sein, die Nordeuropa heimgesucht haben.

Die Anfänge des Tourismus

Mit Beginn des 19. Jahrhunderts begann die touristische Erkundung Norwegens. Zunächst waren es Akademiker und Intellektuelle, die sich in dieser nationalromantischen Phase auf den Weg machten, ihr eigenes Land näher kennen zu lernen. Ihre Reiseberichte über die Schönheit der Landschaft und ihre Sehenswürdigkeiten führte schnell zum Entstehen und zum Ausbau der touristischen Infrastruktur. Die Gemeinde *Rjukan* im Südrand der *Hardangervidda* rühmt sich, als erster Ort in Norwegen das Interesse von Touristen auf sich gezogen zu haben. Auslöser war dabei der Bericht des Geologieprofessors Jens Esmark, der dem König in Kopenhagen nicht nur von der beeindruckenden Szenerie des *Gaustatoppen* (1.883 m o.h.) referierte, sondern auch über den 104 m hohen *Rjukanfossen*³⁰. Die unbescheidene Übertreibung, dass es sich hierbei um den höchsten Wasserfall der Welt handeln würde, hat dabei sicherlich das Seinige zum folgenden Tourismusboom an diesem Ort beigetragen. Ein ähnlicher Bericht, im Jahre 1821 vom Professor für Astronomie Christopher Hansteen herausgegeben, macht den *Vøringfossen* und den Norden der *Hardangervidda* bekannt. Bald darauf folgten die ersten Maler, die das Naturschauspiel festhielten und so dazu beitrugen, dass das Reiseziel immer bekannter wurde. 1891 wurde das erste Hotel am Rande der Schlucht gebaut, und heute zählt der *Vøringfossen* zu den größten Attraktionen des ganzen Lan-

des, die jährlich von weit über einer halben Million Touristen besucht wird³¹. Da diese „Entdeckung“ des norwegischen Berglandes vor allem einer naturkundlichen Motivation entsprang, bereisten die ersten Touristen das Gebiet noch zu Fuß oder auf dem Pferd entlang der vorhandenen Handelsrouten. Dementsprechend entstanden hier auch die ersten touristischen Unterkünfte. So wurde 1878, unter der Ägide des norwegische Tourismusvereins (Den Norske Touristforening), in *Krækkja* die erste Berghütte gebaut. 1890 folgte *Sandhaug* und in den nächsten 60 Jahren wurden über ein Dutzend weitere Berghütten eröffnet. Heute finden sich im Gebiet 24 vom DNT betriebene Hütten und mehrere private Unterkünfte für Wanderer. Durch dieses dichte Netz an Hütten und die gute Erreichbarkeit ist die *Hardangervidda* seit den 1960er Jahren eines der meist besuchten Wander- und Langlaufgebiete in Norwegen.

Zu den wohl berühmtesten Wintertouristen der *Hardangervidda* dürften Fridtjof Nansen und Roald Amundsen gehören, die auf mehreren Touren die arktischen Verhältnisse auf dem Plateau genutzt haben, um ihre Ausrüstung zu testen und sich für ihre jeweilige Expedition vorzubereiten.

Transport und Verkehr

Im Zentrum Südnorwegens gelegen, hatte die *Hardangervidda* schon seit jeher eine besondere Bedeutung für den Transport von Menschen und Waren. Wer nicht die Fahrt entlang der stürmischen Westküste Norwegens auf sich nehmen wollte, um von Ost nach West zu gelangen, musste wohl oder übel dieses Plateau überqueren. Die *Hardangervidda* ist deshalb seit jeher mit einem Netz aus Transitstrecken, den so genannten *Nordmannsleppen*, überzogen (siehe Abbildung 20). Es herrscht noch Uneinigkeit darüber, wann sich dieses Netz entfaltet hat,

³⁰ Heute ist die Kraft dieses Wasserfalls in mehrere Röhren gebannt und betreibt das Kraftwerk *Vermork*. Der *Rjukanfossen* ist daher heute nur noch in Ausnahmefällen bei Wasserüberschuss zu erleben.

³¹ Im Jahre 2003 waren es z. B. 650.000 Menschen, die auf einem der beiden Besichtigungspunkte des *Vøringfossen* angehalten haben (Helland-Hansen 2004: 513).

sicher ist allerdings, dass es mindestens seit der Völkerwanderung im 5. bis 6. Jahrhundert nach Christi genutzt wird (Warren & Mysterud 1995: 11). Einige Autoren haben allerdings Belege dafür vorgelegt, dass die Transhumanz schon seit Beginn der Jungsteinzeit eine große Bedeutung in der *Hardangervidda* hatte (z. B. Moe et al. 1988: 443). Dies findet sich auch in der Bezeichnung vieler seit dieser Zeit genutzten Wohnorte, wie z. B. dem Gehöft *Halne* wieder, dessen Name (Hälfte, Mitte) als Hinweis auf seine Lage auf dem Mittelpunkt der *Nordre Normansleppe* verstanden werden kann (Moe et al. 1988: 430). Neben dieser *Nordre Normansleppe* queren noch die *Store* und die *Søndre Nordmansleppe* sowie die *Hardingslepa* und der *Østmannvegen* das Plateau.

Es gab sowohl Routen, die bevorzugt im Sommer, also auch solche, die im Winter genutzt wurden. Da die Routen vor allem auch

dem Warentransport dienten, verliefen sie in einem möglichst flachen Profil und folgten zumeist den Seenketten, die sich durch das Gebiet ziehen. Als Problem für den Transport erwiesen sich dabei vor allem die steilen Täler am Westrand der *Hardangervidda*. Um den Höhengsprung zu überwinden, wurden daher Treppen am Rande dieser Steiltäler angelegt. Reste dieser *Munketrappen* finden sich noch heute bei *Kinsarvik* und *Lofthus*. Der Bau dieser „Mönchstreppen“ wird dabei den Zisterzienserbrüdern zugeschrieben, die nicht nur Herbergen am Ufer des *Sørffjorden* für die Wanderer betrieben, sondern auch den Obstbau im Gebiet des *Hardangerfjord* vorantrieben. Die Treppen weisen darauf hin, dass der Transport über diese Routen hauptsächlich zu Fuß erfolgte. Erst in der Neuzeit dürften Pferde und später auch erste Wagen über die *Hardangervidda* gezogen sein.

Nach einer mehr als tausendjährigen Ge-

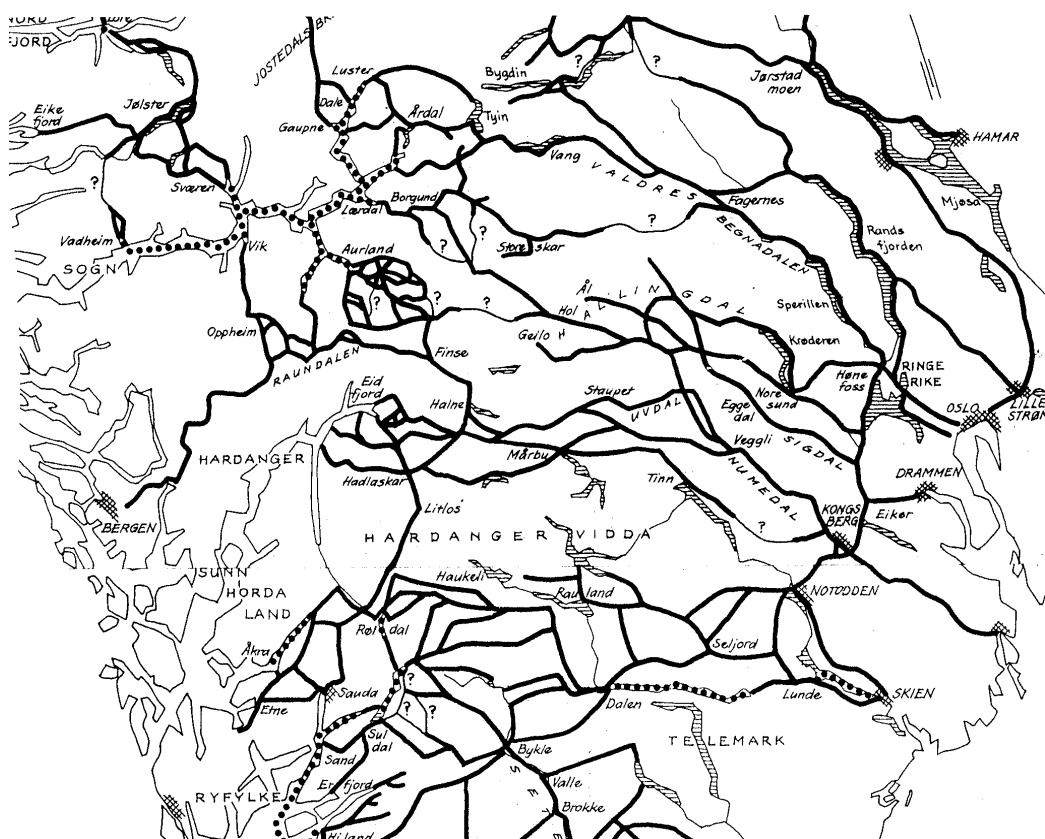


Abbildung 20: Die verschiedenen Routen der Transportwege (*Sleppen*) über die *Hardangervidda* (Tobiassen 2002: 20)



schichte der *Sleppen* wurde 1853 vom *Storting* der Beschluss gefasst, einen befahrbaren Weg von *Odda* über das *Haukelidfjell* zu bauen. Mit der Fertigstellung in den Jahren 1887 bis 1889 war so die Grundlage für die heutige Europastrasse 134 gelegt (Kjellingtveit 2002: 54).

Nur wenige Jahre später begannen auch die Arbeiten an der Trasse der *Bergensbanen*, die im Norden das Gebiet begrenzt. Mit dieser direkten Bahnverbindung zwischen den zwei größten Städten des Landes wurde ein leichter Zugang zu dieser Region geschaffen und die Eröffnung im Jahre 1909 hatte erhebliche Auswirkungen auf den Tourismus um *Finse* und den *Hardangerjøkulen* (Østbye & Mysterud 1982: 23).

3.1.2.6 Aktuelle Nutzung

Landwirtschaft

So wie die meisten alpinen Gebiete Europas hat auch die *Hardangervidda* in den letzten 100 Jahren eine erhebliche Veränderung der Landnutzung erlebt. Die noch vor wenigen Jahrzehnten dominierende Almwirtschaft ist heute fast vollständig zum Erliegen gekommen. Veränderungen in der landwirtschaftlichen Produktion und dem gesellschaftlichen Gefüge gegen Ende des 19. Jahrhunderts führten zu einem starken Niedergang der arbeitsaufwendigen Milchverarbeitung auf den Almen. Ein höherer Gewinn durch den direkten Verkauf der Milch verlockte die Landwirte, vermehrt zur Stallhaltung überzugehen und ihre Milch bei den neu entstandenen gemeinschaftlichen Molkereien in den Dörfern abzugeben (Potthof 2004: 162). Kam es zunächst nur zu einer Verschiebung des Tierbestandes zu Gunsten von Ziegen und Mastvieh, so wurden im Laufe der folgenden Jahrzehnte immer mehr Almen vollständig stillgelegt. Statt der Ziegen und Milchkühe wurden die Sommerweiden nun nur noch mit Schafen besetzt (siehe Abbildung 19).

Die Schafe werden gegen Ende Juni mit Transportern auf die Hochflächen gefahren und dort entladen. Den Sommer über blei-

ben die Tiere weitestgehend unbeaufsichtigt. Lediglich die regelmäßig erneuerten Salzlecksteine verhindern, dass die Tiere sich allzu weit im Gelände zerstreuen. Im Herbst werden die Schafe wieder zusammengetrieben, aufgeteilt und von den Besitzern ins Winterquartier gebracht. Obwohl heute mehr Schafe in der *Hardangervidda* weiden als jemals zuvor, erreicht die Besatzdichte selbst in stark genutzten Gebieten gerade ein Tier pro Hektar.

Aufgrund der langen Tradition der Almwirtschaft befindet sich circa die Hälfte der *Hardangervidda* in Privatbesitz (DIRNAT 2003: 14; NOU 1974: 177ff). Vor allem im Kernbereich des Nationalparks liegen staatlich verwaltete Flächen (*statsalmenning*). Um die Beweidung des Gebietes zu organisieren, wurden vielerorts Beweidungsgenossenschaften (*beite- oder sankelag*) gegründet. Sie regeln den Almauf- und -abtrieb und handeln mit den Grundstücksbesitzern die Weiderechte aus. Die staatliche Verwaltung (*Norsk institutt for skog og landskap – NIIOS*) überwacht die Aktivitäten der Genossenschaften und dokumentiert die Nutzung der Weidegründe.

Der Großteil der in der *Hardangervidda* weidenden Schafe wird durch eine der insgesamt 40 Genossenschaften in der Region verwaltet (Warren & Mysterud 1995: 39).

Die Verlagerung und Konzentration der Milchproduktion in die Tallagen hat sowohl dort als auch in den Almregionen Spuren hinterlassen. Waren die Wirkungen von Stallungsanlagen und Futterproduktion in den Dörfern relativ schnell zu spüren (Fjellstad & Dramstad 1999: 186f), so wirken die Veränderungen in den Almregionen sehr viel langsamer. Vielerorts wurden die ehemaligen als *Sæter* und *Støler* bezeichneten Almen zu Feriendörfern und Berghütten umgebaut, die verbleibenden Almwiesen überbleiben aufgrund mangelnder Nutzung der allmählichen Wiederbewaldung.

Tourismus

Die *Hardangervidda* ist schon seit Beginn des 20. Jahrhunderts ein beliebtes Touristenziel (siehe Kapitel 3.1.2.5). Die Region bietet im Sommer ein ausgedehntes Netz an Wanderwegen, die im Winter von markierten Langlaufloipen abgelöst werden. Als Unterkünfte stehen den Wanderern und Skiläufern rund 46 Berghütten zur Verfügung. Die meisten (24) werden vom DNT betrieben. Darüber hinaus gibt es aber auch 22 private Unterkünfte. Sie sind meist aus Sommerfarmen oder Stützpunkten auf dem Weg über die Hochfläche entstanden und werden vielfach als Familienbetrieb geführt.

Die Hütten werden selten das ganze Jahr über betrieben. Meist sind sie über die Wintermonate (November bis März) geschlossen. Hochsaison für den Wintertourismus ist April und Mai. Insbesondere in den Wochen um die Osterfeiertage sind die Quartiere meist ausgebucht. Ab Mitte Mai folgt die Nebensaison. Erst gegen Ende Juli, wenn der Schnee die Hochfläche wieder freigegeben hat, besuchen die ersten Wanderer die Region. Die Sommersaison zeigt keine ausgeprägte Spitze, weist aber eine deutliche Zunahme der Besucherzahlen zum August hin auf. Gegen Ende September werden die an stark frequentierten Strecken aufgestellten Sommerbrücken abgebaut, was das Passieren vieler Routen deutlich erschwert. Somit endet meist die Wandersaison, noch bevor der erste Schnee fällt.

Wandern und Langlaufen sind die wichtigsten touristischen Aktivitäten in der Region. In gewisser Weise kann allerdings auch das Jagen und Fischen dazu gezählt werden. Zeitlich beschränkt auf den Herbst (September und Oktober) kommen viele Hobbyjäger auch von außerhalb in die *Hardangervidda*, um Niederwild oder Rentiere zu jagen. Geangelt wird hingegen den ganzen Sommer über. Vielfach ergibt sich daraus auch eine Mischung aus Wanderung mit Selbstversorgung.

Insbesondere am östlichen Rand der *Hardangervidda* haben sich in den letzten

Jahrzehnten Dutzende Ferienhaussiedlungen entwickelt, die sowohl dem Winter- als auch dem Sommertourismus dienen. Ihnen schließen sich meist Infrastruktureinrichtungen wie beleuchtete Loipen o. ä. an.

In den letzten Jahren steigt auch in der *Hardangervidda* die Zahl der erlebnisorientierten Tourismusangebote (z. B. Reittouren, Mountainbiking, Hundeschlittentouren oder Skisegeln) stetig (DIRNAT 2003: 42).

Transport und Verkehr

Wegen der zunehmenden Motorisierung wurde bald nach dem Bau der südlichen Straße auch eine Norddurchquerung der *Hardangervidda* in Angriff genommen. So wurde die Trasse der *Nordre Normansleppe* befestigt und zum Riksveien 7 ausgebaut. Seit 1939 konnte so der Autoverkehr, ohne die Fähre über den *Hardangerfjord* zu benutzen, zwischen *Oslo* und *Bergen* fließen. Dies galt zumindest im Sommer, denn im Winter wurde die Strecke, so wie alle anderen Straßen auf dem Plateau, aufgrund der Witterungsverhältnisse geschlossen. Erst in den 1980er Jahren wurde „versuchsweise“ die Winteröffnung erprobt. Seitdem wird die Strecke jedes Jahr von Schnee und Eis geräumt, und der Versuch hat sich zu einem Dauerzustand entwickelt, allerdings nicht ganz ohne Widerspruch, denn die Trasse durchschneidet eines der wichtigsten Winterhabitate des Rentierbestands. So wurde schon in den 1990er Jahren der Vorschlag gemacht, für den *Riksveien* mehrere Tunnel zu bauen, um die Lage zu entspannen³². Seitdem wird die Situation diskutiert und begutachtet (z. B. Bevanger et al. 2005; Strand et al. 2001; Strand et al. 2006). Nachdem inzwischen die norwegische Regierung von der EU ermahnt wurde, mehr für den Schutz der

³² Dies wäre eine Maßnahme, die laut der Gutachten wohl sehr teuer wird und für die Situation der Rentiere wenig Linderung verspricht (Bevanger et al. 2005: 32). Es wird aber offen darüber spekuliert, dass die Tunnel die Schneeverwehungen minimieren und so die Kosten für den Winterdienst der Straße deutlich reduzieren könnten.



letzten europäischen Rentiere zu tun, hat sich sogar das *Storting* im Dezember 2002 mit der Frage einer erneuten Winterschließung beschäftigt. Denn de facto hat die Bedeutung des R7 erheblich nachgelassen, seit im November 2000 der *Lærdalstunnel* eröffnet wurde und damit die E 16 zur wichtigsten Verbindung zwischen *Bergen* und *Oslo* wurde. Bis 2009 ist diesbezüglich aber noch kein endgültiger Beschluss gefallen.

Mit dem Einzug des Traktors in die Landwirtschaft zu Beginn des 20. Jahrhunderts entstand bald die Forderung, die landwirtschaftlichen Flächen auf dem Plateau über Traktorwege zugänglich zu machen. Als erste Strecke wurde im Jahre 1952 der Abschnitt der *Store Nordmannsleppe* von *Solheimstulen* nach *Skrykken* ausgebaut (Warren & Mysterud 1995: 12). Im Laufe der Jahrzehnte folgten mehrere weitere Trassen, und heute erstreckt sich ein Netz von über 270 km Länge bis in das Herz des Nationalparks.

Neben diesen Routen für die Landwirtschaft, die meist nur mit geländegängigen Fahrzeugen zu bezwingen sind, wurden aber insbesondere im Rahmen der Erschließung der Wasserkraft mehrere Schotterpisten angelegt. Diese Strassen sind heute zumindest im Sommer auch für den normalen Verkehr geöffnet.

Wasserkraft

Die reichen Niederschläge und die enormen Höhenunterschiede zwischen der *Hardangervidda* und den umliegenden Tälern legten es nahe, die reichlich vorhandenen Seen und Flüsse zur Energiegewinnung zu nutzen. So begann im frühen 20. Jahrhundert der systematische Ausbau der Wasserkraft, gekoppelt mit der Industrialisierung der Täler. Als eines der ersten Großprojekte wurde zwischen 1904 und 1908 der *Tyssestrengen* und der *Ringedalsvatnet* für die Energiegewinnung ausgebaut. Damit wurde die Kraft des *Skjeggedalsfossen* in mehrere Röhren gebannt und die Grundlage für den Bau der Aluminiumhütte in *Tysso* gelegt (Warren & Mysterud 1995: 20).

Zur gleichen Zeit wurde auch der *Møssvassdammen* bei *Rjukan* fertig. Und 1911 wurde mit *Vermork* das zu diesem Zeitpunkt größte Wasserkraftwerk der Welt eingeweiht. In den nächsten Jahrzehnten folgte ein wahrer ‚run‘ auf die Flüsse und Seen des Plateaus (ebd.: 18). Erst in den 1970er Jahren sorgte die erstarkte Umweltbewegung für ein Abflauen, so dass viele Seen im Inneren der *Hardangervidda* erhalten bleiben konnten. Aber fast jeder größere See am Rande des Plateaus wird heute reguliert, mit den entsprechenden Auswirkungen auf Flora und Fauna. Die Wasserstandsschwankungen können dabei bis zu 70 m betragen, wie zum Beispiel am *Valldallsvatnet*.

Naturschutz

Im Jahre 1964 wurde zum ersten Mal vorgeschlagen, ein Gebiet von 600 km² in der *Hardangervidda* als Nationalpark auszuweisen (Warren & Mysterud 1995: 29). Beschränkte sich dieser Vorschlag noch auf Land in Staatsbesitz, so erweiterte 1971 eine eingesetzte Planungskommission die Fläche auf 3.422 km², die sich jeweils zur Hälfte in Staats- und in Privatbesitz befanden (ebd.). Zehn Jahre später wurde dieses Gebiet durch königliche Resolution zum Nationalpark erklärt. Am 1.6.1981 wurde der *Hardangervidda nasjonalpark* offiziell eröffnet. Damit wurde nicht nur der größte Nationalpark des Landes gegründet, sondern sogar der größte Park in ganz Skandinavien³³. Ergänzt durch die angrenzenden Landschaftsschutzgebiete *Skaupsjøen/Hardangerjøkulen landskapsvernomsråde* im Nordwesten und *Mjøsvatn og Austfjell landskapsvernomsråde* im Südosten stehen jetzt 4.295 km² des Hochplateaus unter Schutz³⁴.

³³ Hier gemeint ist Fennoskandinavien, d. h. die riesigen Schutzgebiete in Grönland (derzeit der größte Nationalpark der Welt) und auch auf Spitzbergen bleiben dabei unberücksichtigt.

³⁴ Ergänzend dazu kommen noch einige kleinere Naturschutzgebiete (Naturreservate), die aber flächenmäßig im Vergleich zu den Großschutzgebieten kaum eine Rolle spielen.

Aufgrund des hohen Anteils an privatem Grund und Boden und den intensiven Nutzungsinteressen wurden die Ge- und Verbote in der Verordnung zum Nationalpark deutlich lockerer formuliert als in vergleichbaren internationalen Gebieten. So hält die Resolution explizit fest, dass das Gebiet weiterhin für die landwirtschaftliche Nutzung, die Erholung, die Jagd, die Fischerei sowie für die Zwecke der Forschung und Bildung zur Verfügung stehen soll.

Trotz seiner Größe gab es lange Zeit keine eigenständige Verwaltung, die die Geschicke des Nationalparks vor Ort leitete. Stattdessen war die Verantwortung zersplittert und über mehrere Verwaltungsorgane verteilt. Die Hauptverantwortung für Naturschutzmaßnahmen und das Klagerecht für die Ahndung von Verstößen hat das Umweltministerium (*Miljøverndepartementet*), vertreten durch das *Direktoratet for naturforvaltningen (DIRNAT)*. Dieses kann die Verwaltungsstruktur des Nationalparks festlegen und muss den Verwaltungsplan aufstellen. Im Jahre 2002 wurde die Verwaltung für den Nationalpark neu geregelt, um eine stärkere Rolle der Naturschutzverwaltung bei der Gebietsentwicklung zu gewährleisten (DIRNAT 2003: 70).

Als oberste Verwaltungsstelle gilt nach wie vor das *Direktorat for naturforvaltningen*. Für die lokale Verwaltung des Gebietes sind die Regionalverwaltungen (*Fylkesmannen*) zuständig. Sie wählen einen *Tilsynsutvalget*, der die Entwicklung des in ihrem Verwaltungsgebiet gelegenen Teils des Nationalparks begleiten soll. Diese Auswahl soll aus fünf, sieben oder neun gewählten Personen bestehen (ebd.). Sie hat vor allem im Bereich des Verkehrs und der Bautätigkeit Mitspracherecht und soll die Regionalverwaltung beraten.

Als partizipatives Gremium kann das Umweltministerium einen *Samarbeidsrådet for Hardangervidda* ernennen. Der Rat soll dabei die Berücksichtigung der lokalen Interessen bei der Verwaltung des Parks sicherstellen und aus Vertretern der Landnutzer-, Natur-

schutz- und Verwaltungsorganisationen bestehen.

Die Überwachung des Gebietes sowie die Verantwortung für die Besucherinformation liegen in den Händen der *Statens naturoppsyn*, der *Hardangervidda Fjelloppsyn* sowie der Polizei. Die *Statens naturoppsyn* betreibt das wissenschaftliche Monitoring, die Kontrolle der Schutzbestimmungen sowie die Umweltinformation und soll alle diesbezüglichen Aktivitäten in den Schutzgebieten koordinieren. Sie kann hierzu auch beschränkte polizeiliche Rechte ausüben. Derzeit sind drei Stationen (*Eidfjord, Rødberg, Skinarbu*) des *Statens naturoppsyn* für die Überwachung der *Hardangervidda* zuständig. Insgesamt sind hier vier hauptamtlich Angestellte für die Überwachung der mehr als 7.700 km² an Schutzgebieten in der Region zuständig.

Die *Hardangervidda Fjelloppsyn* übernimmt die Überwachung für die *Fjellstyrene*³⁵. Sie ist ein allgemeines Gremium aus fünf Mitgliedern, das die Nutzung der *Statsalmenningen* beaufsichtigt. Dazu gehört die Verwaltung von Jagd und Fischerei sowie von Erholungsnutzung und Bergtourismus. Die Polizei hat die Aufgabe, die Einhaltung des Nationalparkgesetzes zu kontrollieren und entsprechend gegen Verstöße vorzugehen.

Als Betroffenenverbände von Bedeutung sind daneben noch die Gesellschaft der Grundeigentümer und die *Villreinutvalget* zu nennen. Die Naturschutzorganisationen in der Region haben sich zum *Vernering for Hardangervidda* zusammengeschlossen, um ihre Interessen effizient vertreten zu können.

Trotz der Umstrukturierung im Jahre 2002 fehlt es immer noch an einer funktionierenden Nationalparkverwaltung in der *Hardangervidda*. Dies ist ein Umstand, der von Naturschutzseite immer wieder mit massiver Kritik bedacht wird (z. B. Falkenberg 2007).

³⁵ Die Institution des *Fjellstyret* wurde 1975 mit dem *Fjellloven* (Berggesetz) in ganz Norwegen eingeführt.



Am deutlichsten wird die mangelnde Koordination der Schutzbemühungen bei der Besucherinformation. Im gesamten Gebiet gibt es nur zwei Informationszentren. Das

offizielle Nationalparkzentrum am *Møsvatn* sowie das *Hardangervidda Naturcenter* in *Eidfjord*.

3.1.3 Der Rentierbestand in der Hardangervidda

Die genetische Untersuchung der norwegischen Metapopulation zeigt, dass alle Rentierbestände im Süden des Landes nahe miteinander verwandt sind (Andersen & Hustad 2004: 14f). Ebenso können die Bestände, die heute den Norden bewohnen, auf gemeinsame Vorfahren zurückblicken. Sie stammen von Rentieren ab, die nach dem Abschmelzen des Inlandeises über die Landbrücke von Osten her nach Norwegen eingewandert sind. Die Ahnen der südlichen Bestände hingegen haben ihren Ursprung in Zentral-

und Südeuropa. Sie haben im Gefolge des zurückweichenden Eises den Bereich der heutigen Nordsee überwunden und so skandinavischen Boden erreicht. Die Tatsache, dass sich diese genetische Trennung auch heute noch nachvollziehen lässt, zeigt, dass zwischen diesen Provenienzen in den darauf folgenden Jahrtausenden ein nur geringer Austausch stattgefunden hat. Im Umkehrschluss lässt sich somit belegen, dass in Südnorwegen seit der letzten Eiszeit Rentiere gelebt haben.

3.1.3.1 Das Rentier und die ersten Menschen

Pflanzenreste aus dem *Tungevatn* in der nördlichen *Hardangervidda* belegen, dass diese Region seit mindestens 9.115 ± 75 Jahren³⁶ eisfrei ist (Dahl & Nesje 1994: 274). Obwohl damit wahrscheinlich auch das Ende der Hauptvereisung markiert wird, kam es in den nachfolgenden Jahrhunderten immer wieder zu einzelnen Vorstößen und Rückzügen der Gletscher. In diesem ständig wechselnden Klima war der Großteil des Plateaus wahrscheinlich eine baumlose Tundra, die bereits von den ersten Rentieren besiedelt wurde. Den zurückweichenden Eismassen folgend, wanderten diese Herden von den südlichen und westlichen Küstenregionen auf das Plateau (Moe et al. 1978: 73). Hier fanden sie einen nahezu idealen Lebensraum. Dies sollte sich allerdings bald ändern. Mit dem Beginn einer extensiven Warmzeit vor ca. 9.000 Jahren breitete sich zunehmend Wald auf der Hochebene aus. Bei Temperaturen, die im Schnitt $1,5\text{ °C}$ bis $1,98\text{ °C}$

über und Niederschlagsmengen, die deutlich unter den heutigen Verhältnissen lagen (Bjune et al. 2005: 181), dominierten vor allem Kiefern das Gebiet. Vor 8.500 Jahren hatte die Bewaldung bei einer Höhe von 1.250 m ihre maximale Ausdehnung erreicht (siehe Abbildung 21). Für mindestens 500 Jahre war die *Hardangervidda* von einem lichten Wald geprägt. Nach Berechnungen von Moe et al. (1978: 79) blieben zu dieser Zeit nur 2.000 km² an alpiner Tundravegetation erhalten.

Aufgesplittert in kleine Inseln war eine solche Landschaft kaum in der Lage, mehr als 1.000 bis 2.000 Rentiere zu ernähren (Moe et al. 1978: 79).

Erst im frühen Atlantikum, vor ca. 8.000 Jahren, fielen die Temperaturen wieder (Dahl & Nesje 1996: 390f; Moe et al. 1978: 78; Moe 1979: 206). Mit den Temperaturen sank auch die Waldgrenze rapide ab. Bald war das Plateau waldfrei und bot den Rentieren wieder ideale Lebensbedingungen. Dementsprechend lässt sich vermuten, dass auch ihre Zahl deutlich zunahm. Zur selben Zeit begannen die ersten Jäger und Sammler

³⁶ Gemeint sind hierbei radiocarbon Jahre, die mit einer kalibrierten C¹⁴-Methode bestimmt wurden. Zeitangaben, die auf älteren (nicht kalibrierten) C¹⁴-Messungen oder anderen Methoden beruhen, sind im Text ohne Fehlertoleranz angegeben.

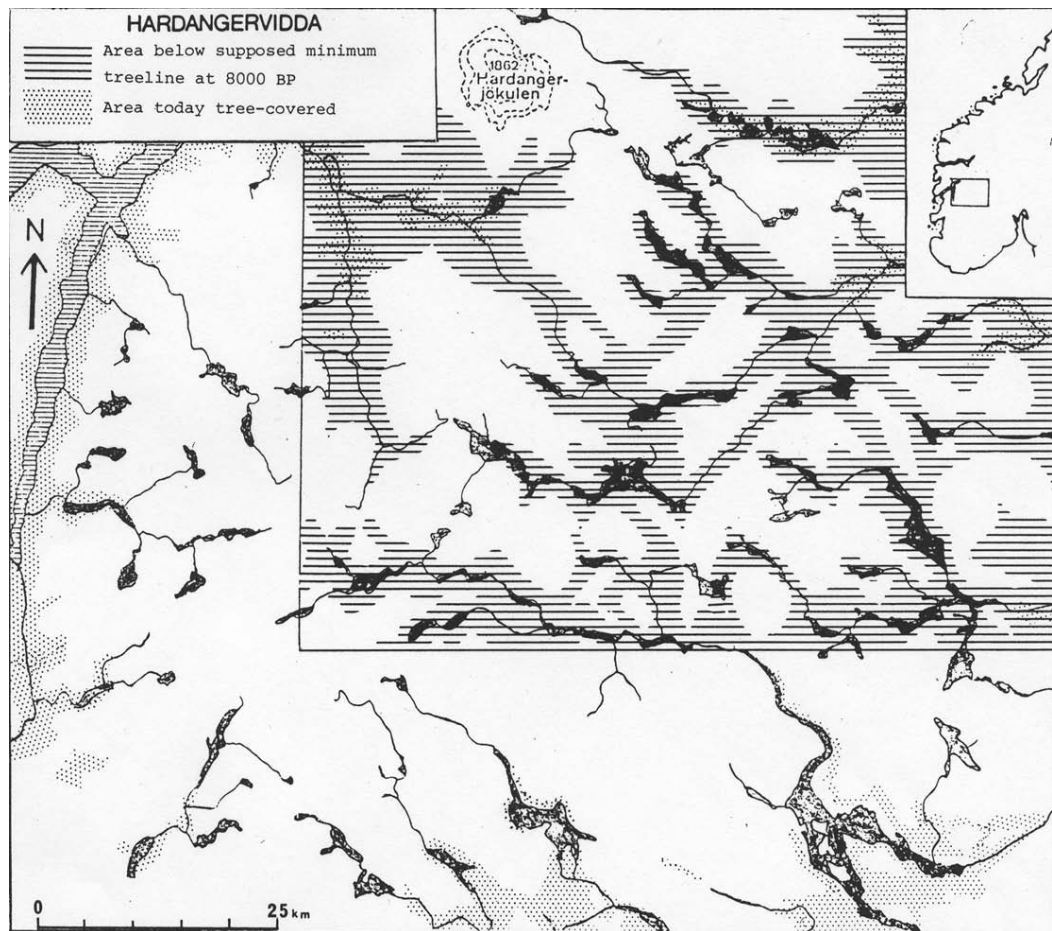


Abbildung 21: Vergleich der Bewaldung in der *Hardangervidda* vor 8000 Jahren und Heute (Moe 1979: 206)

das Plateau zu kolonisieren. Zwar lassen sich im bergigen Norden schon um 6.500 vor Christus erste Siedlungen nachweisen (Østbye & Mysterud 1982: 305), aber Zeichen für eine menschliche Nutzung der zentralen Hochebene und ihrer südlichen Randgebiete finden sich erst ab 5.500 vor Christus (Moe et al. 1978: 74).

Es dauerte also fast eintausend Jahre, bevor sich Menschen diesen Lebensraum zu Nutzen machten. Diese erhebliche Verzögerung wird von Moe et al. (1978: 82) vor allem auf den Mangel an Wild zurückgeführt. Erst als der Wald vom Plateau zurückgewichen war und die Rentierherden eine ausreichende Größe erreicht hatten, wurde es für die Steinzeitgemeinschaften interessant, hier zu siedeln. Im Laufe der folgenden 500 Jahre blühten zahlreiche neue Siedlungsplätze auf und das Plateau wurde vollständig erschlossen. Ob-

wohl die Bevölkerung der *Hardangervidda* in den folgenden Jahrtausenden ein ständiges Auf und Ab durchlebte (Moe et al. 1988: 440ff; Østbye & Mysterud 1982: 305ff), gehörte das Rentier von nun an immer zu einer ihrer wichtigsten Nahrungsquellen (Blehr 1971: 102, 1972: 130f, 1973: 106). Dabei wurden verschiedene Jagdmethoden verwendet (Jordhøy et al. 2005: 19ff). Deutlichstes, noch heute sichtbares Zeichen der konstanten Nutzung, sind die vielerorts erhaltenen Steinmauern und Fallgruben für die Rentierjagd. Mit Hilfe der Steinmauern wurden die Herden auf ihren jährlichen Wanderungen abgefangen und in Seen und Flüsse getrieben. Die im Wasser nur langsam vorankommenden Tiere waren damit für Bogenschützen an Land und die Jäger, die in Booten warteten, eine einfache Beute (Blehr 1973: 105f).



Die reichlich vorhandenen Knochenfunde in der Nähe der Fanganlagen zeigen, dass diese Methode vor allem im Herbst mit großer Effizienz betrieben wurde (Blehr 1973: 110f). Diese Technik war während der Wikingerzeit und dem frühen Mittelalter die am häufigsten verwendete Jagdmethode in der Region (Blehr 1973: 108; Jordhøy et al. 2005: 32f). Einige Artefakte, die bis ins Jahr 3.000 vor Christi zurückdatiert werden konnten, lassen aber annehmen, dass diese Technik mindestens seit der Jungsteinzeit genutzt wurde (Blehr 1973: 107). Als die Pest Norwegen in der Mitte des 14. Jahrhunderts heimsuchte, wurde diese Art der Jagd aufgegeben. Es wird vermutet, dass dabei vor allem auch der Wandel von einer clanorientierten Gesellschaftsform zu einer familienorientierten Struktur dazu geführt hat, dass keine ausreichend großen Jagdgesellschaften rekrutiert werden konnten (Blehr 1973: 111). Stattdessen kamen Fallgruben in Gebrauch (Blehr 1972: 115ff). Diese 2 m tiefen Gruben wurden zumeist in Reihen an Zwangspunkten und Engstellen auf der Route der Rentiere platziert (vgl. Jordhøy et al. 2005: 25f; Vaa 2002: 73ff) (siehe Abbildung 22).

Obwohl es bis dato noch keine systematische Erhebung dieser Fallen gibt, sind heute schon mehr als 1.400 in der *Hardangervidda* bekannt (Vaa 2002: 73). Dabei erreichen manche Anlagen eine Größe von bis zu 50 Gruben. Dies ist eine Dimension, die einen erheblichen Arbeitsaufwand nach sich zieht und eine ausgefeilte Logistik erwarten lässt.

3.1.3.2 Das Auf und Ab der Rentierzucht

Obwohl die Rentierzucht schon seit mehreren Jahrhunderten zum essentiellen Teil des Lebens und der Kultur der Einwohner Nordskandinaviens gehörte, dauerte es bis zur Mitte des 18. Jahrhunderts, bis sie in den Berggebieten Südnorwegens eingeführt wurde (Helland & Stokstad 2005: 55). Erst im Jahre 1783 wurde in der *Hardangervidda* die Rentierzucht begonnen. Zu diesem Zweck waren eigens 100 zahme Rentiere aus der

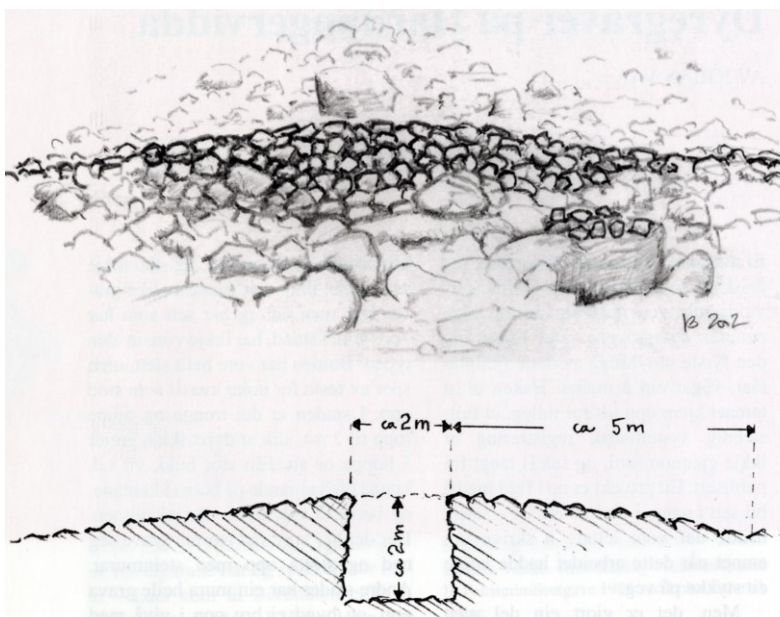


Abbildung 22: Zur Herstellung einer Fallgrube für die Rentierjagd mussten mehr als 10 m³ Steine aufgeschüttet werden (Vaa 2002: 74)

Im 17. Jahrhundert wurden Pfeil und Bogen sukzessive durch Feuerwaffen ersetzt. Damit wurde die Jagd um einiges effektiver. So effektiv sogar, dass im 17. und 18. Jahrhundert der Bestand an Wildtieren im ganzen Land merklich zurückging. Schon 1687 wurden die ersten Bestimmungen zum Schutz der wilden Rentiere erlassen. Im März 1730 wurde vom König sogar eine Schonzeit (1. März bis 24. August) für Elche, Rentiere, Hirsche und alle Vögel erlassen. Doch nicht zuletzt aufgrund des massiven Drucks aus den Gemeinden rund um die *Hardangervidda* wurde das Gesetz 1744 wieder aufgehoben (NOU 1974: 178).

Region um *Røros* über fast 1.000 km bis nach *Eidfjord* gebracht worden (Enerstvedt 2001: 32). Drei Jahre später ist die Pacht von Weideland auf der *Hardangervidda* für die Rentierzucht dokumentiert. Obwohl die Herde gedieh, war diese erste Phase der Rentierzucht von Uneinigkeit und Streitereien zwischen der Rentierhaltern und den Hirten geprägt (NOU 1974: 181f, Enerstvedt 2001: 32). Nach nur 20 Jahren wurde die Herde

wieder aufgelöst und die Zucht eingestellt. Neben den ständigen Querelen mag dabei insbesondere die Tatsache eine Rolle gespielt haben, dass die Region in diesem Jahr vom kältesten und feuchtesten je beschriebenen Sommer (Nordli et al. 2003: 1834), heimgesucht wurde.

Trotz der schlechten Erfahrungen wurde 1837 in Eidfjord erneut eine Zucht gegründet (Enersvedt 2001: 32). Das Beispiel machte bald Schule, und in mehreren Gemeinden wurden ebenfalls Rentierzuchten gegründet. Im Jahre 1845 soll der Bestand der Rentiere im Gebiet der *Hardangervidda* bereits 2.963 Tiere betragen haben (Helland & Stokstad 2005: 55). Aber dieser erste Erfolg wurde ab 1852 von einem Bestandseinbruch zunichte gemacht. Im Jahre 1865 wurde die letzte Herde aufgegeben (Enersvedt 2001: 32). Ein ähnliches Schicksal dürfte auch den Wildbestand ereilt haben. Im Jahre 1863 war ihre Anzahl so weit zurückgegangen, dass die Jagd mit Fallgruben verboten wurde. Von anderen Rentiergebieten sind in dieser Zeit ähnliche Ereignisse überliefert (Fjellheim 2005: 21). Mit mehreren Jahren „ohne Sommer“ sollten die 60er Jahre des 19. Jahrhunderts als ein Jahrzehnt der ständigen Hungersnöte in die Geschichte Norwegens eingehen.

Im Gegensatz zu den ersten zwei Phasen, die auf Initiative lokaler Bauern begonnen wurden, wurde die nächste Phase der Rentierzucht durch zugewanderte Sami initiiert.

Nachdem im Jahre 1883 mit dem *Fælleslappelove* die Rechte zur Nutzung der traditionellen Weidegründe in Nord- und Zentralnorwegen neu geregelt wurden, waren viele Sami gezwungen, ihre Heimat zu verlassen. Viele von ihnen siedelten sich in den Berggebieten Südnorwegens an und brachten ihr Wissen und ihre Kultur in der Rentierzucht mit. Gleich ihren traditionellen Gewohnheiten schlossen sich die Eigentümer zu größeren Gesellschaften zusammen.

Zwischen 1887 und 1903 wurden in der *Hardangervidda* mehr als zehn solcher *renkompanie* gegründet. Die Zahl der Rentiere ging dabei in die Tausende (Enerstvedt 2001:

33). Zur gleichen Zeit wurde allerdings ein Einbruch des Wildbestands registriert (Krafft et al. 1971: 19). Um die Jahrhundertwende war der Wildbestand so weit geschrumpft, dass die Jagd für eine Zeit von fünf Jahren (1902-1906) vollständig untersagt wurde. Ohne die Jagd erholte sich der Bestand, und im Jahre 1910 erreichte ihre Zahl wieder mehr als 10.000 Tiere. Aber auch die Rentierzucht florierte, und so wird geschätzt, dass zu dieser Zeit mehr als 21.000 Rentiere in der *Hardangervidda* lebten (Krafft et al. 1971: 19; NOU 1974: 86). Nach diesem Rekordstand setzte eine fünfjährige Phase der Firmenschließungen ein. Doch während die Zahl der zahmen Rentiere zurückging, wuchs der Wildbestand. Entsprechend stieg die Zahl der erlegten Tiere. Mit fast 1.000 Tieren erreichte die Jagdstrecke 1916 den höchsten Stand seit Einführung der offiziellen Statistik im Jahre 1889 (NOU 1974: 86). In den nächsten Jahrzehnten schrumpfte der Bestand merklich. In den 1930er Jahren war ein absoluter Tiefstand erreicht. Es wird geschätzt, dass zu dieser Zeit nur 2.000 bis 3.000 wilde sowie 3.000 Zuchttiere in der *Hardangervidda* grasten (Krafft et al. 1971: 19, NOU 1974: 86). Als die deutschen Truppen 1940 Norwegen besetzten, war die Jagd schon fast vollständig zum Erliegen gekommen. Ein weiterer Schlag für die Rentierzucht erfolgte 1943, als nach der Zerstörung der Fabrik für Schweres Wasser in Rjukan die Einwohner der *Hardangervidda* gezwungen wurden, das Hochplateau zu verlassen. Obwohl dies einen erheblichen Einfluss auf die Rentierzucht gehabt haben muss, sind aus dieser Zeit keine Angaben vorhanden. Nach dem Krieg erholte sich die Rentierzucht schnell wieder. Bereits 1946 sollen 7.000 zahme Rentiere gehalten worden sein (NOU 1974: 86). 1950 war diese Zahl auf 9.000 angewachsen (ebd.: 162). Wieder war dieser Höhepunkt gefolgt vom ökonomischen Niedergang. Kaum fünf Jahre später begannen mehrere Gesellschaften ihre Bestände zu schlachten, und in nur zwei Jahren kam die Zucht in der *Hardangervidda* gänzlich zum Erliegen. 1957 endete die vorerst letzte Phase der Rentierzucht in dieser Region.



3.1.3.3 Wieder auf freiem Fuß

Von der Konkurrenz durch ihre zahmen Artgenossen befreit, entwickelte sich der Wildbestand hervorragend. Im Jahre 1954 wurde zum ersten Mal versucht, den Wildbestand vollständig zu erfassen. Eine Befliegung ergab eine Zahl von 12.000 Tieren. Weitere Zählungen in den Jahren 1960 und 1965 registrierten einen weiteren Anstieg der Zahlen von 20.000 auf gar 26.000 Tiere (Krafft et al. 1971: 21; NOU 1974: 87). Diese Bestandsexplosion war so enorm, dass selbst entlegene Bergregionen von kleinen Gruppen wiederbesiedelt wurden. Doch mit dem immer weiter wachsenden Bestand wuchsen auch die Befürchtungen, die Bevölkerungsexplosion könnte zu einer Überlastung der Tragfähigkeit des Gebietes führen. Um dies zu verhindern, wurde zwischen 1965 und 1969 die Jagdquote auf 11.000 Tiere pro Jahr festgelegt. In diesen fünf Jahren wurden mehr als 30.000 Tiere geschossen, gekrönt von 8.000 Tieren im Herbst 1969 (NOU 1974: 87). Obwohl klar war, dass der Bestand deutlich geschrumpft war, wurden 1970 immer noch 4.755 Tiere erlegt (ebd.). Eine Befliegung im darauf folgenden Sommer bestätigte einen Bestand von gerade noch 8.000 Rentieren (Skogland 1989: 55). Daraufhin wurde für zwei Jahre die Jagd vollständig ausgesetzt. Glücklicherweise war die Vermehrungsrate ungebrochen, und die Population erreichte 1973 wieder einen Stand von 10.000 Tieren. Sechs Jahre später war der Bestand sogar wieder auf 21.700 Tiere angewachsen (Krafft 1981: 36). Wieder wurde die Jagd verstärkt. In den darauf folgenden Jagdsaisons wurden mehr als 16.500 Tiere erlegt und der Bestand wieder auf 10.000 Tiere reduziert.

Auf Grundlage der wissenschaftlichen Erhebungen wurde schon 1968 zum ersten Mal eine nachhaltige Höchstgrenze für den Bestand vorgeschlagen (Strand et al. 2004: 6). Bald wurde eine Zahl von 10.000 bis 15.000 Tieren als Ziel angestrebt. Dementsprechend wurden die Jagdquoten abgestimmt. Doch trotz dieses Populationsmanagements erlebte der Bestand in den Jahren 2000 bis 2003

einen Einbruch auf unter 4.500 Tiere (Hardangervidda Villreinutval 2009a). Eine stark eingeschränkte Jagd 2002 und keine Jagd 2003 führten zu einer leichten Entspannung. Aber selbst im Juli 2005 wurden lediglich 4.963 Tiere gezählt (Andersen et al. 2005: 6). Bei der letzten Zählung im Sommer 2009 hatte sich der Bestand auf 8.767 Tiere erholt (Hardangervidda Villreinutval 2009b).

Die Entwicklung des Rentierbestandes der Hardangervidda in den letzten rund 280 Jahren ist in Abbildung 23 zusammenfassend dargestellt.

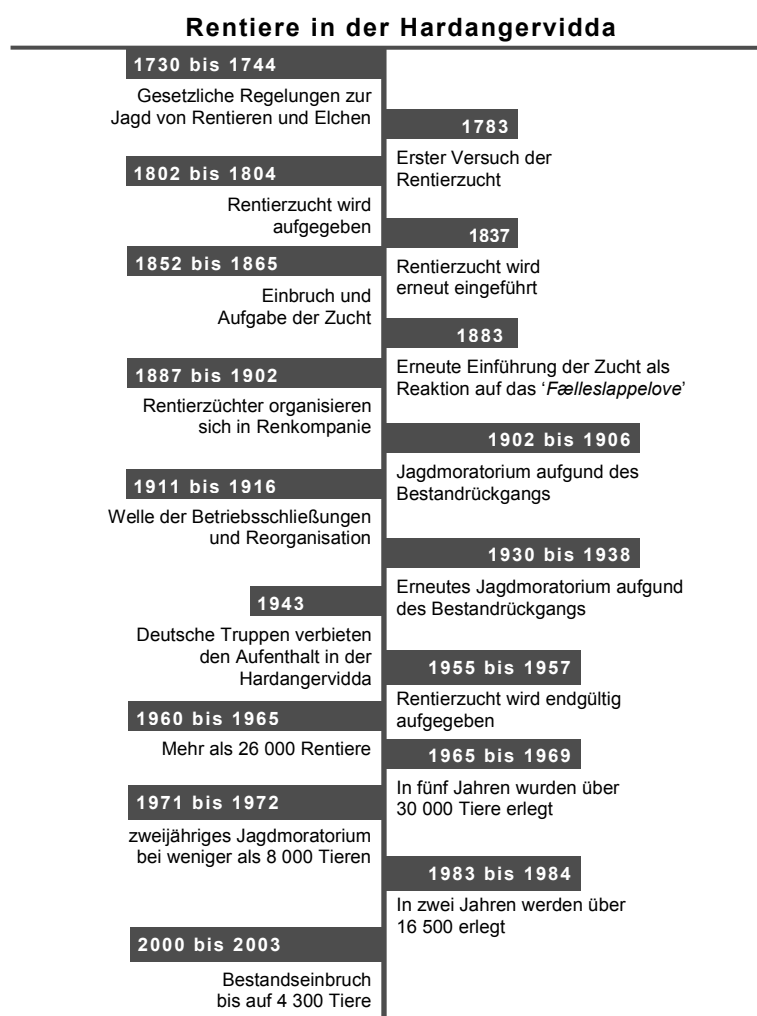


Abbildung 23: Übersicht über die historische Entwicklung des Rentierbestands in der Hardangervidda

3.2 Phase II – Entwicklung eines konzeptionellen Modells des Rentierbestands in der Hardangervidda

Rentierherden sind seit jeher von einer starken Bestandsdynamik geprägt. Viele verschiedene Faktoren sind als Auslöser solcher Populationschwankungen identifiziert worden (z. B. Griffith et al. 1996; Jacobs et al. 1996; Ouellet et al. 1991; Lee et al. 2000; Vistnes et al. 2001). Seit einigen Jahren ist auch die Bedeutung von klimabedingten Veränderungen in den Fokus der Untersuchungen gerückt (z. B. Gates et al. 1986; Lee et al. 2000; Ouellet et al. 1996; Sharma et al. 2009; Vors & Boyce 2009). Jedoch ist in den seltensten Fällen ein isolierter Faktor für die Bestandsschwankungen alleine verantwortlich. In den meisten Fällen muss von einem Zusammenspiel vieler Faktoren ausgegangen werden (Klein 1991: 30). Ebenso kumulative Effekte, die über mehrere Ebenen wirken, müssen Berücksichtigung finden. Obwohl einzelne Faktoren sich zunächst auf das Individuum auswirken, können sie sich über die Gesamtheit der Tiere sowie Zeit und Raum akkumulieren und so Bedeutung für den Bestand entwickeln (Wolfe et al. 2000: 68f). Aus den einzelnen Forschungsergebnissen ist eine Vielzahl von Erklärungsmodellen entstanden. Diese gründen sich allerdings zumeist auf Erfahrungen und Erkenntnisse mit einer oder wenigen einzelnen Herden. Bei der Frage, ob sich diese Ansätze verallgemeinern und auf alle Rentierbestände

beziehen lassen, scheiden sich jedoch die Geister (Klein 1991: 30). Obwohl die ersten Publikationen zu den möglichen Auslösern von Bestandsveränderungen schon mehr als 20 Jahre zurückliegen, ist bis heute noch kein allgemein akzeptiertes Erklärungsmodell für das Habitat-Demografie-Verhältnis von Rentierherden entstanden.

Mangels eines allgemeinen Modells muss im Folgenden ein spezielles Modell für den Rentierbestand in der *Hardangervidda* entworfen werden. Dieses konzeptionelle Habitatmodell beleuchtet zunächst alle Faktoren, die als mögliche Einflussfaktoren für den lokalen Bestand in Frage kommen könnten. Dem Ansatz der komplexen adaptiven Systeme folgend, soll das Modell neben den Faktoren auch Subsysteme identifizieren. Es soll so zu überprüfaren Hypothesen über das Habitat-Demografie-Verhältnis führen, die mit den aktuellen Veränderungen in Bestand und Lebensraum verglichen werden können und die zukünftige Auswirkungen von Veränderungen abschätzen lassen. Gleichzeitig sollen auch die Mechanismen aufgezeigt werden, die hinter den Einflussfaktoren stehen. Auch die mögliche Größe ihres Einflusses auf die Populationsdynamik soll ausgelotet werden.

3.2.1 Bestimmung potentieller Einflussfaktoren für die Populationsdynamik von Rentierbeständen

In einer Synopse hat Klein (1991: 30ff) alle Faktoren aufgelistet, die bisher in der Literatur als Einflussfaktoren für die Dynamik von Rentierbeständen weltweit erörtert wurden. Diese Faktoren lassen sich in zwei Hauptgruppen unterteilen:

- Faktoren mit direkten Auswirkungen auf die Bestandsgröße
- Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Bestands



3.2.1.1 Faktoren mit direkten Auswirkungen auf die Bestandsgröße

3.2.1.1.1 Jagddruck

Die Jagd hat durch die Entnahme einzelner Individuen einen direkten Einfluss auf den Rentierbestand. In einigen Beständen (wie z. B. den Wildbeständen Norwegens) wird die Jagd gezielt genutzt, um die Bestandsgröße zu beeinflussen. Neben der direkten Wirkung können sich aber auch bestimmte Jagdpräferenzen auf das Geschlechterverhältnis sowie den Altersklassenaufbau auswirken.

Der wiederholte Einsatz bestimmter Techniken oder Hilfsmittel, wie z. B. Schneemobile, Hubschrauber oder Allradfahrzeuge, kann zudem das Verhalten der Rentiere auch außerhalb der Jagdsaison beeinflussen. Veränderungen in der Fluchtdistanz können sich durch einen erhöhten Energiebedarf auf die Fitness des Bestands auswirken. Gleichzeitig kann das Meiden bestimmter Gebiete (z. B. Pisten für Schneemobile oder Allradfahrzeuge) den nutzbaren Lebensraum des Bestands beeinflussen (Nellemann et al. 2001a: 358).

3.2.1.1.2 Prädation

Ebenso wie die menschliche Jagd wirkt sich auch die Prädation durch die Entnahme einzelner Tiere auf den Bestand aus. Dabei

werden vor allem Tiere, die aufgrund ihres Alters oder ihres Gesundheitszustandes geschwächt sind, ein Opfer von Raubtieren. Auch hier wirkt sich die Selektion auf die Demografie aus. Durch ihre Jagd in sozialen Verbänden haben Wölfe einen besonders großen Einfluss auf Rentierpopulationen. Da Rentiere ganz besonders bei der Geburt eine leichte Beute sind, haben die Tiere verschiedene Verhaltensstrategien zur Risikominimierung entwickelt (Bergerud 1996: 105f).

3.2.1.1.3 Krankheiten

Bei vielen Ungulaten gelten vor allem Krankheiten als limitierender Faktor für die Bestandsdichte. Obwohl bisher kein Nachweis für den direkten Zusammenhang zwischen einem Bestandsrückgang und dem Auftreten von Erkrankungen vorliegt, werden sie auch bei Rentieren als Faktor diskutiert. Insbesondere unter Situationen mit Futtermangel und überhöhter Dichte wird ihnen große Bedeutung zugemessen (Klein 1991: 31f). Bergerud (1996: 105) äußert darüber hinaus die Vermutung, dass der zunehmende Kontakt von Rentieren, Elchen und Rotwild als Konsequenz der sich verändernden Lebensräume zu einer Ausbreitung von Krankheiten führen könnte.

3.2.1.2 Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Bestands

Einer der wichtigsten Faktoren für die Bestandsgröße ist die Erreichbarkeit von Nahrung als Hauptquelle von Energie. Ein Mangel an Nahrung schwächt die Herde, erhöht die Mortalität und verringert die Reproduktion. Die Faktoren in dieser Gruppe haben entweder direkten Einfluss auf das Nahrungsangebot oder wirken sich indirekt auf die Erreichbarkeit dieser Ressource aus.

3.2.1.2.1 Nahrungsangebot

Das Nahrungsangebot wirkt sich vor allem dann als limitierender Faktor für einen Bestand aus, wenn andere Faktoren fehlen oder nicht zum Tragen kommen (Klein 1991: 31). Es kann an dieser Stelle demnach von einem potentiellen Nahrungsangebot gesprochen werden, dessen Erreichbarkeit durch andere Faktoren begrenzt wird. Da Rentiere in der Regel während ihrer saiso-

nenalen Wanderung verschiedene Lebensräume nutzen, muss mindestens zwischen dem Angebot an Futter im Winter und dem Angebot an Futter im Sommer unterschieden werden.

Angebot an Winterfutter

Die meisten Gefäßpflanzen speichern ihre Nährstoffe im Winter in verholzten Pflanzenteilen und/oder den Wurzeln bzw. besonderen Speicherorganen. Dies macht diese Ressource für viele größere Säugetiere in dieser Zeit unerreichbar. Rentiere ernähren sich daher im Winter hauptsächlich von Flechten. Dazu bedarf es einer radikalen Umstellung ihrer Verdauung. Nur diese Anpassung an ihren arktischen Lebensraum ermöglicht es ihnen, ihren Energiehaushalt bis zum Frühjahr aufrechtzuerhalten, bis wieder energiereiche Kräuter und Gräser zur Verfügung stehen.

Wichtigster Vegetationstyp im Winter ist das Loiseleurio-Diapension (siehe Abbildung 24). Diese flechtenreichen Windheiden werden von den 4 bis 5 Flechtenarten *Alectoria ochroleuca*, *Cetraria nivalis*, *Cladonia mitis*, *Cladonia stellaris* und *Stereocaulon paschale* in unterschiedlichen Anteilen geprägt. Die Verteilung der Arten wird durch die Feuchtestufe des Lebensraumes, d. h. Schneelage, Luft- und Bodenfeuchtigkeit sowie Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse beeinflusst (vgl. Schroeder 1998: 331). Beigemischt finden sich vielfach auch *Juncus trifidus* und *Carex bigelowii*.

Da Flechten im Gegensatz zu höheren Pflanzen keine gesonderten Speicherorgane haben, ist ihr Wachstum direkt von ihrer Photosynthesekapazität abhängig, d. h. von ihrer eigenen überirdischen Biomasse. Flechten wachsen daher sehr langsam und können sich von Biomasseverlusten, insbesondere bei einer Überweidung, nur schwer erholen. Aufgrund dieses Zusammenhangs wird die Menge und Wüchsigkeit der zur Verfügung stehenden Flechtenmatten von einigen Autoren als wichtigste Grenze für die Tragfähigkeit eines Bestands gesehen (z. B. Moxnes et al. 2003; Skogland 1985).

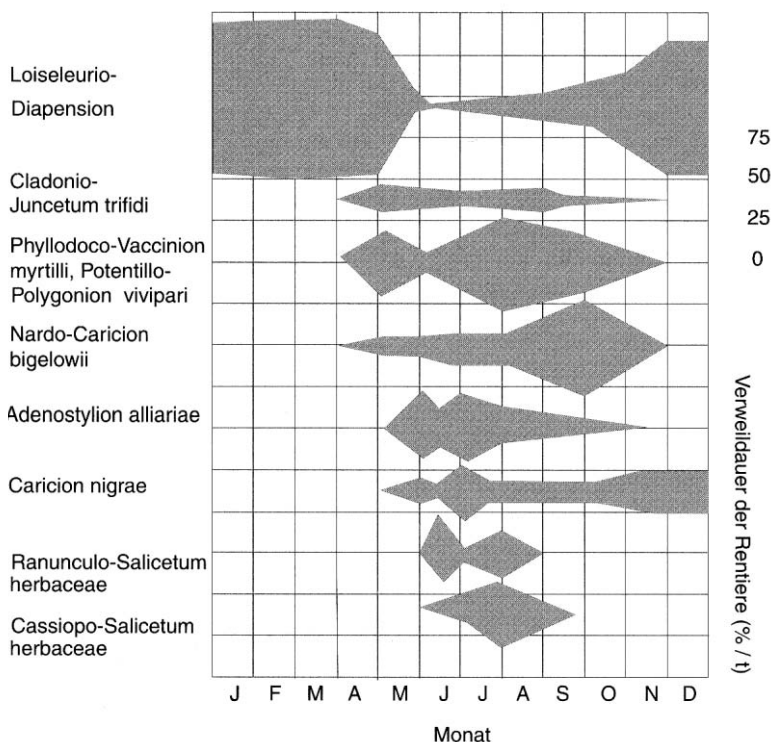


Abbildung 24: Jahreszeitliches Fressverhalten von wilden Rentieren in der Hardangervidda (Skogland 1983 zit.n. Dierßen 1996: 593)

Angebot an Sommerfutter

Im Sommer ähnelt der Speiseplan der Rentiere dem der meisten Wiederkäuer (siehe Abbildung 24). Dabei bevorzugen sie insbesondere den frischen Austrieb von Gräsern und krautigen Pflanzen. Sie folgen so langsam dem zurückweichenden Schnee. Durch diese Futtertechnik nutzen sie die Pflanzen während des Höhepunktes ihres Energiegehaltes (Skogland 1980: 95f). Im Vergleich zu ihrer Winternahrung ist diese Nahrungsquelle nicht nur reich an Proteinen, sondern auch an Vitaminen und Spurenelementen (Lenart et al. 2002: 671f). Daher hat die Verfügbarkeit des Sommerfutters einen erheblichen Einfluss auf das individuelle Wachstum (Baskin 1990: 152). Gleichzeitig wirkt sich ein Mangel an Sommerfutter über eine eingeschränkte Leistungsfähigkeit der Kühe auch



auf die Zahl der Geburten aus (Reimers 1997: 105ff; Weladji et al. 2003b: 17).

Da das Winterfutter selbst unter optimalen Umständen kaum eine Gewichtszunahme erlaubt, ist ein Bestand, der durch den Mangel an Futter im Sommer geschwächt wurde, nicht in der Lage, dieses Manko im Winter wieder auszugleichen (Bergerud 1996: 101f). Obwohl der Hungertod bei Rentieren fast ausschließlich in der kalten Jahreshälfte zu beobachten ist, kann er die Spätfolge einer Unterversorgung mit Futter im Sommer sein. Daher wird die Bedeutung eines Nahrungsmangels im Sommer (z. B. aufgrund von Überweidung oder schlechter Witterung) zunehmend als entscheidender Faktor für die Dynamik von Beständen diskutiert (z. B. Bergerud 1996; Jacobs et al. 1996; Lenart et al. 2002; Ouellet et al. 1996; Reimers 1997).

3.2.1.2.2 Extreme Witterungsverhältnisse

Bei lang anhaltenden extremen Witterungsverhältnissen wurden immer wieder massive Bestandseinbrüche bei Rentierpopulationen beobachtet (z. B. Aanes et al. 2002; Gates et al. 1986; Miller & Gunn 2003; Ouellet et al. 1996). Nach diesen vor allem im Winter auftretenden Ereignissen ist die Auswirkung auf den Bestand durch eine Vielzahl von Kadavern direkt sichtbar. Diese Katastrophen können dabei bis zu 70 % des Bestands auslöschen (Ouellet et al. 1996: 19). In der Fachliteratur werden immer wieder zwei besonders ungünstige Witterungsereignisse im Winter für diese Wirkung angeführt:

Eine extrem dicke Schneedecke

Im Winter sind vor allem die Rentierarten der offenen Tundra darauf angewiesen, ihre Nahrung unter der Schneedecke frei zu graben. Hierbei entsteht ein sensibles Gleichgewicht zwischen dem Energiegehalt der Flechten und dem Energiebedarf für die Fortbewegung und das Graben im Schnee. Um den Aufwand für das Freilegen der Nahrung zu minimieren, nutzen Rentiere vor allem kleine Erhöhungen und exponierte

Lagen, an denen der Wind den Schnee verweht hat. Es gibt Grund zu der Annahme, dass die Schneetiefe mehr Einfluss auf die Auswahl von Futterplätzen hat als die dort erreichbare nutzbare Biomasse (z. B. Bergerud 1996; Nellemann 1996; Nellemann & Fry 1995). In der Regel ist bei einer Schneetiefe von 91 cm die Grenze erreicht, bei der die Tiere mehr Energie für die Nahrungssuche aufbringen, als sie durch das Futter aufnehmen (Helle 1984 zit. n. Gates et al. 1986: 220). Noch dazu kommt, dass sich die Tiere in solchen Situationen deutlich unruhiger verhalten und mehr Energie verbrauchen als bei normalen Schneeverhältnissen (Lee et al. 2000: 99). Es wird daher davon ausgegangen, dass extreme Schneefälle die Überlebenschancen von Rentieren im Winter deutlich verschlechtern.

Vereisungen (Ice-on-Snow and Ice-on-ground incidents)

Nasser Schnee und lang andauernde Tauphasen, gefolgt von Kälteeinbrüchen sowie Eisregen, können Eisschichten von erheblicher Dicke auf dem Untergrund entstehen lassen. Ein solcher Eispanzer auf der Schneedecke oder direkt auf den Pflanzen verhindert, dass die Tiere ihre Nahrung erreichen können. Besonders aus dem Norden Skandinaviens werden solche Extremsituationen mit Eisdicken über 10 cm immer häufiger gemeldet. Lee et al. (2000: 99ff) konnten anhand der Muotkatunturi Region in Finnland zeigen, dass warme und feuchte Winter einen negativen Einfluss auf die Zahl der geborenen Kälber im folgenden Frühjahr haben. Ein ähnlicher Zusammenhang zwischen Wintersterblichkeit und Witterungsverhältnissen lässt sich auch für den Bestand auf Spitzbergen nachweisen (Aanes et al. 2003, 2002, 2000).

3.2.1.2.3 Insekten- und Parasitenaktivität

Es gibt drei parasitierende Insekten, die vor allem Rentieren das Leben schwer machen: Mücken (insb. *Aedes sp.*, aus der Familie der *Culicidae*), die Rentierbremse (*Hypoderma tarandi*, aus der Familie der *Oestridae*) und die Rentierrachenbremse (*Cephenemyia trompe*, aus der Familie der *Oestridae*). Eine Auswirkung auf das Verhalten der Rentiere scheint dabei vor allem von letzteren beiden auszugehen (Weladji et al. 2003a: 80; Reimers 1997: 110). Treten die Fliegen verstärkt auf, können sie die Rentiere vom Gras abhalten und die Herde in erhöhte Unruhe versetzen. In solchen Situationen suchen die Tiere gezielt Schneefelder und windigere Bergrücken auf, um sich Erleichterung zu verschaffen. Das verstärkte Auftreten von Insekten verhindert so die Nahrungsaufnahme und erhöht den Energiebedarf der Tiere. Aufgrund des ausgeprägten Meideverhaltens wird eine erhöhte Insektenaktivität als wichtigster Grund für das Sinken des Körpergewichtes bei Rentieren während warmer Sommer angeführt (Weladji et al. 2003a: 84).

Die Bestandseinbrüche und der sich verschlechternde Gesundheitszustand von Rentierbeständen nach der Einschleppung von Rentierbremse und Rentierrachenbremse in Westgrönland im Jahr 1952 zeigen, dass diese Insekten durchaus von erheblicher Bedeutung für die Populationsdynamik und die Populationsgröße sein können (Clausen et al. 1980 zit. n. Klein 1991: 31).

3.2.1.2.4 Nahrungskonkurrenz

Die nutzbare Futtermenge ist nicht nur von der Primärproduktion der nutzbaren Vegetation beeinflusst, sondern auch durch die Konkurrenz um diese Ressource. So äußern Kryazhimskii & Danilov (2000: 107) die Vermutung, dass das regelmäßige Massenaufreten von Kleinnagern (insb. Lemminge), die bis zu 50-70 % der oberirdischen Biomasse verschlingen können, durchaus erheb-

lichen Einfluss auf Rentierbestände haben könnte.

Neben den natürlichen Konkurrenten führen aber vor allem in den Almregionen Skandinaviens Nutztiere, wie z. B. Schafe, zu einer erheblichen Verringerung der zur Verfügung stehenden Biomasse. Als Langzeiteffekt kann eine dauerhafte Schafbeweidung zusätzlich die Zusammensetzung der Vegetationsdecke nachhaltig verändern. Beide Effekte werden als mögliche Einflussfaktoren diskutiert (ACIA 2004: 68f; Klein 1991: 32), wobei bisherige Untersuchungen keine direkte Futterkonkurrenz nachweisen konnten.

3.2.1.2.5 Menschliche Aktivität

In der bisherigen Diskussion um die Auswirkungen menschlichen Handelns auf Rentiere stehen vor allem Vergrümpfungseffekte, die zunehmende Habitatfragmentierung und die Blockade von traditionellen Wanderrouten im Mittelpunkt (z. B. Nellemann et al. 2003; Vistnes et al. 2001; Weclaw & Hutson 2004; Wolfe et al. 2000). Aufgrund der insbesondere in den Weiten Sibiriens und der kanadischen Arktis zur Verfügung stehenden Fläche schienen bisher direkte Habitatverluste z. B. durch den Bau von Stauseen, die Rohstoffgewinnung oder die Anlage von Baugebieten von untergeordneter Bedeutung. Da sich aber auch in der Arktis ein zunehmender Flächenverbrauch bemerkbar macht (vgl. Nellemann et al. 2001b) und immer mehr Großprojekte geplant werden³⁷, könnte auch dieser Faktor in Zukunft beträchtlich an Einfluss gewinnen.

Dass menschliche Infrastruktur und Baukörper einen erheblichen Einfluss auf das Verhalten von Rentieren haben, konnte bereits bei Straßen, Pipelines, Stromleitungen, Skigebieten und anderen touristischen Einrichtungen belegt werden (z. B. Nellemann et al. 2000, 2001a; Reimers et al. 2007; Wolfe et al. 2000). Dabei scheinen besonders

³⁷ Wie z. B. der *Karahnjukar* Staudamm in Island oder die Erschließung der Ölvorkommen im *Arctic National Wildlife Refuge* in Alaska.



Kühe mit Jungen empfindlich auf menschliche Nähe zu reagieren, wohingegen männliche Einzelgänger eine größere Toleranz gegenüber Störungen und menschlichen Bauwerken zeigen (Wolfe et al. 2000: 63). Die Auswirkungen können noch in 15 km Entfernung beobachtet werden (Nellemann et al. 2000: 12). Ab einer Dichte von mehr als 0.8 km Infrastruktureinrichtungen pro km² werden ansonsten taugliche Lebensräume vollständig gemieden (Vistnes et al. 2001: 535). Diese Scheu ist fest im Verhalten der Tiere verankert. Sie lässt sich zahmen Rentieren nur mit großem Aufwand abgewöhnen. Vielleicht liegt in dieser Abneigung gegenüber menschlicher Nähe der Grund dafür, dass die Domestikation der Rentiere im Vergleich zu andere Haustieren noch nicht allzu weit fortgeschritten ist.

Vergrämung durch Baugebiete

Untersuchungen in Norwegen konnten zeigen, dass Rentiere einen Bereich von 5 km um Baugebiete, wie z. B. intensiv genutzte Hüttendörfer und Skigebiete, vollständig meiden (Nellemann et al. 2000: 11f). Selbst in einem Umfeld von 5 bis 15 km ist die Abundanz deutlich reduziert (ebd.). Damit einher gehen ein Verlust an nutzbarem Lebensraum für die Bestände und ein gesteigerter Beweidungsdruck auf die noch zur Verfügung stehenden Habitate.

Vergrämung durch Infrastruktureinrichtungen

Die Wirkung von Infrastruktureinrichtungen ist abhängig von ihrer Art, Lage und Nutzung. So bilden Straßen z. B. erst dann eine Barriere für die Wanderung von Rentieren, wenn sie auch als visuelle Barriere wirken (z. B. durch eine Dammlage oder Schneezäune). Selten genutzte Wege hingegen haben keinen nachweisbaren Effekt auf die Nutzung traditioneller Wanderrouten (Wolfe et al. 2000: 65). Auch Straßen, die im Winter nicht geräumt und genutzt werden, haben kaum

Auswirkungen auf die Wanderung der Rentiere.

Die Nähe von Stromleitungen und Pipelines wird hingegen von Rentieren kategorisch gemieden. Dabei kann ein Korridor von bis zu 4 km betroffen sein (Nellemann et al. 2003: 311). Da die Sichtbarkeit der Strukturen eine erhebliche Rolle spielt, haben Leitungen in Waldgebieten geringere Auswirkungen als Leitungen in der freien Landschaft (REIN-projektet 2002: 4).

Störung durch Erholungssuchende

Da der Mensch wilden Rentieren seit Jahrtausenden nachstellt, ist ihre angeborene Reaktion auf eine menschliche Silhouette die Flucht. Dies gilt insbesondere bei Wanderern und Skiläufern. Menschen auf Schneemobilen können sich dahingegen, trotz des damit verbundenen Lärms, Rentierherden wesentlich weiter nähern³⁸ (Reimers & Colman 2003: 750). Als Konsequenz haben Wanderwege und Langlaufloipen den größten Effekt aller Infrastruktureinrichtungen (Vistnes et al. 2001: 535). Da insbesondere in den Hochgebirgen Skandinaviens der Trend zur Querfeldeinfahrt und zum Skisegeln immer mehr zunimmt, kann sich diese Art der Störung auch auf Gebiete erstrecken, die eigentlich über keine solche Infrastruktur verfügen (vgl. hierzu Lilleeng et al. 2008). Das Gleiche gilt für das Wandern abseits der Wege, die Jagd nach Niederwild und das Sammeln von Pilzen und Beeren. Allerdings ist der Energieverlust durch die Vergrämung im Sommer deutlich geringer als im Winter.

³⁸ Solange im Gebiet nicht regelmäßig von Schneemobilen aus gejagt wird. Das Gleiche gilt im Übrigen auch für andere Fahrzeuge, wie z. B. PKW.

3.2.1.2.6 Zusammenfassung der potentiellen Einflussfaktoren

Ausschlaggebend für die Entwicklung eines Bestandes können verschiedene Faktoren sein, die entweder direkt auf den Bestand wirken (wie z. B. die Jagd) oder Auswirkungen auf ihre Nahrungsgrundlage haben. Durch die ausgeprägte Wanderung der Rentiere und die Nutzung unterschiedlicher Lebensräume treten die Faktoren im Laufe eines Jahres unterschiedlich stark zu Tage.

Die Faktoren müssen daher auch in ihrer Wirkung auf die unterschiedlichen Lebensräume eines Bestandes betrachtet werden. Die potentiellen Einflussfaktoren und ihre Wirkung auf den Lebensrhythmus einer Rentierherde sind in Abbildung 25 dargestellt.

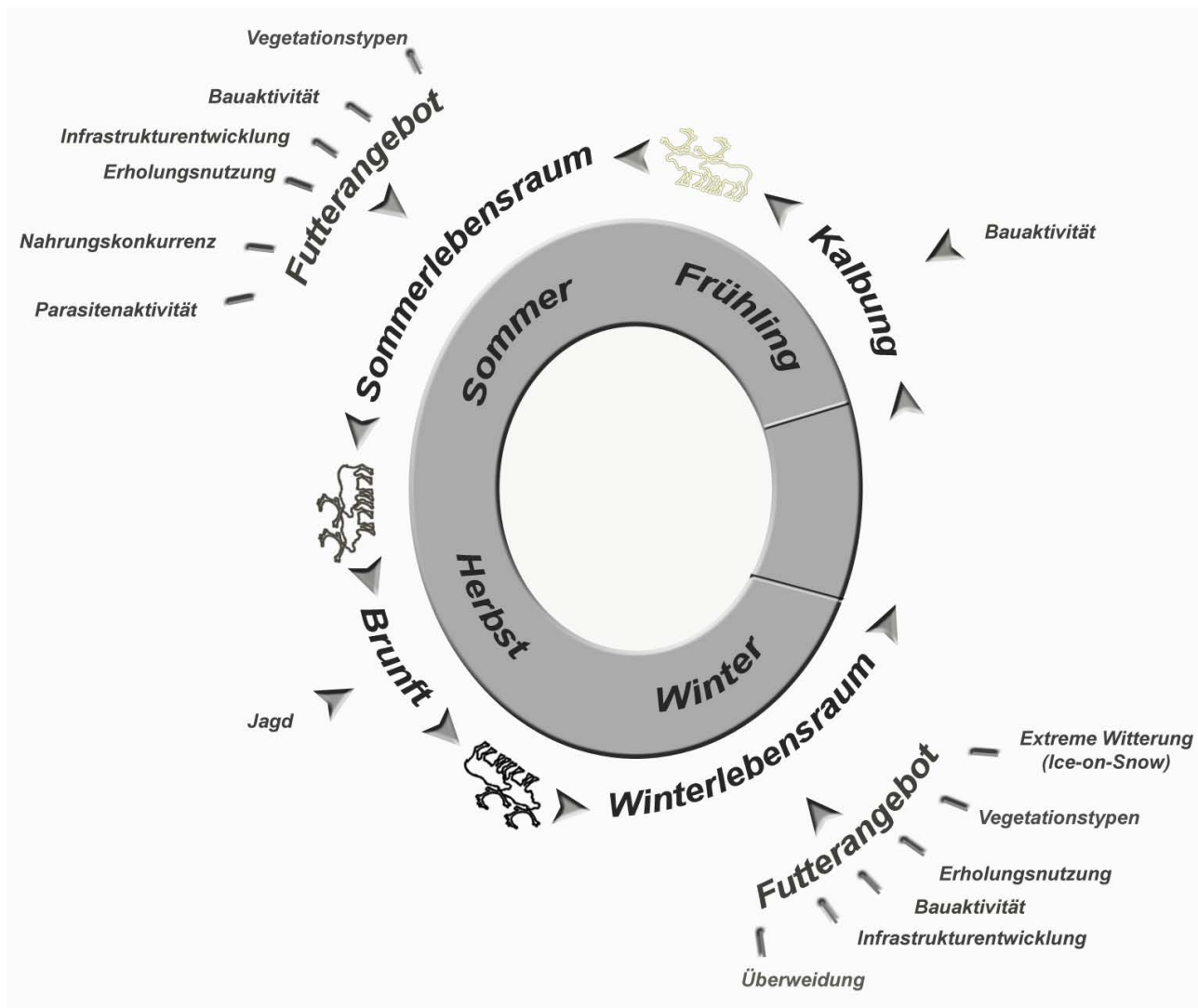


Abbildung 25: Der Lebensrhythmus einer Rentierherde und die Wirkung potentieller Einflussfaktoren



3.2.2 Bestimmung relevanter Einflussfaktoren für die Populationsdynamik des Rentierbestands in der Hardangervidda

Rentiere sind eine hoch spezialisierte Spezies, die sehr unterschiedliche Lebensräume nutzt. Durch die Umwelteinflüsse, die in den verschiedenen Gebieten wirken, variieren die Einflussfaktoren der Bestandsdynamik zwischen den einzelnen Beständen erheblich (Klein 1991: 30). Einige Autoren betonen daher die Notwendigkeit, lokale Faktoren zu berücksichtigen (z. B. Klein 1991; Baskin 1990). Nach Baskin (1990: 151) unterstreicht insbesondere die Tatsache, dass sich in den einzelnen Lebensräumen verschiedene Unterarten gebildet haben, die Bedeutung, die regionale Besonderheiten für diese Spezies haben.

Um hier ein Habitatmodell zu entwickeln, das diesem Anliegen Rechnung trägt und die Besonderheiten der *Hardangervidda* reflek-

tiert, werden im Folgenden die oben aufgeführten Faktoren in ihrer Relevanz für den Bestand diskutiert. Durch diese theoretischen Überlegungen können einige Faktoren von vornherein ausgeschlossen werden. Andere, deren Bedeutung nicht klar ist, müssen hingegen anhand der historischen Entwicklung auf ihre Wirksamkeit überprüft werden.

Bei dieser Diskussion sollte aber immer berücksichtigt werden, dass auch Faktoren, die bisher keine Rolle für die Entwicklung des Bestands gespielt haben, in der Zukunft eine Wirkung entfalten können. Die Faktoren müssen daher sowohl in ihrer historischen Relevanz als auch in ihrer möglichen zukünftigen Wirkung diskutiert werden.

3.2.2.1 Faktoren mit direkter Wirkung auf den Rentierbestand in der Hardangervidda

3.2.2.1.1 Jagddruck

Die Jagd wird traditionell als wichtigster Einflussfaktor für die Bestandsgröße aller wilden Rentierbestände Norwegens betrachtet (Reimers 1986: 241). In der *Hardangervidda* wird versucht, diesen Einfluss gezielt für das Populationsmanagement zu nutzen. Seit den 1960er Jahren orientiert sich die Quote der zum Abschuss freigegebenen Tiere an der vermuteten Tragfähigkeit des Gebietes (Strand et al. 2004: 6f). Die letzten Jahre haben allerdings gezeigt, dass die Zahl der Abschusslizenzen nicht die einzige Größe ist, die den Jagderfolg beeinflusst. So wurden im Jahr 2003, trotz einer Quote von 958 Tieren, lediglich 133 Rentiere erlegt. Diese Diskrepanz wurde durch eine Verweigerung vieler Landeigentümer ausgelöst, die in diesem Jahr keine Jagd auf ihrem Grund und

Boden zuließen³⁹ (SSB 2004: 9). Dieser Konflikt markiert den bisherigen Höhepunkt der wachsenden Verstimmungen zwischen der lokalen Bevölkerung und der Verwaltung des Gebietes. Diese Uneinigkeit wurde vor allem durch den Bestandseinbruch verschärft, der seit 2000 zu einem steten Rückgang der Rentierzahlen geführt hat. Vielen schien eine Abschussquote von fast 1000 Tieren bei einer Bestandsgröße von nur knapp 4.500 Tieren im Sommer 2003 (Andersen et al. 2003: 5) deutlich zu hoch.

³⁹ In Norwegen gibt es keine strikte Trennung von Jagdrecht und Eigentumsrecht, d. h. der Besitzer eines Grundstückes muss auch in der freien Landschaft der Jagd auf seinem Grund und Boden zustimmen.

3.2.2.1.2 Prädation

Große Räuber wie Wölfe (*Canis lupus*) und Vielfraß (*Gulo gulo*) gibt es in den Rentierhabitaten Südnorwegens so gut wie keine mehr (Reimers 1986: 241; Reimers et al. 1983: 108; siehe auch Kapitel 3.1.2.4.2). Nur Kolk-raben (*Corvus corax*), Steinadler (*Aquila chrysaetos*) sowie Polar- und Rotfuchs (*Alopex lagopus* und *Vulpes vulpes*) können gelegentlich für den Verlust einzelner Kälber verantwortlich gemacht werden (Reimers et al. 1983: 108). Der Einfluss der Prädation auf die derzeitige Bestandsdynamik aller südnorwegischen Rentierbestände wird daher als marginal eingeschätzt. Es ist anzunehmen, dass er kaum über der Wirkung anderer natürlicher Todesursachen (z. B. durch Lawinen oder Steinschlag) liegt. Da die Ausrottung der bedeutenden Räuber in die Mitte des letzten Jahrhunderts fällt (siehe Kapitel 3.1.2.4.2), gilt dies auch schon für die vorliegende historische Zeitreihe.

Die Diskussion um die Wiedereinbürgerung von Wölfen in Norwegen und die Planungen,

die *Hardangervidda* zum Wolfschutzgebiet zu erklären, lassen es allerdings sinnvoll erscheinen, diesen Faktor in zukünftigen Betrachtungen mit zu berücksichtigen.

3.2.2.1.3 Krankheiten

Bis dato ist in Norwegen kein Fall bekannt geworden, in dem ein wilder Rentierbestand durch Krankheiten beeinträchtigt wurde. Auch bisherige Untersuchungen zum möglichen Austausch von Krankheitserregern zwischen Nutztieren (v. a. Schafen) und Rentieren haben kein erhöhtes Ansteckungsrisiko nachweisen können. Sicherlich ist dies aber kein abschließender Beweis für die Unmöglichkeit einer krankheitsbedingten Schwächung des Bestands. Erste Berichte über die klimabedingte Ausbreitung von Krankheitserregern (z. B. Nyaas 2008) geben dem Thema eine gewisse Bedeutung. Daher wird dieser Faktor in der Analyse der historischen Daten vernachlässigt, soll aber bei der Betrachtungen zukünftiger Ereignisse wieder aufgegriffen werden.

3.2.2.2 Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Rentierbestands in der Hardangervidda

3.2.2.2.1 Nahrungsangebot

Angebot an Winterfutter

Besonders während der Populationsmaxima in den 1960er und 70er Jahren wurde eine erhebliche Reduzierung der Flechtenbestände in der *Hardangervidda* beobachtet. Daraus wurde bald der Schluss gezogen, dass die zur Verfügung stehenden Winterhabitate in der östlichen *Hardangervidda* und die dort erreichbare Menge an Flechten die wichtigsten limitierenden Faktoren für die *carrying capacity* des Gebietes sind (Skogland 1993: 9). Die Größe der Population wird seitdem auf Grundlage von Berechnungen und Vermutungen über das zur Verfügung stehende Winterfutter geregelt (Strand et al. 2004: 6f). Ihre Bedeutung als alleiniger für die Tragfähigkeit ausschlaggebender Faktor ist allerdings

nicht unumstritten. Reimers et al. (1983) argumentieren, dass die zu beobachtende Gewichtszunahme von Kühen im Winter dieser These widerspricht. Derzeit werden verschiedene Anstrengungen unternommen, um die wissenschaftliche Basis für das Populationsmanagement zu verbessern. Dazu gehören auch Untersuchungen über die Nutzung der verschiedenen Lebensräume sowie Taxierungen des Vegetationsbestands. Insbesondere die Überprüfungen des Flechtenbestands in den traditionellen Winterlebensräumen zeigen dabei eher Zeichen einer Unternutzung als einer Überweidung (Gaare et al. 2005: 17ff). Da auch eine zu geringe Nutzung der Flechtenmatten deren Qualität reduzieren kann, ist auch dieser Prozess mit Sorge zu betrachten.



Angebot an Sommerfutter

Reimers et al. weisen mehrfach daraufhin, dass die Kälber in der *Hardangervidda* während des Sommers die geringste Gewichtszunahme aller norwegischen Bestände aufweisen (Reimers et al. 1983; Reimers 1997). Diese Autoren sprechen daher der zur Verfügung stehenden Menge an Sommerfutter eine erhebliche Bedeutung für die Entwicklung des Bestands zu und vermuten hier einen erheblichen Engpass.

3.2.2.2.2 Extreme Witterungsereignisse

In den letzten Jahrzehnten haben die Meldungen von feucht-warmen Wintern mit ice-on-snow Ereignissen aus dem Norden Skandinaviens deutlich zugenommen. Dies ist die Folge eines Trends von zunehmend wärmeren Wintern, der sich auch in der *Hardangervidda* widerspiegelt (siehe Kapitel 3.1.2.3.4). Das Auftreten dieser Witterungsverhältnisse ist in Norwegen eng verknüpft mit der Nordatlantischen Oszillation (NAOI) (Hanssen-Bauer 2005: 31). Weladji & Øystein (2003c) konnten zeigen, dass in den Beständen Zentralnorwegens Kälber, die nach einem Winter mit hohem NAOI geboren wurden, leichter waren und über den Sommer eine geringere Gewichtszunahme aufwiesen als Kälber, die nach trockenen und kalten Wintern geboren wurden.

Obwohl auch in den südlichen Regionen Skandinaviens schon mehrfach Vereisungen aufgetreten sind, wurden einschneidende ice-on-snow Ereignisse in der *Hardangervidda* noch nicht beobachtet. Dies mag reiner Zufall oder ein Vorteil ihrer Lage hinter steil aufsteigenden Bergmassen sein, nichtsdestotrotz lassen die Zunahme von Wintern mit hohem NAOI und die rapide steigenden Temperaturen in Herbst und Winter die Wahrscheinlichkeit solcher Ereignisse auch hier rasant ansteigen.

3.2.2.2.3 Insekten- und Parasitenaktivität

Der Einfluss von Parasiten auf Rentierbestände wurde in Skandinavien vielfach diskutiert (z. B. Reimers 1997; Skogland 1980; Weladji et al. 2003a). Weladji et al. (2003a) konnten nachweisen, dass bei domestizierten Rentieren die Aktivität der Plagegeister einen direkten negativen Einfluss auf die Gewichtszunahme und den individuellen Gesundheitszustand der Tiere hat. Auch die Rentiere in der *Hardangervidda* sollen im Sommer regelmäßig auf Schneefeldern und Bergrücken Zuflucht vor der Insektenplage suchen (Skogland 1984: 357). Es muss daher angenommen werden, dass die Aktivität von Insekten auch in der *Hardangervidda* einen erheblichen Einfluss auf den Bestand hat. Die Bedeutung der Insekten- und Parasitenaktivität wird vor allem in Bezug auf den zukünftigen Wandel des Klimas in Norwegen mit Sorge betrachtet (z. B. Colman et al. 2003: 17; Strand 2008: 7).

3.2.2.2.4 Nahrungskonkurrenz

Bis in die 1980er Jahre hinein traten in der *Hardangervidda* und den umliegenden Bergregionen Massenvermehrungen von Kleinnagern auf. In diesen Jahren stieg die Dichte auf das bis zu 100-fache durchschnittlicher Werte (Framstad 1997: 44). Bisher gibt es keine detaillierten Untersuchungen zu den Auswirkungen dieser Massenvermehrungen auf den Rentierbestand. Auch die Gründe für das Ausbleiben der Massenvermehrung seit nunmehr fast 20 Jahren sind nicht bekannt (Coulson & Malo 2008: 43f). Es muss aber davon ausgegangen werden, dass diese Konkurrenz auch Einfluss auf die Bestandsdynamik anderer Herbivoren hatte.

Die alpinen Matten der *Hardangervidda* sind seit jeher bevorzugte Weidegründe für Haustiere (siehe Kapitel 3.1.2.6). Bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts wurden vor allem Kühe und Schafe auf die Sommerweiden des Hochplateaus getrieben. Heute sind dort fast nur noch Schafe zu finden. Da die Schafe zumeist die gleichen Sommerlebensräume

wie die Rentiere nutzen, wird vermutet, dass sie auch einen Einfluss auf den Bestand haben könnten (Skogland 1993: 12; Warren & Mysterud 1995: 40ff). Es zeigt sich aber auch, dass bei einer regelmäßigen extensiven Beweidung durch Schafe die Zahl der Gräser- und Kräuterarten steigt und sich das Nahrungsangebot auch für andere wildlebende Arten erhöht (z. B. Austrheim et al. 2007; Austrheim & Eriksson 2001; Bruteig et al 2003; Seldal 1998). Trotz intensiver Forschungsbemühungen konnte die Frage der Nahrungskonkurrenz zwischen Schafen und Rentieren bisher nicht abschließend geklärt werden.

3.2.2.5 Menschliche Aktivität

Wilde Tundra-Rentiere finden sich in Skandinavien nur noch im Süden Norwegens. Sie bewohnen einen der vom Menschen am stärksten bedrängten Lebensräume der nördlichen Breiten (Vistnes et al. 2001: 531). Hier hat sich in den letzten Jahrzehnten eine Infrastrukturentwicklung abgespielt, die mit

keiner anderen Region der Arktis vergleichbar ist. Der Verlust an unbeeinflusstem Rentierlebensraum durch die allmähliche Verdichtung des Wegenetzes und ähnliche Bauaktivitäten wird auf 70 % geschätzt (Nellemann et al. 2003: 307). Durch den massiven Ausbau der bestehenden Infrastruktur und eine ungebremste Siedlungsentwicklung hat sich die Insellage der 26 einzelnen Bestände weiter verschärft und ein Austausch zwischen den Populationen ist so gut wie unmöglich geworden (siehe Abbildung 26).

In der *Hardangervidda* steht vor allem der Ausbau von Erholungsgebieten in den sensiblen Habitaten, die im Frühjahr zur Geburt und Aufzucht der Kälber aufgesucht werden, sowie an Zwangspunkten auf den traditionellen Wanderrouten im Zentrum der Kritik (Skogland 1993: 10ff). Da der Druck auf diese Gebiete in der Zukunft aller Wahrscheinlichkeit nach noch weiter ansteigt, müssen die Auswirkungen dieses Trends vor allem bei zukünftigen Entwicklungen Berücksichtigung finden.

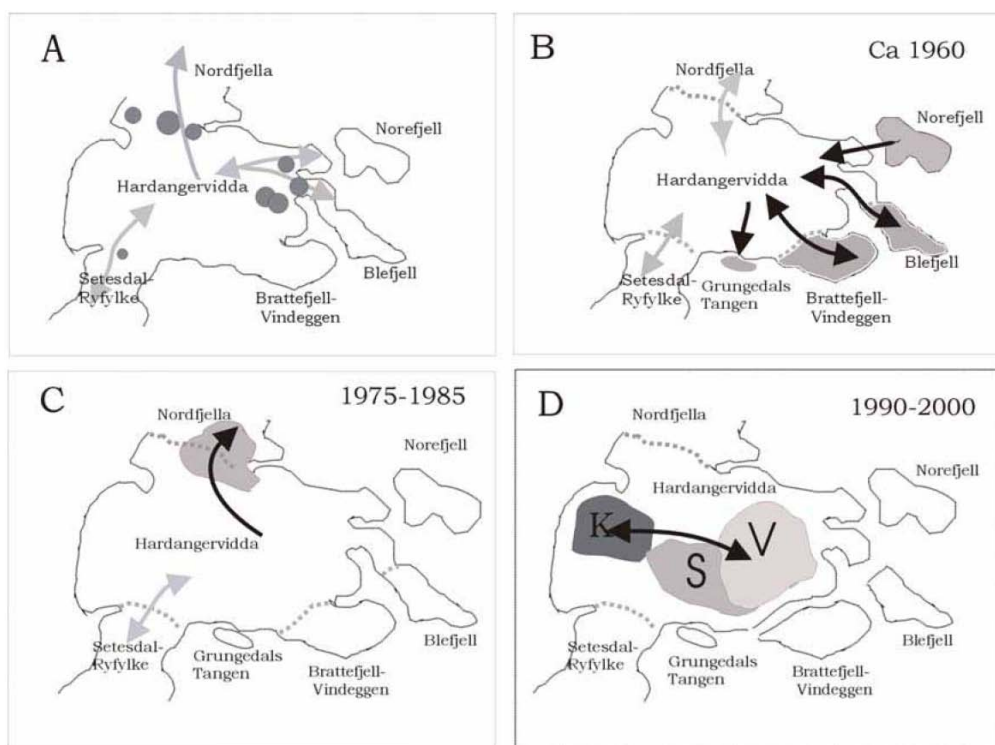


Abbildung 26: Möglichkeiten des Austausches zwischen dem Rentierbestand in der *Hardangervidda* und anderen Beständen (A – vor 1960, B – um 1960, C – zwischen 1975 und 1985, D – zwischen 1990 und 2000; Strand et al. 2001: 16)



3.2.2.2.6 Zusammenfassung der relevanten Einflussfaktoren

Durch die Literaturanalyse konnte eine Vielzahl von potentiellen Einflussfaktoren für den Rentierbestand der *Hardangervidda* ausgeschlossen werden. Es zeigt sich, dass die Einflussfaktoren stark unterschiedlich auf die Lebensräume der Population wirken. Insbesondere die als Sommer- und Winterlebensraum genutzten Bereiche der Hochfläche werden von mehreren Faktoren beeinflusst.

Für das konzeptionelle Habitatmodell des Rentierbestandes in der *Hardangervidda* wird daher eine Unterscheidung zwischen den Auswirkungen auf diese Lebensräume vorgenommen. Die verschiedenen Inputs und die durch sie beeinflussten Parameter sind in Abbildung 27 zusammenfassend dargestellt.

Konzeptionelles Habitatmodell für den Rentierbestand in der Hardangervidda

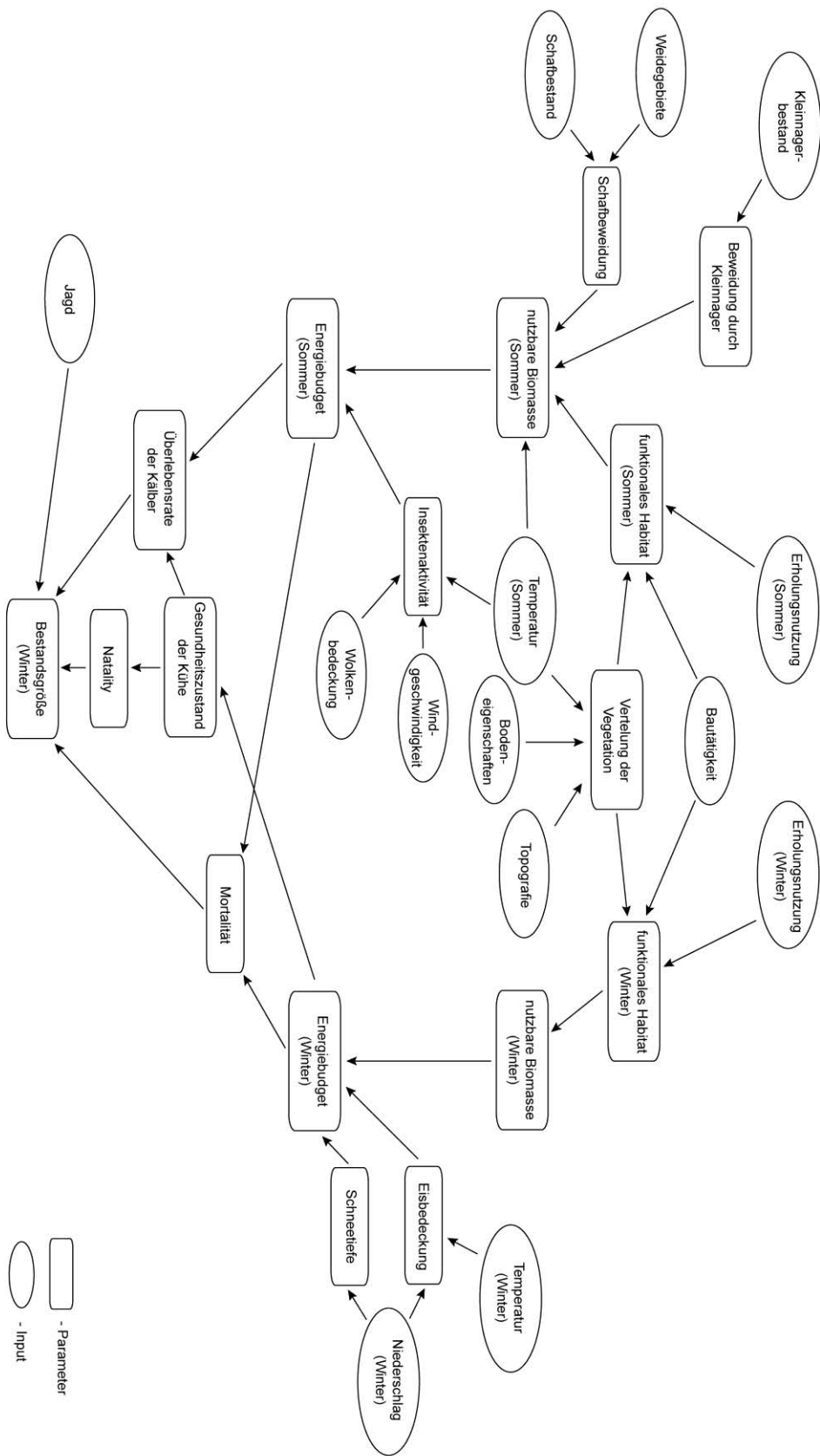


Abbildung 27: Konzeptionelles Habitatmodell für den Rentierbestand in der Hardangervidda



3.3 Phase III - Analyse der bisherigen Entwicklung und des Zustands der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda

Im letzten Kapitel wurden die gebietsspezifischen Einflussfaktoren herausgearbeitet, die die Habitatqualitäten für den lokalen Bestand bestimmen und seine Dynamik beeinflussen. Das so entstandene konzeptionelle Modell wird in der vorliegenden Arbeit als komplexes adaptives System interpretiert. Die einzelnen Einflussfaktoren repräsentieren dabei die Teilsysteme, die in der weiteren Analyse untersucht werden sollen. Wie in Kapitel 2.3 dargestellt, beruht das Konzept der komplexen adaptiven Systeme auf einem Verständnis des Entwicklungsstandes der einzelnen Teilsysteme. Dieser Entwicklungszustand ist pfadabhängig und erfordert eine Analyse der historischen Entwicklungen der Teilsysteme. Im Folgenden soll daher die historische Entwicklung der Einflussfaktoren betrachtet werden. Aufgrund der Datenlage stehen hierbei die Veränderungen der letzten vier Jahrzehnte in der *Hardangervidda* im Vordergrund.

Vielfach liegen über die einzelnen Einflussfaktoren keine direkten Beobachtungen und Daten vor, aus denen plausibel Rückschlüsse auf die Entwicklung der Einflussfaktoren gezogen werden können. Daher muss bei der Untersuchung auf Proxy-Daten, d. h. Daten, die nur einen indirekten Rückschluss auf die zu untersuchende Größe zulassen, zurückgegriffen werden. Die Auswahl der Proxy-Daten richtet sich weniger nach den wünschenswerten Inhalten als vielmehr danach, welche Informationen zur Verfügung stehen. Ein solcher Mangel an Daten (sowohl biologischer Natur als auch die Landnutzung betreffend) über die historische Entwicklung dürfte viele Naturschutzgebiete bzw. zu schützende Bestände prägen.

Die Analyse der historischen Entwicklung folgt einem einheitlichen Aufbau. Zunächst werden der Einflussfaktor und das Ziel der Untersuchung betrachtet. Dann wird ermittelt, wie dieser Einflussfaktor untersucht werden kann und welche Proxy-Daten hierfür geeignet sind und zur Verfügung stehen. Die anschließende Untersuchung der Proxy-Daten wird in Form des IMRD-Aufbaus (Introduction-Methods-Results-Discussion) dokumentiert (siehe Abbildung 28). Um die Lesbarkeit der Ergebnisse zu erleichtern, werden die Einzelergebnisse am Ende noch einmal zusammengefasst. Auf diese Weise können die bestehenden Probleme im Management des Bestands dargestellt werden.

Ebene 3 – Teilsystem 1

Ebene 4 - Einleitung

Ebene 4 - Ziel der Untersuchung

Ebene 4 - Operationalisierung

Ebene 4 – Proxy-Daten

Ebene 5 – Methodik

Ebene 5 – Daten

Ebene 5 - Ergebnisse

Ebene 5 - Diskussion

Abbildung 28: Systematik für die Darstellung der Analyse der Einflussfaktoren

3.3.1 Jagddruck

3.3.1.1 Einleitung

Wie in Kapitel 3.1.3.3 dargestellt, wird in der *Hardangervidda* die Jagd gezielt für das Populationsmanagement genutzt. Seit den 1960er Jahren orientiert sich die Quote der zum Abschuss freigegebenen Tiere an der vermuteten Tragfähigkeit des Gebietes (Strand et al. 2004: 6f). Um eine gefürchtete

Überweidung des Gebietes zu verhindern, wurde der Bestand in den vergangenen Jahrzehnten bereits zweimal durch massive Bejagung dezimiert. In beiden Phasen wurde die Zahl der Tiere um weit mehr als die Hälfte reduziert.

3.3.1.2 Ziel der Untersuchung

Aus dem oben Geschriebenen geht hervor, dass ein Einfluss der Jagd auf die Bestandsgröße ohne weitere Untersuchung als gegeben vorausgesetzt werden kann. Die Jagd hat sich zumindest in den Phasen 1965-1969 und 1983-1984 als eindeutiger Einflussfaktor für die Größe des Bestands erwiesen. Es stellt sich allerdings die Frage, wie groß der

Einfluss der Jagd außerhalb dieser Phasen auf die Populationsdynamik war und ob der Jagddruck auch für kleinere Populationschwankungen verantwortlich ist. Insbesondere von Interesse ist, ob der Populationsseinbruch in den Jahren 2000 bis 2003 in Zusammenhang mit der Jagdquote steht.

3.3.1.3 Operationalisierung

Der Jagddruck wirkt sich unmittelbar auf die Bestandsgröße der Population aus. Es sollte daher anzunehmen sein, dass zwischen der Zahl erlegter Tiere und der Bestandsgröße eine direkte Korrelation besteht. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Jagdbemühungen von der Bestandsgröße im Vorjahr beeinflusst werden und somit eine starke Autokorrelation erwarten lässt. Ein einfacher Vergleich der Populationsentwicklung mit den Bestandszahlen wird zusätzlich dadurch erschwert, dass für die Ermittlung der Bestandsgröße im Laufe der Jahrzehnte sehr unterschiedliche Verfahren Verwendung fanden. Ein Vergleich könnte sich daher nur auf wenige Zeitreihen stützen. Eine statistische Auswertung der Jagdzahlen scheint daher an dieser Stelle nicht zielführend.

Neben einer hermeneutischen Auslegung der bestehenden Zahlenreihen bietet die Populationsökologie experimentelle Ansätze, um die Wirkung einzelner Faktoren auf die Populationsdynamik zu überprüfen. Dabei wird mit Hilfe von populationsdynamischen Modellen die Wirkung einzelner Parameter auf die Bestandsentwicklung überprüft. Ein Vergleich der realen Entwicklung mit den Ergebnissen dieser Sensitivitätsanalyse ermöglicht eine Bewertung bestehender Entwicklungen (vgl. Rannow et al. 2004). Dieses Verfahren soll an dieser Stelle als Alternative zur statistischen Auswertung angewandt werden.



3.3.1.4 Simulation der Populationsdynamik

3.3.1.4.1 Methodik

In der Demökologie haben sich verschiedene Verfahren zur Simulation der Dynamik in Populationen etabliert (Begon et al. 1997: 81ff; Meffe 1997: 214ff). Sie werden regelmäßig als Instrument zur Überprüfung von Managementoptionen und zur Abschätzung der Gefährdung von Wildbeständen eingesetzt (vgl. Soule 1987; Amler et al. 1999). Auch in Bezug auf Rentierbestände sind schon häufiger Simulationen mit unterschiedlichen Techniken und Zielsetzungen durchgeführt worden (z. B. Eberhardt 1991; Hunter & Runge 2004; Walters et al. 1975; Weclaw & Hudson 2004).

In dieser Arbeit soll für diese Aufgabe auf die Software ‚Vortex‘ zurückgegriffen werden. Sie wurde von der ‚Conservation Breeding Specialist Group‘ der International Union for Conservation of Nature (IUCN) als Standardsoftware entwickelt und wird für die Erstellung von Populationssimulationen im Wildtiermanagement empfohlen.

Vortex berücksichtigt demografische, populationsgenetische und umweltrelevante Parameter, um das Aussterberisiko einer Population zu ermitteln. Es simuliert auf der Basis von Zufallsentscheidungen (Monte-Carlo-Methode⁴⁰) das Schicksal jedes einzelnen Populationsmitgliedes in regelmäßigen Abständen (z. B. in Fortpflanzungszyklen) und leitet daraus die Entwicklung des Gesamtbestands ab. Als individuenorientierte Simulation unterwirft das Programm die einzelnen Mitglieder einer Population unterschiedlichen, durch den Benutzer ausgewählten Zufallsprozessen, deren Auswirkungen im Mittel der Population um definierbare Mittelwerte schwanken. Vortex zeichnet sich dadurch aus, dass die Populationsmodellie-

rung von einfachen hin zu komplexen Situationen variiert werden kann (Princee 1997: 133). So lässt sich das System dem populationsbiologischen Wissensstand und den Bedürfnissen der jeweiligen Art anpassen und ein realistisches Modell der unter Normalbedingungen auftretenden zufälligen Schwankungen in der Bestandsgröße nachbilden. Für die Populationsanalyse mit Vortex werden als Mindestangaben empirische Daten über die Alterspyramide der Population, die Vermehrungsrate (als Nachkommenzahlen pro Weibchen) und die Mortalitätsraten der Geschlechter aufgeteilt nach Altersklassen erwartet. Das so entworfene Modell kann mit Hilfe von verschiedenen Szenarien zur kurz- und mittelfristigen Risikoabschätzung für die Population unter Berücksichtigung unterschiedlicher, realistisch zu erwartender Ereignisse eingesetzt werden. Darüber hinaus ermöglicht das Programm einen ersten Test und eine Einschätzung der Wirksamkeit von alternativen Erhaltungsmaßnahmen.

Vortex soll in diesem Zusammenhang genutzt werden, um die Auswirkungen verschiedener Jagdregime auf den Rentierbestand zu simulieren. Die Eingangsgrößen richten sich nach den in der *Hardangervidda* beobachteten Ereignissen. Durch die Variation des Jagddrucks bei gleichzeitiger Beibehaltung anderer Populationsparameter lässt sich die Sensitivität des Bestands ermitteln und mögliche Grenzwerte für problematische Entwicklungen feststellen.

Ein Vergleich der simulierten Bestandsentwicklung mit der realen Entwicklung soll Aufschluss über den Einfluss des realen Jagddruckes auf den Bestand geben. Dabei ist von besonderem Interesse, ob der reale Jagddruck mit beobachteten Populationschwankungen in Einklang gebracht werden kann.

⁴⁰ „Bei der Monte-Carlo-Analyse werden aus den empirischen Parameterverteilungen des unsicheren Modells eine Vielzahl von Zufallswerten gezogen, mit denen im Folgenden die Modellergebnisse berechnet werden. Die auf dieser zufälligen Auswahl beruhende Vielzahl der Ergebnisse wird einer statistischen Auswertung unterzogen.“ (Paul 1997: 269)

Exkurs - Männlein oder Weiblein - oder wie werden Rentiere gezählt?

Rentiere sind die einzige Hirschart, bei der sowohl männliche als auch weibliche Tiere ein Geweih ausbilden. Die Männchen nutzen ihr Geweih vor allem in der Brunftzeit im Herbst für Imponierverhalten und Kämpfe. Junge Hirsche tragen ihr Geweih bis in den Spätwinter (Februar/März), wohingegen ältere Tiere ihre Stangen bereits im November nach der Brunft abwerfen (Herre 1956: 11). Die Kühe dahingegen tragen ihr Geweih erst nach der Geburt der Kälber Mitte April bis Ende Mai (ebd.). Kälber und Jungtiere bilden bis zum Alter von anderthalb Jahren kein Geweih. Da die anderen sekundären Geschlechtsmerkmale der Tiere (z. B. Euter) selbst aus der Nähe kaum zu erkennen sind, ist das Geweih das einzig zuverlässige Indiz für die Geschlechtsbestimmung bei Erhebungen der Bestandsgröße und Struktur oder bei der Jagd.

Die Rentiere in der Hardangervidda werden zu verschiedenen Zeiten mit unterschiedlichen Aufgabenstellungen erfasst. Die Kalvetelling (Kälberzählung) soll dabei der Erfassung der neu geborenen Kälber dienen. Bei der Strukturtelling (Strukturzählung) soll durch eine repräsentative Stichprobe die Struktur des Bestands, d. h. das Geschlechtsverhältnis und der Altersklassenaufbau erfasst werden, während bei der Minimumstelling (Minimumzählung) die Größe des Gesamtbestands im Winter erfasst werden soll.

Zur Zeit der Kalvetelling im Juli und der Strukturtelling im Oktober tragen alle älteren Tiere ein Geweih. Männliche und weibliche Kälber sowie die jungen Kühe ähneln sich stark und können nur schwer differenziert werden. Bei der Minimumstelling im März bis April tragen nur noch die Kühe ihr Geweih. Das Geschlecht der Kälber kann in jedem Fall nur bei näherer Augenscheinnahe, d. h. in den meisten Fällen erst nach einem Abschuss, zuverlässig bestimmt werden. Die unterschiedliche Differenzierbarkeit zwischen den Geschlechtern und Altersklassen führt dazu, dass bei den verschiedenen Zählungen unterschiedliche Gruppen gebildet werden und die Erhebungsfehler unterschiedlich groß sind.

3.3.1.4.2 Daten

Grundlage für eine Simulation der Populationsdynamik ist eine Abbildung des Bestands mit Hilfe der Modellparameter. Hierfür werden umfangreiche Eingangsdaten über die Biologie der Art und den Bestand benötigt. Da in vielen Fällen diese Daten nicht verfügbar sind, muss hierfür auf Schätzungen oder auf Informationen von anderen verwandten Arten oder Beständen zurückgegriffen werden. Die intensive Forschungstätigkeit in der *Hardangervidda* und an den Rentieren im Allgemeinen führt in diesem Fall dazu, dass viele der benötigten Daten vorliegen und eventuell sogar mit Informationen aus anderen Beständen verglichen werden können. Allerdings sind auch bei diesen bestandsspezifischen Daten Probleme aufgetreten. Liegen mehrere Datenreihen vor, so zeigen sie meist eine große Bandbrei-

te und fußen auf unterschiedlichen Untersuchungsmethoden. Es zeigt sich zum Beispiel, dass die Aussagen über den Reproduktionserfolg zum einen auf Aussagen zur Trächtigkeit und zum anderen auf der Abschätzung der Fekundität aufbauen. Die Trächtigkeit wird dabei aus der Anzahl der Kühe ermittelt, die zum Zeitpunkt der Untersuchung trächtig waren (z. B. Reimers 1983: 211). Die hohe neonatale Sterblichkeit lässt diese Daten allerdings als wenig zuverlässig für eine Aussage über die Anzahl der Nachkommen pro Kuh erscheinen, wie sie für die Populationssimulation gebraucht werden. Die einzigen Daten hierzu stammen aus Schätzung von Skogland aus dem Jahre 1985.

Ebenfalls bei der Bestimmung der natürlichen Sterblichkeit im ersten Lebensjahr ergeben sich große Probleme. Da die äußerlich erkennbaren Geschlechtsmerkmale (z. B.



das Geweih) erst nach frühestens einem Jahr entwickelt werden, lässt sich die Mortalität im ersten Lebensjahr nicht geschlechtsspezifisch unterscheiden. Zwar lässt sich das Geschlecht der älteren Tiere leichter erkennen, aber auch hier ergeben sich große Probleme bei der Bestimmung der natürlichen Mortalität. Daher gibt es nur wenige belastbare Daten zur natürlichen Sterblichkeit von Rentieren in den norwegischen Rentierbeständen (Strand et al. 2004: 12).

Viele der grundlegenden Daten fußen auf

Einzeluntersuchungen, die in den 1970er und 1980er Jahren durchgeführt wurden. Es bleibt zu hinterfragen, ob sich diese Daten auch auf den aktuellen Zustand des Bestands übertragen lassen.

Die Tatsache, dass in den 1980ern das Höchstalter der Kühe noch 17 Jahre (!) betrug (Reimers 1983: 212; Skogland 1989: 61), in späteren Untersuchungen allerdings nur noch Tiere unter 13 Jahre erfasst werden (Skogland et al. 1992: 13f), lässt hier erste Zweifel aufkommen.

Tabelle 11: Übersicht über die Eingangsparameter für die Populationssimulation

<i>Parameter</i>	<i>Quelle</i>	<i>Werte aus der Literatur</i>	<i>Verwendete Werte (SD)</i>
<i>Alter der Kühe bei der ersten Niederkunft</i>	Reimers et al. (1983)	1,5 Jahre	2 Jahre
<i>Alter der Böcke bei der ersten Paarung</i>	Reimers et al. (1983)	1,5 Jahre	2 Jahre
<i>max. Lebensalter</i>	Reimers (1983)	16,5 Jahre	17 Jahre
	Skogland (1989)	17 Jahre	
<i>Fekundität (Anzahl der Kühe, die Kälber zur Welt bringen)</i>	Skogland (1985)	64 %	64 % (5 %)
	Reimers (1986)	50 %	
<i>Anteil reproduzierender Böcke</i>	Baskin (1990)	„Young and old males do not participate in the rut“ (S.154)	90 %
<i>Geschlechtsverhältnis bei Geburt</i>	Skogland (1985)	53 ♂:49 ♀	1 : 1
	Reimers (1999)	104 ♂:111 ♀	
<i>Mortalität ♀+♂ (1. Lebensjahr)</i>	Skogland (1985)	50 % (40 %-73 %)	50 % (16 %)
	Skogland (1989)	54 % (36 %-64 %)	
<i>Mortalität ♀ (> 1 Jahre)</i>	Skogland (1985)	6 % (♀+♂)	6 % (2 %)
	Skogland (1989)	6,4 % (2-15 Jahre alte Kühe)	
	Strand et al. (2004)	2 % (geschätzt)	
<i>Mortalität ♂ (> 1 Jahre)</i>	Skogland (1985)	6 % (♀+♂)	13 % (3 %)
	Skogland (1989)	13 % (2-10 Jahre alte Bullen)	
	Strand et al. (2004)	2 % (geschätzt)	
<i>Startpopulation</i>	Skogland (1989)	12.000 Tiere	12.000 Tiere
<i>Habitatkapazität</i>		<i>Maximalwert der Software</i>	30.000 Tiere (10 %)

Wie in Tabelle 11 dargestellt, wurde versucht, aus den umfangreichen Daten der Literatur geeignete Mittelwerte für die Untersuchung zu ermitteln. Als Ausgangsgröße wurden die Bestandszahlen von 1954 verwendet. Um einen Einfluss der Kapazitätsgrenze auszuschließen, wurde sie an das Maximum der Leistungsfähigkeit der Simulationssoftware (30.000 Tiere) gesetzt.

Neben den Daten zur Biologie der Art und der Dynamik des Bestands bilden die Zahlen zum Jagderfolg die Grundlage für die Simulation. Die Jagdstrecke sowie die Quote der in der *Hardangervidda* ausgegebenen Jagdlizenzen werden jährlich dokumentiert und in der Zeitschrift ‚*Villreinen*‘ veröffentlicht. Daneben erfasst das norwegische Äquivalent zum Statistischen Bundesamt - das *Statistisk sentralbyrå* (SSB) - die Zahlen. Seit 1986 steht daher eine lückenlose Datenreihe über die Jagdstrecke, aufgliedert in Kälber, Jungtiere (1 ½ Jahre) sowie Alttiere und unterteilt nach Geschlecht zur Verfügung. Um aus den Zahlen der erlegten Tiere die tatsächliche Abschussquote bestimmen zu können, müssen diese Daten jedoch den Bestandsdaten gegenüber gestellt werden, d. h. es muss bestimmt werden, welchen prozentualen Anteil die erlegten Tiere am Gesamtbestand haben. Als Grundlage für die Bestandsdaten wurden die Zahlen der *Minimumstelling* verwendet und wo möglich durch die Ergebnisse der *Kalvetelling* ergänzt. Die Zahlen der *Kalvetelling* wurden dort verwendet, wo andere Daten fehlen oder sie deutlich über den Angaben der *Minimumstelling* liegen. Die Verwendung verschiedener Zählungen erhöht zwar die Anzahl der zur Verfügung stehenden Daten, es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die Zählungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten durchgeführt werden. Die zwischen der *Minimumstelling* im Frühjahr (März-April) und der *Kalvetelling* im Sommer (Juli) auftretende natürliche Mortalität

(insbesondere bei den Kälbern) kann hier zu einer Verzerrung führen. Allerdings sind die Zählverfahren selbst bereits durch die Größe des betrachteten Gebietes mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet. Das Risiko, dass die auf den Gesamtbestand betrachtet relativ geringen Verluste durch die Sterblichkeit der Kälber in diesen 3 bis 4 Monaten die Ergebnisse verfälschen, scheint geringer zu wiegen als die Gefahr einer Fehlinterpretation bei einer zu kleinen Datenreihe. In der Konsequenz sollten die ermittelten Prozentangaben mit entsprechender Vorsicht interpretiert werden und dürfen bezüglich ihrer Genauigkeit nicht überschätzt werden. Die Eingangsdaten für die Ermittlung des Anteils erlegter Tiere am Gesamtbestand sind in Tabelle 12 dargestellt.

3.3.1.4.3 Ergebnisse

Die aus der Literatur zusammengestellten Daten über den Bestand zeigen, dass die größte natürliche Mortalität in der neonatalen Phase und im ersten Lebensjahr auftritt. Ist das Alter von 1,5 Jahre überschritten, ist die Jagd die bei weitem wichtigste Todesursache. Dabei werden mehr Weibchen als Männchen erlegt.

Die Jagdstrecke hat in den letzten Jahrzehnten starke Schwankungen aufgewiesen. In manchen Jahren wurde die Jagd vollständig eingestellt und in anderen mit 54 % mehr als die Hälfte des Bestands erlegt. Im Mittel wurden 23,4 % des Bestands abgeschossen. Auf die einzelnen Alters- und Geschlechtsklassen umgerechnet, wurden zwischen 0,4% und 11,8 % des Bestands als Kälber geschossen, zwischen 0,8 % und 24,7 % waren Kühe, und zwischen 1,7 % bis 18,5 % des Bestands wurden als erwachsene Bullen erlegt (siehe Tabelle 12).

Tabelle 12: Statistik der Rentierjagd von 1964 bis 2004 in der *Hardangervidda* (SSB 2004)

Jahr	Bestand [#]	Jagdstrecke	% am Bestand			
			Gesamt	Kälber	Ältere Tiere	
				♂+♀	♂	♀
1964		3700*				
1965	26000	6000*				
1966		6000*				
1967		6000*				
1968		6000*				
1969		6000*				
1970		4755				
1971	6000	0	0,0			
1972		0				
1973		1235				
1974	11360	1537	13,5	0,5	5,5	7,5
1975	12000	2323	19,4	0,4	8,4	10,5
1976		3071				
1977		2986				
1978		2427				
1979	21700	3939	18,2	0,6	8,4	9,1
1980		5285				
1981	22600					
1982						
1983	23700	9459	39,9			
1984	18600	6958	37,4			
1985						
1986	9800	1337	13,6	2,8	3,2	7,7
1987	9300	1977	21,3	3,9	5,6	11,8
1988		1990				
1989		1501				
1990	10200	2805	27,5	5,0	8,0	14,5
1991	11200	2843	25,4	5,1	7,4	12,8
1992		751				
1993		1748				
1994		1612				
1995	11806	2505	21,2	4,8	6,0	10,4
1996	12019	3622	30,1	6,4	9,8	13,9
1997		3446				
1998		4420				
1999	6467	3550	54,9	11,8	18,5	24,7
2000	7497	2683	35,8	7,3	13,8	14,6
2001	6897	2144	31,1	7,1	11,5	12,5
2002	4823	1417	29,4	6,7	11,3	11,4
2003	4296	133	3,1	0,5	1,7	0,8
2004	5411	18	0,3	0,1	0,2	0,1

[#] Zahlen mit der größten Zuverlässigkeit für das jeweilige Jahr

* Mittelwert über mehrere Jahre

Das Verhältnis zwischen abgeschossenen Kälbern, erlegten Kühen und Bullen liegt bei ca. 1 : 2,6 : 1,9. Dieses Verhältnis wurde als Grundlage für die Eingangsdaten der Populationsimulation verwendet. Um die Sensitivität des Bestands zu ermitteln und mögliche Grenzwerte für problematische Entwicklungen festzustellen, wurden die Konsequenzen verschiedener Abschusszahlen mit Hilfe der Simulationssoftware Vortex überprüft. Es wurden dabei 15 Varianten mit einer Steigerung von 0 % bis 77 % des Bestands gerechnet. Die einzelnen Varianten wurden mit jeweils 500 Durchgängen berechnet und dabei die Mittelwerte der Populationssteigerung (r) ermittelt.

Wie die Tabelle 13 zeigt, ist das Populationswachstum (r) in der Simulation bei einem Abschuss von 27,5 % noch im positiven Bereich und fällt bei einer Steigerung auf 33 % unter Null. Der simulierte Bestand kann demnach bei einer mittleren Abschussquote von 27,5 % noch geringfügig wachsen, bei einem Abschuss über 33 % führt die Jagd zu einem Schrumpfen des Bestands (siehe Abbildung 29).

Tabelle 13: Ergebnisse der Simulation des Populationswachstums (r) bei verschiedenen Abschussquoten

ID	Gesamt	Kälber	>1 Jahr		r
		♂+♀	♀	♂	
a	0	0,0	0,0	0,0	0,065
b	5,5	1,0	2,6	1,9	0,052
c	11	2,0	5,2	3,8	0,04
d	16,5	3,0	7,8	5,7	0,028
e	22	4,0	10,4	7,6	0,015
f	27,5	5,0	13,0	9,5	0,003
g	33	6,0	15,6	11,4	-0,01
h	38,5	7,0	18,2	13,3	-0,023
i	44	8,0	20,8	15,2	-0,037
j	49,5	9,0	23,4	17,1	-0,05
k	55	10,0	26,0	19,0	-0,064
l	60,5	11,0	28,6	20,9	-0,077
m	66	12,0	31,2	22,8	-0,09
n	71,5	13,0	33,8	24,7	-0,102
o	77	14,0	36,4	26,6	-0,111

3.3.1.4.4 Diskussion

Die Populationsdynamik des Rentierbestands in der *Hardangervidda* zeigt in den letzten vier Jahrzehnten sehr unterschiedliche Entwicklungen, die von starken Schwankungen der Abschussquote und der Bestandszahlen gekennzeichnet sind. Insbesondere zwischen den 1960ern und dem Anfang der 1980er Jahre zeigte der Bestand einen erheblichen Reproduktionserfolg, so dass selbst massive Abschüsse wie in den Jahren 1965 bis 1969 schnell wieder kompensiert wurden. Es lässt sich daraus schließen, dass zu dieser Zeit die natürliche Mortalität junger und erwachsener Tiere sehr gering war und die *Hardangervidda* ein sehr gutes Rentierhabitat darstellte.

Mitte der 1980er bis Mitte der 1990er Jahre folgte eine Phase, in der der Bestand, nach einem massiven Eingriff in den Jahren 1983 und 1984 durch Abschussquoten zwischen 20 % und 30 % auf einem stabilen Niveau gehalten wurde. Ab 1996 stieg die Abschussquote über 30 % und erreichte 1999 mit 54,9 % ihren Höchststand. Auch in den folgenden Jahren wurde weiterhin mehr als 1/3 des Bestands erlegt. Erst im Jahre 2002 wurde die Abschussquote geringer⁴¹. Dies führte zu einem erheblichen Einbruch des Bestands, von dem sich die Population in den letzten Jahren nur langsam erholt.

Die Entwicklung zeigt, dass der Bestand bei Abschussquoten um 20 % konstant bleibt. Bei Abschusszahlen über 35 % (1983/1984, 1996, 1999/2000) geht der Bestand deutlich zurück. Dies entspricht den Ergebnissen der Simulationsläufe, die nahe legen, dass die Grenze von einem positiven zu einem negativen Populationswachstum bei einer Jagdquote zwischen 27,5 % und 33 % liegt. Die Populationssimulation ist demnach in der Lage, die durchschnittlichen Verhältnisse in der *Hardangervidda* gut wiederzugeben. Es gibt allerdings auch Jahre, in denen die Bestandszahlen trotz geringer Jagdquoten

⁴¹ Zu den Gründen hierfür siehe Kapitel 3.1.3.3.



zurückgingen (z. B. 1974 mit 11 % und 2002 mit 24 %).

Da es keine Berichte darüber gibt, dass die natürliche Mortalität der Tiere in diesen Jahren (z. B. durch Katastrophenereignisse) erheblich angestiegen ist, kann davon ausgegangen werden, dass in diesen Jahren der Reproduktionserfolg geringer ausgefallen ist und sich die Lebensbedingungen außerhalb der Jagdsaison deutlich verschlechtert haben.

Auch wenn von 18 ausgewerteten Jahren nur zwei diese Vermutung nahe legen, zeigen sie doch, dass neben der Jagd auch andere Einflussfaktoren auf die Bestandsdynamik einwirken. Ein weiteres Indiz hierfür ist die große Bandbreite der Populationskennwerte, die über den Bestand in der *Hardangervidda* in der Literatur dokumentiert sind. Dies gilt insbesondere für das Lebensalter und die Mortalität im ersten Lebensjahr. Beide Parameter sind entscheidend für die Bestandsdynamik. Walters et al. (1975: 311) gehen davon aus, dass bei einer Mortalität der Kälber von mehr als 60 % mit einem rapiden Bestandseinbruch zu rechnen ist. Die von

Skogland in den Jahren 1985 und 1989 veröffentlichten Extremwerte für die Mortalität im ersten Lebensjahr überschreiten diesen Wert. Simulationen mit einem unterschiedlichen Höchstalter der Tiere zeigen, dass auch dieser Parameter einen ähnlichen, wenn auch nicht so erheblichen Einfluss auf die Entwicklung des Bestands hat. Die dokumentierte Bandbreite der Parameter lässt vermuten, dass die Lebensbedingungen der Rentiere in der *Hardangervidda* von Jahr zu Jahr stark schwanken und neben der Jagd auch weitere Einflüsse auf den Bestand einwirken und sein Wohlergehen bestimmen. Die Auswirkungen der natürlichen Schwankungen werden allerdings durch die Jagd als dem bedeutendsten Faktor für die Populationsdynamik überdeckt. Es dürfte daher nur sehr begrenzt möglich sein, die verschiedenen Wirkungen gegeneinander abzugrenzen und den Umfang ihres individuellen Einflusses zu quantifizieren.

Es sollte darauf hingewiesen werden, dass bei den bisherigen Simulationen noch keine Katastrophen, wie sie in anderen Beständen

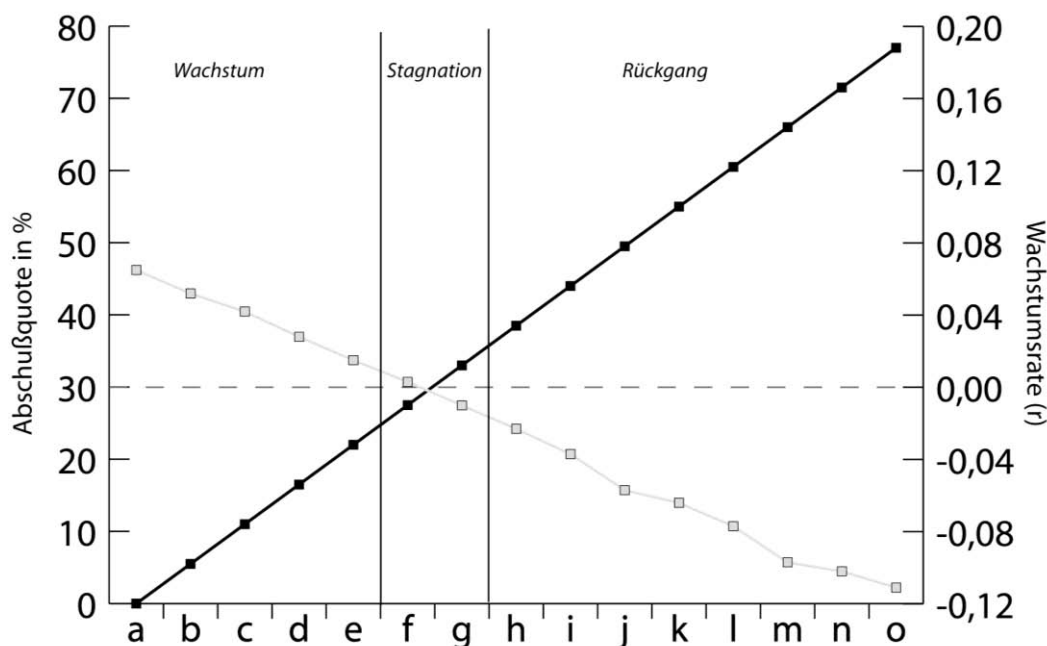


Abbildung 29: Diagramm des simulierten Populationswachstums (r) im Vergleich zu verschiedenen Abschussquoten (a-o)

durchaus auftreten, berücksichtigt wurden.

Es ist daher zu erwarten, dass die Simulationsergebnisse einen Idealzustand wiedergeben, der in Jahren mit pessimalen Umweltbedingungen deutlich unterschritten werden kann. Die Grenze einer dauerhaft tragfähigen Jagd dürfte demnach unter einer Abschussquote von 27,5 % liegen. Insbesondere die Effekte möglicher Katastrophenereignisse (wie z. B. ice-on-snow-events) müssen noch untersucht werden.

Ein weiterer Punkt, der noch einer intensiveren Betrachtung bedarf, sind die Auswirkungen des sich merklich ändernden Geschlechtsverhältnisses im Bestand. Derzeit werden deutlich mehr Weibchen als Männchen geschossen. Da die natürliche Auslese

sehr gering ist, wird hierdurch das Geschlechterverhältnis stark beeinflusst, somit zeigt der Anteil der Männchen in den letzten Jahren einen deutlichen Anstieg. So lag der Anteil an Bullen über 1,5 Jahre in den *Strukturtellungen* zu Anfang der 1970er Jahre noch bei ca. 20 % und hat sich zu Beginn dieses Jahrtausends auf ca. 40 % verdoppelt. Untersuchungen an zahmen Rentierbestände zeigen, dass dort ein Anteil von 10 % für die Befruchtung der Kühe ausreicht (Holand et al. 2003: 30). Dieser Wert wird in der *Hardangervidda* deutlich überschritten. Mit einem größeren Anteil an männlichen Tieren im Bestand sinkt die Nettofortpflanzungsrate.

3.3.2 Vegetation

3.3.2.1 Einleitung

Für Rentiere ist die Vegetation die primäre Quelle für ihre Lebensenergie. Sie bestimmt wie kaum ein anderer Faktor über das Leben und Wohlergehen der Tiere. Rentiere nutzen im Laufe eines Jahres verschiedene Vegetationsformen. Die Zugänglichkeit, Größe und Produktivität dieser Flächen bestimmen über die Energie, die den Tieren für das eigene Überleben und die Reproduktion, d. h. die Arterhaltung, zur Verfügung steht.

Die Offenland-Rentiere (*Rangifer tarandus tarandus*) sind auf ein Leben oberhalb der Baumgrenze eingestellt. Um je nach Jahreszeit die ideale Nahrungsquelle zu finden, begeben sie sich auf ausgedehnte Wanderungen durch ihren Lebensraum. Im Frühjahr nutzen sie die jungen Knospen der Weiden und Birken entlang der Baumgrenze. Die proteinreichen Knospen versorgen die Muttertiere mit Energie für die Erzeugung der Muttermilch und die Aufzucht der Kälber. Im Laufe des Frühlings und des Frühsommers folgen die Tiere der zurückweichenden Schneegrenze und ernähren sich von den frisch auflaufenden Gräsern und Kräutern der alpinen bzw. arktischen Tundra. Dabei werden saftige und weiche Sprösslinge

bevorzugt, da diese den höchsten Energiewert liefern (Skogland 1984: 352). Um immer den idealen Reifegrad der Gräser abzapfen zu können, folgen die Herden der Schneeschmelze in immer höhere Regionen (bzw. nach Norden). Den Sommer verbringen die Tiere in den Hochlagen, wo sie neben saftigen Matten auch Schutz vor Parasiten finden. Erst im Herbst wandern die Tiere wieder in die tieferen Lagen zurück und finden sich in den Brunftplätzen ein. Hier sind es vor allem energiereiche Beeren, die ihnen helfen, eine Fettschicht für den Winter anzulegen. Besonders die Sommer- und Herbstlebensräume bestimmen den Zustand der Kühe während der Tragezeit und haben so erheblichen Einfluss auf die Reproduktionsrate und die Überlebensfähigkeit der Jungtiere (siehe Kapitel 3.2.1.2.1).

Im Winter vollbringen Rentiere das eindrucksvolle Kunststück, ihre Verdauung von ihrer proteinreichen, hauptsächlich krautigen Sommernahrung auf stickstoffhaltige Flechten umzustellen. Da alle anderen Pflanzen im arktischen Winter entweder verholzt sind oder im Boden zurückgezogen überdauern, bilden Flechten und Moose die einzige



erreichbare Energiequelle in dieser Zeit. Die Winterlebensräume bilden daher einen natürlichen Engpass in der Nahrungsversorgung der Rentiere. Die hier zur Verfügung stehende Biomasse hat unmittelbare Aus-

wirkung auf das Überleben der einzelnen Tiere und damit auch auf die Bestandszahlen im Gesamten.

3.3.2.2 Ziel der Untersuchung

Da die Vegetation einen entscheidenden Einfluss auf das Überleben und die Vermehrung der Tiere hat, haben auch Veränderungen der Vegetationszonen und Vegetationstypen erhebliche Auswirkungen auf die Größe und die Dynamik des gesamten Bestands. Im Rahmen dieser Untersuchung stellen sich daher die Fragen:

- Wie hat sich die Vegetation im Untersuchungsgebiet in den letzten 40 Jahren verändert?
- Welche Konsequenzen lassen sich aus diesen Veränderungen für weitere Entwicklungen in der Zukunft ableiten?

3.3.2.3 Operationalisierung

Offenland-Rentiere sind streng an ihren alpinen bzw. arktischen Lebensraum gebunden. Versuche haben gezeigt, dass umgesiedelte Rentiere der Gattung *Rangifer tarandus tarandus* auch nach Jahren in ansonsten geeigneten und nahrungsreichen Waldlebensräumen erhebliche Mangelerscheinungen zeigen und offene Weidegründe bevorzugen (Baskin 1990: 151f). Die zur Verfügung stehenden Vegetationsformen der offenen Landschaft bilden daher einen limitierenden Faktor ihres Überlebens und die Waldgrenze wirkt als Grenze ihres Gesamtlebensraums. Um festzustellen, wie viel Lebensraum den Tieren potentiell zur Verfügung steht, sollte daher zunächst die Lage der Waldgrenze bestimmt und ihre Veränderung dokumentiert werden. Dabei beeinflusst die Lage der Wälder nicht nur die zur Verfügung stehende Fläche, sondern kann auch den Zug der Rentiere verändern. Geschlossene Waldriegel, z. B. in Tälern oder an Seeufern, können eine effektive Barriere für die Wanderungsbewegung der Tiere sein

und die Nutzung von ansonsten geeigneten Gebieten unterbinden.

Neben der reinen Veränderung der Fläche des gesamten Lebensraums oberhalb der Waldgrenze können durch Vegetationsverschiebungen zwischen den Sommer- und Winterlebensräumen Veränderungen auftreten. Daher sollen auch hier Verschiebungen in den dominierenden Vegetationsformen dieser Lebensräume, so weit möglich, analysiert werden.

In den nächsten Kapiteln werden daher die folgenden zwei Themen untersucht:

- Die möglichen Veränderungen der Waldgrenze in der *Hardangervidda* seit 1964.
- Die möglichen Veränderungen in der alpin-arktischen Vegetation der *Hardangervidda* seit 1964.

3.3.2.4 Untersuchung der Waldgrenze

Veränderungen des Klimas haben erhebliche Auswirkungen auf die alpinen und arktischen Waldgrenzen. Als temperaturgeprägtes Ökoton ist von der Wald-Offenland-Grenze eine verhältnismäßig schnelle und eindeutige Reaktion auf die Veränderung der Durchschnittstemperatur zu erwarten. Erste Schätzungen prognostizieren für einen mittleren Temperaturanstieg von 2 °C bis 3 °C eine Verschiebung der arktischen Waldgrenze um 4° bis 6° nördlicher Breite (Ozenda & Borel 1991: 225). Der Faustregel folgend, nach der alle 100 Höhenmeter die durchschnittliche Lufttemperatur um 0,6 °C sinkt, würde schon eine relativ moderate Erwärmung von 1 °C die alpinen Waldgrenzen überall auf der Welt um 180 Meter steigen lassen (ebd.). Regionalisierte Berechnungen für den schwedischen Teil der Skandes prognostizieren bis zur Jahrhundertwende sogar einen Anstieg der hiermit in engem Zusammenhang stehenden Baumgrenze um 233 bis 667 Höhenmeter (Moen et al. 2004: 1).

Im Gegensatz zu diesen theoriebasierten Rechnungen zeichnen allerdings konkrete Messungen an verschiedenen Waldgrenzen ein überraschend anderes Bild (z. B. Dalen & Hofgaard 2005; Grace et al. 2002; Lloyd & Fastie 2002). Einige dieser Untersuchungen lassen vermuten, dass zumindest nicht in jedem vermeintlich temperaturlimitierten Waldökosystem der nördlichen Breiten eine

Erhöhung der Durchschnittstemperatur auch zu einem verstärkten Pflanzenwachstum und zu einer Ausbreitung führt. Mehrere der analysierten Zeitreihen zeigen, dass sogar insgesamt der Einfluss des Klimas auf die Varianz des Pflanzenwachstums seit Mitte des 20. Jahrhundert sinkt (Briffa et al. 1998: 678; Lloyd & Fastie 2002: 481). Diese Ergebnisse legen nahe, dass nicht-temperaturbedingte Stressfaktoren eine wachsende Bedeutung für die Ausgestaltung und Position der Wald-Offenland-Grenze übernehmen. Insbesondere die Wirkung der Landnutzung wird in diesem Zusammenhang immer wieder hervorgehoben (z. B. Davis et al. 1998; Dirnböck et al 2003; Hofgaard 1997; Holtmeier & Broll 2007; Löffler et al. 2004; Ozenda & Borel 1991). Aufgrund der großen regionalen Unterschiede in den Folgen des Klimawandels und der lokal differenzierten Landnutzungen wird zunehmend verlangt, die lokalen Bedingungen bei der Vorhersage von Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldgrenze stärker zu berücksichtigen (z. B. Dalen & Hofgaard 2005; Luckman & Kanvanagh 2000; Skre et al. 2002).

Die Waldgrenze in der Hardangervidda

Im Gegensatz zu vielen Gebirgen Europas, deren Baumgrenze durch Koniferen bestimmt werden, ist die Obergrenze der

Exkurs - Der Unterschied zwischen Wald- und Baumgrenze

Als Waldgrenze im üblichen Sinne wird der Wechsel vom geschlossenen Wald zum Offenland verstanden. Der Übergang von der subalpinen Waldvegetation zur offenen alpinen Vegetation wird alpine Waldgrenze genannt. Trotz der Bezeichnung als Grenze handelt es sich hier in der Regel nicht um einen abrupten und leicht zu identifizierenden Übergang der Vegetationsformen. Vielmehr bildet die Waldgrenze eine mehr oder weniger breite Zone, die durch eine zunehmende Fragmentierung der Waldvegetation gekennzeichnet ist, an die sich eine Strauchvegetation anschließt (vgl. Körner & Paulsen 2004: 714). Die obere Grenze dieses Übergangs wird als Baumgrenze bezeichnet. Oberhalb dieser Grenze sind keine Bäume, d. h. Individuen einer Baumart mit einer Höhe von mehr als 2 Metern, anzutreffen (Kullmann 1998:312).



subalpinen Stufe in der *Hardangervidda*, wie in den gesamten Skandes, durch die Fjellbirke (*Betula pubescens ssp. czerepanovii*) als Laubbaumart dominiert. Der Birkenwaldgürtel deckt in der Regel einen Höhenunterschied von 100 bis 150 m ab. Aufgrund der großen Toleranz der Fjellbirke gegenüber Kriechschnee und Lawinen kann er aber an steilen oder besonders schneereichen Hängen auch eine Breite von 400 m erreichen (Aas & Faarlund 1995: 22).

Paläobotanische Untersuchungen über die Veränderungen der Vegetation im Laufe der letzten 10.000 Jahre in der *Hardangervidda* belegen vielfache Schwankungen der Baumgrenze (z. B. Aas & Faarlund 1996; Bjune et al. 2005; Dahl & Nesje 1996; Moe 1979). Bei seiner höchsten Ausdehnung vor 8.000 bis 7.000 Jahren erreichte der damals unter deutlich trockneren Bedingungen dominierende Kiefernwald eine Höhe von 1.250 bis 1.300 m o.h. und prägte weite Teile des Plateaus (Aas & Faarlund 1996: 20; Dahl & Nesje 1996: 384ff; Moe et al 1978: 75). Die damit verbundenen drastischen Veränderungen im alpin-arktischen Lebensraum der Rentiere hatten dabei auch erhebliche Auswirkung auf die Bestandsgröße (siehe Kapitel 3.1.3.1).

Aktuelle topografische Karten (N50) weisen die Waldgrenze im Westen des Untersuchungsgebietes auf einer maximalen Höhe von 1.106 m o.h. aus. Wie aufgrund des Klimagradienten und des Ozeanitätsgefälles zu erwarten (siehe Kapitel 3.1.2.3.4), liegt die Waldgrenze im Osten des Gebietes mit 1.199 m o.h. um mehr als 90 Meter höher. Da der Großteil des Plateaus zwischen 1.100 und 1.300 m o.h. liegt, werden vor allem die Talflanken von Wäldern dominiert, während die eigentliche Hochebene baumfrei ist. Der Übergang von Wald zu Offenland liegt allerdings nahe an den oberen Talkanten. Schon ein geringer Anstieg der Waldgrenze würde weite Teile des derzeit alpin-arktischen Lebensraums in eine halboffene Waldlandschaft verwandeln (siehe Abbildung 30).

Zu möglichen Veränderungen der Waldgrenze in der jüngeren Geschichte gibt es in der



Abbildung 30: Die derzeitige Waldgrenze am Ufer des Møsvatn (Rannow 2006)

Hardangervidda keine eingehenderen Untersuchungen. Es ist allerdings festzuhalten, dass in Norwegen, wie im gesamten skandinavischen Raum, die Waldfläche im Allgemeinen zunimmt (Gjertsen & Tomter 1998: 51ff). Ob dies mit der Nutzungsaufgabe von Weideland unterhalb der Waldgrenze, mit der Nutzungsaufgabe von Sommerfarmen oberhalb der Waldgrenze oder mit einer klimabedingten Ausbreitung des Waldes zusammenhängt, ist nicht geklärt und bietet vielfältigen Anlass zur Diskussion (z. B. Dalen & Hofgaard 2005: 292; Hofgaard 1997: 419ff; Larsson 2004: 26ff).

3.3.2.4.2 Methodik

Um zu klären, ob sich die Waldgrenze als Grenzlinie für den verfügbaren Gesamtlebensraum der Rentiere in den letzten Jahrzehnten verändert hat, wurde die Aufwärtsbewegung der Waldgrenze zwischen 1965 und 2004 überprüft. Zentrale Fragen dieser Untersuchung waren dabei:

- Gibt es eine Veränderung in der horizontalen Position der alpinen Waldgrenze in der *Hardangervidda*?
- Wenn ja, kann diese Veränderung durch die regionale Veränderung des Klimas erklärt werden?

Als Untersuchungshypothese wurde davon ausgegangen, dass die Klimaerwärmung der letzten Jahrzehnte schon heute einen erheblichen Einfluss auf die Waldgrenze zeigt.

Um diese Hypothese zu überprüfen, wurden die historische und die aktuelle Position der Waldgrenze auf dem Hochplateau und in den angrenzenden Tälern verglichen. In Anlehnung an das Vorgehen von Kharuk & Fedotova (2004) wurden Satellitenbilder der CORONA-Serie und digitale Luftbilder verwendet. Mit Hilfe der Fernerkundungsdaten aus der Mitte der 1960er Jahre und aus dem Jahr 2004 wurde die Position der Waldgrenze zu diesen Zeitpunkten erfasst (siehe Abbildung 31). Die dabei gemessene horizontale Differenz wurde dann mit den Informationen über die regionale Klimageschichte, Umweltdaten und der Landnutzung verglichen.

3.3.2.4.3 Daten

Fernerkundungsdaten

Im Jahre 2004 wurde die *Hardangervidda* befliegen und mit einer großformatigen digitalen Luftbildkamera (Vexel UltraCam) foto-

grafiert. Dabei wurden systematisch, über das gesamte Plateau verteilt, Stichprobenflächen erfasst. Die Szenen wurden aus einer Höhe von 3.000 bis 3.300 m aufgenommen und haben eine Auflösung (Ground Sampling Distance) von 16 cm. Diese Aufnahmen sollten die Erstellung einer satellitenbildbasierten Vegetationskarte unterstützen und mussten demzufolge alle Vegetationstypen der *Hardangervidda* widerspiegeln. Von den 36 Aufnahmen decken deshalb nur zwölf Szenen Gebiete mit der aktuellen alpinen Waldgrenze ab. Nichtsdestotrotz repräsentieren die Szenen einen Transekt von Ost nach West durch das gesamte Gebiet (siehe Abbildung 32).

Mit Hilfe photogrammetrischer Software (Leica Photogrammetry Suite) wurde aus den Aufnahmen für jede Szene ein hoch auflösendes Digitales Oberflächenmodell (DOM) erzeugt. Dieses digitale Oberflächenmodell basiert auf dem Datum WGS84 und hat eine vertikale Auflösung von 2 x 2 Meter. Die digitalen Aufnahmen, die Oberflächenmodelle und andere hilfreiche Informationen wurden dankenswerterweise vom SatNat-Programm des Hedmark University College zur Verfügung gestellt.

Um ein möglichst langes Zeitfenster überblicken zu können und gleichzeitig eine

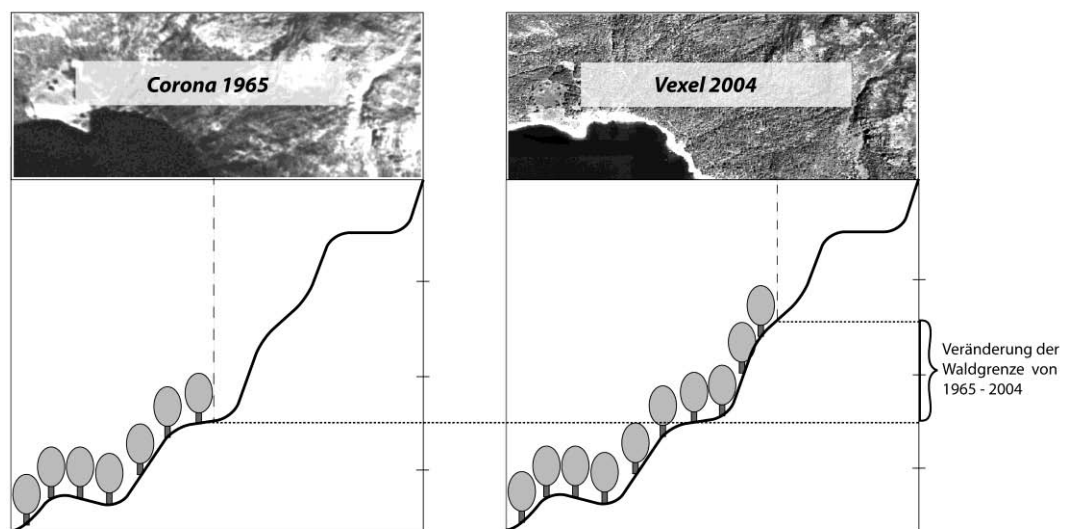


Abbildung 31: Darstellung des Vorgehens bei der Untersuchung der Waldgrenze

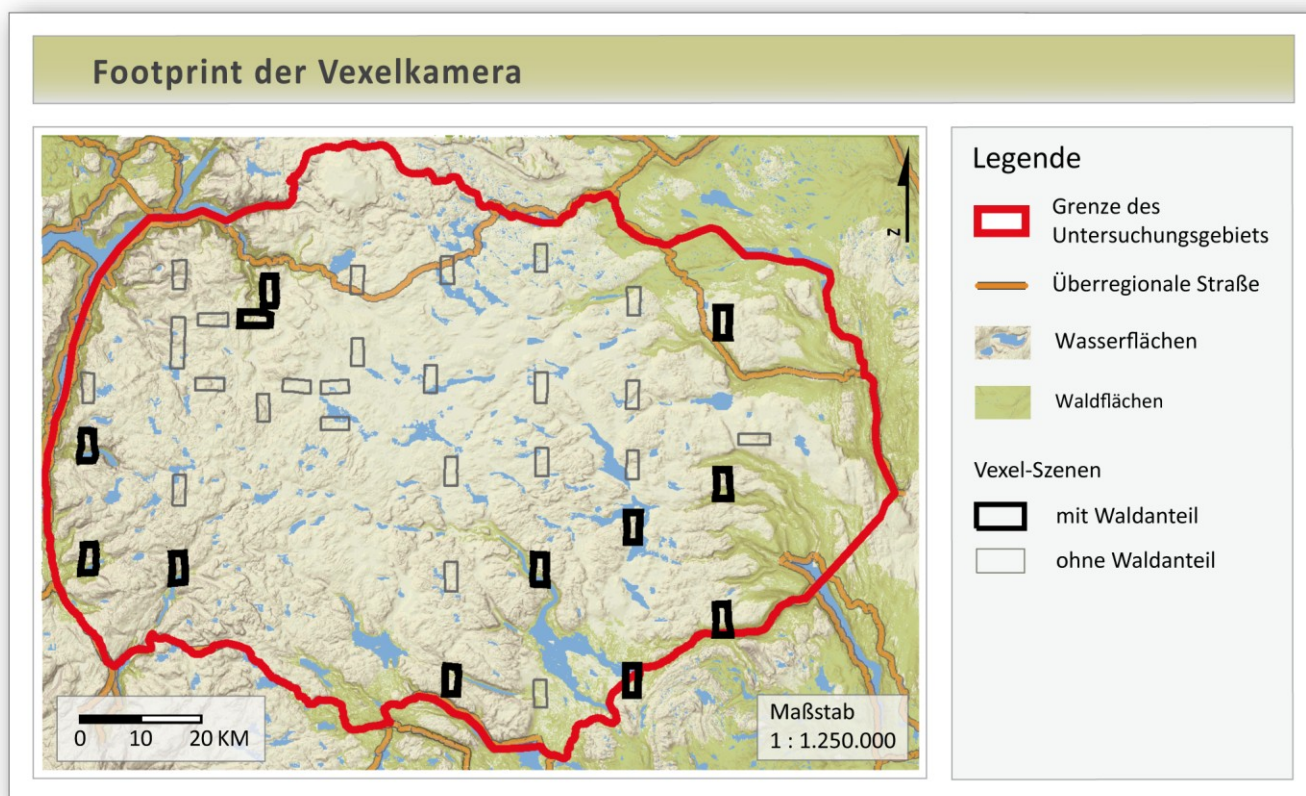


Abbildung 32: Übersicht über die Vexelaufnahmen von der *Hardangervidda* im Jahr 2004

homogene Grundlage für die gesamte Fläche zu gewährleisten, wurden verschiedene historische Aufnahmen der Region, die von Spionagesatelliten seit Anfang der 1960er Jahre gemacht wurden (siehe Exkurs – Das CORONA-Programm), überprüft. Die Eignung und der Wert dieser Daten für die Analyse ökologischer Veränderungen in entlegenen Gebieten wurde schon vielfach unter Beweis gestellt (z. B. Cogley & Adams 2000; Elmquist 2005; Seitz et al. 2002; Shugart et al. 2001).

Die Überprüfung des Onlinekatalogs des United States Geological Surveys (USGS) ergab, dass während des CORONA-Programms auch von der *Hardangervidda* mehrere Aufnahmen gemacht wurden. Das Klima der norwegischen Westküste bedingt allerdings, dass trotz relativ häufiger Überflüge die *Hardangervidda* nur am 4. November 1965 ohne Wolken aufgenommen wurde. An diesem Termin wurde das Untersuchungsgebiet insgesamt in 8 Szenen von der KH-4A

Frontkamera des Satelliten aufgenommen. Da die Bilder mit einer Auflösung von 7 Micron (3600 dpi) gescannt wurden, konnte ihre maximale Auflösung (Ground Sampling Distance) von 1,8 m (6 ft) im Fokus des Bildes erhalten werden. Aufgrund der Funktionsweise der verwendeten Rotationskamera nimmt die Auflösung zu den Rändern hin rasch ab und die Verzerrung deutlich zu.

Da die CORONA-Szenen aus dem Frühwinter stammen und das Gebiet stellenweise einen Höhenunterschied von mehr als 1.800 Metern aufweist, liegen viele Bereiche der Landschaft im Schatten. Zusätzlich bedeckt Neuschnee viele Details des Geländes. Doch was am Anfang als erheblicher Nachteil erschien, zeigte sich im Laufe der Analyse als hilfreicher Nebeneffekt. Der deutliche Kontrast der Bäume zum Schnee machte ihre Identifikation einfacher und der Schattenschwurf ließ sogar bei einzelnen Bäumen eine Abschätzung der Höhe zu.

Exkurs – Das CORONA-Programm

Das CORONA-Programm der USA war das erste funktionsfähige Satellitenüberwachungssystem der Erde. Mit den ersten Aufnahmen vom August 1960 bildet es die älteste und eine der besten Quellen für historische Satellitenaufnahmen weltweit. Am 22. Februar 1995 wurden 860.000 Bilder der CORONA-Serie und weiterer nachfolgender Programme von der Regierung der Vereinigten Staaten von Amerika für die Öffentlichkeit freigegeben. Diese Bilder sind nun über den US Geological Survey (USGS) jedermann zugänglich und können, gegen einen im Vergleich zu anderen Fernerkundungsdaten bescheidenen Betrag, erworben werden.

Die Satelliten des CORONA-Programms waren mit zwei analogen Kameras ausgestattet. Diese so genannten Keyhole-Kameras bestanden aus einer um die Zentralachse des Satelliten rotierenden Optik, mit deren Hilfe bei jeder Umdrehung ein s/w-Fotonegativ belichtet wurde (Dashora et al. 2007: 927f). Die Aufnahmen erreichen in der Mitte, d. h. bei den Punkten, die direkt unter der Flugbahn lagen, die höchste Auflösung und werden zum Rand hin immer unschärfer. Aufgrund der Rotation der Linse und der Bewegung des Satelliten entlang seiner Flugbahn sind die Aufnahmen insgesamt in zwei Richtungen verzerrt (Schneider et al. 2001: 3). Sie gleichen damit modernen Sattelitenbildern in Pushbrom-Technik.

Um die Ergebnisse der Satellitenbilddauswertung mit alternativen Daten aus gleicher Zeit überprüfen zu können, wurden vom norwegischen Vermessungsamt (*Statens Kartverk*) Luftbildserien aus den Jahren 1961 und 1964 gemietet⁴². Zur weiteren Verarbeitung wurden die Originalabzüge mit einem DINA3 Scanner digitalisiert und anschließend mit der Photogrammetry Suite von Leica entzerrt und georeferenziert.

Die panchromatischen Luftaufnahmen wurden aus einer Höhe von 7.300 m gemacht und bilden die *Hardangervidda* in einem Maßstab von 1 : 40.000 ab. Sie sind die Grundlage der topografischen Karten M711 (M 1 : 50.000) aus dieser Zeit. Aufgrund eines heterogenen Bearbeitungszeitraumes wurden nur Teile des Untersuchungsgebietes zu dieser Zeit befliegen⁴³. Erstaunlicherweise bleiben die Aufnahmen in ihrer Detailschärfe und Aufnahmequalität meist hinter den

Satellitenbilddaufnahmen der CORONA-Serie zurück.

Klimadaten

Für die Messung der Wetterdaten in Norwegen ist das norwegische Meteorologische Institut (*Meteorologisk Institutt*) verantwortlich. Seit seiner Gründung im Jahre 1866 hat das Meteorologische Institut ein enges Netz von Wetterstationen über das ganze Land aufgebaut. Auch am Rande der *Hardangervidda* befinden sich mehrere Stationen. Aufgrund seiner Abgeschiedenheit gibt es allerdings im zentralen Teil des Hochplateaus keine kontinuierlichen Messstationen.

Der Zugang zu den Daten der Wetterstationen wurde durch das Internetportal *eklima* (www.eklima.no) ermöglicht. Neben den Rohdaten liefert das Meteorologische Institut auch Auswertungen und Zusammenfassungen über die Klimasituation Norwegens und ihrer Veränderung.

Die Veränderungen in der Region sind in Tabelle 14 zusammengestellt.

⁴² Die Originalfotos werden von *Statens Kartverk* nur gegen Gebühr für einen kurzen Zeitraum verliehen. Eine Auswertung der Originalabzüge war daher nicht möglich.

⁴³ Eine Neubearbeitung der topografischen Karten für die östliche *Hardangervidda* wurde zum Teil erst in den 1980er Jahren vorgenommen.



Tabelle 14: Die Veränderung der Durchschnittstemperatur an der Wetterstation *Geilo*, dargestellt als Differenz aus den 10 jährigen Monatsmittelwerten

	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.	Ø
1955-1964	-9.1	-9.3	-6.3	-1.0	4.6	9.0	11.3	9.8	6.5	2.4	-2.7	-7.3	0.6
1965-1974	-8.4	-8.0	-4.6	-1.2	4.4	10.1	10.9	9.5	6.2	2.1	-4.6	-6.2	1.0
1975-1984	-8.4	-8.1	-5.6	-1.1	4.9	9.6	11.8	10.8	5.6	1.5	-3.2	-7.2	0.9
1985-1994	-6.4	-6.7	-4.1	-0.9	5.5	9.5	11.6	9.3	5.2	1.5	-3.5	-5.2	1.3
1995-2004	-6.0	-5.9	-4.2	0.3	4.9	9.4	11.7	11.5	7.2	1.7	-3.5	-6.4	1.7
Gesamt-differenz	3.1	3.5	2.1	1.3	0.4	0.4	0.4	1.7	0.7	-0.6	-0.8	1.0	1.1

Andere Daten

Um mögliche Veränderungen der Waldgrenze auch mit Unterschieden in den ökologischen Ausgangsbedingungen vergleichen zu können, wurden - soweit zugänglich – weitere Umweltdaten erhoben. Aus dem digitalen Geländemodell wurden Lage, Höhe, Hanglage und Neigung der Flächen bestimmt. Die ursprüngliche Angabe der Hanglage von 0° bis 360° (jeweils Norden) wurde in einen Besonnungsindex umgewandelt, um diesen für das Pflanzenwachstum entscheidenden Faktor besser berücksichtigen zu können.

Aufgrund des steileren Gefälles der in nördliche Richtung abfallenden Hänge und der damit verbundenen häufigen Verschattung konnten keine Flächen mit Ausrichtung in Richtung Norden, Nordwesten und Nordosten untersucht werden. Gleichzeitig sind Hänge mit südlicher Exposition deutlich überrepräsentiert.

Um die Auswirkungen der Nutzung bestimmen zu können, wurde die jährliche Weidestatistik für Schafe der norwegischen Agrarverwaltung (*Statens landbruksforvaltning*) herangezogen. Diese Statistik wird seit dem Jahr 2000 regionalisiert für die einzelnen Weidebezirke vorgehalten und ermöglicht einen Überblick über die Anzahl der im Sommer auf die Hochweiden der *Hardangervidda* gebrachten Tiere.

3.3.2.4.4 Ergebnisse

Aufbereitung der Daten

Im ersten Schritt der Analyse wurde die mittlere horizontale und vertikale Abweichung zwischen den Satellitenbildern von 1965 und den digitalen Luftbildern von 2004 ermittelt. Dafür wurden in jeder Szene mindestens sieben unabhängige Kontrollpunkte bestimmt und in ihrer Passgenauigkeit überprüft. Als Abweichungsmaße wurde sowohl die mittlere Abweichung als auch der RMS-Fehler berechnet (siehe Tabelle 15).

Aufgrund der technischen Probleme bei der automatisierten Strukturerkennung auf panchromatischen Bildern (Schmitt et al. 1998: 558f) und bei der Abgrenzung zusammenhängender Waldflächen im Allgemeinen, wurden die Aufnahmen manuell ausgewertet.

Leider ist die allgemeine Definition der alpinen Waldgrenze für die geplante Untersuchung zu ungenau. Sie wurde daher für die Zwecke dieser Arbeit weiter eingegrenzt. Als

Tabelle 15: Abweichungen zwischen den 84 Kontrollpunkten in den Aufnahmen der CORONA-Serie und den digitalen Luftbildern.

	Max. error	Mean error	RMS-Error
x/y -Abweichung	19,3 m	6,3 m	7,6 m
z- Abweichung	-6,4 m	1,0 m	1,6 m

Waldgrenze wird im weiteren Text eine geschlossene Front von mehreren Bäumen verstanden, deren Kronen sich berühren und die so eine abgrenzbare räumliche Einheit bilden. Da es sich bei der Untersuchung um eine Analyse von Fernerkundungsdaten handelt, spielt vor allem die vertikale Ausdehnung und die Gestalt der Individuen eine Rolle. Auch wenn aufgrund des Schattenwurfs vielfach eine Abschätzung der Baumhöhe möglich war, konnte die Höhe der Individuen nicht als Charakteristikum verwendet werden. Die Unterscheidung von Bäumen und Sträuchern erfolgte daher primär an der Wuchsform. Die Überprüfung mit verschiedenen Aufnahmen sowie vor Ort hat belegt, dass diese Abgrenzung ein gutes Abbild der Realität bietet.

Mit Hilfe der GIS-Software ArcView (Version 3.3 – 8.3) wurde die Waldgrenze auf den Satellitenbildern und den digitalen Luftbildern in einem Maßstab von 1 : 5.000 on-screen digitalisiert. Um Variationen bei der

Klassifikation so gering wie möglich zu halten, wurden alle Digitalisierungsarbeiten von der gleichen Person durchgeführt.

Aus jeder der vollständig digitalisierten Szenen wurden entlang der Waldgrenze zufällig angeordnete Stichprobenflächen von 200 x 200 m ausgewählt (siehe Abbildung 33). Je nach Länge der auf den Bildern repräsentierten Waldlinie wurden pro Bild zwei bis fünf Stichproben gezogen. Insgesamt konnten so 43 Stichprobenflächen festgelegt werden. Für diese Flächen wurde basierend auf dem hochauflösenden digitalen Oberflächenmodell die Höhe der Waldgrenze bestimmt. Mit Hilfe geostatistischer Werkzeuge wurden der jeweils höchste Punkt sowie die mittlere Durchschnittshöhe der Waldgrenze als Linie ermittelt. Gleichzeitig wurden der höchste Punkt und die Durchschnittshöhe für die gesamte Waldfläche bestimmt. Zusätzlich wurde der Flächenanteil des Waldes an der Probenfläche gemessen.

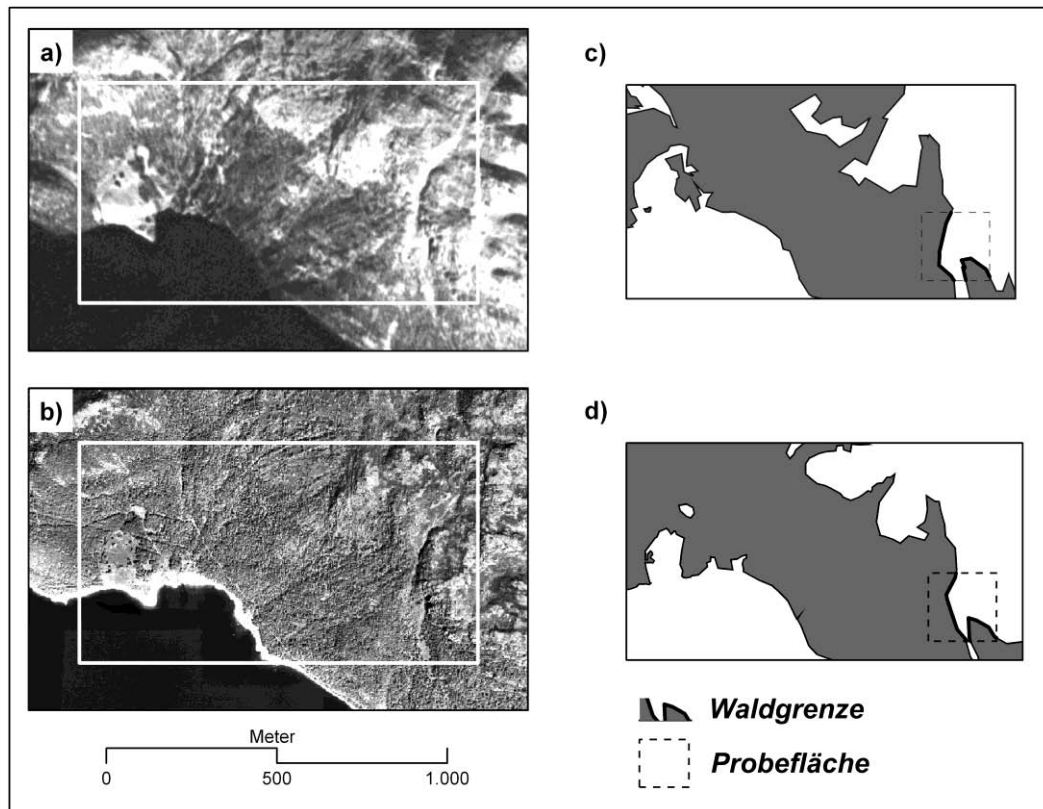


Abbildung 33: Beispiel der Fernerkundungsdaten am See *Møsvatn*: a) CORONA-Szene (1965), b) Vexel-Szene (2004), c) und d) Waldgrenze und Lage der Probenflächen.



Statistische Auswertung

Für die im Folgenden dargestellten statistischen Analysen wurde das Programm Statistica 6.0 verwendet. Zunächst wurden alle Variablen mit Hilfe des Shapiro-Wilk W Tests auf ihre Normalverteilung hin überprüft (siehe Tabelle 16).

Darauf aufbauend wurden die Messung der Veränderung in der Waldgrenze von 1965 bis 2004 mit dem Wilcoxon Test für zwei Stichproben auf ihre Signifikanz überprüft (siehe Tabelle 17).

Um die Entwicklungen der Waldgrenze bzw. -fläche mit anderen Umweltparametern zu vergleichen, wurde bei normalverteilten Umweltdaten Pearson's R berechnet. Verlangten die Daten einen nicht-parametrischen Test, so wurde Spearman's rho ermittelt.

Da die Stichprobenflächen in beweideten Gebieten eine sehr große Differenz in der Beweidungsdichte (3 bis 100 Schafe pro Quadratkilometer) bei geringer Fallzahl aufweisen, wurden die intervallskalierten Daten über die Zahl der Weidetiere in eine Variable mit den Aussagen „beweidet“ - „nicht beweidet“ umgewandelt.

Um zu überprüfen, ob die Beweidung mit Schafen einen Einfluss auf die Veränderung der Waldgrenze hat, wurden Kontingenztafeln (2 x 2 Tabellen) verwendet. Wegen der geringen Fallzahlen (17:26) wurden für die Chi-Quadrat-Werte die Yates Grenzwerte berechnet.

Veränderung der Waldgrenze

Der höchste Punkt einer untersuchten Fläche lag bei 1.243 m o.h. Der tiefste gemessene Punkt lag bei 809 m o.h. Der niedrigste Punkt der gemessenen Waldgrenze lag bei 837 m und der Maximalwert bei 1.229 m o.h. Der durchschnittliche Höhenunterschied in den Gebieten lag bei 87 m mit einer Neigung von 18°. Der kleinste Waldanteil lag bei 4 %, der höchste bei 85 %.

Der höchste gemessene Punkt der Waldgrenze übersteigt die Angaben aus der Topografischen Karte (N50) um 30 m. Trotz der nicht unerheblichen Abweichung in der Horizontalen zeigt eine Überprüfung der digitalisierten Waldgrenze mit den Angaben aus der N50 in der Vertikalen nur geringe Abweichungen. Diese Diskrepanz kann vor allem auf den deutlich präziseren Maßstab bei der Digitalisierung und das hochauflösende Oberflächenmodell zurückgeführt werden. Zusätzlich muss darauf hingewiesen werden, dass die Behörden bei der Überführung der analogen Kartenserie (M711), basierend auf dem Europäischen Datum 1950 (ED50), in die digitalen Karten (N50), basierend auf dem Datum EUREF89, mit erheblichen Problemen zu kämpfen hatten. Die nun nötige Korrektur der Höheninformationen ist für weite Teile des Landes noch nicht abgeschlossen.

Tabelle 16: Shapiro-Wilk W Test auf Normalverteilung (n = Anzahl der verglichenen Fälle, p = Signifikanzniveau, STD = Standardabweichung, hervorgehobene Werte sind signifikant und zeigen eine nicht Normalverteilung der Daten)

	n	Durchschnitt (m o.h. resp. m ²)	Minimum (m o.h. resp. m ²)	Maximum (m o.h. resp. m ²)	STD (m resp. m ²)	Shapiro- Wilk W	Shapiro- Wilk p
max. Höhe 1965	43	1041.9	869.3	1218.7	98.7	0.93441	0.01651
max. Höhe 2004	43	1055.6	873.6	1229.0	97.6	0.94499	0.03921
mittlere Höhe 1965	43	1028.9	836.6	1203.4	99.2	0.93297	0.01472
mittlere Höhe 2004	43	1031.2	841.7	1207.4	101.6	0.93648	0.01951
Waldfläche 1965	43	13670	1596	32207	9460	0.88476	0.00045
Waldfläche 2004	43	16374	1812	34137	9593	0.92014	0.00542

Tabelle 17: Ergebnisse des Wilcoxon Testes für zwei Stichproben zur Überprüfung der Signifikanz von Veränderungen der Waldgrenze zwischen 1965 und 2004 (n = Anzahl der verglichenen Fälle, T = Rangsumme, Z = Z-Wert, p = Signifikanzniveau; * Ergebnisse, die das Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$ unterschreiten, ** Ergebnisse, die das Signifikanzniveau von $p \leq 0.01$ unterschreiten)

	n	T	Z	p
Veränderung der maximalen Höhe	43	297.5000	2.119154	0.034078*
Veränderung der mittleren Höhe	43	247.0000	2.728939	0.006354**
Veränderung der Waldfläche	43	232.0000	2.910064	0.003614**

Im Durchschnitt ist die Waldgrenze in der Hardangervidda zwischen 1965 und 2004 um $2,3 \pm 1,6$ m angestiegen. Der höchste Punkt hat sich im Schnitt sogar um $3,7 \pm 1,6$ m verändert. Die größte Veränderung konnte mit $20,5 \pm 1,6$ m festgestellt werden. Rechnerisch ergibt sich so ein durchschnittlicher Anstieg der Waldgrenze um 57 cm pro Jahrzehnt. Die höchste Stelle der Waldgrenze hat sich um 92 cm pro Jahrzehnt verschoben. Der größte Höhengewinn übersteigt dahingegen sogar 5 m in zehn Jahren. Die Fläche des Waldes hat von 34 % im Jahre 1965 auf 41 % in 2004 deutlich zugenommen.

Die Aufwärtsbewegung des Waldes entlang den Hängen der Hardangervidda ist auf dem Niveau von 0,05 für die höchsten Punkte und auf dem Niveau von 0,01 für die Durchschnittswerte signifikant. Alle drei Variablen (Veränderung im höchsten Punkt, im Mittelwert und der Fläche) sind mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 0,01 % korreliert.

Obwohl die faktische Korrelation zwischen Fläche und Höhenzuwachs gering ist (siehe Tabelle 18), zeigt die Tatsache, dass alle drei Variablen übereinstimmende Trends zeigen, dass sich in den letzten 40 Jahren der Wald in der Hardangervidda ausgebreitet hat und dabei in höhere Lagen vorgestoßen ist.

Einfluss abiotischer Faktoren

Der Test auf die Einflüsse der abiotischen Faktoren (durchschnittliche Höhenlage, Breitengrad, Hangneigung oder Dauer der Sonneneinstrahlung) konnte nur eine schwache Korrelation zwischen der durchschnittlichen Höhe der Waldgrenze und der durchschnittlichen Hangneigung feststellen. Für die höchste Position der Waldgrenze konnte dies allerdings nicht bestätigt werden (siehe Tabelle 18).

Tabelle 18: Korrelationsmatrix zum Vergleich der Veränderungen der Waldgrenze und -fläche mit verschiedenen abiotischen Umweltparametern. (P = Person r, S = Spearman's rho, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau; hervorgehobene Werte unterschreiten das Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$)

Umweltparameter	Veränderung der maximalen Höhe		Veränderung der mittleren Höhe		Veränderung der Waldfläche	
	r	p	r	p	r	p
Höhe	-0.0659 _(S)	0.674 _(S)	0.228 _(S)	0.140 _(S)	-0.0030 _(S)	0.984 _(S)
Lage	-0.1005 _(S)	0.521 _(S)	0.080 _(S)	0.608 _(S)	0.0359 _(S)	0.819 _(S)
Neigung	0.0844 _(P)	0.591 _(P)	0.339_(S)	0.026_(S)	0.0126 _(P)	0.936 _(P)
Besonnungsindex	-0.1191 _(S)	0.446 _(S)	0.102 _(S)	0.514 _(S)	-0.0002 _(S)	0.998 _(S)



Einfluss der Landnutzung

Bei einem Vergleich der Flächenstichproben, die im Jahre 2004 beweidet wurden (n=17) und die ohne Beweidung waren (n=26), konnte kein signifikanter Unterschied im Bezug auf die Veränderung in der Höhe der Waldgrenze festgestellt werden.

Vergleich zwischen dem Anstieg der Temperatur und der Waldgrenze

Die jährliche Durchschnittstemperatur in der Vegetationsperiode wird als Schlüsselfaktor für die Position der klimabedingten Waldgrenze gesehen (Körner 1998: 447f; Körner & Paulsen 2004: 713ff).

Wird von einem durchschnittlichen Absinken der Temperatur um 0,6 °C pro 100 m Höhendifferenzen ausgegangen, ergibt sich bei Betrachtung der Julitemperaturen eine zu erwartende Veränderung der Klimagrenze um 67 m. Die Erwärmung in der gesamten Wuchsperiode legt sogar einen Anstieg von 117 m nahe.

Sowohl der durchschnittliche Höhengewinn der Waldgrenze (2,3 m ± 1,6 m) als auch der größte gemessene Unterschied in ihrer Position (20,5 ± 1,6 m) bleiben weit hinter diesen Erwartungen zurück.

3.3.2.4.5 Diskussion

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in der *Hardangervidda* ein deutlicher Trend zum Ansteigen der Waldgrenze nachweisbar ist. Dieser bleibt allerdings weit hinter den Verschiebungen der klimatischen Grenzen in dieser Zeit zurück. Ähnlich geringe oder unbedeutende Reaktionen der Waldgrenze auf lokale Erwärmung wurden auch an anderer Stelle nachgewiesen (z. B. Gamache & Payette 2005; Grabherr et al. 1994; Lloyd & Fastie 2002; Luckman & Kanvanagh 2000). Es mag auch ein Grund für den von Skre et al. festgestellten überraschenden Mangel an Belegen für eine Ausbreitung der arktischen Waldgrenze sein (ebd. 2002: 45).

Viele Autoren betonen den Einfluss der Landnutzung auf die Position der Waldgrenze in Skandinavien (z. B. Aas & Faarlund 1995; Hofgaard 1999; Larsson 2004; Löffler et al 2004; Moe 1979). Im Allgemeinen wird eine Depression der Waldgrenze um 150 m durch die Brennholzgewinnung für die Käseproduktion und durch die intensive Beweidung angenommen (Holtmeier & Broll 2005: 398; Aas & Faarlund 1995: 36f). Veränderungen in der Landnutzung sollten daher deutliche Auswirkungen auf die Höhe der Waldgrenze haben. Diese könnten auch leicht als Wirkung der Klimaerwärmung fehlinterpretiert werden (Hofgaard 1997: 427). So wie die meisten alpinen Gebiete Europas hat auch die *Hardangervidda* in den letzten 100 Jahren eine erhebliche Veränderung der Landnutzung erlebt. Die noch vor wenigen Jahrzehnten dominierende Almwirtschaft ist heute fast vollständig zum Erliegen gekommen. Im Gegenzug hat sich die Zahl der frei laufenden Schafe auf den Sommerweiden in den letzten 50 Jahren vervierfacht. Obwohl heute mehr Schafe in der *Hardangervidda* weiden als jemals zuvor, erreicht die Besatzdichte selbst in stark genutzten Gebieten allerdings gerade ein Tier pro Hektar. Im europäischen Vergleich muss dies noch als extensive Nutzung betrachtet werden.

Im Rahmen dieser Untersuchung konnte nur eine Gegenüberstellung zwischen den derzeit beweideten und unbeweideten Gebieten vorgenommen werden. Dabei konnte kein Unterschied in der Höhenzunahme der Waldgrenze zwischen den Gebieten festgestellt werden. Diese gleichförmige Veränderung ohne Einfluss der Landnutzung wird auch von Aas & Faarlund (1995: 36f) berichtet. Es lässt sich daher schlussfolgern, dass die derzeitige Beweidung zumindest keinen differenzierenden Einfluss auf Veränderung der Waldgrenze hat. Gründe hierfür könnten in der immer noch sehr geringen Besatzdichte sowie dem geringen Beweidungsdruck vermutet werden.

Da es nur zusammengefasste Informationen über die Anzahl der Weidetiere vor der Jahr-

tausendende gibt, ließ sich eine lokale Auswirkung von Verschiebungen in der Beweidung für einzelne Gebiete nicht untersuchen. Es konnte daher nicht untersucht werden, ob die Bewegung der Waldgrenze in Gebieten mit Nutzungsaufgabe oder verringertem Nutzungsdruck anders abläuft als in Gebieten ohne Beweidung. Hier gibt es sicherlich noch Forschungsbedarf. Es ist zu hoffen, dass aktuelle Bemühungen über die Dokumentation der Beweidungshistorie in der *Hardangervidda* (Mysterud 2005, pers. Kom.) hier bald die benötigten Informationen bereitstellen.

Trotz der ungeklärten Frage des Einflusses der Landnutzung ist festzustellen, dass die gemessene durchschnittliche Vegetationsverschiebung in der *Hardangervidda* der in kanadischen Gebieten nachgewiesenen Geschwindigkeit von 5 cm pro Jahrzehnt in den letzten 30 bis 45 Jahren entspricht (Gamache & Payette 2005: 855). Ebenso liegt der gemessene Höhengewinn von 92 cm pro Jahrzehnt für die Maximalposition nahe an der durchschnittlichen Wanderungsgeschwindigkeit der Vegetation von 1 m (mean) bis 4 m (max) pro Jahrzehnt, die in den Alpen unter vergleichbaren Veränderungen der Klimazonen nachgewiesen wurden (Grabherr et al. 1994: 448).

Untersuchungen aus anderen Teilen Skandinaviens haben allerdings sowohl im Wald-Offenland Ökoton (z. B. Kullmann 2002) als auch bei der Verbreitung alpiner Pflanzen (z. B. Klanderud & Birks 2003) deutlich dynamischere Verschiebungen festgestellt. Dabei wurde eine unmittelbare und deutliche Reaktion von 10 bis 15 m pro Jahrzehnt gemessen, was in etwa den lokal gemessenen Veränderungen von 1 °C in den Sommertemperaturen entspricht (Kullman 2001: 73f). Eine solch große Diskrepanz zwischen Untersuchungsgebieten, die in solch einer relativen Nähe liegen, ist jedoch nicht außergewöhnlich. Auch aus dem Westen Nordamerikas werden große lokale Unterschiede im zeitlichen Muster der Waldgrenze berichtet (Peterson 1994: 238f) und auch aus paläobotanischen Untersuchungen sind

solche ungleichzeitigen Entwicklungen bekannt (Birks 1990: 145). Es kann daher vermutet werden, dass eine solche räumliche und zeitliche Heterogenität ein übliches Muster bei der ökosystemaren Anpassung an Veränderungen im Klima ist. Schon viele Autoren haben darauf hingewiesen, dass die komplexen Verknüpfungen von historischem Klima, natürlichen und anthropogenen Störungsregimen ebenso wie die Entwicklungsgeschichte und abweichende naturräumliche Voraussetzungen den zeitlichen und räumlichen Ablauf von Veränderungen der Waldgrenze stark beeinflussen (z. B. Holtmeier & Broll 2005; Luckman & Kanvanagh 2000; Ozenda & Borel 1991; Skre et al. 2002). Trotz einer generellen Sensibilität der Waldgrenze für das Klima muss davon ausgegangen werden, dass ihre Reaktion komplexen Regeln folgt und sich auf räumlicher und zeitlicher Achse deutlich unterscheidet.

Obwohl diese Erklärung für die Diskrepanz zwischen den verschiedenen Ergebnissen dienen kann, wird sie durch die Tatsache geschwächt, dass die bisher gemessene Reaktion der Waldgrenze in zwei Gruppen zerfällt. In der Fachliteratur lassen sich entweder Belege für eine deutliche und unmittelbare Anpassung der Waldgrenze an die veränderten Klimabedingungen finden oder aber sehr geringe bis unbedeutende Reaktionen, die sich erheblich von den Veränderungen des Klimaregimes unterscheiden. Die bei den weltweit so unterschiedlichen naturräumlichen Voraussetzungen zu erwartende Streubreite der Reaktionen fehlt weitestgehend. Sicherlich sollte dieses Phänomen weitergehend untersucht werden. Insbesondere weitere Vergleiche der langfristigen Veränderung von Waldgrenzen über größere Gebiete hinweg erscheinen hier sinnvoll. Dabei sollten sich die Probenflächen nicht nur auf klimasensitive Gebiete beschränken, sondern einen Überblick über die gesamte Landschaft bieten (sensu Luckman & Kanvanagh 2000: 371). Zusätzlich sollten die hier vorgestellten Fernerkundungsmethoden mit landschaftsökologischen Untersuchungen verknüpft werden, die ihrerseits



konkretere Aussagen über Umweltfaktoren und Nutzung zulassen (vgl. Löffler et al. 2004). Nur so ließen sich repräsentative Ergebnisse erzeugen, die einen Rückschluss auf die Veränderung der Waldgrenze über die Untersuchungsfläche hinaus erlauben.

Die hier verwendeten historischen Fernerkundungsdaten könnten in diesem Rahmen ein effizientes Monitoring der Waldgrenze, insbesondere in entlegenen und schwer zugänglichen Gebieten, ermöglichen.

3.3.2.5 Untersuchung der alpin-arktischen Vegetation

Es liegen keine flächendeckenden historischen Informationen über die Verteilung der Vegetationstypen in der *Hardangervidda* vor. Erst in den letzten Jahren wurden im Rahmen von Satellitenbilddauswertungen umfassende Vegetationskarten der Region erstellt. Dieser Mangel an historischen Kartierungen verhindert einen Vergleich mit aktuellen Daten. Leider reicht auch die Qualität der vorliegenden historischen Satelliten- und Luftbilder nicht aus, um Vegetationseinheiten des Offenlandes gegeneinander abzugrenzen. Daher könnten nur Analogieschlüsse von den vereinzelt vorliegenden Vegetationsaufnahmen und Monitoringflächen früherer Forschungsprojekte (z. B. Hesjedal 1974, 1975; Schürholz 1972; Lye & Lauritzen 1975) herangezogen werden, um auf mögliche Verschiebungen der Vegetationsgesellschaften zu schließen. Leider liegen bis heute aber keine solchen Vergleichsuntersuchungen vor. Eine erneute Kartierung dieser Flächen im Rahmen dieses Vorhabens erschien wenig zielführend, da es nur wenige solcher ausreichend dokumentierten Flächen gibt und sie nur wenige Vegetationstypen der alpinen Tundra repräsentieren. Gleichzeitig wurden die Probeflächen ausgewählt, um die Vegetationseinheit zu beschreiben. Sie liegen daher oft im Zentrum der Vegetationseinheit, und ein Verschiebungseffekt, der vor allem an den Übergangszonen der Vegetationseinheiten zu erwarten wäre, ließe sich kaum effektiv nachweisen.

Da keine Untersuchungen zur Verschiebung von Vegetationstypen bekannt sind, die sich mit den Veränderungen der Klimaverhältnisse sinnvoll vergleichen lassen, musste auf andere Untersuchungen zurückgegriffen werden. So wurden im Rahmen des Populations-

managements verschiedene Taxierungen des Rentierlebensraumes vorgenommen (z. B. Gaare et al. 2005; Strand et al. 2004). Dabei wurden sehr unterschiedliche Verfahren angewendet, deren Ergebnisse sich nur schwer vergleichen lassen. Im Mittelpunkt der verschiedenen Untersuchungen stand vor allem die Untersuchung der Flechtenvegetation. Da der Winterlebensraum traditionell als der entscheidende Parameter für die Tragfähigkeit betrachtet wird, wird die hier vorhandene Biomasse oft als Maß für die Bestimmung der verträglichen Populationsgröße herangezogen. Das größte Augenmerk wird dabei auf die Dicke der Flechtendecke und die Intensität des Verbisses gelegt. Einige wenige Untersuchungen lassen aber auch Rückschlüsse über die Fläche der Flechtenvegetation zu, da sie auf Rasterkartierungen beruhen (z. B. Gaare et al. 2005). Im Folgenden sollen die Untersuchungen kurz dargestellt und ihre Ergebnisse im Bezug auf die Fragestellung ausgewertet werden.

3.3.2.5.1 Methodik

Um Hinweise auf mögliche Veränderungen in der Nahrungsgrundlage der Rentiere in der *Hardangervidda* zu erhalten, die auf Verschiebungen der Vegetation hindeuten, wurde eine Sekundäranalyse bestehender Untersuchungen durchgeführt. Die in der Literatur dokumentierten Untersuchungen zum Thema wurden ausgewertet und ihre Ergebnisse verbal-argumentativ verglichen.

3.3.2.5.2 Daten

Da die Ermittlung der biologischen Zusammenhänge und der Vegetationsverschiebungen in der *Hardangervidda* kein Schwerpunkt der Arbeit sein sollte, wurden in diesem Zusammenhang keine eigenen Daten erhoben. Für die Betrachtung wird auf die Ergebnisse der Untersuchungen über die Veränderung der Nahrungsgrundlage der Rentiere in der *Hardangervidda* von Strand et al. 2004 und Gaare et al. 2005 zurückgegriffen.

3.3.2.5.3 Ergebnisse

Verbissuntersuchungen

Strand et al. (2004: 22ff) haben versucht, die unterschiedlichen Ansätze zur Bestimmung der Verbissintensität und der Dicke des Flechtenbewuchses in der *Hardangervidda* zusammenzufassen. Die Einzeluntersuchungen reichen bis in das Jahr 1951 zurück und lassen so einen Überblick über die Entwicklung bis 2003 zu (ebd.). Insgesamt lassen sich in den Untersuchungen drei Haupttypen der windexponierten Flechtenvegetation der alpinen bis subalpinen Stufe unterscheiden. Sie werden typisiert durch: 1. *Cetraria nivalis* (*Gulskinn*), 2. *Cladonia mitis* und *Cetraria nivalis* (*Fjellreinlav og Gulskinn*), 3. *Cladonia stellaris* (*Ierabber som dominires av kvitkrull*) (ebd.). Der Zustand und die Wüchsigkeit dieser Bestände werden sowohl durch die Exposition, den Verbiss als auch durch das Kleinklima bestimmt.

Es mag kaum überraschen, dass sich der Verbiss im Gebiet entsprechend der Bestandsdynamik in den letzten 40 Jahren entwickelt hat (siehe Kapitel 3.1.3.3). So war die Flechtendecke bei den ersten Untersuchungen (1951 bis 1959) am dichtesten und mächtigsten. Im Vergleich dazu haben die Messungen in den 1970er Jahren eine deutliche Abnahme der verfügbaren Biomasse belegt, wohingegen sich die Vegetationsbestände bis in den Zeitraum 1999 bis 2003 wieder erholt haben. Das Niveau der 1950'er Jahre ist allerdings noch nicht wieder erreicht (Strand et al. 2004: 28f).

Neben diesem allgemeinen Trend lassen sich aus den Daten aber auch regionale Unterschiede ablesen. So haben die Flechtenbestände im Gebiet *Halne-Ørtere* und *Geit-sjøen* inzwischen wieder einen ähnlich hohen Bestand erreicht wie 1951 bis 1959. Parallel dazu haben sich die Untersuchungsflächen im zentralen Teil der *Hardangervidda* nicht so deutlich erholt.

Rasterkartierungen

Das Norwegische Institut für Naturforschung (NINA) hat im Jahre 2004 eine Vergleichsuntersuchung zu einer Rasterkartierung der *Hardangervidda* aus dem Jahre 1988 durchgeführt (Gaare et al. 2005). Bei diesem Verfahren wurde das Gebiet systematisch befliegen und in regelmäßigen Abstand von 400 bis 500 m wurden Nahaufnahmen der Vegetation erstellt. So wurden im Jahre 1988 3.000 Aufnahmen und im Jahre 2004 5.000 Vergleichsaufnahmen erstellt (ebd.). Aus dem Unterschied zwischen den beiden Stichproben wurde die Veränderung der Flächenanteile der verschiedenen Vegetationstypen abgeleitet (siehe Tabelle 19).

Gaare et al. (2005) haben auf dieser Grundlage ermittelt, dass die vegetationslosen Flächen und der Bereich der Flechtenvegetation in der *Hardangervidda* zugenommen haben. Die Zunahme der hochalpinen vegetationsfreien Bereiche wird von ihnen auf eine größere Schneebedeckung im Jahre 2004 zurückgeführt. Die scheinbare Zunahme der Flechtenvegetation wird mit einer Fehlinterpretation stark verbissener Flächen im Jahre 1988 erklärt. Die Autoren geben zwar an, dass die Veränderung der Flechtenvegetation unter dem Signifikanzniveau von 0,001 liegt, es bleibt aber zu hinterfragen, ob die geringen Schwankungen von 3 % beim angewendeten Probendesign tatsächlich im Rahmen der Messgenauigkeit erfasst werden konnten. Ob es tatsächlich zu einer Vegetationsverschiebung in den letzten 23 Jahren gekommen ist, lässt sich daher aus den Daten nicht eindeutig ablesen. Die Daten weisen aber darauf hin, dass eher von einer



Zunahme denn von einer Abnahme der Flechtenvegetation und damit dem potentiellen Winterhabitat der Rentiere ausgegangen werden kann.

Neben dem Vegetationstyp wurde auf den Aufnahmen auch der Verbiss der Vegetation bestimmt. Hierzu wurde eine einfache dreistufige Ordinalskala verwendet. Die Auswertungen bestätigen die Ergebnisse von Strand et al. (2004). Die Flechtenbestände im Jahr 2003 sind in der gesamten *Hardangervidda* deutlich üppiger als zum Vergleichszeitpunkt 1988 (ebd.). Auch die regionalen Differenzierungen des Verbisses werden durch die Untersuchung bestätigt. So konzentriert sich der Verbiss auf den zentralen und südlichen Teil des Plateaus. Im Norden entlang der R7 ist die Beweidung vergleichsweise gering. Das Gebiet um *Dagali* scheint vollständig aus der Beweidung durch die Rentiere gefallen zu sein. Ebenso wird der Ausläufer des Bergplateaus um *Lufsjå* nur noch sehr sporadisch genutzt. Beide Gebiete zusammengekommen repräsentieren fast 10 % der Flechtenvegetation im Untersuchungsgebiet. Gaare et al. (2005: 20) äußern die Vermutung, dass vor allem die touristische Nutzung in diesen Gebieten zur Vergrämung der Rentiere geführt hat und warnen vor der weiteren Einschränkung des Rentierlebensraumes durch diese Entwicklung.

3.3.2.5.4 Diskussion

Zuverlässige Untersuchungen über Vegetationsverschiebungen in der alpinen Vegetation der *Hardangervidda* liegen bisher nicht vor. Auch die bestehenden Untersuchungen zur Taxierung des Flechtenbestands geben wenig Aufschluss über die mögliche flächenmäßige Veränderung der einzelnen Vegetationseinheiten. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die festgestellten geringen Veränderungen durch Fehlinterpretationen und Messfehler zustande gekommen sind. Auch wenn die Ergebnisse der Untersuchungen keine genaue Aussage über mögliche

Veränderungen zulassen, so lässt sich doch schlussfolgern, dass dramatische Verschiebungen in den Vegetationszonen, wie sie aufgrund der lokalen Erwärmung zu erwarten gewesen wären (siehe Kapitel 3.3.2.4), bisher ausgeblieben sind.

Die Untersuchungen des Flechtenbestands und der Verbishäufigkeit zeigen allerdings konsistent eine Zunahme der Mächtigkeit des Flechtenteppichs und damit der potentiellen Futtermenge (vgl. Gaare et al. 2005; Strand et al. 2004). Sie machen deutlich, dass der Rentierbestand in den letzten Jahrzehnten das Nahrungsangebot des Winterlebensraumes nicht ausgenutzt hat und die *Hardangervidda* in diesem Bereich deutlich mehr Tiere ernähren könnte. Die von der Flechtenvegetation produzierte Biomasse ist demnach nicht der limitierende Faktor für die Größe des derzeitigen Rentierbestands in der *Hardangervidda*. Die regionalen Unterschiede im Verbiss zeigen deutlich, dass andere Faktoren die Nutzung der verschiedenen Winterlebensräume beeinflussen. Die Untersuchungen zeigen auch, dass die Erreichbarkeit einzelner Teillebensräume in den letzten Jahrzehnten deutlich abgenommen hat.

Tabelle 19: Veränderung des Flächenanteils der Vegetationseinheiten (nach Gaare et al. 2005: 12)

Vegetationseinheiten	1988	2003	Veränderung
Vegetationsfreie Fläche	26-29 %	30-32 %	+ 3-4 %
Alpenazaleen-Windheiden (<i>greplynghei</i>)	10-13 %	14-16 %	+ 3-4 %
Blaubeerheide (<i>blåbærhei</i>)	13-16 %	13-15 %	+ 0-1 %
Borstgrasrasen (<i>finnskjegghei</i>)	13-16 %	11-13 %	- 2-3 %
Binsendominierte Zwergstrauchheide (<i>rabbesivhei</i>)	3-4 %	3-4 %	± 0 %
Flechtenvegetation (<i>lavmatter</i>)	14-16 %	17-19 %	+ 2-3 %
sonstige Vegetationseinheiten	3 %	3 %	± 0 %

3.3.3 Witterung

3.3.3.1 Einleitung

Die Dynamik eines Rentierbestands wird maßgeblich dadurch beeinflusst, wie gut die einzelnen Individuen den Winter überstehen. Von größter Bedeutung ist dabei der Zugang zu Nahrung. Neben der Verfügbarkeit von ausreichendem Lebensraum spielt hier auch die Beschaffenheit der Schneedecke eine besondere Rolle. Da die Tiere zunächst ihre Futterpflanzen mit den Klauen freigraben müssen, entscheidet die Arbeit, die hierfür aufzuwenden ist, wie viel Energie den Tieren durch die Nahrungssuche zur Verfügung gestellt wird. Neben der Mächtigkeit der Schneedecke wirkt sich hier auch die Festigkeit des Schnees aus (Skogland 1978: 577f). Durch die Einflüsse der Witterung verharscht eine Schneedecke im Laufe eines Winters zunehmend und gewinnt an Widerstandsfähigkeit. Dieser Prozess kann von Jahr zu Jahr in seiner Intensität variieren. Besonders in warmen und feuchten Wintern kann sich auf dem gefrorenen Boden oder auf dem Schnee

eine stabile Eisschicht von mehreren Zentimetern Dicke bilden. Je nach Mächtigkeit kann diese Eisbildung die Zugänglichkeit der Futterpflanzen stark einschränken oder ganz verhindern.

Erste Untersuchungen legen nahe, dass die Verteilung von warmen und nassen Wintern - den Witterungsbedingungen mit der größten Wahrscheinlichkeit von ice-on-snow-incidents - für manche Bestände sogar als die wichtigste steuernde Kraft der Populationsdynamik betrachtet werden kann (vgl. Aanes et al. 2000; Lee et al. 2000; Weladji & Øystein 2003).

Im Folgenden soll daher untersucht werden, ob dieser Faktor auch für den Bestand der *Hardangervidda* von Bedeutung ist.

3.3.3.2 Ziel der Untersuchung

In der Untersuchung soll die Frage geklärt werden, ob die Witterungsverhältnisse im Winter einen Einfluss auf die Entwicklung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* haben können. Dazu sollen die meteorologischen Daten mit den Bestandsdaten der letzten Jahrzehnte verglichen und auf mögliche Zusammenhänge untersucht werden. Es wird dabei eine negative Korrelation zwischen der Witterung und der Population erwartet, d. h. je wärmer und feuchter der

Winter, desto geringer die Reproduktion des Bestands. Als Forschungshypothese kann daher formuliert werden, dass die Witterungsbedingungen im Winter eine Auswirkung auf die Bestandsentwicklung haben. Als Gegenthese wäre demnach zu widerlegen, dass sich für die Entwicklung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* ein Zusammenhang mit den winterlichen Witterungsverhältnissen ausschließen lässt.

3.3.3.3 Operationalisierung

Der Zusammenhang zwischen warmen und feuchten Wintern und einem Bestandsrückgang wurde inzwischen von mehreren Autoren belegt. Dafür wurden unterschiedliche Verfahren verwendet. Bei mehreren Ansätzen wurden Kennzahlen für den Repro-

duktionserfolg mit dem North Atlantic Oscillation Index (NAOI) verglichen (z. B. Aanes et al. 2000, 2002, 2003; Post & Stenseth 1999; Weladji & Øystein 2003). Allerdings konnten dabei nicht immer signifikante Zusammenhänge nachgewiesen



werden (z. B. Aanes et al. 2000, 2002, 2003). Als alternative Methode wurden die meteorologischen Messreihen von Wetterstationen auf ihre Übereinstimmung mit der Bestandsentwicklung hin überprüft (z. B. Aanes et al. 2000, 2002, 2003; Pettorelli et al. 2005). Durch diese Verfahren konnte auch bei mangelnder Signifikanz des NAOI ein Einfluss der winterlichen Witterungsverhältnisse auf die Rentierherden nachgewiesen werden (z. B. Aanes et al. 2000, 2003).

Da sich die beiden Methoden zu ergänzen scheinen, sollen sie an dieser Stelle beide zum Zuge kommen. Im ersten Schritt der Untersuchung wird die Entwicklung des Bestands mit dem NAOI verglichen. In einem zweiten Schritt folgt dann der Vergleich mit den meteorologischen Messreihen aus der Region.

Tabelle 20: Werte des North Atlantic Oscillation Index für die Winter-saison (Dezember, Januar, Februar, März) (nach Hurrell 2007)

Winter	NAOI	Winter	NAOI	Winter	NAOI
1963/1964	-2,86	1977/1978	0,17	1991/1992	3,28
1964/1965	-2,88	1978/1979	-2,25	1992/1993	2,67
1965/1966	-1,69	1979/1980	0,56	1993/1994	3,03
1966/1967	1,28	1980/1981	2,05	1994/1995	3,96
1967/1968	-1,04	1981/1982	0,80	1995/1996	-3,78
1968/1969	-4,89	1982/1983	3,42	1996/1997	-0,17
1969/1970	-1,89	1983/1984	1,60	1997/1998	0,72
1970/1971	-0,96	1984/1985	-0,63	1998/1999	1,70
1971/1972	0,34	1985/1986	0,50	1999/2000	2,80
1972/1973	2,52	1986/1987	-0,75	2000/2001	-1,89
1973/1974	1,23	1987/1988	0,72	2001/2002	0,76
1974/1975	1,63	1988/1989	5,08	2002/2003	0,20
1975/1976	1,37	1989/1990	3,96	2003/2004	-0,07
1976/1977	-2,14	1990/1991	1,03	2004/2005	0,12

Exkurs - NAO-Index

Die North Atlantic Oscillation (Hurrell 1995) beschreibt den Unterschied der Druckverhältnisse zwischen Azorenhoch und Islandtief. Diese Druckdifferenz beeinflusst vor allem die winterlichen Witterungsverhältnisse über dem Nordatlantik und Europa. Sie werden über den North Atlantic Oscillation Index (NAOI) erfasst. Sind die Unterschiede zwischen den Wettersystemen stark (NAOI+), so führen starke Westwinde warme und feuchte Luftmassen nach Westeuropa (Lauer & Bendix 2006: 237). In Phasen mit einer schwachen Ausprägung der Hoch- und Tiefdruckgebiete (NAOI-) wird die Großwetterlage durch den Zustrom arktischer Luftmassen geprägt und die Winter sind generell kühler und trockener (ebd.). Der so genannte Winter NAOI, für die Periode Dezember bis April, zeigt daher eine starke positive Korrelation mit den Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen in Nordeuropa (vgl. Hurrell 1995; Hanssen-Bauer 2005: 31). Darüber hinaus lassen sich auch Zusammenhänge zwischen dem NAOI und vielen biologischen und hydrologischen Variablen nachweisen (Hanssen-Bauer 2005: 31).

3.3.3.4 Vergleich von Bestandsdaten mit dem NAO-Index

3.3.3.4.1 Methodik

Ähnlich dem Vorgehen bei der Untersuchung des Einflusses der Insektenaktivität und den Empfehlungen von Bortz & Döring (2005: 509) folgend, sollen die Zusammenhangshypothesen mit Hilfe der Produkt-Moment-Korrelation überprüft werden. Als Maß für die Intensität und Richtung der Abhängigkeit der verschiedenen Parameter wird Pearson's r mit Hilfe der Software Statistica 6.0 ermittelt.

3.3.3.4.2 Daten

North Atlantic Oscillation Index

Der Index der Nordatlantischen Oszillation wurde durch das National Center for Atmospheric Research öffentlich zugänglich gemacht (vgl. Hurrell 1995, 2007). Die Daten können dort als Exceltabelle abgerufen werden. Der NAOI wurde für verschiedene Jahreszeiten berechnet. In der folgenden Berechnung wurden die Werte des NAOI aus dem Zeitraum 1964 bis 2005 für die Winterperiode (Dezember, Januar, Februar, März) verwendet (siehe Tabelle 20).

Reproduktionsrate

Der NAOI soll bei dieser Analyse mit der Reproduktionsrate verglichen werden. Da die Reproduktionsrate erhebliche Bedeutung für die Bestandsentwicklung hat, deutlich vom körperlichen Zustand der Kühe abhängt und relativ unabhängig von den Schwankungen der absoluten Bestandszahlen ist, ist sie ein geeignetes Kriterium für die Beurteilung der Wirkung des NAOI.

Durch die seit 1970 durchgeführten Strukturzahlungen im Herbst liegen inzwischen mehr als 20 Daten über die Anzahl der Kälber im

Bestand vor. Die Ergebnisse der Strukturzahlung werden alljährlich in der Zeitschrift *Villreinen* veröffentlicht und stehen in Teilen auf der Webseite des *Hardangervidda Villreinutval* zum Download bereit (<http://www.numedal.net/hardangervidda/>). Für die Analyse wurden die Daten aus den verschiedenen Quellen zusammengetragen. Hieraus lässt sich die Reproduktionsrate sowohl als Anteil Kälber am Gesamtbestand oder als Verhältnis Kälber zu Kühen und Jungtieren bestimmen (siehe Tabelle 21).

3.3.3.4.3 Ergebnisse

Die Veränderung des NAOI für die Wintersaison zeigt einen deutlichen Trend zu höheren Werten, d. h. eine Zunahme von Wintern mit warmen und feuchten Witterungsverhältnissen in Europa. Dieser Trend zeichnet sich auch bei Betrachtung der gesamten vorliegenden Zeitreihe des NAOI von 1864 bis 2007 ab (vgl. Hurrell 2007), auch wenn die Steigung des linearen Trends hier flacher verläuft. Die Maximalwerte im betrachteten Zeitraum von 1964 bis 2005 wurden im Winter 1988/89 mit 5,08 erreicht und läuteten eine 6-jährige Periode mit stark positiven Werten ein. Der schwächste Wert stammt dahingegen aus dem Jahr 1968/69 (-4,89) und bildet den Höhepunkt einer 27-jährigen (!) Phase mit sehr niedrigen NAOI (1955 bis 1971).

Die in der Reproduktionsrate markanten Jahre 1971 und 1999 (siehe Kapitel 3.1.3.3) zeichnen sich im NAOI nicht durch auffällige Werte aus.

Der Vergleich des NAOI mit der Reproduktionsrate ergibt keine signifikante Korrelation (siehe Tabelle 22).



Tabelle 21: Anteil der Kälber am Bestand der Rentierpopulation in der *Hardangervidda*, basierend auf den vorliegenden Ergebnissen der Strukturzählungen

Jahr	Kälber pro Herde (%)	Kälber pro Kühe und Jungtiere (%)	Jahr	Kälber pro Herde (%)	Kälber pro Kühe und Jungtiere (%)	Jahr	Kälber pro Herde (%)	Kälber pro Kühe und Jungtiere (%)
1964			1978			1992	18,2	39,2
1965			1979	24,9	39,9	1993	19,1	34,4
1966			1980	25,6	44,0	1994	22,8	50,7
1967			1981	25,5	48,0	1995	16,8	39,2
1968			1982	21,8	38,4	1996		
1969			1983	18,9	30,5	1997		
1970	27	47,8	1984	19,7	35,9	1998		
1971	13,8	22,2	1985	19,9	36,5	1999	14,0	35,0
1972	20,9	39,1	1986	20,6	40,5	2000		
1973			1987	19,1	35,6	2001	18,0	42,9
1974			1988	21,1	40,7	2002	21,0	48,8
1975			1989			2003	20,0	51,3
1976			1990	22,6		2004	21,0	50,3
1977			1991	22,6	47,4	2005	20,8	50,1

3.3.3.4.4 Diskussion

Die Ergebnisse der Analyse zeigen kein eindeutiges Bild, es bestätigt sich hier die Beobachtung aus anderen Untersuchungen, dass der NAOI kein valider Prädiktor für die Bestandsentwicklung ist (Aanes et al. 2000, 2002, 2003). Der NAOI ist demnach nicht geeignet, die für die Entwicklung des Rentierbestands entscheidenden Faktoren zusammenzufassen. Dies kann eventuell auf eine Überprägung des NAO-Signals durch die mikroklimatischen Besonderheiten der Region zurückgeführt werden. Insbesondere die Verteilung der Niederschläge wird in der *Hardangervidda* durch orographische Bedingungen gesteuert. Außerdem bleibt festzustellen, dass der NAOI nur die vorherrschende Witterung über dem Nordatlantik erfasst. Welche Qualität die bei niedrigem NAOI von Norden und Osten zuströmenden

Luftmassen haben, wird dadurch nicht erfasst. Der NAOI erfasst sozusagen nur eine Seite der klimatischen Verhältnisse.

Bei Untersuchungen in Island konnte gezeigt werden, dass hier die Arktische Oszillation einen prägenden Einfluss auf den Bestand hat (Aanes et al. 2000, 2002, 2003). Dieser Index gibt einen vollständigen Eindruck über die Druckverhältnisse in der gesamten Region um Island wieder. Diese Qualität fehlt dem NAOI im Bezug auf Südkandinavien.

Tabelle 22: Ergebnisse der Korrelation zwischen NAOI und der Reproduktionsrate (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau)

	Anteil Kälber pro Herde			Anteil Kälber pro Kühe und Jungtiere		
	n	r	p	n	r	p
NAOI (DJFM)	24	-0,23	0,26	24	-0,10	0,61

3.3.3.5 Vergleich des Reproduktionserfolges mit lokalen Klimadaten

3.3.3.5.1 Methodik

Ebenso wie bei der Wirkung des NAOI soll die Hypothese eines Zusammenhanges zwischen den lokalen Klimabedingungen im Winter mit dem Reproduktionserfolg mit Hilfe der Produkt-Moment-Korrelation überprüft werden. Als Maß für die Intensität und Richtung der Abhängigkeit der verschiedenen Parameter wird Pearson's r mit Hilfe der Software Statistica 6.0 ermittelt.

3.3.3.5.2 Daten

Im Untersuchungsgebiet befinden sich mehrere Wetterstationen. Von diesen ist die Station *Geilo* (810 m.o.h.) am längsten in Betrieb und liefert eine (fast) vollständige Datenreihe von 1966 bis 2005. Alle anderen Messstationen decken nur Teile dieses Zeitraumes ab oder weisen größere Lücken auf. Daher wird die Verwendung der Messwerte dieser Station bevorzugt. Es muss jedoch zunächst geklärt werden, ob diese Werte beanspruchen können, repräsentativ für das gesamte Gebiet zu sein. Um dies zu überprüfen, wurden zunächst die Ausgangswerte der Station *Geilo* auf ihren Gleichklang mit den Werten der anderen Stationen überprüft.

Als Messwerte wurden die Tageswerte (*Dognverdier*) für die Monate Dezember bis Februar (1.12. bis 28.2.) in der Form verwendet, in der sie vom Norwegischen Meteorologischen Institut über die Plattform e-

klima bereit gestellt werden (siehe Tabelle 23).

Als Maß für die Übereinstimmung wurde die Produkt-Moment-Korrelation (Pearson's r) verwendet. Alle errechneten Werte unterschreiten ein Signifikanzniveau von $p \leq 0,01$ und sind daher stark signifikant. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 24 dargestellt.

Zwischen der Station *Geilo* und den anderen Messstationen zeigt sich bei den Wintertemperaturen eine sehr enge Korrelation. Die Station kann also die Entwicklung der Tagestemperatur im Winter repräsentativ für die gesamte *Hardangervidda* wiedergeben. Deutlich weiter streuen allerdings die Ergebnisse für die Niederschlagsmenge und die Schneedecke. Da die Niederschläge im Gebiet stark durch orographische Effekte geprägt werden, ist dieses Ergebnis kaum verwunderlich. Auffällig ist die Abweichung der Schneeverhältnisse an der Station *Midtlæger*. Es wäre zu überprüfen, ob die in Kapitel 3.3.4.4.3 nachgewiesenen deutlich häufigeren Tage mit Windgeschwindigkeiten über 6 m/s auch im Winter zu beobachten sind. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Schneedecke an dieser Station stärker durch Verwehungen als durch die eigentliche Niederschlagsmenge beeinflusst wird.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Station *Geilo* ein gutes Bild über die Temperaturentwicklung im Untersuchungsgebiet gibt. Die Niederschlagsverhältnisse sowie die Mächtigkeit der Schneedecke werden allerdings nur mäßig repräsentiert. Da zu vermuten ist, dass diese Messwerte lokal sehr stark differieren, ist nicht damit zu rechnen, dass eine andere Station hier bessere Übereinstimmungen zu bieten hat. Trotz der unbefriedigenden Situation wurde für die Untersuchung mit den Zahlen der Station *Geilo* gerechnet.

Tabelle 23: Liste der ausgewählten Messwerte der meteorologischen Stationen für die Analyse des Einflusses der winterlichen Witterungsverhältnisse

Parameter	Kürzel	Maßeinheit
mittlere Tagestemperatur	TAM	°C
Niederschlagssumme	RR	mm
Mittlere Dicke der Schneedecke	SA	cm



Tabelle 24: Zusammenfassung der Korrelationsanalyse zwischen den Tagesmittelwerten der Wetterstation Geilo (810 m o.h.) und weiteren Wetterstationen im UG. (TAM = Durchschnittstemperatur, RR = Niederschlag, SA = Dicke der Schneedecke, n = Anzahl verwertbarer Messungen, r = Korrelationskoeffizient)

Station			TAM		RR		SA	
Nr.	Name	m o.h.	n	r	n	r	n	r
24960	GOL - STAKE	542	2200	0,92	3344	0,69	3197	0,77
25730	HAUGASTØL	988	880	0,96	880	0,85	880	0,68
25830	FINSEVATN	1210	259	0,92	170	0,40	0	
25840	FINSE	1224	2085	0,92	2054	0,62	1879	0,36
25900	SLIRÅ	1300	176	0,84	176	0,59	0	
29720	DAGALI LUFTHAVN	850	258	0,92	0		0	
29770	DAGALI - FAGERLUND	871	1936	0,97	1936	0,78	1936	0,78
29790	DAGALI II	828	1197	0,96	1496	0,80	1495	0,92
31610	MØSSTRAND	948	880	0,91	880	0,75	880	0,77
31620	MØSSTRAND II	977	2195	0,93	2200	0,72	2199	0,85
46510	MIDTLÆGER	1079	1573	0,86	1046	0,60	792	0,16

Um vergleichbare Werte für die jeweilige Wintersaison zu erhalten, wurden aus den Tageswerten der Periode 1.12. bis 28.2. die jeweiligen Tagesdurchschnittswerte berechnet (siehe Tabelle 25). Als Grundlage für den Vergleich mit der Populationsdynamik werden auch hier die schon in Kapitel 3.3.3.4.2 vorgestellten Daten der Strukturzählung verwendet. Da die zugrunde liegenden Strukturzählungen im Herbst stattfanden, sollen die Strukturdaten mit den Klimadaten des vorangegangenen Winters verglichen werden.

3.3.3.5.3 Ergebnisse

Die tiefste Durchschnittstemperatur im Betrachtungszeitraum hatten die Tage des Winters 1978/79 (-12,55 °C), den wärmsten Winter erlebte die Region zehn Jahre später mit lediglich -1,74 °C. Die Schwankungen der Niederschläge sind von den Temperaturschwankungen weitestgehend unabhängig. Hier wurde die feuchteste Witterung zum Jahreswechsel 1992/93 (5,13 mm) gemessen,

was sich aber erstaunlicherweise nicht in einer besonders hohen Schneedecke widerspiegelt. Der höchste Durchschnittswert für die Schneedecke wurde im Winter 1976/77 verzeichnet. Dort führte eine durchaus normale Niederschlagsmenge zu einer dauerhaft dicken Schneedecke, die im Februar sogar eine Mächtigkeit von mehr als 1,5 m erreichte, einen Wert, der im gesamten Untersuchungszeitraum (3.758 Tage) nur an 25 Tagen überschritten wurde. Der trockenste Winter (1995/96) führte erwartungsgemäß zur geringsten Schneedeckung von durchschnittlich nur 21,7 cm.

Ein Vergleich der Witterung mit dem NAOI zeigt, dass die Temperatur und die Niederschläge eine positive Korrelation mit den Druckverhältnissen auf dem Nordatlantik aufweisen. Die Ergebnisse sind stark signifikant ($p \leq 0,01$) (siehe Tabelle 26).

Tabelle 25: Tagesmittelwerte der Wetterstation Geilo (810 m o.h.) für die Wintermonate (1.12.-28.2.) (TAM = Durchschnittstemperatur, RRM = durchschnittlicher Tagesniederschlag, SAM = durchschnittliche Dicke der Schneedecke)

Winter	TAM	RRM	SAM	Winter	TAM	RRM	SAM	Winter	TAM	RRM	SAM
1963/1964				1977/1978	-7,65	3,00	67,26	1991/1992	-2,01	3,52	35,85
1964/1965				1978/1979	-12,55	2,02	61,26	1992/1993	-3,84	5,13	82,09
1965/1966				1979/1980	-10,37	3,37	70,73	1993/1994	-9,98	3,66	101,15
1966/1967	-7,78	4,12	86,31	1980/1981	-6,36	2,80	71,19	1994/1995	-4,98	3,74	62,53
1967/1968	-8,22	3,48	63,81	1981/1982	-9,98	2,54	75,70	1995/1996	-9,58	1,78	21,70
1968/1969	-9,14	2,03	68,81	1982/1983	-5,09	3,38	80,95	1996/1997	-6,00	4,96	48,00
1969/1970	-10,84	2,46	65,70	1983/1984	-7,56	3,20	64,61	1997/1998	-4,05	3,55	55,40
1970/1971	-3,99	2,18	48,92	1984/1985	-8,39	3,08	62,72	1998/1999	-5,67	3,62	46,02
1971/1972	-7,32	2,98	35,61	1985/1986	-11,09	3,52	80,63	1999/2000	-5,21	2,59	50,17
1972/1973	-3,57	1,91	32,40	1986/1987	-9,43	4,72	54,26	2000/2001	-7,94	3,75	92,59
1973/1974	-4,38	2,67	69,82	1987/1988	-4,76	3,90	85,73	2001/2002	-5,18	4,09	66,70
1974/1975	-3,57	3,48	67,92	1988/1989	-1,74	3,53	30,83	2002/2003	-7,40	2,46	84,23
1975/1976	-5,87	4,10	47,20	1989/1990	-3,69	3,78	53,65	2003/2004	-5,77	3,68	59,26
1976/1977	-10,44	2,64	106,57	1990/1991	-5,73	2,27	47,82	2004/2005	-3,49	3,24	30,48

Der Vergleich der Durchschnittstemperatur des Winters mit der Anzahl an Kälbern pro Herde zeigt eine negative Korrelation (siehe Tabelle 27). Dieser Korrelationskoeffizient erreicht das Signifikanzniveau von 0,05. Allerdings kann dieses Ergebnis für den An-

teil der Kälber an der Summe aus Kühen und Jungtieren nicht bestätigt werden.

Die Durchschnittswerte für den Niederschlag und die Dicke der Schneeschicht ergeben ebenfalls keine signifikanten Werte. Es bleibt aber festzustellen, dass fast alle Korrelationskoeffizienten eine gegengerichtete Abhängigkeit der Zahlenreihen darstellen.

Tabelle 26: Vergleich der winterlichen Witterung im Zeitraum 1964-2005 mit dem NAOI (DJFM). (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizienten, p = Signifikanzniveau, hervorgehoben sind stark signifikante Werte mit $p \leq 0,01$)

	NAOI		
	n	r	p
Tagesdurchschnittstemperatur des Winters (TAM)	39	0,62	0,00
Tagesdurchschnittsniederschlag des Winters (RRM)	39	0,37	0,01
Durchschnittliche Dicke der Schneedecke (SAM)	39	-0,08	0,61



Tabelle 27: Produkt-Moment-Korrelation nach Pearson für den Vergleich von Reproduktionsrate mit den Indikatoren für die winterlichen Witterungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet. (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, hervorgehoben sind signifikante Werte mit $p \leq 0,05$)

	Anteil Kälber pro Herde			Anteil Kälber pro Kühe und Jungtiere		
	n	r	p	n	r	p
Tagesdurchschnittstemperatur des Winters (TAM)	24	-0,55	0,05	24	-0,17	0,42
Tagesdurchschnittsniederschlag des Winters (RRM)	24	-0,28	0,17	24	-0,63	0,76
Durchschnittliche Dicke der Schneedecke (SAM)	24	0,21	0,31	24	0,15	0,46

3.3.3.5.4 Diskussion

Der Vergleich der Witterungsparameter mit dem NAOI zeigt eine starke Korrelation zwischen NAOI und den Temperaturverhältnissen sowie den Niederschlägen. Dieser Zusammenhang lässt sich auch für großräumige Wetterbeobachtungen bestätigen (Hanssen-Bauer 2005: 29f). Der Südwesten Norwegens zeigt dabei den größten Zusammenhang zwischen den winterlichen Witterungsverhältnissen und den Druckverhältnissen auf dem Atlantik. Der NAOI kann hier zwischen 30 bis 70 % der Temperaturschwankungen sowie 40 bis 75 % der Varianz in der Niederschlagsmenge erklären (ebd.).

Überraschend ist die Tatsache, dass die Dicke der Schneedecke deutlich von der Niederschlagsmenge abweicht. So führen extrem hohe Niederschläge nicht zwingend zu hohen Schneedecken. Dies ist zum einen darauf zurück zu führen, dass die Höhe der Schneedecke zentral durch die Form des Schneefalls beeinflusst wird (Pulverschnee, Schneeregen etc.) und Temperatur und Luftfeuchte unterschiedliche Sackungsprozesse auslösen können (Marchand 1996: 11ff). Zusätzlich dürfte Schneedrift eine erhebliche Auswirkung auf die Entwicklung der Schneedecke an einzelnen Stationen haben.

Bei Betrachtung der vorliegenden Ergebnisse fällt auf, dass der Vergleich der Reproduktionsrate nur bei der Mächtigkeit der Schneedecke einen positiven Zusammenhang indiziert. Alle anderen Werte zeigen eine negative Korrelation. Dies entspricht den Erwartungen, nach denen ein warmer und feuchter Winter zu einer Verringerung der Reproduktion führen müsste.

Überraschend ist, dass sich zwar für die Temperatur eine mehr als zufällige Wahrscheinlichkeit eines Zusammenhanges mit der Anzahl der Kälber am Gesamtbestand nachweisen ließ, dieser Trend aber bei der Anzahl der Kälber am Bestand der Kühe und Jungtiere nicht bestätigt werden konnte. Hier zeigt sich ein zentrales Problem der Strukturzählung, denn es ist mit der verwendeten Methode nicht möglich, die Kühe eindeutig vom Nachwuchs des letzten Jahres zu trennen. So lässt sich auch der Reproduktionserfolg der Weibchen nicht eindeutig bestimmen. Die Größe der Gruppe ist immer auch durch die Reproduktion der vorherigen Saison beeinflusst und obliegt daher starken Schwankungen.

3.3.4 Insekten- und Parasitenaktivität

3.3.4.1 Einleitung

Als Bewohner eines arktischen Lebensraumes sind Rentiere daran angepasst, große Teile des Jahres unter winterlichen Bedingungen zu überleben. In dieser Periode ist Futter knapp und der Energieumsatz hoch. Die Tiere müssen sich im Sommer eine ausreichende Speckschicht zulegen, um den Winter zu überstehen. Die Nahrungsaufnahme in der Vegetationsperiode ist daher essentiell für das Überleben einzelner Individuen und wirkt sich auf die Entwicklung des gesamten Bestands aus. Die Möglichkeit der Rentiere, ihre Energievorräte aufzufüllen, wird nicht nur durch die Verfügbarkeit von Sommerlebensräumen bestimmt, sondern auch durch die Aktivität von Insekten (Coleman et al. 2003: 11ff). Wie in Kapitel 3.2.1.2.3 dargestellt, werden Rentiere von mehreren Fliegen und Stechmücken parasitiert. Um ihren Peinigern zu entgehen, haben die Tiere verschiedene Ausweichstrategien entwickelt. Bei leichter Insektenaktivität begnügen sich die Rentiere mit Kopfschütteln und ständiger Bewegung. Wird die Belästigung zu groß, flüchten sie auf windige Bergkämme und kühle Schneefelder. Dieser Schutz vor den Parasiten schränkt allerdings

auch ihre Möglichkeit ein, das für den Winter benötigte Energiedepot anzulegen. Die Einschränkung staffelt sich dabei von einem erhöhten Energiebedarf durch die ständige Bewegung bis hin zur völligen Verhinderung der Nahrungsaufnahme bei extremen Insektenaktivitäten. Diese Beobachtung hat einige Autoren zu dem Schluss geführt, dass die Belästigung durch Insekten einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklung eines Rentierbestands haben müsste (z. B. Mörschel 1999; Reimers 1997; Weladji et al. 2003a).

Um diese These zu untermauern, wurden verschiedene Verfahren entwickelt, mit denen die Aktivität der Insekten abgeschätzt und ihre Wirkung auf den Bestand bestimmt werden kann (z. B. Mörschel 1999; Weladji et al. 2003a).

Die Aktivität der ektothermen Insekten und damit die Stärke der Belästigung hängt direkt von den Witterungsbedingungen ab. Daher berücksichtigen die Verfahren vor allem meteorologische Parameter wie Temperatur, Wind, Luftfeuchtigkeit und Wolkenbedeckung.

Es ist damit zu rechnen, dass die Insektenaktivität bei steigenden Durchschnittstemperaturen zunehmen wird.

3.3.4.2 Ziel der Untersuchung

Bei der folgenden Untersuchung wird die These verfolgt, dass die Insektenaktivität im Sommer eine Auswirkung auf die Entwicklung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* hat. Daher soll überprüft werden, ob sich dieser Zusammenhang aus einem Vergleich der Insektenaktivität mit der Bestandsentwicklung in den letzten 40 Jahren nachweisen lässt. Dazu soll zunächst die Forschungshypothese, dass die Insektenaktivität mit der Bestandsentwicklung korreliert, getestet werden. Als Nullhypothese lässt sich

formulieren, dass es keinen Zusammenhang zwischen der Schwankung der Insektenaktivität und der Entwicklung des Bestands gibt.

Sollte sich eine solche Korrelation nachweisen lassen, wird in einem zweiten Schritt die räumliche Verteilung der Insektenaktivität modelliert. Damit soll die Schwankung des nutzbaren Sommerlebensraumes durch die Jahrzehnte dokumentiert werden.



3.3.4.3 Operationalisierung

Mehrere Autoren haben versucht, ihre Messungen über die Insektenaktivität und die Meidreaktionen der betroffenen Rentiere in einem statistischen Modell zu beschreiben. Die aktuellste vorliegende Untersuchung stammt dabei von Weladji et al. aus dem Jahre 2003(a). Das dort verwendete Verfahren berücksichtigt die vorangegangenen Verfahren und schätzt die Auswirkung der Insektenaktivität anhand von Wetterauf-

zeichnungen ab. Bei der Überprüfung des Verfahrens an mehreren norwegischen Zuchtbeständen konnte ein Zusammenhang zwischen der Insektenaktivität im Sommer und dem Gewicht der Jungtiere im Herbst nachgewiesen werden (ebd.: 82). Da es sich um ein statistisch abgesichertes Verfahren für norwegische Bestände handelt, soll dieses Verfahren auch für die folgende Analyse Pate stehen.

3.3.4.4 Untersuchung des Insect-Harassment-Index

3.3.4.4.1 Methodik

Die von Weladji et al. (2003a) vorgeschlagene Methode beruht auf der Ermittlung eines *Insect-Harassment-Index* (IHI). Mit dessen Hilfe lässt sich die Aktivität der Insekten quantifizieren. Der IHI besteht aus zwei Komponenten, der Bestimmung von Tagen mit einer Insektenaktivität, die die Rentiere beeinflussen kann (*Potential Harassment Days* (PHD)) und einem Aufschlag für besonders intensive Belästigungsphasen (*Severity* (S)).

Ein PHD wird als ein Sommertag definiert, an dem die Mittagstemperatur (T) größer oder gleich einem Grenzwert (a) ist und der Wind (W) eine Grenzgeschwindigkeit (b) nicht überschreitet (ebd.: 80). Der Zeitraum der Betrachtung (I-J) wird durch die Periode der möglichen Insektenaktivität bestimmt. Sie wird durch den Schlupf der ersten Insekten-generation des Jahres und den ersten Nachfrösten bestimmt. In Norwegen beschränkt sich diese Periode auf die Sommermonate Juli und August (1.7. bis 31.8).

Jeder PHD, an dem die Wolkenbedeckung (C) einen Grenzwert (c) unterschreitet, erhält zusätzlich einen Aufschlag in Form des Intensitätsfaktors S, da die Auswirkungen eines solchen Tages mit erheblicher Insektenaktivität als doppelt so wirksam betrachtet werden, wie die eines Tages mit niedriger oder mittlerer Insektenaktivität (ebd.: 81). Insgesamt berechnet sich der IHI damit nach folgender Formel:

$$IHI = \sum(PHD + S)_{I,J}$$

Von Weladji et al. (2003a: 81) werden für Norwegen die in Tabelle 28 dargestellten Werte vorgeschlagen.

Bei der vorliegenden Untersuchung soll der IHI anhand der meteorologischen Aufzeichnungen aus den Jahren 1960 bis 2005 ermittelt werden. Die Ergebnisse für die einzelnen Jahre müssen dann mit den Daten zur Bestandsentwicklung verglichen werden.

3.3.4.4.2 Daten

Aus den in Kapitel 3.3.3.5.2 bereits dargestellten Gründen werden auch für die Bestimmung des IHI die Messwerte der Wetterstation *Geilo* (810 m o.h.) verwendet. Allerdings muss auch hier zunächst geklärt

Tabelle 28: Grenzwerte für die Bestimmung des Insect-Harassment-Index (IHI) in Norwegen (nach Weladji et al. 2003a: 81)

Parameter	Wert	Methode
a	13 °C	Tagesmittelwert
b	6 m/s	Tagesmittelwert
c	40 %	Tagesmittelwert
I-J	1.7.- 31.8.	Periode der stärksten Insektenaktivität

werden, ob diese Werte beanspruchen können, repräsentativ für das gesamte Gebiet zu sein. Daher wurden die Ausgangswerte der Station *Geilo* auf ihren Gleichklang mit den Werten der anderen Stationen überprüft.

Da die Aktivität der Insekten im Juli und August am stärksten ist, werden diese Monate als Referenzzeitraum empfohlen (Weladji et al. 2003a). Als Messwerte werden die Tagesmittelwerte (*Dognverdier*) für die Zeit vom 1.7. bis 31.8. in der Form verwendet, in der sie vom Norwegischen Meteorologischen Institut über die Plattform e-klima bereit gestellt werden (siehe Tabelle 30).

Um zu überprüfen, ob die Werte der Station *Geilo* ein repräsentatives Bild der Wetterbedingungen in der *Hardangervidda* liefern, wurde die Korrelation der Tagesmittelwerte zwischen dieser und den anderen Stationen im Untersuchungsgebiet berechnet. Als Maß für die Übereinstimmung wurde die Produkt-Moment-Korrelation nach Pearson verwendet. Alle errechneten Werte unterschreiten ein Signifikanzniveau von $p < 0,01$ und sind daher stark signifikant. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tabelle 29 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Korrelation der Temperaturwerte in der Regel über 0,9 liegt und als sehr eng betrachtet werden kann. Die Station *Geilo* kann also die Entwicklung der Tagestemperatur in der *Hardangervidda* sehr gut wiedergeben. Anders liegt der Fall jedoch bei den Windgeschwindigkeiten. Hier zeigt sich eine starke Spannweite von 0,25 bis 0,71. Dies betont die Bedeutung lokaler Gegebenheiten für die Entwicklung der Windgeschwindigkeit. Die Messung der Wolkenbedeckung in *Geilo* hingegen korreliert wiederum eng mit den Werten der anderen Stationen. Insgesamt kann somit festgestellt werden, dass die Station *Geilo* ein gutes Bild über die Temperaturentwicklung und die Wolkenbedeckung des Untersuchungsgebiets gibt, die Windgeschwindigkeiten allerdings schlecht wieder-

gibt. Es stellt sich jedoch die Frage, ob dieser Wert von entscheidender Bedeutung für den IHI ist, denn der Maximalwert von 6 m/s wird an der Messstation *Geilo* lediglich an 43 von 2418 Tagen überschritten. An der am stärksten abweichenden Station *Midtlaeger* könnten 346 aller 2020 gemessenen Tageswerte potentiell zu einer Veränderung des IHI führen. Leider fehlen für die Station *Midtlaeger* die Messungsdaten der Bewölkung über weite Strecken (insbesondere in den 1990ern), so dass eine Bestimmung des IHI für diese Station keine ausreichenden Ergebnisse für einen Vergleich mit der Reproduktionsrate ergeben würde.

Die große Streuung der Korrelation weist darauf hin, dass sich die Windgeschwindigkeit insgesamt sehr heterogen in den einzelnen Teilen des Untersuchungsgebiets entwickelt. Daher kann angenommen werden, dass auch keine der anderen Stationen besser geeignet ist, die Situation einzuschätzen.

Trotz der Einschränkungen aufgrund der geringen Korrelation zwischen den Werten der Windgeschwindigkeit wird die Messreihe der Station *Geilo* als geeignete Datengrundlage für die weiteren Untersuchungen eingestuft.

Nach der Eingangshypothese soll die Insektenaktivität eine direkte Auswirkung auf die Bestandsentwicklung haben. Ein Vergleich des IHI mit dem Herbstgewicht der Kälber, wie im Beispiel von Weladji et al. (2003a), ist in dieser Untersuchung nicht möglich, da die entsprechenden Werte für den Wildbestand fehlen. Als alternative Messgröße steht allerdings der Reproduktionserfolg des Bestands zur Verfügung. Die Datenreihen wurden bereits in Kapitel 3.3.3.5.2 dargestellt und kommen auch bei dieser Untersuchung zum Einsatz.



Tabelle 29: Zusammenfassung der Korrelationsanalyse zwischen den Tagesmittelwerten der Wetterstation Geilo (810 m o.h.) und weiteren Wetterstationen im Untersuchungsgebiet. (TAM = Durchschnittstemperatur, FFM = durchschnittliche Windgeschwindigkeit, NNM = durchschnittliche Wolkenbedeckung, n = Anzahl verwertbarer Messungen, r = Korrelationskoeffizient, alle Werte sind stark signifikant)

Station			TAM		FFM		NNM	
Nr.	Name	m o.h.	n	r	n	r	n	r
24960	GOL - STAKE	542	1488	0,95	1488	0,35	1488	0,84
25730	HAUGASTØL	988	558	0,96	558	0,44	558	0,93
25830	FINSEVATN	1210	235	0,90	239	0,64	0	
25840	FINSE	1224	1395	0,88	1364	0,43	1364	0,78
25900	SLIRÅ	1300	124	0,90	124	0,44	124	0,81
29720	DAGALI LUFTHAVN	850	185	0,97	177	0,71	0	
29770	DAGALI - FAGERLUND	871	1364	0,97	1364	0,63	1364	0,85
29790	DAGALI II	828	929	0,96	992	0,60	992	0,83
31610	MØSSTRAND	948	558	0,95	558	0,47	558	0,87
31620	MØSSTRAND II	977	1512	0,95	1501	0,53	1510	0,84
46510	MIDTLAEGER	1079	1983	0,90	1954	0,25	1488	0,77

3.3.4.4.3 Ergebnisse

Zunächst erfolgt die Bestimmung der PHD als Tage mit TAM $\geq 13^{\circ}\text{C}$ und NN ≤ 6 m/s.

Da die Wolkenbedeckung (NNM) in Achteln gemessen wurden, d. h. in Schritten von 12,5 %, musste der Wert c angepasst werden. Eine Wolkenbedeckung von 40 % entspricht einem NNM-Wert von 3,2, daher wurden Tage mit einer Wolkendecke von weniger als 3,2 als besonders intensiv eingestuft. Jeder PHD mit FFM $\leq 3,2$ wurde mit einem Zuschlag von 1 versehen. So ergab sich für einen PHD ohne S-Faktor ein Wert von 1, für einen Tag mit S-Faktor ein Wert von 2. Anschließend wurden die Tageswerte zu Jahreswerten aufaddiert (siehe Tabelle 31).

Mit Hilfe einer Produkt-Moment-Korrelation wurde der Korrelationskoeffizient (Pearson's r) für den Gleichklang der Schwankungen im IHI und der Reproduktionsrate bestimmt.

Hierzu wurden die Analysewerkzeuge des Softwarepaketes Statistica 6.0 genutzt. Um zu unterscheiden, ob sich der IHI auf die Überlebensrate der Kälber im Sommer oder auf die Fekundität auswirkt, wurden dabei zum einen die Werte aus demselben Jahr verglichen, zum anderen die Werte des IHI aus dem Vorjahr mit dem Reproduktionserfolg aus dem aktuellen Jahr. Um kumulative Wirkungen zu erfassen, wurde auch die Summe des IHI aus dem vorangegangenen Jahr und dem aktuellen Jahr mit den Indikatoren für die Reproduktionsrate verglichen.

Tabelle 30: Liste der ausgewählten Messwerte der meteorologischen Stationen für die Analyse des IHI

Parameter	Kürzel	Maßeinheit
mittlere Tagestemperatur	TAM	$^{\circ}\text{C}$
mittlere Windgeschwindigkeit des Tages	FFM	m/s
Mittlere Wolkenbedeckung des Tages	NNM	8'tel

Tabelle 31: Ergebnisse des Insect-Harassment-Index (IHI) für die Tagesmittelwerte der Wetterstation Geilo

Jahr	IHI	Jahr	IHI	Jahr	IHI
1964		1978	14	1992	3
1965		1979	6	1993	2
1966		1980	16	1994	42
1967	12	1981	7	1995	36
1968	37	1982	38	1996	11
1969	33	1983	38	1997	48
1970	10	1984	25	1998	1
1971	17	1985	6	1999	27
1972	24	1986	12	2000	21
1973	29	1987	9	2001	20
1974	0	1988	9	2002	47
1975	40	1989	20	2003	40
1976	47	1990	18	2004	25
1977	25	1991	29	2005	21

Bei einem Vergleich der Eingangsdaten fällt auf, dass sich der Anteil der Nachkommen am Bestand relativ gleichförmig entwickelt und um einen Anteil von 20 % schwankt. Lediglich in den Jahren 1971 und 1999 ist ein deutlicher Einbruch auf 13,8 bzw. 14 % zu verzeichnen. Wird das Verhältnis der Kälber zur Gruppe der Kühe und Jungtiere betrachtet, fächert sich die Schwankungsbreite deut-

Tabelle 32: Ergebnisse der Korrelationsanalyse der Reproduktionsrate und dem Insect-Harassment-Index (IHI). (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau)

	Anteil Kälber pro Herde			Anteil Kälber pro Kühe und Jungtiere		
	n	r	p	n	r	p
IHI - gleiches Jahr	24	-0,14	0,49	24	0,25	0,23
IHI - Vorjahr	24	-0,03	0,88	24	0,21	0,31
IHI - kumuliert über zwei Jahre	24	-0,11	0,60	24	0,29	0,16

lich auf. Sie schwankt zwischen 30 und 50 %, wobei auch hier das Jahr 1971 mit 22,2 % hervorsticht. Die niedrige Reproduktionsrate im Jahre 1999 zeichnet sich beim Verhältnis von Kälbern zu Kühen und Jungtieren nicht so deutlich ab.

Im Gegensatz zu den moderaten Veränderungen in der Alterspyramide schwingt der IHI im Betrachtungszeitraum erheblich stärker. Dabei lassen sich sowohl Jahre mit keiner nennenswerten Insektenaktivität finden (IHI = 0), als auch Jahre, in denen der größte Teil der Messperiode von insgesamt 61 Tagen durch Insektenaktivität geprägt war (IHI = 47 & 48).

Ein erster visueller Vergleich der Daten zeigt keinen nachvollziehbaren Zusammenhang zwischen den Schwankungen im Anteil der Kälber und dem IHI. Auch die auffälligen Jahre 1971 und 1999 lassen beim IHI keine besonderen Belastungen erkennen. Diese Einschätzung wird durch die Korrelationsanalyse bestätigt. Keine der verglichenen Messreihen korrelieren miteinander (siehe Tabelle 32). Die Werte der Produkt-Moment-Korrelation geben noch nicht einmal den erwarteten Trend eines negativen Zusammenhanges wieder. Keiner der Korrelationskoeffizienten erreicht das Signifikanzniveau einer fünfprozentigen Irrtumswahrscheinlichkeit.

Es muss davon ausgegangen werden, dass der aus den Daten der Wetterstation *Geilo* abgeleitete Index der Insektenaktivität derzeit keinen erheblichen Einfluss auf die verglichenen Werte der Reproduktionsrate des Rentierbestands in der *Hardangervidda* hat.

3.3.4.4 Diskussion

Insgesamt ist als Ergebnis der Analyse festzustellen, dass der erwartete Zusammenhang zwischen Insektenaktivität und Reproduktionserfolg nicht nachgewiesen werden konnte. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse lassen mehrere Deutungen zu:

1. Könnte daraus geschlossen werden, dass die Insektenaktivität der letzten 40 Jahre keinen Einfluss auf den Reprodukti-



onserfolg des Bestands in der *Hardangervidda* hatte. Es lässt sich zum Beispiel darüber spekulieren, ob der Bestand aufgrund von ausreichend vorhandenen Ausweichhabitaten in höheren und damit kühleren Lagen dem negativen Einfluss der Insekten entgegen konnte.

2. Könnte der von Weladji et al. (2003a) gemessene Einfluss des IHI auf das Herbstgewicht der Kälber durch andere Umweltfaktoren relativiert werden, so dass sich der IHI nicht messbar im Fortpflanzungserfolg des Bestands niederschlägt. Schließlich gründet sich die Methodik nicht auf nachgewiesenen Zusammenhängen, sondern lediglich auf der Beobachtung, dass Rentiere durch Insekten in ihrem Verhalten beeinflusst werden. Der Zusammenhang mit dem Reproduktionserfolg beruht vor allem auf Hermeneutik. Darüber hinaus könnten die positiven Effekte eines warmen Sommers, wie z. B. eine größere Biomasseproduktion (Lenart et al. 2002: 669ff), die negativen Effekte ausgleichen. Vergleichende Untersuchungen von Lee et al. 2000 konnten weder für die Sommertemperatur noch für die Sommerniederschläge signifikante Korrelationen mit der Reproduktionsrate nachweisen.

3. Könnte die Methodik oder deren Anwendung nicht geeignet sein, einen Einfluss der Insektenaktivität nachzuweisen. Dabei stellt sich die generelle Frage, ob die Abstraktion

des IHI die Qualität und Quantität der Insektenaktivität korrekt wiedergeben kann. Sowohl die Vernachlässigung der Luftfeuchte als einem der entscheidenden Faktoren für die Insektenaktivität (Mörschel 1999: 590), als auch die kaum begründete Verwendung des S-Faktors lässt hier Raum für Kritik. Eventuell wäre eine feiner gestufte Erfassung des IHI zielführender.

4. Ebenso kritisch muss aber auch das hier vorgestellte Vorgehen beleuchtet werden. Schwachstellen könnten dabei vor allem in der Auswahl der Eingangsdaten liegen. Es bleibt festzustellen, dass die verwendete Wetterstation am Rande des Untersuchungsgebiets liegt. Sie befindet sich mit einer Höhe von 810 m o.h. deutlich unter der Durchschnittshöhe des Plateaus und dem Aufenthaltsort der Rentiere im Sommer. Auch die eingeschränkte Repräsentativität der gemessenen Windverhältnisse könnte sich negativ auf die Verwertbarkeit der Daten ausgewirkt haben. Gleichzeitig bleibt zu hinterfragen, ob die gewählten Kennzahlen des Bestandsaufbaus geeignet sind, den Einfluss der Insektenaktivität zu erfassen. Eventuell werden diese Ergebnisse durch andere Faktoren (z. B. die gestaffelten Abschussquoten) so stark beeinflusst, dass selbst die geballte Kraft von Myriaden von Fliegen und Mücken nicht ausreicht, um sich hier bemerkbar zu machen.

3.3.5 Nahrungskonkurrenz

3.3.5.1 Einleitung

In der Literatur wird der Verdacht geäußert, dass in der *Hardangervidda* vor allem Schafe ein Nahrungskonkurrent auf den Sommerweiden der Rentiere sein könnten (Warren & Mysterud 1995: 40ff). Dies wird darauf zurückgeführt, dass beide Arten im Sommer die gleichen Vegetationsformen zur Nahrungsaufnahme nutzen. Eine Konkurrenzsituation könnte dabei sowohl durch die Reduktion der zur Verfügung stehenden Biomasse als auch durch eine Vergrämungswirkung durch die Schafe selber oder ihrer Ausscheidungen entstehen (Colman et al. 2001: 58ff; Moe & Hjelle 1999: 55ff; Warren & Mysterud 1995: 43f). Trotz intensiver Bemü-

hungen, wie z. B. durch das Forschungsprogramm „Økologiske effekter av sauebeiting i høyyfjellet“ (vgl. Mysterud & Austrheim 2005), ist es bisher nicht gelungen, die Frage zu beantworten, ob und gegebenenfalls welche Konkurrenz für die Rentiere durch Schafbeweidung entsteht. Es bleibt allerdings festzuhalten, dass die Versorgung der Rentiere mit hochwertigem Sommerfutter entscheidend für den Reproduktionserfolg des Bestands ist. Um dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen, sollte bis zur endgültigen Klärung der Frage nach einer möglichen Nahrungskonkurrenz davon ausgegangen werden, dass eine solche Konkurrenz zwischen Schafen und Rentieren besteht.

3.3.5.2 Ziel der Untersuchung

In der vorliegenden Untersuchung kann die Frage nach einer möglichen Nahrungskonkurrenz zwischen Rentieren und Schafen nicht geklärt werden. Da eine solche Konkurrenzsituation allerdings nahe liegt,

soll in dieser Arbeit untersucht werden, wie sich die Nutzung der *Hardangervidda* in Bezug auf die Beweidung mit Schafen in den letzten Jahrzehnten verändert hat und wo sich mögliche Brennpunkte befinden.

3.3.5.3 Operationalisierung

Die Untersuchung der möglichen Nahrungskonkurrenz durch die sommerliche Schafbeweidung soll zwei Fragen klären:

- Wie hat sich der Beweidungsdruck durch Schafe in den letzten Jahrzehnten in der *Hardangervidda* verändert?

- Wo überschneiden sich Schafbeweidung und Sommerlebensraum der Rentiere?

3.3.5.4 Untersuchung zur Veränderung der Schafbeweidung

3.3.5.4.1 Methodik

Da es keine zuverlässigen Daten über die konkrete Zahl der weidenden Schafe in den einzelnen Almregionen des Hochplateaus gibt, kann an dieser Stelle nur der allgemeine Trend untersucht werden. Es wurde bereits dargestellt, welche dramatischen Umwälzungen sich in den letzten 100 Jahren in der Almnutzung in der Region ergeben haben. Im

Folgenden soll diese Entwicklung nochmals betrachtet werden. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Analyse der Zahl an Schafen, die zu verschiedenen Zeitpunkten der letzten 50 Jahre in den Gemeinden in und um die *Hardangervidda* offiziell gemeldet waren.

Grundlage hierfür sind die in der Literatur dokumentierten Daten zur Zahl der Haustiere. Sie wurden ausgewertet und mit-



einander verglichen, um den allgemeinen Trend in der Entwicklung des Beweidungsdruckes durch Schafe in der *Hardangervidda* nachzuvollziehen.

3.3.5.4.2 Daten

Für den Vergleich der Zahl an Schafen in der *Hardangervidda* wurden die Daten der regelmäßig stattfindenden statistischen Erhebungen (*Jordbruks- bzw. Landbruksteljinga*) aus den Jahren 1959, 1979, 1989 und 1999 ausgewertet (SSB 1961, 1983, 1992, 2001). Die aktuellen Zahlen von 1992 bis 2004 wurden aus den Statistiken des norwegischen Institutes für Wald und Landschaft (*Norsk institutt for skog og landskap*) über die Weidenutzung in der *Hardangervidda* zusammengestellt. Das staatliche Forschungsinstitut wurde im Jahre 2006 als Zusammenschluss der landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Forschungseinrichtungen Norwegens (*Norsk institutt for jord- og skogkartlegging - NIJOS* und *Skogforsk*) gegründet und hat neben der Forschung die Aufgabe, Daten zur Landnutzung zu erheben und der Allgemeinheit zur Verfügung zu stellen. Darüber hinaus wurden die Angaben durch historische Daten aus der *Norges offentlige Utredninger* (NOU 1974: 161ff) ergänzt.

3.3.5.4.3 Ergebnisse

Bei der Auswertung der Daten zur Landnutzung aus den Jahren 1949 bis 1999 zeigt sich eine klare Zunahme der Zahl an Schafen in den Gemeinden in und um die *Hardangervidda* (siehe Tabelle 33). Die Zahlen werden nach einem einheitlichen Verfahren erfasst und lassen einen guten Überblick über den realen Trend erwarten. Die statistische Erhebung ist allerdings auf die jeweilige administrative Einheit bezogen und führt alle hier gemeldeten Tiere auf. Eine Eingrenzung auf die Zahl der Tiere, die tatsächlich im Untersuchungsgebiet weiden, ist nicht möglich.

Die Zahlen der staatlichen Statistik zeigen insbesondere zwischen den Jahren 1949, 1959, 1979 und 1989 einen dramatischen Anstieg. Von 1989 bis 1999 fiel die Zahl leicht, was auf einen Rückgang der Bestände in *Ullensvang* und *Eidfjord* zurückzuführen ist. Da die Erhebung nur alle 10 Jahre vorgenommen wird, fehlen bisher weitere Vergleichsdaten aus diesem Jahrhundert.

Die aktuellen Daten zur Zahl der Nutztiere in den Gemeinden in und rund um die *Hardangervidda* stammen vom Institut für Wald und Landschaft (NIJOS). Sie zeigen einen relativ gleich bleibenden Verlauf über den Zeitraum von 1992 bis 2004 (siehe Tabelle 34).

Tabelle 33: Zahl der in den staatlichen Statistiken aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes von 1949 bis 1999 (nach SSB 1961, 1983, 1992, 2001)

Kommune	1949	1959	1979	1989	1999
Hol	4.403	7.465	12.864	14.569	14.768
Nore og Uvdal	3.055	4.832	9.387	12.881	12.909
Tinn	1.176	1.487	3.525	6.378	6.909
Vinje	4.366	5.634	9.518	12.217	11.385
Odda	3.376	4.001	5.111	5.368	5.666
Ullensvang	5.672	5.633	8.989	9.571	7.994
Eidfjord	3.223	3.726	3.510	4.471	3.510
Ulvik	3.280	3.874	4.060	4.842	5.405
Total	28.551	36.652	56.964	70.297	68.546

Tabelle 34: Anzahl der in der Statistik des NIJOS aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebiets von 1992 bis 2004 (nach NIJOS 2006)

Kommune	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Hol	13.501	13.611	14.188	15.309	15.372	14.697	17.376	17.597	17.209	16.732	17.018	10.251	10.355
Nore og Uvdal	10.367	9.864	10.743	11.124	10.924	10.513	9.859	8.997	8.654	8.816	9.349	10.068	9.809
Tinn	5.810	5.788	5.846	6.537	6.165	6.199	4.618	3.704	3.662	4.132	4.066	3.187	2.881
Vinje	12.282	12.237	12.733	17.732	20.502	17.625	19.041	17.727	17.799	18.293	18.866	14.903	17.632
Odda	5.193	4.925	4.174	8.647	8.005	4.947	7.214	8.036	8.833	9.014	10.098	9.196	8.844
Ullensvang	8.828	8.358	8.314	8.417	8.691	5.532	6.331	3.763	3.787	3.931	5.101	5.044	4.924
Eidfjord	2.326	2.131	2.179	9.667	7.487	6.577	6.519	6.894	6.979	6.619	7.932	6.662	6.212
Ulvik	5.209	5.020	5.399	5.573	5.898	5.593	5.578	5.645	5.641	5.683	5.207	5.162	5.171
Total	63.516	61.934	63.576	83.006	83.044	71.683	76.536	72.363	72.564	73.220	77.637	64.473	65.828

Bei den Vergleichsdaten aus dem Jahr 1999 werden in der Erhebung des Instituts für Wald und Landschaft höhere Werte als in der staatlichen Statistik des SSB angegeben. Dies deutet auf unterschiedliche Erhebungsmethoden der beiden Statistiken hin. Sie lassen sich demnach nicht direkt miteinander vergleichen, erlauben allerdings eine Gegenüberstellung der Trendaussagen.

Auch die in der *Norges offentlige Utredninger* (NOU 1974: 162f) dokumentierten Zahlen fußen auf einer anderen Erhebungs-

Tabelle 35: Anzahl der in der NOU aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebiets in den Jahren 1950 und 1972 (nach NOU 1974: 162f)

Kommune	1950	1972
Hol	1.900	5.650
Nore og Uvdal	700	3.870
Tinn	920	1.090
Vinje	9.850	5.700
Odda	-	12.040
Ullensvang og Eidfjord	1.540	5.170
Ulvik	80	855
total	14.990	34.375

methode und sind auf einen kleineren geografischen Raum bezogen. Daher liegen die Zahlen unter den offiziellen Daten. Sie zeigen allerdings für den Zeitraum 1950 bis 1972 einen ähnlichen Zuwachs der Bestände wie in den offiziellen Statistiken des SSB (siehe Tabelle 35).

Der Vergleich der Daten aus den unterschiedlichen Quellen zeigt, dass die Zahl der Schafe in der *Hardangervidda* seit 1949 um mehr als das Doppelte zugenommen hat. Besonders in den ersten drei Jahrzehnten stieg die Zahl rapide an. Mitte der 1990'er Jahre war der Zenit dieses Zuwachses überschritten. Nach einem leichten Rückgang bleibt die Zahl der Tiere auf hohem Niveau. Seit 2002 zeichnet sich wieder eine Phase mit stagnierenden Werten ab.

3.3.5.4.4 Diskussion

Die offiziellen Statistiken zeigen seit 1949 eine starke Zunahme der in der *Hardangervidda* gemeldeten Tiere. Dies entspricht auch der Problemwahrnehmung in der Literatur. Die Zahlen unterscheiden sich allerdings in nicht unerheblichem Maße, da sie z. T. auch Tiere erfassen, die außerhalb der *Hardangervidda* gehalten werden. Es ist daher schwer abzuschätzen, wie viele Tiere in



dieser Zeit auf den Hochflächen der *Hardangervidda* geweidet haben. Warren & Mysterud (1995: 37) machen darauf aufmerksam, dass nicht alle Tiere, die in der *Hardangervidda* weiden, durch die offiziellen Statistiken erfasst werden. Vielfach werden auch Tiere aus anderen Gemeinden auf die *Hardangervidda* in Weidepension gegeben. Im Jahr 1993 lag die Zahl der Tiere in Weidepension bei ca. 2/3 der gemeldeten Tiere. Die tatsächliche Zahl der Tiere, die in der *Hardangervidda* geweidet haben, dürfte demnach deutlich höher liegen. Es ist zu hoffen, dass die Bemühungen zur Dokumentation der Beweidungshistorie in der *Har-*

dangervidda (Mysterud 2005, pers. Kom.) hier bald genauere Informationen bereitstellen können.

Auch wenn sich die Aussageschärfe durch weitere detailliertere Erhebungen noch erhöhen lässt, zeigen die bestehenden Daten schon jetzt eindrucklich, dass die Zahl der Schafe in der Region in den letzten Jahrzehnten erheblich zugenommen hat. Es ist anzunehmen, dass der Großteil dieser Tiere in der *Hardangervidda* gesömmert wird und sich der Beweidungsdruck durch diese Schafe in den Almgebieten des Hochplateaus deutlich verstärkt hat.

3.3.5.5 Untersuchung von Überschneidungen zwischen Schafweiden und Sommerlebensräumen der Rentiere

3.3.5.5.1 Methodik

Seit Anfang dieses Jahrtausends wird die Nutzung der *Hardangervidda* als Weidefläche für Schafe einheitlich dokumentiert. Neben der Zahl der Schafe werden nun auch deren Weidegründe in räumlich feinerer Auflösung erfasst. Da eine Nahrungskonkurrenz mit den Rentieren nur dann von Bedeutung ist, wenn Schafe und Rentiere im Sommer an der gleichen Stelle weiden, sollen die räumlich konkreten Informationen über Lage und Besatz der Weiden mit den Daten über den Sommerlebensraum der Rentiere verglichen werden. Hierdurch sollen die Gebiete identifiziert werden, an denen mögliche Konflikte zwischen der Schafbeweidung und dem Schutz der Rentiere bestehen könnten.

Diese räumliche Analyse erfolgt durch einen einfachen visuellen Vergleich der Daten mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems.

3.3.5.5.2 Daten

Das Institut für Wald und Landschaft (NIJOS) erfasst seit der Jahrtausendwende die Weidestatistik für die *Hardangervidda* in einer so genannten ‚Beitebrukskarte‘. Die Daten enthalten Angaben über die Zahl der Tiere, die Dichte pro km² und die Tierhalter. Sie

werden regionalisiert für einzelne Weidebezirke vorgehalten und ermöglichen einen Überblick über die Zahl der im Sommer auf die Hochweiden der *Hardangervidda* gebrachten Tiere. Die Daten werden über die Webseite der Norwegischen Agrarverwaltung in Form von vektorisierten Geodaten jedermann zur freien Verfügung gestellt (www.skogoglandskap.no).

Als Grundlage für die Darstellung des Sommerlebensraumes der Rentiere wurde auf die kartografische Darstellung der *Norges offentlige Utredninger* aus dem Jahre 1974 zurückgegriffen (NOU 1974). Darüber hinaus wurden die Ergebnisse der GPS-Ortung verwendet, die das Norwegische Institut für Naturforschung (NINA) in den Jahren 2001 und 2002 von einzelnen Rentieren vorgenommen hat. Auch diese Daten werden als digitale Grundlage im Internet angeboten (www.nina.no). Die Position der besenderten Tiere wurde dabei nach der betreffenden Jahreszeit (Frühjahr, Sommer, Jagdzeit, früher Winter, später Winter) zusammengefasst und für die Jahre 2001, 2002 und 2003 (nur Winter) dargestellt.

Beide Informationen zeigen nur in wenigen Bereichen Überlappungen. Dies könnte darauf zurück zu führen sein, dass Rentiere, insbesondere im Sommer, von Jahr zu Jahr

wechselnde Äsungsflächen aufsuchen (Herre 1956: 29) und die Erhebungen aus den Jahren 2001 und 2002 nur einen kleinen Ausschnitt des Lebensraumes darstellen. Gleichzeitig sollte auch darauf hingewiesen werden, dass nur ein sehr geringer Teil der Population mit Sendern ausgestattet wurde. Die Ortungen geben daher nur bedingt Aufschluss über den Aufenthalt der gesamten Population. Strand und Kollegen (2006: 24ff) vermuten allerdings auch, dass sich der Lebensraum der Rentiere in den letzten Jahrzehnten insgesamt nach Süden verlagert hat. Da die Frage nach der korrekten Interpretation der Daten an dieser Stelle nicht abschließend geklärt werden kann, wird in der Untersuchung davon ausgegangen, dass die Tiere auch die Lebensräume noch aktiv nutzten oder nutzen könnten, die im Jahre 1974 erfasst wurden.

3.3.5.5.3 Ergebnisse

Zur Auswertung wurden die Daten über die Weidenutzung mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems analysiert. Zunächst wurde aus den Informationen über die Jahre 2001 und 2002 ein Mittelwert der Anzahl an Schafen pro km² gebildet. Diese Information über die Besatzdichte der Weidegebiete wurde anschließend kartografisch dargestellt. Hierbei wurden Stufen von je 10 Schafen pro km² zur Einteilung benutzt (siehe Abbildung 34). Die meisten Weidegebiete im Osten und der Mitte des Plateaus weisen eine Dichte von weniger als 30 Tieren pro km² auf. Nur im Südwesten erreichte die Besatzstärke bei zwei Gebieten deutlich mehr als das Doppelte dieses Wertes (76,5 und 70 Schafe pro km²).

Ebenfalls wurden die Informationen über den Sommerlebensraum und die GPS-Ortungen kartografisch dargestellt. Es zeigt sich dabei, dass die Tiere im Sommer vor allem den zentralen Teil der *Hardangervidda* nutzen. In den Sommern der Jahre 2001 und 2002 hielten sich die besenderten Rentiere bevorzugt im Süden und im Gebiet um den See *Veivatnet* auf (siehe Abbildung 34). Sie

verlassen dabei z. T. das als Nationalpark geschützte Gebiet.

Der Großteil der von den Rentieren als Sommerlebensraum bevorzugten Bereiche der *Hardangervidda* werden nicht als Schafweiden genutzt. Die Weideflächen umschließen allerdings den Sommerlebensraum der Rentiere fast wie ein Ring, daher finden sich entlang der Ränder mehrere Überlappungen. Insbesondere im Südwesten, wo die Besatzdichte mit Schafen höher liegt, könnten dadurch Konkurrenzsituationen ausgelöst werden. Ebenfalls im Veigtal und rund um den *Harteigen*, um den *Veivatnet*, im Gebiet um den *Sildabunutane* und im Gebiet nordöstlich des *Bjornesfjoren* gibt es größere Überlappungen.

3.3.5.5.4 Diskussion

Die Grenzen des *Hardangervidda* Nationalparks umfassen den Großteil des Sommerlebensraums der Rentierpopulation. Nur im Süden haben die Tiere im Sommer 2001 und 2002 zum Teil den Nationalpark verlassen.

Die unterschiedlichen Daten über den Sommerlebensraum und den Aufenthaltsort der Rentiere machen deutlich, dass sich nicht scharf abgrenzen lässt, welchen Bereich der *Hardangervidda* die Rentiere im Sommer nutzen. Die Daten zeigen aber auch, dass zumindest in den Jahren 2001 und 2002 mehrere Flächen von Schafen und Rentieren gleichermaßen beweidet wurden. Bei geringen Dichten dürften sich dadurch selten Probleme ergeben. Es muss allerdings bedacht werden, dass Schafe deutlich stärker ortsgelassen weiden als Rentiere. So bewirken sie an bestimmten Stellen (z. B. rund um Salzlecksteine) einen erheblichen Verbiss der Vegetation. Auf der anderen Seite muss festgestellt werden, dass ein mäßiger Verbiss der Schafe auch die holzigen Pflanzen zurückdrängt und Gräser und Kräuter fördert (z. B. Austrheim et al. 2007; Austrheim & Eriksson 2001; Bruteig et al 2003; Seldal 1998), also ebensolchen Pflanzen, die die Rentiere im Sommer bevorzugen. Die extensive Nutzung von Weidegründen durch Schafe könnte



daher durchaus auch positive Effekte für die Rentiere haben. Es lässt sich demnach vermuten, dass alleine der überhöhte Besatz mit Schafen Probleme hervorrufen kann.

Die vom Institut für Wald und Landschaft (NIJOS) vorgehaltenen Daten machen es möglich, die Gebiete mit einer besonders hohen Beweidungsdichte zu identifizieren und steuernd einzugreifen.

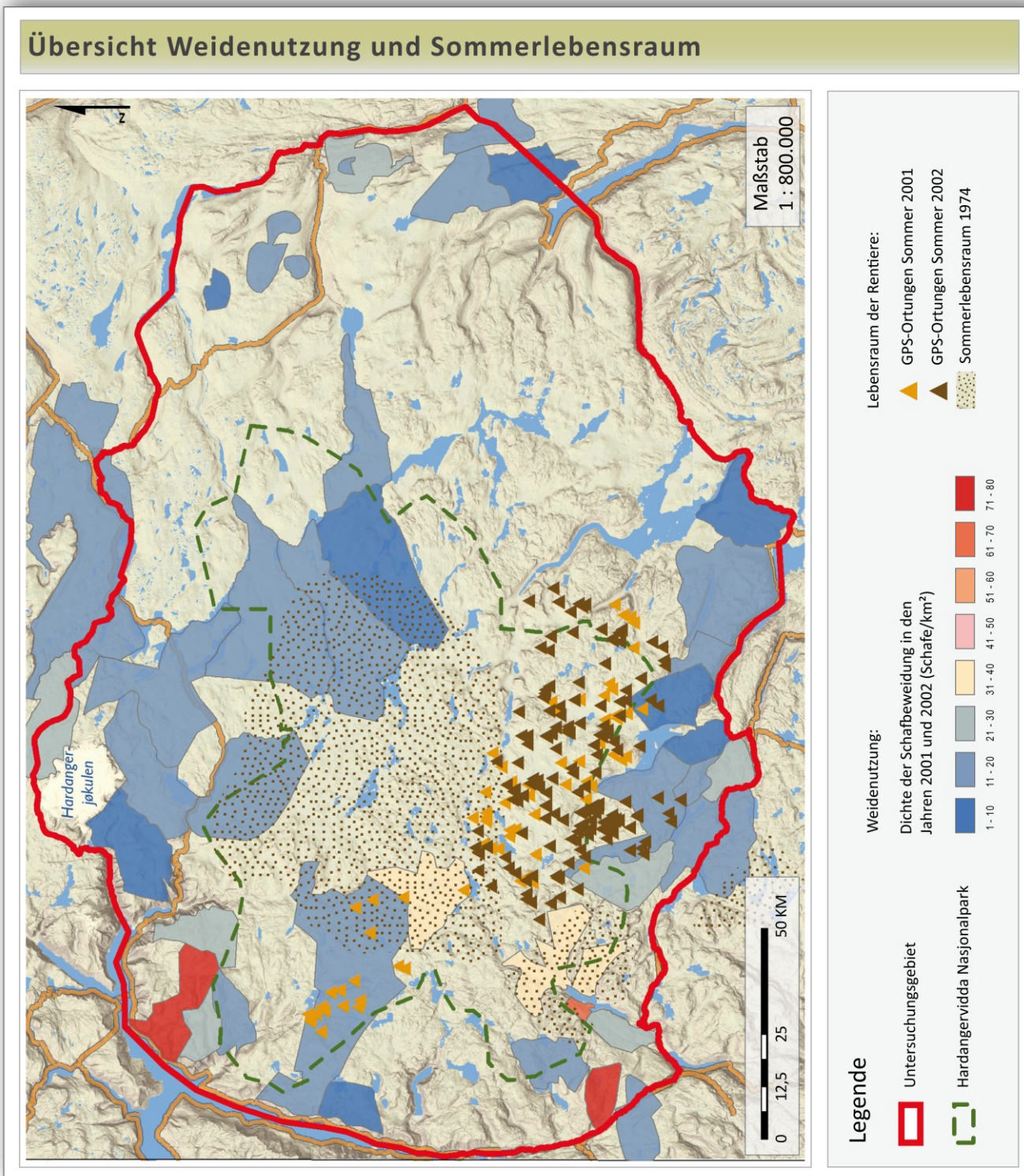


Abbildung 34: Übersicht über die Überlagerung der Schafbeweidung mit dem Sommerlebensraum der Rentiere

3.3.6 Besiedelung

3.3.6.1 Einleitung

Die *Hardangervidda* wird meist als Wildnis wahrgenommen. Bei näherer Betrachtung stellt sie sich aber als historische Kulturlandschaft dar. Eng mit ihrer Nutzung verbunden ist eine, wenn auch spärliche, Besiedelung. Gebäude und Infrastruktur sind die Manifestation der Besiedelung eines Gebietes. Sie sind Ausgangspunkt sowie Rückzugsort des Menschen und bilden die Voraussetzung für die Nutzung einer Landschaft. Sie können daher als Gradmesser für die Besiedelung und den menschlichen Einfluss herangezogen werden.

Auf dieser Grundlage entstand die von der UNEP entwickelte ‚*Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere*‘ (GLOBIO) (vgl. Nellemann et al. 2001b). Ebenso wie die vorliegende Arbeit hatte das Projekt den Ansatz, mit Hilfe von Analysen historischer Entwicklungen Trends der Besiedelung und Intensität der Landnutzung zu identifizieren und daraus die Entwicklung von zukünftigen Veränderungen abzuschätzen. Im Ergebnis wurden auf überregionaler Ebene die zukünftige Infrastrukturentwicklung und die Besiedelung naturnaher Gebiete bis in das Jahr 2050 abgeschätzt. Dabei wurden unterschieden:

- Flächen, die neu besiedelt werden (Verstädterung)
- Flächen, die stark verändert werden (Landnutzungsänderungen)
- Flächen, die zerschnitten werden
- Flächen, die weitestgehend intakte Ökosysteme beherbergen

Da die Methodik insbesondere für die europäische Arktis entwickelt wurde und auch schon Untersuchungen auf regionalem Maßstab vorliegen, schien das Herangehen auch für diese Untersuchung sehr geeignet. Die Methodik beruht auf der Beobachtung, dass

die Zersiedelung natürlicher Gebiete an neue Infrastruktur, d. h. vor allem Straßen, gekoppelt ist (vgl. z. B. Bäck & Jonasson 1998). Um die Veränderung zu erfassen, wird zunächst die Entwicklung, d. h. Aus- und Neubau von Infrastruktur, anhand von historischen Karten erfasst. Für die unterschiedlichen Straßentypen werden dabei durchschnittliche Werte der Besiedlungsdichte und -dynamik bestimmt. Diese Daten werden dann auf die neue Infrastruktur übertragen.

Um diese Methodik auf die *Hardangervidda* anwenden zu können, musste also zunächst die historische Entwicklung der Bautätigkeit und der Infrastruktur erhoben werden. Hierfür wurden für das Gebiet topografische Karten (M 1:50.000) aus den Jahren 1964 bis 2000 ausgewertet. Dabei wurden auf einer Fläche von mehr als 10.000 km² insgesamt 15.081 Hütten und 10.007 km Straßen erfasst.

Bei der Analyse der historischen Veränderungen zeigte sich, dass eine Anwendung der GLOBIO Methodik in ihrer bisherigen Form für das Untersuchungsgebiet kaum geeignet ist. Zwar ist auch in der *Hardangervidda* die Bauaktivität streng an Straßen und Wege gebunden (kaum eine Hütte wird mehr als 200 m von einem Weg entfernt gebaut), aber die Annahme, dass sich dieser Trend in kürzester Zeit vollzieht, konnte für das Gebiet nicht bestätigt werden. Obwohl hier in den letzten 40 Jahren nur wenige Kilometer neuer Straßen gebaut wurden, hat sich die Zahl der Hütten verzweieinhalbfacht. Es stellte sich allerdings nicht nur heraus, dass die Methodik für die spezielle Problemstellung ungeeignet ist, sondern auch, dass die Veränderungen, die in bisherigen GLOBIO-Veröffentlichungen über die Region dargestellt wurden (vgl. Nellemann et al. 2001b), zu meist nicht das Ergebnis realer Veränderungen, sondern das Resultat unterschiedlicher



Datengrundlagen mit verschiedenem Detaillierungsgrad sind (Aschenhoug 2000: 30ff). So fanden in den bisher verwendeten Daten wald- und forstwirtschaftliche Wege, die gerade in den ländlichen Regionen Skandinaviens eine große Rolle bei der Erschließung spielen, erst in den 1970er Jahren Berücksichtigung. Damit entstand der Eindruck einer erheblichen Infrastrukturentwicklung, ohne dass diese tatsächlich stattgefunden hätte (ebd.).

Es lässt sich daraus schließen, dass die Infrastrukturentwicklung kein geeigneter Prädiktor für den Grad der Besiedelung in der *Hardangervidda* ist. Es ist zu vermuten, dass die Entwicklung der Infrastruktur nur auf einem überregionalen Maßstab und bei einer Betrachtung größerer Zeiträume geeignete Aussagen erzeugt. Bei der Betrachtung im regionalen Maßstab und in einer feineren zeitlichen Auflösung müssen andere Indikatoren gefunden werden. Im Folgenden wurde daher der Bau von Gebäuden direkt untersucht.

Bei der Betrachtung der Gebäudestruktur in der *Hardangervidda* muss grundsätzlich zwischen zwei Siedlungstypen unterschieden werden. Zum einen den größeren, ganzjährig genutzten Siedlungen in den tieferen Tallagen (z. B. *Stavali*), zum anderen den verstreuten Alm- und Berghütten des Hochplateaus. Die Behausungen in den höheren Lagen werden meist nur saisonal genutzt. Auch hier zeigen sich deutliche Unterschiede, neben den historischen Almhütten finden sich dort heute auch immer mehr touristisch genutzte Gebäude. Sie unterscheiden sich sowohl in Art und Zeitraum ihrer Nutzung als auch in ihrer Wirkung auf die umliegende Fläche, und eng damit verbunden, in ihrer Wirkung auf den Rentierbestand.

Landwirtschaftlich genutzte Gebäude

Die Hochtäler der *Hardangervidda* werden seit Jahrhunderten als Sommerweiden genutzt. Wie in anderen Hochgebirgen war die traditionelle Landschaft durch eine Weide-

nutzung geprägt, die eng mit der Verarbeitung von Rohmilch zu dauerhaft haltbaren Lebensmitteln verbunden war. Zur Unterbringung der Menschen, als Ort für die Lebensmittelverarbeitung und als Schutz für die Tiere wurden dauerhafte Behausungen errichtet. Diese Almen gehören in der Regel zu einem landwirtschaftlichen Betrieb in den Tallagen. Vielfach finden sich mehrere Almen in unterschiedlichen Entfernungen zum eigentlichen Stammbetrieb und in verschiedenen Höhenlagen⁴⁴. Die Almen wurden entsprechend des saisonalen Futterangebotes zu wechselnden Jahreszeiten genutzt. So gibt es in Südnorwegen Frühjahrs-Almen (*vårseter*), Sommer-Almen (*langseter/ fjellseter*) und Herbst-Almen (*høstseter*) (Daugstad 2005: 2).

Aufgrund der Topografie war der Platz für die Anlage von Frühjahrs- oder Herbst-Almen in der *Hardangervidda* sehr begrenzt, und hier finden sich daher vor allem Sommer-Almen. Sie wurden nur im Hochsommer von Ende Juni bis September oder Oktober bewirtschaftet. Wegen des relativ langen Aufenthaltes und um allen Tätigkeiten Raum zu geben, bestanden diese Almen zumeist aus mehreren soliden Gebäuden.

Hauptaufgabe der Sennerin war das Melken der Tiere und die Verarbeitung der Rohmilch zu Käse und Butter. Je nach Tradition wurde die Milch bis zur Dauer eines Tags gekocht, um einen haltbaren Käse (*brunøst*) zu erzeugen. Aufgrund des Brennstoffbedarfs für die Käserei wurden die meisten Almen in Südnorwegen unterhalb oder unmittelbar an der Waldgrenze (auf 800 bis 900 m) angelegt (Daugstad 2005: 3; vgl. auch Potthoff 2004: 167)⁴⁵. In der *Hardangervidda* waren allerdings auch solche Plätze rar. So finden sich

⁴⁴ So hatte der Hof *Mogen* im Norden des *Møsvatn* bis zu 10 Almbetriebe (Timberlid 2002: 38).

⁴⁵ Durch den ständigen Holzverbrauch und den Verbiss hat die Almwirtschaft nachhaltige Wirkung auf den Wald genommen (siehe Kapitel 3.3.2.4). In den 30'er Jahren des letzten Jahrhunderts wurde daher die Forderung laut, die energieintensive Produktion von *brunøst* zugunsten der 'landschaftsverträglicheren' Butterherstellung aufzugeben (Daugstad 2005: 2f).

hier viele Almen auf der waldfreien Hochebene in einer Höhe von 1.100 bis 1.200 m (Timberlid 2002: 38). Sie stehen zumeist in enger Verbindung mit anderen Nutzungen, wie z. B. dem Fischfang oder den historischen Transport- und Handelsrouten.

Neben der Brennstoffversorgung war auch der Zugang zu Wasser von entscheidender Bedeutung für die Wahl eines Almstandorts. Dabei wurden vor allem fließende Gewässer bevorzugt, denn das Wasser wurde nicht nur als Lebensmittel für Mensch und Tier gebraucht, sondern auch zur Reinigung der Meiereiutensilien und zur Kühlung von Milchprodukten, wie z. B. Saurer Sahne (*røme*) (Daugstad 2005: 2f.). Für die Gebäude selber wurde ein möglichst ebener, trockener und sonniger Platz gesucht. Um die Herde beim Grasensuchen auch von der Alm aus beobachten zu können, wurden Punkte mit einem guten Überblick über die umgebende Landschaft bevorzugt. Gerade in Gebieten mit großen Höhenunterschieden und steilen Hängen konnte auch die Gefahr von Lawinen die Auswahl des Standortes beeinflussen (ebd.).

Die Zahl und Zusammensetzung der Tiere, die auf den Almen gehalten wurden, schwankt regional sowie im Laufe der Jahrhunderte. Potthof (2004: 158ff) macht in diesem Zusammenhang darauf aufmerksam, dass auch die sogenannte ‚traditionelle‘ Almwirtschaft in erheblichem Maße Veränderungen unterworfen war. Im 19. Jahrhundert dominierte die Milchwirtschaft das Almwesen. Auf den Sommerweiden grasten daher vor allem Kühe und in geringen Teilen auch Ziegen. Neben den eigenen Tieren wurden dabei auch Pensionstiere anderer Betriebe aufgenommen. Veränderungen in der landwirtschaftlichen Produktion führten zu einem starken Niedergang der Milchverarbeitung auf den Almen gegen Ende des 19. Jahrhunderts (siehe Kapitel 3.1.2.6). Statt der Ziegen und Milchkühe wurden die Sommerweiden nun nur noch mit freilaufenden Schafen besetzt. Von den mehr als 100.000 norwegischen Almen in der Mitte des 19. Jahrhunderts (Daugstad 2005: 1) wurden im

Jahre 2001 nur noch 1.518 Almen für die Weide von Milchvieh betrieben (Potthof 2004: 158).

Nach dem Niedergang der Milchwirtschaft wurde auch die Beweidung in der *Hardangervidda* auf freilaufende Schafe umgestellt. Diese Praxis erfreut sich immer größerer Beliebtheit, sodass sich in den letzten 50 Jahren die Zahl der Schafe vervielfacht hat. Die Tiere werden gegen Ende Juni mit Transportern auf die Hochflächen gefahren und dort entladen. Den Sommer über bleiben die Tiere weitestgehend unbeaufsichtigt. Lediglich die regelmäßig erneuerten Salzlecksteine verhindern, dass die Tiere sich allzu weit verteilen. Im Herbst werden die Tiere wieder zusammengetrieben und von den Besitzern ins Winterquartier gebracht.

Dieser Wechsel der beweidenden Tierart hat auch direkte und indirekte Auswirkungen auf die Landschaft. Am offensichtlichsten ist der Wandel der Almgebäude und der Nebenanlagen. Auch wenn die Hauptgebäude vielfach zu Feriendomizilen umgebaut und somit erhalten werden, verfallen doch die Nebengebäude, Unterstände und Pferche zunehmend. Doch auch die subtileren Veränderungen werden immer augenscheinlicher. Im Vergleich zu den gehüteten Rindern und Ziegen verursachen die freilaufenden Schafe eine deutliche Veränderung des Fraßdrucks insbesondere bei Baum- und Straucharten (siehe Kapitel 3.3.5). Die geringe Besatzdichte und der ausbleibende Verbiss bewirken eine allmähliche Verbuschung der ehemaligen Almwiesen (vgl. auch Fjellstad & Dramstad 1999). Die Tatsache, dass sich die Waldgrenze nur um wenige Meter in die Höhe bewegt hat, die bewaldete Fläche aber insgesamt um 7 % zugenommen hat, mag als Indiz hierfür gelten (siehe Kapitel 3.3.2.4.4). Weitere Veränderungen, insbesondere auf den Artenreichtum der Almwiesen, lassen sich auch durch ein anderes Fraß- und Kotverhalten der Schafe sowie die unterbundene Zoochorie vermuten (Moe 2004, pers. Kom.). Wurden die Tiere früher noch über mehrere Etappen vom Tal in die Höhenlagen getrieben, so werden sie heute direkt von



den Stallanlagen auf die Hochebene gefahren. Eine Verschleppung von Samenmaterial auf die Almen aus den unteren Höhenlagen entlang der Viehwege ist somit weitgehend ausgeschlossen.

Touristisch genutzte Gebäude

So wie sich die Almwirtschaft aus der Hochfläche zurückgezogen hat, hat im gleichen Zeitraum die Freizeitnutzung in der *Hardangervidda* immer mehr an Boden gut gemacht. Die Lage der Almgebäude an sonnigen Plätzen mit Zugang zu Wasser und Blick in die umgebende Landschaft sowie die vorhandenen Zuwegungen haben diese schnell zum Kern für ausgedehnte Ferienhaussiedlungen werden lassen. Ein Trend, der in ganz Norwegen zu beobachten ist. Der Bau von privaten Ferienhäusern hat in Norwegen während der letzten Jahrzehnte kaum vorstellbare Ausmaße angenommen und die Zahl der Hütten übertrifft inzwischen bei weitem die Anzahl der Einwohner des Landes. Dies führt insbesondere in den Bergregionen zu Konflikten mit anderen Nutzungen sowie dem Schutz dieser Gebiete (Daugstad 2005: 5f).

Da sich die Rentiere von menschlicher Infrastruktur und Behausungen fernhalten, hat dieser Bauboom erhebliche Auswirkungen auf den nutzbaren Lebensraum. Die Vergrämung der Tiere hat dabei unterschiedliche

Ausprägungen. So können Straßen und Wege, die im Sommer als Barriere wirken, im Winter, wenn sie nicht geräumt werden, ohne Probleme gekreuzt werden. Dies gilt allerdings nur, soweit sie nicht von anderen menschlichen Einrichtungen gesäumt werden. Die Entwicklung von Ferienhäusern entlang von Straßen und Wegen kann so schnell eine Barrierewirkung entfalten, obwohl vorher keinerlei Einschränkungen festzustellen waren. Dies gilt umso mehr, als sich die Besiedelung bandartig durch die Landschaft zieht. Schon wenige Häuser mehr können die Wanderungskorridore der Herden effektiv blockieren. Es kommt daher nicht nur auf die Anzahl der Gebäude an, sondern auch ihre Lage spielt eine große Rolle.

Ebenfalls lassen sich bei der Art der Bebauung durchaus unterschiedliche Auswirkungen feststellen. So lässt sich aus eigener Erfahrung berichten, dass etablierte Siedlungen aus einzelnen oder nur wenigen Gebäuden, die nur im Sommer genutzt werden (insbesondere *Sæter*) anscheinend bei Nichtnutzung im Winter und Frühjahr von den Tieren bedingt toleriert werden. Im Gegensatz dazu haben größere Ferienhaussiedlungen mit angeschlossener Erholungsinfrastruktur, wie z. B. Loipen, eine massive Vergrämungswirkung. Untersuchungen von Nellemann et al. (2000: 9ff) belegen, dass die Tier bis in mehrere Kilometer Entfernung von solchen Einrichtungen deutliche Verhaltensänderungen zeigen (siehe Kapitel 3.2.1.2.5).

3.3.6.2 Ziel der Untersuchung

Um die Auswirkungen der Besiedelung in den letzten Jahrzehnten, insbesondere mit Ferienhäusern, genauer bestimmen zu können, reicht es nicht aus, alleine die Anzahl der Gebäude zu betrachten. Es muss eine räumlich konkrete Überprüfung ihrer Lage und räumlichen Wirkung erfolgen. Dabei müssen folgend Aspekte untersucht werden:

- Wie hat sich die Bebauung im Untersuchungsgebiet insgesamt entwickelt?
- Gibt es einen Unterschied der Entwicklung in Abhängigkeit von der Höhenlage?
- Gibt es lokale Schwerpunkte in der Entwicklung?

3.3.6.3 Operationalisierung

Um die allgemeinen Trends in der Entwicklung der Bebauung zu ermitteln, wurde zunächst die Zahl der in den letzten 40 Jahren entstandenen Hütten erfasst und mit der Bebauung der 1960er Jahre verglichen. Neben dem Vergleich der absoluten Zahlen für das gesamte Untersuchungsgebiet sollten die Ergebnisse auch auf weitere Trends untersucht werden.

Da vor allem die höheren Lagen des Gebietes für die Rentiere als Lebensraum von Bedeutung sind, sollte zunächst geklärt werden, wie sich die Bebauung in den unterschiedlichen Höhenstufen entwickelt hat. Gleichzeitig gibt die Untergliederung nach Höhenlagen Hinweise darauf, ob es sich bei den neu entstandenen Gebäuden um Wohnhäuser handelt (meist Gebäude der Tallagen) oder um Hütten und Freizeiteinrichtungen (meist Gebäude an der Waldgrenze und darüber).

Als dritte Frage sollte geklärt werden, ob es lokale Schwerpunkte in der Entwicklung gegeben hat. Von Interesse waren dabei sowohl Unterschiede, die sich durch die naturräumliche Lage und Erreichbarkeit ergaben, als auch durch mögliche lokalpolitische Weichenstellungen. Daher wurden die einzelnen Gemeinden in ihrer Entwicklung einander gegenübergestellt. Insgesamt sollten in der Untersuchung folgende Fragen geklärt werden:

- Wie wirkt sich die Bebauung auf das Untersuchungsgebiet im Allgemeinen aus?
- Welche Beeinträchtigungen ergeben sich daraus für besonders sensible Rentierlebensräume?
- Wie wirken sich die Baugebiete auf die Migration der Tiere aus?

3.3.6.4 Untersuchung der Wirkung der Bebauung auf das Untersuchungsgebiet

3.3.6.4.1 Methodik

Um die Wirkung der zunehmenden Bebauung auf das Untersuchungsgebiet zu erfassen, wurde ihre Ausbreitung in der historischen Entwicklung analysiert. Zunächst wurde die jeweilige Beeinträchtigung durch die Bebauung für jeden Zeitschnitt ermittelt. Im Anschluss wurde die Veränderung zwischen den Zeitschnitten ausgewertet. Als Grundlage für die Beurteilung der Beeinträchtigung wurde die Vergrämungswirkung von Gebäuden auf Rentiere verwendet (siehe Kapitel 3.2.1.2.5). Diese Wirkung der Bebauung auf die Rentiere schwächt sich mit zunehmender Distanz ab. Die vorliegenden Untersuchungen (z. B. Vistnes et al. 2001; Nellemann et al. 2000, 2001a; Reimers et al. 2000; Reimers & Colman 2003; REIN-Prosjek-

ted 2002; Wolfe et al. 2000) definieren verschiedene Wirkungsbereiche der Bebauung, die zum Teil auch in Abhängigkeit vom Ausbaugrad bzw. der Größe der Anlagen stehen. Aus diesen Ergebnissen wurden Mittelwerte gebildet, die für die weitere Untersuchung in diesem Rahmen Verwendung finden sollen (siehe Tabelle 36).

Mit Hilfe eines Geografischen Informationssystems wurden für jedes Gebäude die Flächen ermittelt, die innerhalb der in Tabelle 36 genannten Distanzen liegen und zu Flächen mit unterschiedlichen Beeinträchtigungsgraden zusammengefasst. Die Gesamtfläche dieser Puffer wurde für jeden Zeitschnitt ermittelt und diese dann miteinander verglichen.



Tabelle 36: In der Untersuchung verwendete Distanzen (nach Vistnes et al. 2001; Nellemann et al. 2000, 2001a; Reimers et al. 2000; Reimers & Colman 2003; REIN-Prosjekted 2002; Wolfe et al. 2000)

Entfernung	Wirkung
0- 300 m	Unmittelbare Fluchtdistanz
300 – 2.500 m	Sehr starke Meidung des Gebietes
2.500 – 5.000 m	Meidung des Gebietes vor allem durch Kühe und Kälber
5.000 – 10.000 m	Verhaltensänderungen und leichte Meidungswirkung
> 10.000 m	Keine Wirkung

3.3.6.4.2 Daten

In Norwegen stehen zwar detaillierte Informationen über die Siedlungsentwicklung zur Verfügung, diese werden allerdings von kommerziellen Anbietern vertrieben. Die Kosten für den Zugang waren im Rahmen dieser Arbeit nicht aufzubringen. Daher musste ein anderer Weg gefunden werden, die räumliche Verteilung der Siedlungsentwicklung im Untersuchungsgebiet abzuschätzen. Da als Ergebnis die Dokumentation der Veränderung der Besiedelung seit 1965 stehen sollte, wurden zunächst die Erreichbarkeit und die Aktualität verschiedener topografischer Karten überprüft. Es stellte sich bald heraus, dass die Datenlage sehr heterogen ist. Die *Hardangervidda* wurde als periphere Region bei der Vermessung und Erstellung von Kartenmaterial immer stiefmütterlich behandelt. Zusätzlich hat die

unterschiedliche Verwaltungszuständigkeit dazu geführt, dass die Daten zum Teil zu sehr unterschiedlichen Zeitpunkten erstellt wurden. Nach Sichtung der Daten erschien die Überprüfung der Lage einzelner Gebäude mit Hilfe der landesweit vorliegenden topografischen Karten im Maßstab 1:50.000 am vielversprechendsten. Die Lücken in dieser Erhebung wurden anschließend durch eine Auswertung von CORONA-Satellitenbildern ergänzt.

Bei der Beschaffung der topografischen Karten waren viele Personen und Institutionen behilflich, ohne deren Einwilligung die hier vorliegenden Analysen nicht möglich gewesen wären. Die verschiedenen Quellen der Kartengrundlagen sind in Tabelle 37 dargestellt.

Tabelle 37: In der Untersuchung verwendete Kartenserien mit ihren Quellen und der Art der Auswertung

Kartenserie	Stand der ausgewerteten Karten	Eigentümer	Art der Auswertung
AMS	1952	Forschungsstation Finse; Prof. Dagfinn Moe	Digitalisierung der analogen Karten
M711	1. Auflage (1965-1968) 2. Auflage (1965-1982) 3. Auflage (1982-2000)	Stiftung Preußischer Kulturbesitz; Prof. John Birks; Prof. Dagfinn Moe	Digitalisierung der gescannten Karten
N50	2000	Universität i Bergen	Übernahme der digitalen Daten

Insgesamt wurden 5 Kartenblätter analog und 23 Kartenblätter digital erfasst (siehe Abbildung 35). Um die Daten im GIS weiterverarbeiten zu können, wurden die Kartenblätter, wenn möglich, eingescannt, georektifiziert und on-screen digitalisiert. Die vorhandenen Teile der AMS-Serie konnten nur vor Ort ausgewertet werden und wurden von der analogen Karte direkt ins GIS übertragen. Die digitalen Daten der N50 wurden von der Universität in Bergen für diese Arbeit im Rahmen einer allgemeinen Nutzungserlaubnis für Forschung und Lehre als Shape-Dateien zur Verfügung gestellt. Die verschie-

denen Kartenblätter wurden systematisch nach den dort verzeichneten Gebäuden durchsucht und diese in Form eines Punkthemas als Esri-Shape erfasst. Um die Datengrundlage für das Jahr 1965 zu vereinheitlichen, wurde in den Teilen des Untersuchungsgebietes, in denen keine Karten aus diesem Jahr vorlagen, die vorhandenen CORONA-Satellitenbilder ausgewertet (siehe Kapitel 3.3.2.4.3). Diese Daten wurden mit den digitalen Daten der N50 verglichen und die Veränderung für die einzelnen Gemeinden und das Gesamtgebiet ausgewertet.

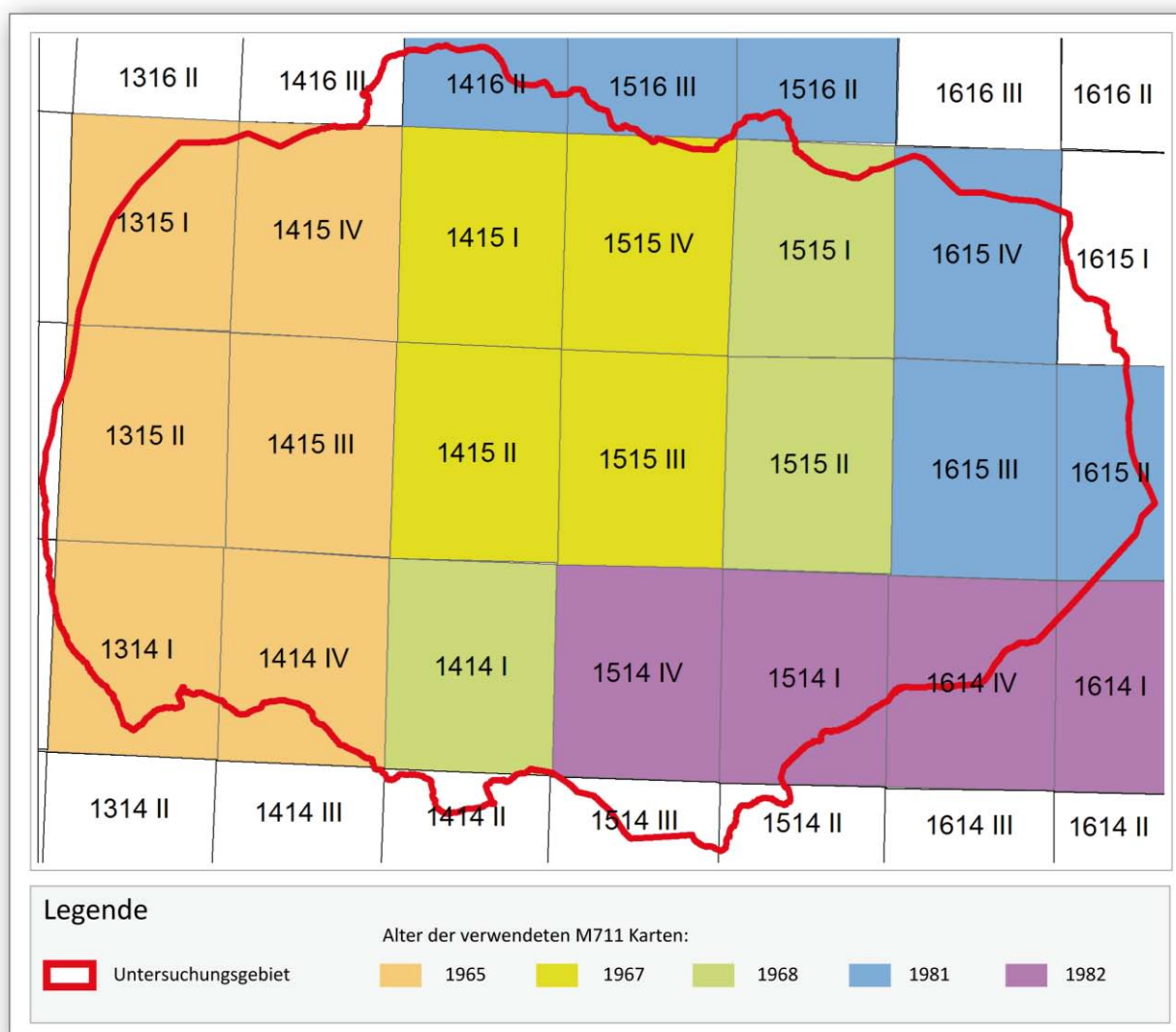


Abbildung 35: Blattschnitt und Stand der vorhandenen Kartenblätter



Exkurs - Topografische Karten in Norwegen

Die norwegische Landesvermessung war bei der Kartenerstellung lange Zeit auf die Ergebnisse und die Hilfe ausländischer Kartografen angewiesen. Eine der ersten topografischen Karten, die das Land auf einem Maßstab unter 1 : 100.000 auf gleicher Basis darstellten, wurden von den deutschen Besatzungstruppen erstellt. Diese Karten sind heute nicht mehr im Umlauf und auch in den historischen Archiven nur in Teilen vorhanden.

Nach dem Krieg wurde die Landesfläche durch den American Military Service neu aufgenommen und die Karten überarbeitet. So wurde ab dem Jahr 1952 mit der AMS-Serie für Norwegen erstmals eine flächen-deckende Kartierung des Landes im Maßstab 1 : 50.000 vorgelegt. Die Karten basieren auf dem European Datum 1950 (ED50). Diese baut in Norwegen aufgrund der erheblichen Höhendifferenzen auf einem landesspezifischen Haupthöhennetz auf. Auch diese Karten finden sich nur noch in Teilen in Archiven.

Die AMS-Serie bildet die Grundlage für alle weiteren topografischen Karten des Landes. Sie wurde schon ab Mitte der 1950'er Jahre überarbeitet und seit dem Jahr 1955 als Kartenserie M711 erstmals als offizielles Kartenwerk Norwegens vom Norwegischen Vermessungsamt (Statens Kartverk) unter Beihilfe des Britischen Kartografischen Dienstes herausgegeben. Die Karte wurde in den letzten Jahrzehnten mehrfach überarbeitet und im Jahre 2000 als Datensatz N50 in Form von digitalen Vektordaten veröffentlicht. Im Rahmen der Digitalisierung wurde das Kartenwerk auch auf das internationale Datum ETRS89 umgestellt. Bei der automatisierten Umrechnung des landesspezifischen Haupthöhennetzes in das internationale Datum kommt es aufgrund des starken Reliefs zu horizontalen Verschiebungen um bis zu 200m. Diese Verzerrungen werden erst nach und nach bei der Aktualisierung der Karten korrigiert und müssen bei einem Vergleich der Karten immer Berücksichtigung finden.

3.3.6.4.3 Ergebnisse

Die Auswertung der Karten zeigt, dass in der *Hardangervidda* auf den 9.947 km² des Untersuchungsgebietes in den 1960er Jahren des letzten Jahrhunderts 6.936 Gebäude bestanden. Im Jahre 2000 war die Zahl auf 14.531 angewachsen (siehe Tabelle 45). Damit hat sich die Zahl der Gebäude in den letzten 40 Jahren mehr als verdoppelt. In dieser Zeit wurden in der *Hardangervidda* mehr Gebäude neu gebaut, als zu Beginn des Erhebungszeitraumes dort zu finden waren.

Die *Hardangervidda* ist seit jeher durch menschliche Aktivität geprägt. Schon in den 1960er Jahren waren im Untersuchungsgebiet nur noch 0,1 % der Fläche mehr als 10 km vom nächsten Gebäude entfernt. Nur wenig mehr als ein Fünftel des Untersu-

chungsgebietes wies damals Flächen auf, die 5 bis 10 km von Bauwerken entfernt lagen (siehe Abbildung 36). Der Großteil der Region lag im mittelbaren (300 bis 2.500 m) und unmittelbaren Einflussbereich (0 bis 300 m) menschlicher Behausungen. Durch die Bauaktivität hat dieser Bereich in den letzten 40 Jahren an Bedeutung gewonnen. Heute findet sich in der *Hardangervidda* nur ein verschwindend geringer Bereich, in dem von leichten Störungswirkungen ausgegangen werden kann. Gebiete mit geringer menschlicher Beeinflussung sind in den letzten vierzig Jahren fast vollständig verschwunden. Aber auch die Bereiche in 5 bis 2,5 km Entfernung zum nächsten Gebäude haben erheblich an Fläche verloren. Ihr Anteil am Untersuchungsgebiet ist in den letzten 40 Jahren von 21 % auf 13 % geschrumpft.

Dahingegen haben die Gebiete mit starker Beeinträchtigung (300 bis 2.500 m) mit einem Zuwachs um 7 % deutlich an Raumanteilen gewonnen. Flächen, die mehr als

10 km vom nächsten Gebäude entfernt sind, gab es im Untersuchungsgebiet im Jahr 2000 keine mehr.

Tabelle 38: Unterschiede in der Entwicklung des Gebäudebestands einzelner Gemeinden

Fylke	Kommune	Anzahl Gebäude		Differenz	
		1965	2000	Anzahl	%
Hordaland	Ulvik	0	2	2	200
	Eidfjord	611	1.332	721	118
	Ullensvang	867	1170	303	35
	Odda	712	1.547	835	117
Telemark	Tinn	1.606	2.894	1.288	80
	Vinje	919	2.130	1.211	132
Buskerud	Hol	618	1.781	1.163	188
	Nore og Uvdal	1.603	3.675	2.072	129
Gesamt		6.936	14.531	7.595	110

Tabelle 39: Veränderung der Beeinträchtigung durch den Gebäudebestand (* prozentualer Anteil der beeinflussten Fläche an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets)

Radius vom Gebäude (m)	1960		2000		Veränderung 1960-2000	
	km ²	%*	km ²	%*	km ²	%*
0 - 300	677	7	1.007	10	-330	3
300 - 2.500	6.893	69	7.578	76	-684	7
2.500 - 5.000	2.090	21	1.329	13	761	-8
5.000 - 10.000	273	3	33	0,3	240	-2
>10.000	13	0,1	0	0,0	13	-0,1

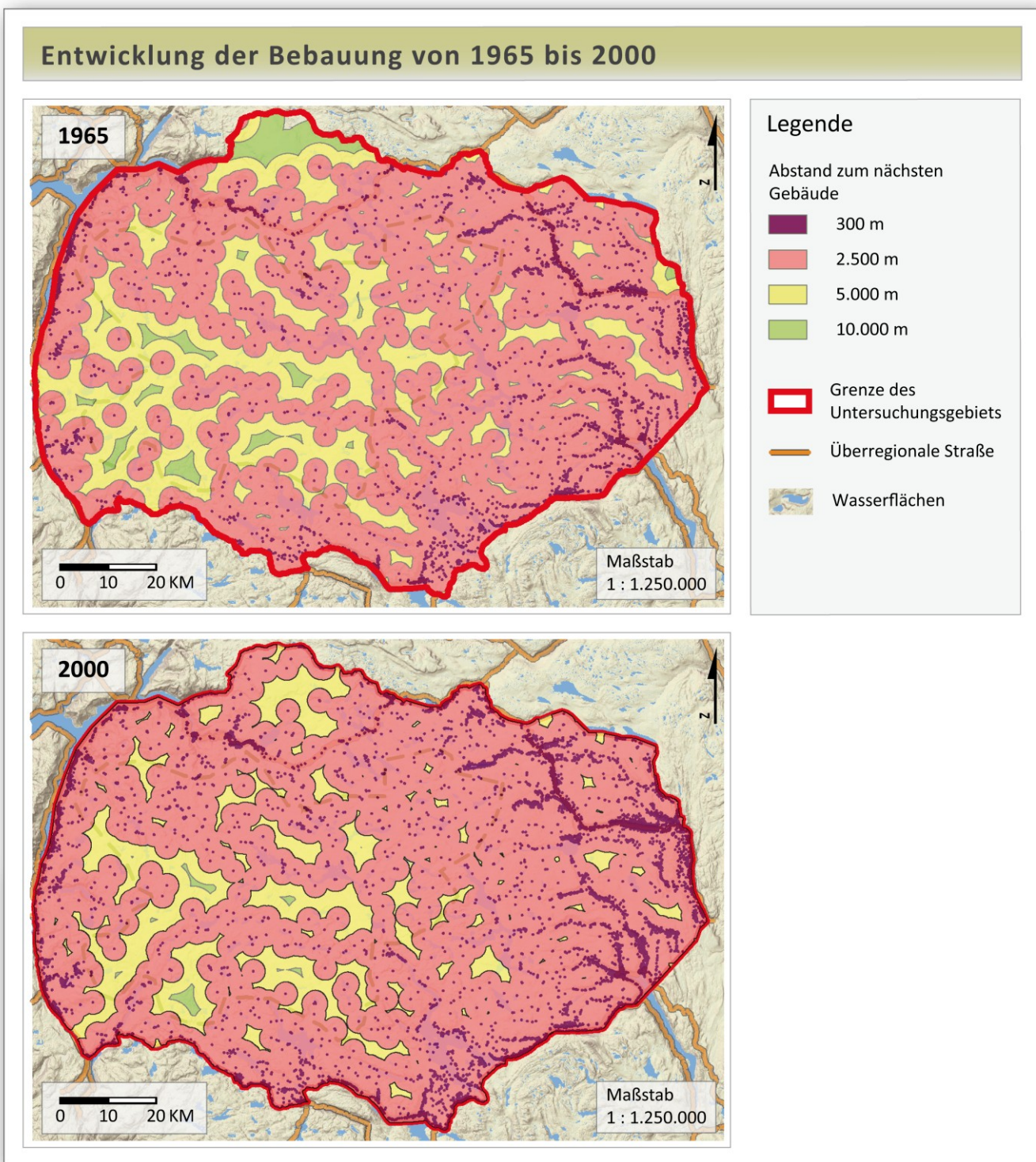


Abbildung 36: Entwicklung der Bebauung und ihrer Vergrämungswirkung von 1965 bis 2000

3.3.6.4 Diskussion

Der Rentierbestand in der *Hardangervidda* musste seit jeher mit starker menschlicher Präsenz leben (vgl. Kapitel 3.1.2.5). In den letzten 40 Jahren hat sich dieses Bild allerdings erheblich gewandelt. Die *Hardangervidda* hat einen wahren Bauboom erlebt, durch den sich die Zahl der Gebäude mehr als verdoppelt hat. Die meisten Neubauten sind dabei in einer Höhenlage von 600 bis 1.000 Metern entstanden. Diese Tatsache und die Größe der Gebäude sowie die Vermerke der Karten zeigen, dass es sich dabei meist um Berghütten und touristische Einrichtungen handelt.

Wie ein Vergleich der hier ausgewerteten historischen Karten mit den älteren Daten der AMS-Serie zeigt, hat dieser Bauboom bereits in den 1950'er Jahren begonnen. Schon zu Beginn der ausgewerteten Zeitreihe gibt es keine unbeeinflussten Flächen im Untersuchungsgebiet mehr (siehe Abbildung

36). Das Maß der damaligen Beeinträchtigung hat allerdings der Vitalität des Bestands nicht merklich geschadet, wie die Bestandsexplosionen in den 1960er und 1970er Jahren zeigen. Durch die enorme Bauaktivität hat in den letzten Jahrzehnten die Beeinträchtigung der potentiellen Rentierlebensräume erheblich zugenommen. Flächen, die 5 bis 10 km vom nächsten Gebäude entfernt liegen (Verhaltensänderungen und leichte Meidungswirkung) sind im gesamten Untersuchungsgebiet fast vollständig verschwunden. Auch der Anteil an gering beeinflussten Gebieten ist erheblich geschrumpft. Diese Flächen sind meist in die nächste Kategorie gerutscht und liegen nun kaum noch 300 bis 2.500 m vom nächsten Gebäude entfernt. Es ist zu vermuten, dass diese massive Veränderung des Lebensraumes negative Auswirkungen auf die Tragfähigkeit des Gebietes hat.

3.3.6.5 Untersuchung der Beeinträchtigung besonders sensibler Rentierlebensräume durch die Bebauung

3.3.6.5.1 Methodik

Im nächsten Schritt sollte die Wirkung auf Gebiete mit besonderer Bedeutung für die Rentiere untersucht werden. Dazu wurde die Veränderung der Beeinträchtigungen in den Gebieten in Augenschein genommen, die als Flächen mit besonderer Bedeutung für den Bestand dokumentiert wurden. Wie in der vorangegangenen Analyse wurden die historischen Veränderungen untersucht und der Grad der Beeinträchtigung durch die Bebauung in den verschiedenen Zeitschnitten verglichen.

stand in der *Hardangervidda* gegenübergestellt. Da die Analyse die historische Entwicklung inklusive möglicher Lebensraumverluste dokumentieren sollte, wurde für die Untersuchung auf die ältesten vorliegenden Informationen über die durch Rentiere genutzte Fläche zurückgegriffen. Da in der vorliegenden Literatur kein älteres Kartenmaterial zu finden war, musste hierfür auf die Darstellung des Rentierlebensraumes aus der *Norges Offentlige Utredninger* aus dem Jahre 1974 zurück gegriffen werden (siehe Kapitel 3.3.5.5.2).

3.3.6.5.2 Daten

Die Daten über die durch die Bebauung beeinflusste Fläche und den Umfang der Beeinträchtigung wurden aus der vorangegangenen Analyse übernommen. Diesen Daten wurden die Informationen über Flächen mit besonderer Bedeutung für den Rentierbe-

stand in der *Hardangervidda* gegenübergestellt. Da die Analyse die historische Entwicklung inklusive möglicher Lebensraumverluste dokumentieren sollte, wurde für die Untersuchung auf die ältesten vorliegenden Informationen über die durch Rentiere genutzte Fläche zurückgegriffen. Da in der vorliegenden Literatur kein älteres Kartenmaterial zu finden war, musste hierfür auf die Darstellung des Rentierlebensraumes aus der *Norges Offentlige Utredninger* aus dem Jahre 1974 zurück gegriffen werden (siehe Kapitel 3.3.5.5.2).

Da es sich bei der Quelle nicht um eine rein wissenschaftliche Arbeit handelt, bleibt offen, wie die Abgrenzung zustande kam und welchen Zeitpunkt sie genau darstellt. Ebenso legt der Maßstab der Darstellung und die Natur des Themas nahe, dass es sich lediglich um eine bereichsscharfe Darstellung handeln kann. Trotz all dieser Einschränkungen bleibt allerdings festzuhalten, dass diese Information die einzige konkrete Darstellung ihrer Art



ist. Lediglich in den letzten Jahren sind aufgrund von GPS-Messungen zuverlässigere Informationen über den Aktionsraum der Rentiere in der *Hardangervidda* entstanden (siehe Kapitel 3.3.5.5.2), welche für eine historische Auswertung nur eingeschränkt nutzbar sind. Bei der Interpretation der Ergebnisse dieses Vergleiches muss also besondere Vorsicht angewendet werden.

3.3.6.5.3 Ergebnisse

Bei der Auswertung der Störungsintensität in den Bereichen mit besonderer Bedeutung für den Rentierbestand zeigt sich, dass die Kalbungsgebiete und der Sommerlebensraum deutlich mehr gering beeinträchtigte Flächen aufweist als das Untersuchungsgebiet im Allgemeinen. Im Winterlebensraum sind die gering beeinträchtigten Flächen hin-

gegen geringer vertreten als im Vergleich zum gesamten Untersuchungsgebiet (siehe Tabelle 40).

Die Betrachtung der Veränderungen in der Beeinträchtigung zeigt in den Winterlebensräumen die geringsten Verschiebungen. Die deutlichsten Veränderungen gab es im Sommerlebensraum. Hier sind heute insgesamt 12 % der Flächen einer stärkeren Beeinflussung ausgesetzt als vor 40 Jahren. In den Kalbungsgebieten liegt dieser Anteil bei 7 %.

3.3.6.5.4 Diskussion

Für die Erfassung der Gebäude und die Erhebung der Beeinträchtigung des Lebensraumes wurden Daten aus verschiedenen Jahrzehnten verglichen. Durch die Ungleichzeitigkeit der Daten und insbesondere durch

Tabelle 40: Veränderung der Beeinträchtigung besonders sensibler Lebensräume (* prozentualer Anteil der beeinflussten Fläche an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes)

Kalbungsgebiete

Entfernung von den Gebäuden	1965		2000		Veränderung 1965-2000	
	km ²	%*	km ²	%*	km ²	%*
0 – 300 m	10	2	15	3	-5	1
300 - 2.500 m	364	61	400	68	-36	6
2.500 - 5.000 m	198	33	167	28	31	-5
5.000 - 10.000 m	21	4	11	2	10	-2

Sommerhabitat

Entfernung von den Gebäuden	1965		2000		Veränderung 1965-2000	
	km ²	%*	km ²	%*	km ²	%*
0 – 300 m	36	2	52	3	-16	1
300 - 2.500 m	990	52	1.206	64	-216	11
2.500 - 5.000 m	649	34	466	25	183	-10
5.000 - 10.000 m	76	4	27	1	49	-3

Winterhabitat

Entfernung von den Gebäuden	1965		2000		Veränderung 1965-2000	
	km ²	%*	km ²	%*	km ²	%*
0 – 300 m	133	6	194	8	-61	3
300 - 2.500 m	1.732	76	1.804	79	-72	3
2.500 - 5.000 m	212	9	98	4	115	-5
5.000 - 10.000 m	19	1	0	0	19	-1

die mangelnde Information über die Ausdehnung des Rentierlebensraums vor 1974 können bei der Untersuchung Verzerrungen des Ergebnisses auftreten. Mögliche Lebensraumverluste vor 1974 konnten hier nicht beurteilt werden. Die Resultate dieser Auswertung müssen daher mit der gebotenen Vorsicht interpretiert werden. Die tatsächlichen Verluste dürften allerdings eher über als unter den hier ermittelten Werten liegen.

Bei einem Vergleich der Intensität der Beeinflussung von Flächen mit besonderer Bedeutung für die Rentiere fällt auf, dass im Sommerhabitat und in den Kalbungsgebieten der Anteil der schwächer beeinflussten Gebiete seit jeher höher liegt als ihr Anteil im gesamten Untersuchungsgebiet. Dies scheint die Annahme zu bestätigen, dass die Tiere in diesen Phasen möglichst unbeeinflusste Gebiete bevorzugen. Im Winter hingegen erscheint die Toleranz gegenüber Gebäuden wesentlich größer. Dies spiegelt sicherlich auch die Tatsache wider, dass die meisten abgelegenen Hütten im Winter nicht genutzt werden und unter der üblicherweise 1 bis 3 Meter hohen Schneedecke nicht mehr als solche zu erkennen sind. Es liegt in der Natur der Darstellung, dass eine genaue Betrachtung des Verhaltens der Tiere im gewählten Maßstab nicht möglich ist. Daher lässt sich aus den Daten nicht ableiten, ob die Tiere das unmittelbare Umfeld der Hütten 0 bis 300 m tatsächlich nutzen. Der Anteil von 2 % dieser Fläche im Winterlebensraum könnte daher auch auf diese Ungenauigkeit zurückzuführen sein. Es bleibt allerdings festzuhalten, dass auch hier der Anteil der intensiv gestörten Fläche deutlich unter dem Durchschnittswert des Untersuchungsgebiets liegt.

Die Winterhabitate der Rentiere haben die geringsten Veränderungen in der Intensität zu verzeichnen. Am deutlichsten hingegen hat sich die Lage im Sommerlebensraum verschlechtert. Hier kam es zu einer deutlichen Verschiebung von gering beeinträchtigten Flächen zu Flächen mit einer mittleren Beeinträchtigung (+10 %). Dieser Wert liegt dabei auch deutlich über dem allgemeinen Trend im Untersuchungsgebiet (+ 8 %).

Der Anteil gering beeinflusster Flächen ist dort, wo die Tiere ihren Nachwuchs zur Welt bringen, mit 28 % mehr als doppelt so hoch wie im Durchschnitt des Untersuchungsgebiets. Dies zeigt, welche Bedeutung die Abgeschiedenheit für diese Phase des Jahreszyklus der Tiere hat. Zwar haben sich hier nur auf 6 % der Fläche Intensivierungen der Beeinträchtigung ergeben, aufgrund dieser Sensibilität ist dies allerdings als besonders problematisch zu bewerten. Die Ferienhaus-siedlungen werden in der *Hardangervidda* vor allem im Sommer und in den Skiferien genutzt. Traditionell liegt der Höhepunkt der Wintersaison in Norwegen in den Osterferien. Zur gleichen Zeit wandern die Rentiere in die Kalbungsgebiete, um ihren Nachwuchs zur Welt zu bringen. Diese zeitliche Koinzidenz ist besonders problematisch, da sowohl die Skitouristen, als auch die Rentiere in dieser Jahreszeit die geschützten Lagen an der Baumgrenze bevorzugen. Zusätzlich ziehen die Ferienhaussiedlungen andere Probleme in diesen Gebieten nach sich (Erholungsinfrastruktur, geräumte Straße, erhöhtes Verkehrsaufkommen insbesondere von Snowscooter etc.).



3.3.6.6 Untersuchung der Wirkung von Baugebieten auf die Migrationsrouten der Rentiere

3.3.6.6.1 Methodik

Neben der Wirkung auf die saisonalen Lebensräume können Infrastruktureinrichtungen und Gebäude auch die Wanderwege der Rentiere stark beeinflussen. Vor allem bei bandartiger Siedlungsentwicklung und an topografischen Zwangspunkten (z. B. Landbrücken, Talengen etc.) können schon wenige Gebäude die Migration der Tiere unterbinden. Durch die Blockade von Wanderrouten können größere Bereiche ihre Bedeutung als funktionaler Lebensraum verlieren, ohne dass ein unmittelbarer Einfluss auf diese Flächen nachweisbar wäre. Daher sollte in einer weiteren Untersuchung die Wirkung der Bebauung auf die Migrationsrouten abgeschätzt werden.

Hierzu wurden der Literatur Aussagen über die Migrationsrouten der Rentiere entnommen und mit den Informationen über die Veränderungen in der Beeinträchtigungsintensität auf diesen Routen verglichen. Da davon ausgegangen wurde, dass die in der Literatur eingezeichneten Wanderrouten keine präzisen Strecken wiedergeben, sondern nur grobe Bereiche darstellen, wurde die linienhafte Darstellung zunächst durch Flächen ersetzt. Dafür wurde um die dargestellten Pfeile und Linien ein Bereich im Abstand von jeweils 1 km zu beiden Seiten berücksichtigt. Im nächsten Schritt wurde der Anteil der Fläche bestimmt, auf dem sich eine Veränderung der Beeinträchtigung durch die Bauaktivität zwischen den Jahren 1960 und 2000 ergeben hat.

Um die lokale Differenzierung der Veränderungen verdeutlichen zu können und damit die Auswirkung auf die Wanderungsbewegungen besser einschätzen zu können, wurden die Veränderungen der Beeinträchtigung in drei Kategorien klassifiziert (siehe Tabelle 41).

Tabelle 41: Bewertungsstufen für die Veränderung der Beeinträchtigungsintensität von Flächen durch Bauaktivitäten im Untersuchungszeitraum

Klassen	Stufe	Bewertung
< 5 %	1	keine Veränderung
5 – 15 %	2	schwache Veränderung
> 15 %	3	starke Veränderung

3.3.6.6.2 Daten

Als Grundlage für die Untersuchung wurde wiederum auf die Informationen der *Norges offentlige Utredninger* zurückgegriffen (NOU 1974). In der Karte der Lebensräume findet sich hier auch eine Darstellung der Migrationsrouten. Sie werden als Linien und Pfeile dargestellt. Um diese Bereichsschärfe abzubilden, wurden die Pfeile und Linien zunächst digitalisiert und anschließend mit einem 1 km breiten Puffer zu beiden Seiten versehen. Die so entstandenen Wanderkorridore von 2 km Breite bildeten den Ausgangspunkt für die Flächenberechnungen.

Die Informationen über die Beeinträchtigungsintensität wurden den vorangegangenen Analysen entnommen.

3.3.6.6.3 Ergebnisse

Die Untersuchung der Beeinträchtigung von Flächen entlang der Migrationskorridore zeigt, dass die von den Tieren gewählten Strecken sehr selten in unmittelbarer Nähe (0 bis 300 m) von Gebäuden liegen. Ein mittlerer Abstand (300 bis 2.500 m) ist dagegen ähnlich hoch repräsentiert wie im übrigen Untersuchungsgebiet. Der Anteil beeinträchtigter Flächen entlang der Migrationskorridore hat sich in den letzten 36 Jahren in der Summe kaum verändert. Auch

die Intensität der Beeinträchtigung hat deutlich weniger zugenommen als im Vergleich zum Gesamtgebiet (siehe Tabelle 42).

Dieses Ergebnis gilt allerdings nur für die Gesamtschau aller Flächen. Einzelne Routen haben erhebliche Veränderungen erlebt und weisen heute auf bis zu 55 % ihrer Fläche eine stärkere Beeinträchtigung auf (siehe Abbildung 37). Es zeigt sich, dass die unbeträchtigteten Routen vor allem im Zentrum und im Süden des Untersuchungsgebiets liegen. Allerdings finden sich hier auch Routen mit erheblich gesteigener Beeinträchtigung. Die nördlichen Wanderkorridore sind hingegen alle von deutlichen Beeinträchtigungen gezeichnet. Dieses Phänomen ist auch im Osten der *Hardangervidda* zu beobachten.

3.3.6.6.4 Diskussion

Die Auswertung des Beeinträchtigungsgrades der Migrationsrouten zeigt eine deutlich stärkere Behinderung der Wanderrouten in den Norden und den Osten des Gebietes.

Doch auch im Zentrum der *Hardangervidda* haben sich erhebliche Veränderungen abge- spielt. Es gibt dabei keinen Unterschied zwischen Flächen innerhalb des National- parks und solchen außerhalb.

Als besonders problematisch muss die ver- stärkte Beeinträchtigung im Osten des Ge- bietes bewertet werden. Da hier der Schwer- punkt der Flechtenvegetation und damit des potentiellen Winterlebensraums der Tiere liegt, können sich diese Veränderungen auch erheblich auf die Tragfähigkeit des Gebiets auswirken. In den Vegetationserhebungen (siehe Kapitel 3.3.2.5.3) in dieser Region wurde bereits ein erheblich geringerer Fraß- druck festgestellt. Die topografisch abgele- genen Bereiche, die in den 1960er Jahren noch genutzt wurden, werden offensichtlich kaum noch von Rentieren beweidet (Strand et al. 2006: 40f). Ein bedeutender Grund hierfür ist sicherlich in den erheblichen Veränderungen der Wanderrouten zu finden (siehe Abbildung 26). Insgesamt machen diese Flächen bis zu 10 % des potentiellen Winterlebensraumes des Bestands aus.

Tabelle 42: Beeinträchtigung von Flächen durch Gebäude entlang der saisonalen Wanderwege

Radius von den Gebäuden	1965 in %	2000 in %	Veränderung 1965 – 2000 in %
0 – 300 m	3	4	1
300 - 2.500 m	67	73	5
2.500 - 5.000 m	10	10	0
5.000 - 10.000 m	0	0	0

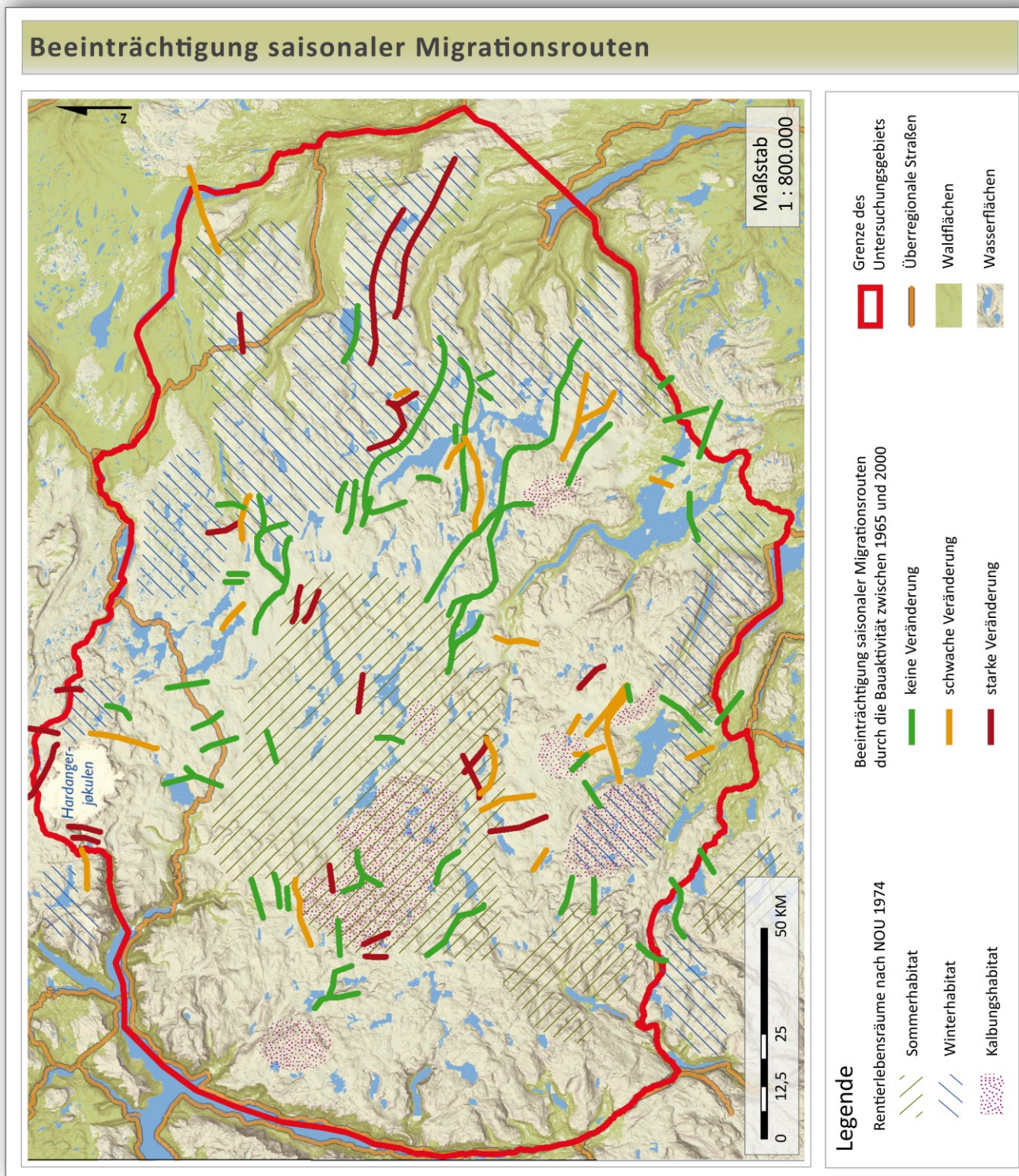


Abbildung 37: Übersicht über die Beeinträchtigung saisonaler Migrationsrouten durch die Bauaktivität zwischen 1965 und 2000

3.3.7 Tourismus

3.3.7.1 Einleitung

Die jahrtausendealte Beziehung von Jäger und Gejagtem hat bei den Rentieren einen tief verankerten Argwohn gegen den Menschen eingebrannt. Die Silhouette eines Menschen in aufrechter Haltung ruft bei Rentieren eine unmittelbare Fluchtreaktion hervor. Auf Skiern oder zu Fuß kann sich ein Mensch daher den Tieren nicht mehr als 300 m nähern (siehe Kapitel 3.2.1.2.5). Die indirekte Wirkung von Infrastruktur, die die Antreffwahrscheinlichkeit solcher Fluchtauslöser erhöhen (z. B. Loipen und Wintersportgebiete), addiert sich zu einer Vergrämungswirkung, die über mehrere Kilometer ausstrahlt. Die Nähe von Menschen wirkt sich also direkt über Fluchtreaktionen oder indirekt über die Meidung von Gebieten auf das Verhalten der Tiere aus. Hieraus ergibt sich ein Konflikt zwischen der Erholungsnutzung des Nationalparks und seiner Aufgabe, den Rentierbestand zu schützen.

Die *Hardangervidda* ist durch ihre Lage und ihre gute Erschließung schon seit Beginn des

20. Jahrhunderts ein beliebtes Touristenziel (siehe Kapitel 3.1.2.5). Die Region bietet im Sommer ein ausgedehntes Netz an Wanderwegen, die im Winter durch markierte Langlaufloipen ersetzt werden. Darüber hinaus haben sich in den letzten Jahrzehnten am Rand der *Hardangervidda* Dutzende Ferienhaussiedlungen entwickelt, die sowohl dem Winter- als auch dem Sommertourismus dienen.

Skilaufen und Wandern, letzteres oft kombiniert mit dem Angeln oder der Jagd, sind die bedeutendsten touristischen Nutzungen in der *Hardangervidda*. Beide Erholungsnutzungen haben eine massive Vergrämungswirkung auf Rentiere. Es kann daher angenommen werden, dass die fortschreitende Erschließung der *Hardangervidda* für die Erholungsnutzung einen negativen Einfluss auf den Lebensraum der Rentiere hat. Dieser Einfluss soll in den folgenden Abschnitten untersucht werden.

3.3.7.2 Ziel der Untersuchung

Um die Wirkung der Erholungsnutzung auf den Rentierbestand in der *Hardangervidda* zu analysieren, sollen zwei mögliche Wirkungspfade untersucht werden:

- Die Veränderung der räumlichen Ausdehnung der Beeinträchtigung durch die Erholungsnutzung.
- Die zeitliche Variabilität der Beeinträchtigung durch die Erholungsnutzung.

Die Veränderung der räumlichen Ausdehnung der Beeinträchtigung durch die Erholungsnutzung

In einer ersten Analyse soll zunächst überprüft werden, wie sich die Ausdehnung der touristischen Nutzung in den letzten Jahr-

zehnten verändert hat und ob sich diese auf die Nutzbarkeit des Lebensraumes durch die Rentiere ausgewirkt hat. Als Forschungshypothese wird die Vermutung aufgestellt, dass es durch die Inanspruchnahme der Landschaft für die Erholungsnutzung zu einer Zerschneidung des Lebensraumes gekommen ist, der sich negativ auf den Bestand ausgewirkt hat.

Die zeitliche Variabilität der Beeinträchtigung durch die Erholungsnutzung

In einem zweiten Schritt soll analysiert werden, ob sich ein Zusammenhang zwischen der zeitlichen Schwankung in der touristischen Nutzung und der Bestandsentwicklung ablesen lässt. Es soll dabei überprüft



werden, ob eine hohe touristische Frequenzierung des Gebietes einen nachweisbaren

Einfluss auf den Reproduktionserfolg des Bestands hatte.

3.3.7.3 Operationalisierung

Die touristische Nutzung der *Hardangervidda* ist an die hierfür nötige Infrastruktur gebunden. Neben den Möglichkeiten zur Unterkunft besteht diese vor allem aus dem Wegenetz.

Die Entwicklung von Unterkünften, d. h. der Bau neuer Feriendörfer und der Umbau bestehender Almen, wurde schon in Kapitel 3.3.6.4, im Zuge der Analyse der Bautätigkeit, als eigenständiger Punkt betrachtet. Es bleibt an dieser Stelle also noch zu untersuchen, ob die Veränderung des Wegenetzes und dessen Nutzung sich auf den Bestand ausgewirkt haben könnten. Der Fokus liegt hierbei auf den sommerlichen Wanderrouten. Ein Vergleich der vom norwegischen Wander- und Bergsportverein (*Den Norske Touristforening*) ausgewiesenen und beschriebenen Routen über die *Hardangervidda* soll hierfür genutzt werden. Die im Winter ausgewiesenen Wegeverbindungen sind leider kaum dokumentiert und daher der historischen Analyse nicht zugänglich.

Nach der Erfassung der Veränderungen im Wegenetz sollen diese im zweiten Schritt mit

dem Sommerlebensraum des Bestands verglichen werden, um mögliche Auswirkung auf den funktionalen Lebensraum der Rentiere festzustellen und die Wege zu identifizieren, die besonders neuralgische Gebiete durchkreuzen.

Neben den Veränderungen der touristischen Nutzung in der räumlichen Ausdehnung soll auch die Veränderung der Intensität der Nutzung über die Zeit betrachtet werden. Zu diesem Zweck werden in einem weiteren Analyseschritt die Übernachtungszahlen der Berghütten aus der Region für die Jahre 1965 bis 2004 mit den Indikatoren für die Bestandsentwicklung verglichen.

Die Untersuchung aller drei Teilaspekte stützt sich vor allem auf Daten, die von der regionalen Abteilung des DNT in Bergen (*Bergen-Turlag*) dankenswerterweise zur Verfügung gestellt wurden.

Exkurs - *Den Norske Touristforening* (DNT)

Den Norske Touristforening (DNT) ist der Dachverband der norwegischen Wander- und Bergsportvereine. Er umfasste im Jahre 2007 55 regionale Vereine und hatte rund 215.000 Mitglieder (DNT 2007). Mit seiner Gründung 1868 zählt der DNT zu einem der ältesten Vereine in Norwegen. Zu seinen traditionellen Aufgaben gehört die Pflege und Markierung der Wanderwege sowie die Darstellung und Beschreibung des Wegenetzes in verschiedenen Kartenwerken und Wanderführern. Die vom DNT betreuten Wanderrouten addieren sich zu einer stolzen Länge von mehr als 20.000 km, ergänzt um zusätzliche 7.000 km Langlaufstrecken, die jeden Winter aufs Neue markiert werden (ebd.). Daneben betreibt der Verein rund 450 Unterkünfte für Wanderer und Bergsteiger im ganzen Land. Das Gebiet der *Hardangervidda* wird von vier lokal organisierten Wandervereinen betreut (*Bergen Turlag*, *Odda/Ullensvang Turlag*, *DNT Oslo og Omegn*, *Telemark Turistforening*), die alle unter dem Dach des DNT zusammengeschlossen sind. Der DNT ist damit der wichtigste Betreiber von Berghütten und Wanderunterkünften in der *Hardangervidda*.

Die Analyse des Einflusses der touristischen Nutzung auf den Rentierbestand und seinen Lebensraum gliedert sich in die folgenden drei Teilaspekte:

- Untersuchung der Entwicklung des Wegenetzes

- Untersuchung der Wirkung der Wander-
routen auf den Lebensraum
- Untersuchung der Übernachtungszahlen
auf den Reproduktionserfolg der Rentiere

3.3.7.4 Untersuchung der Entwicklung des Wegenetzes

3.3.7.4.1 Methodik

Im ersten Analyseschritt werden die Informationen über die Veränderungen des Wegenetzes des DNT in den letzten 50 Jahren miteinander verglichen. Zunächst wurden die historischen Unterlagen über das Wegenetz im Archiv des *Bergen-Turlag* untersucht und die Daten in ein GIS übertragen. Diese Daten wurden dann visuell verglichen. Hierbei wurden allgemeine Trends in der Entwicklung und räumliche Schwerpunkte identifiziert. Zusätzlich erfolgte eine digitale Erfassung der Länge des Wegenetzes zu den jeweiligen Jahren.

Die Erfassung der Länge der Wanderwege kann einen ersten Eindruck über Trends in der quantitativen Entwicklung wiedergeben, sagt allerdings wenig über die Wirkung des Wegenetzes auf die Fläche aus. Um die Ausstrahlung der Wege in die Fläche beurteilen zu können, wird auf das Konzept der verkehrssarmen unzerschnittenen Räume zurückgegriffen (vgl. bspw. Gawlak 2001, SLF & DIRNAT 2010). Hierbei wird die Ausstrahlung der Wege in die Fläche berücksichtigt und die Größe der verbliebenen unbeeinflussten Flächen ermittelt. Aufbauend auf den in Kapitel 3.3.6.4 dargestellten Ergebnissen wurde davon ausgegangen, dass Wanderwege bis zu 2,5 km in die Fläche ausstrahlen. Zur Ermittlung der unzerschnittenen Räume wurde mit Hilfe der Analysewerkzeuge des GIS ein Puffer von 2.500 m um die Wege und Straßen der jeweiligen Zeit gelegt und die Anzahl und Größe der unbeeinflussten Restflächen im Untersuchungsgebiet ermittelt.

3.3.7.4.2 Daten

Für den Vergleich der Wanderrouten wurden die Daten der Wanderführer des DNT aus den Jahren 1952 (DNT 1952), 1977 (DNT 1977), 1993 (DNT 1993), 2000 (DNT 2000), 2005 (DNT 2005) und eine aktuelle Wanderkarte der Region (Statens Kartverk 2001) herangezogen. Die historischen Daten stammen aus dem Archiv des Regionalbüros des norwegischen Bergsportvereines in Bergen (*Bergen-Turlag*).

Als Grundlage wurden vor allem die in den Wanderführern dargestellten Karten des Wegenetzes verwendet. Da die Bezeichnung der einzelnen Wegabschnitte sowie die kartografische Aufbereitung im Laufe der Jahrzehnte sich mehrfach verändert haben, wurden zunächst alle Wege in das GIS übernommen. So konnte eine Vergleichbarkeit der Daten auf einer gemeinsamen Grundlage gewährleistet werden. Zusätzlich wurde so eine digitale Auswertung der Daten möglich.

3.3.7.4.3 Ergebnisse

Das Netz der markierten Wanderwege in der *Hardangervidda* hat sich seit 1952 sehr heterogen entwickelt (siehe Abbildung 38). Allgemein lässt sich feststellen, dass der Wanderführer aus dem Jahre 1952 das umfangreichste Wegenetz aufweist. Bis auf einen Abschnitt westlich des *Hardangerjøkulen* war das gesamte Gebiet zu dieser Zeit schon mit Routen überzogen.



Ein Teil dieser Wege findet sich in den heutigen Karten nicht mehr. Die größte Veränderung lässt sich zwischen 1952 und 1977 feststellen (siehe Tabelle 43). In dieser Zeit wurde $\frac{1}{4}$ der Wegstrecken aus den Karten gelöscht. Es ist auffällig, dass dabei insbesondere im Süden der *Hardangervidda* mehrere Routen stillgelegt wurden. Dadurch wurde ein großes Gebiet zwischen *Hellevassbu* und *Mogen* entschnitten. Obwohl in diesem Bereich immer noch unbediente Berghütten des DNT eingezeichnet sind, bestehen dort heute keine vom DNT markierten Wege mehr. Auch im zentralen Teil der *Hardangervidda* wurden im Laufe der letzten 60 Jahre einige Routen aus den Karten gelöscht. Neue Verbindungen wurden nur sehr selten eingezeichnet. Hierdurch hat sich der Anteil an unzerschnittenen Lebensräumen im Untersuchungsgebiet um $\frac{2}{3}$ erhöht, und die durchschnittliche Größe der unzerschnittenen Flächen hat von 25 km² auf 56 km² auf mehr als das Doppelte zugenommen (siehe Tabelle 43).

In den 1960er Jahren wurde nach dem Bau der Hütte *Rembesdalseter* (1964) die Westroute um den *Hardangerjøkulen* in die

Karten aufgenommen. Bis 1993 wurden weitere Strecken stillgelegt und der Anteil der unzerschnittenen Räume stieg weiter an.

Nachdem in den Jahren 2000 und 2001 im Südwesten des Untersuchungsgebiets die Hütten *Mosdalsbu*, *Kvanntjornsbu* und *Reinaskorsbu* eröffnet wurden, ist in dieser Gegend das Wegenetz ausgebaut worden. Zum Teil wurden dabei Routen wieder in die Karten aufgenommen, die sich schon in den älteren Unterlagen fanden, zum Teil sind allerdings auch neue Abschnitte hinzugekommen. Dadurch nimmt seit 1993 die Fläche der unzerschnittenen Räume in der *Hardangervidda* wieder ab.

Neben der Auszeichnung neuer Wegeverbindungen wurde an manchen Stellen die Routenführung geändert. Insbesondere zwischen 1952 und 1977 machte der zunehmende Ausbau der Wasserkraft eine Anpassung der Wege nötig. Ebenfalls wurden zwischen 1977 und 1993 Routen verändert, diese Korrekturen bleiben aber weit hinter den Anpassungen der vorausgehenden Jahrzehnte zurück.

Tabelle 43: Veränderung des Wegenetzes von 1952 bis 2005

Jahr	Länge in km	Veränderung in km
1952	1.778	
1977	1.332	- 446
1993	1.232	- 100
2000	1.332	+100
2005	1.373	+ 41

Entwicklung der unzerschnittenen Lebensräume 1952 bis 2005

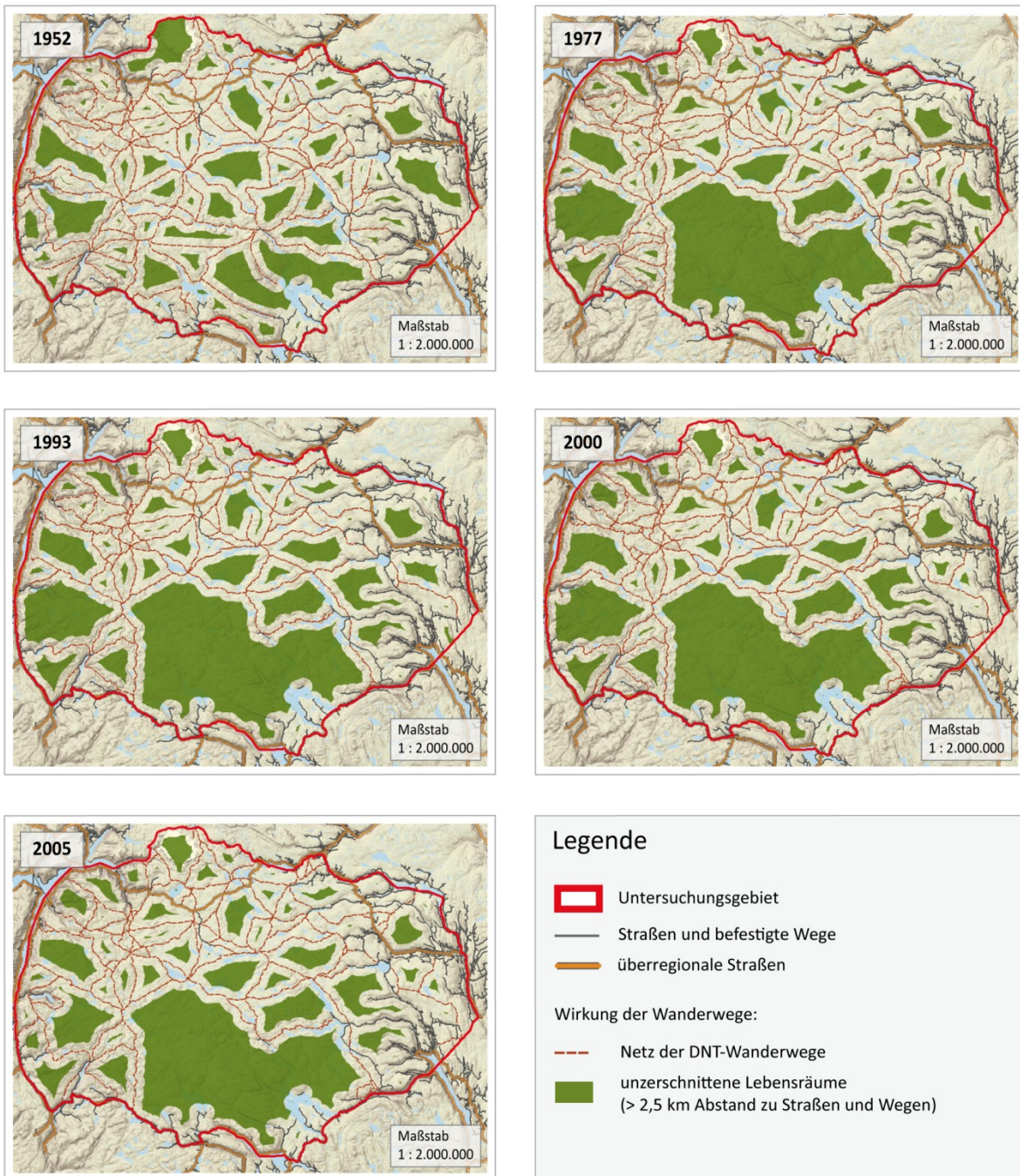


Abbildung 38: Übersicht über die Entwicklung der unzerschnittenen Lebensräume zwischen 1952 und 2005



3.3.7.4.4 Diskussion

Die *Hardangervidda* ist seit jeher mit einem dichten Wegenetz überzogen. Viele der Wanderwege im zentralen Teil der *Hardangervidda* sind aus historischen Transportrouten (*Nordmansleppe*) hervorgegangen. Die Wanderrouten wurden zwischen 1952 und 1977 massiv reduziert, dieser Trend hielt bis ins Jahr 1993 an. Dem auf 1.232 km geschrumpften Wegenetz stand eine Fläche von 3.199 km² an unzerschnittenen Räumen gegenüber. Damit waren 1993 32 % der Fläche des Untersuchungsgebietes unbeeinflusst von Wegen. Seitdem steigen die Länge und auch die Wirkung des Wegenetzes wieder. Bis 2005 wurden rund 140 km neu ausgewiesen. Dies entspricht einem Anstieg von fast 12 km pro Jahr, dem ein durchschnittlicher Rückbau von ca. 13 km pro Jahr in der Zeit von 1952 bis 1993 gegenübersteht. Das Wegenetz könnte so bald wieder seinen ursprünglichen Umfang erreichen. Insbesondere die Ausweisungen zwischen 2000 und 2005 haben die unberührte Fläche des Untersuchungsgebietes stark reduziert.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass bis 1993 durch die Stilllegung vieler Wanderstrecken eine effektive Beruhigung des Gebietes erreicht wurde. Der Vergleich zeigt, dass es zu einer Trendwende in der Entwicklung der Wege gekommen ist und dass dieser Trend mit nicht unerheblicher Geschwindigkeit vor sich geht. Im Vergleich zur Stilllegung und Neuausweisung von Wegen haben sich die Veränderungen der Routenführung nur geringfügig auf das Wegenetz ausgewirkt. Insbesondere seit der Jahrtausendwende nimmt die unbeeinflusste Fläche wieder ab und die starken positiven Effekte werden allmählich wieder zunichte gemacht. Diese Entwicklung ist umso erstaunlicher, da sie zeitlich mit der Ausweisung des Nationalparks im Jahre 1981 einhergeht. Es scheint, dass der Schutzstatus des Gebietes zunehmend weniger Einfluss auf die Entwicklung hat.

Diese Zahlen sollten mit äußerster Vorsicht interpretiert werden, da die Karten aufgrund ihrer unterschiedlichen Entstehungsdaten

Tabelle 44: Historische Entwicklung der Zahl und Größe unzerschnittener Räume in der *Hardangervidda* von 1952 bis 2005

Jahr	Anzahl unzerschnittener Räume	Durchschnittliche Größe (in km ²)	Fläche Gesamt (in km ²)
1952	73	25	1.795
1977	67	49	3.316
1993	53	60	3.199
2000	53	59	3.131
2005	58	51	2.967

keine kontinuierliche Erfassung der Wanderwege bieten. Gleichzeitig ist darauf hinzuweisen, dass die Karten nicht zwingend alle Wege im Gebiet gewissenhaft erfassen müssen. Die ausgewerteten Karten dokumentieren lediglich den Wegebestand. Für die Frage, ob und wie viele Besucher sich an die Wege halten, lässt sich daraus keine Aussage ablesen. Die eigene Erfahrung zeigt, dass gerade Jäger und Angler regelmäßig von den Routen abweichen. Ob sich dieses Verhalten in den letzten Jahrzehnten verändert hat, ist allerdings nur schwer einzuschätzen. Die sich wandelnde Nutzung durch Schneemobile und die zunehmende Technisierung des Wandersports sowie das in der Werbung vermittelte Bild von Outdoor-Aktivitäten lassen jedoch einen negativen Trend erwarten.

Die vorliegenden Daten beziehen sich nur auf die Sommerrouen, eine mögliche Veränderung des Loipennetzes ließ sich aufgrund mangelnder Informationen nicht erfassen. Die Auswirkungen des Wintersports können daher nicht beurteilt werden. Die Übernachtungszahlen (siehe Kapitel 3.3.7.6.2) zeigen allerdings, dass es auch hier im gleichen Zeitraum zu einem starken Zuwachs an Besuchern gekommen ist. Es lässt sich vermuten, dass das Loipennetz zur Befriedigung dieses Andrangs auch ausgebaut wurde. Über die lokale Häufung oder mögliche Verschiebungen lassen sich allerdings nur Vermutungen anstellen.

3.3.7.5 Untersuchung der Wirkung von Wanderrouten auf den Lebensraum der Rentiere

3.3.7.5.1 Methodik

Für die Untersuchung soll ein Vergleich des historischen und aktuellen Wegenetzes mit den Lebensräumen, die von den Rentieren saisonal genutzt werden, erfolgen. Hierzu wird das Wegenetz zunächst mit den im Sommer genutzten Habitaten verschnitten, um festzustellen, welche Strecken sensible Gebiete tangieren. Daraufhin werden die Veränderungen von 1952 bis 2005 in den betroffenen Abschnitten überprüft. Im nächsten Schritt wird der Aufenthaltsort der Tiere in den Sommersaisons 2001 und 2002 mit den ermittelten unzerschnittenen Räumen aus dem Vergleichsjahr 2000 verglichen.

3.3.7.5.2 Daten

Neben Informationen aus den historischen und aktuellen Wanderführern, die wie in Kapitel 3.3.7.5 dargestellt, digital aufbereitet wurden, dienten die Karte der Rentierlebensräume der *Norges Offentlige Utredninger* (NOU 1974) und die aktuellen Daten des NINA (siehe Kapitel 3.3.5.5.2) als Grundlage für die Beurteilung der Wirkung des Wegenetzes auf den Rentierbestand. Die Karte der Rentierlebensräume aus dem Jahre 1974 wurde, wie in Kapitel 3.3.5.5.2 beschrieben, digitalisiert.

3.3.7.5.3 Ergebnisse

Ein Vergleich der in der Karte des *Norges Offentlige Utredninger* (NOU 1974) aufgeführten Rentierlebensräume mit den aktuellen Wanderrouten zeigt, dass derzeit die Fläche von 1.793 km² durch 324 km Wanderwege durchschnitten wird.

Der Vergleich der historischen Daten belegt eine massive Reduktion des Wegenetzes zwischen 1952 und 1977 (siehe Tabelle 43). In dieser Zeit schrumpfte das Wegenetz in

den Rentierlebensräumen um ca. 14 %. Seitdem ist die Wegestrecke auf diesen Flächen relativ konstant geblieben.

Der Vergleich der Ortungen besenderter Rentiere im Sommer der Jahre 2001 und 2002 mit den unzerschnittenen Räumen zeigt, dass sich 201 von den 228 Positionangaben in einem der unzerschnittenen Lebensräume finden (siehe Abbildung 39). Dies entspricht 88 % der Messungen.

3.3.7.5.4 Diskussion

Die Entwicklung in den Rentierlebensräumen unterscheidet sich von den allgemeinen Trends. Der Rückgang der ausgewiesenen Wanderwege zwischen den Kartenausgaben von 1952 und 1977 hatte auf die Rentierlebensräume (14 % Reduktion) deutlich geringere Auswirkungen als auf die Gesamtfläche (25 % Reduktion). Seitdem ist die Wegelänge erstaunlich konstant geblieben. Der aktuelle Trend zum weiteren Ausbau der Wanderwege findet also nicht in den 1974 kartierten Rentierlebensräumen statt.

Die Ortung von besenderten Tieren aus den Jahren 2001 und 2002 zeigt eine Ballung der Tiere im Süden des Untersuchungsgebietes. Der Schwerpunkt liegt dabei deutlich außerhalb des im Jahre 1974 dargestellten Sommerlebensraumes. Diese Verschiebung lässt zwei Interpretationen zu. Entweder die Darstellung aus dem Jahre 1974 erfasst den Lebensraum nicht korrekt, oder der Lebensraum hat sich erheblich verschoben.

Für die letztere Interpretation sprechen mehrere Argumente. Zum einen wird die Darstellung des Sommerlebensraumes durch mehrere Quellen gestützt (z. B. Skogland 1978: 570), zum anderen geht auch das Fachinstitut NINA von einer Verschiebung des Lebensraumes aus (siehe Abbildung 26).

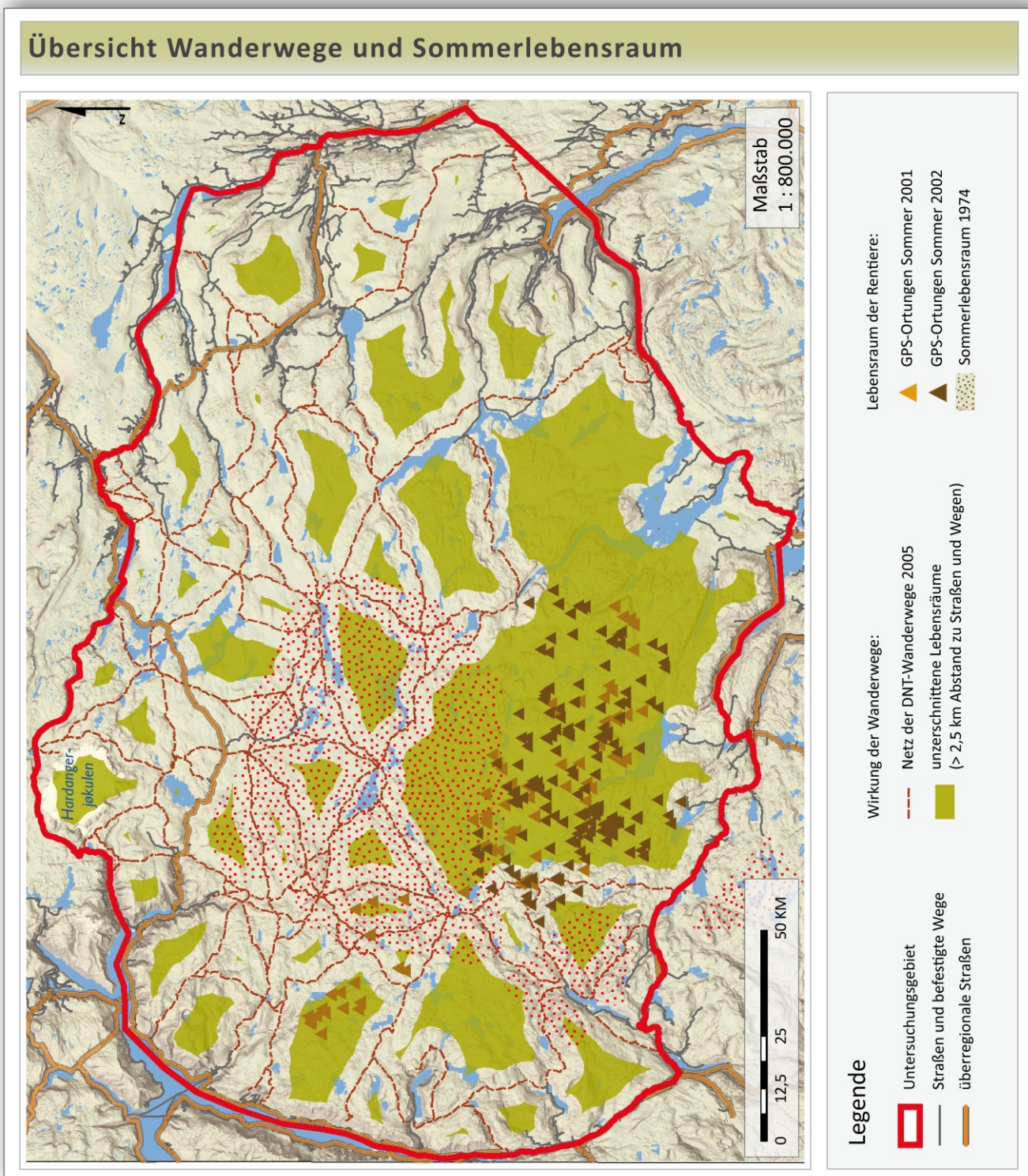


Abbildung 39: Übersicht über die Auswirkungen der Wanderwege auf den Sommerlebensraum

Überraschend ist die Tatsache, dass die überragende Mehrheit (88 %) der Ortungen in Flächen nachgewiesen wurden, die sich mehr als 2,5 km von einem Wanderweg entfernt befinden.

Dies ist ein eindrücklicher Beleg für die Vergrämungswirkung der Wege. Es kann angenommen werden, dass gerade diese Vergrämungswirkung zur Verschiebung des Sommerlebensraumes geführt hat. So legen die Karten nahe, dass sich die Tiere, nach der Entschneidung weiter Teile im Süden des Untersuchungsgebietes, im Zeitraum 1952 bis 1993 bewusst aus ihrem angestammten, stark zerschnittenen Sommerlebensraum zurückgezogen haben und nun die deutlich ruhigeren Gebiete nutzten. Die Rücknahme von Wanderwegen kann demnach als effektive Maßnahme zum Schutz des Sommerlebensraumes der Rentiere gesehen werden.

Das Ergebnis stützt die Grundannahme, dass das Wegenetz einen erheblichen Einfluss auf den Lebensraum der Tiere hat. Die Ausgangsthese, dass die Inanspruchnahme der Landschaft für die Erholungsnutzung zu einer Zerschneidung des Lebensraumes geführt hat, die sich negativ auf den Bestand auswirkte, muss für die ersten vierzig Jahre des Erhebungszeitraumes (1952-1993) abgelehnt werden. Die Entwicklungen von 1952 bis 1977 haben zu einer Beruhigung der Lage in großen Teilen des Gebietes geführt und sollten sich damit positiv auf die Bestandsentwicklung ausgewirkt haben. Mit Sorge muss allerdings der Trend zur Ausdehnung des Wegenetzes seit Beginn des 21. Jahrhunderts betrachtet werden. Zumindest für diesen Zeitraum kann die Hypothese daher nicht verworfen werden.

3.3.7.6 Untersuchung der Entwicklung der Übernachtungszahlen

3.3.7.6.1 Methodik

Zur Untersuchung der Veränderung in der Intensität der Erholungsnutzung wurden die Übernachtungszahlen der Berghütten aus der Region für die Jahre 1965 bis 2004 mit den Indikatoren für die Bestandsentwicklung verglichen.

Die heterogene Datenlage lässt leider keine statistische Analyse zu, daher erfolgt die Untersuchung vor allem durch einen visuellen Vergleich und eine verbal-argumentative Auswertung. Hierbei sollten Zeiten mit starker und schwacher Erholungsaktivität identifiziert und mit markanten Veränderungen in der Bestandsdynamik verglichen werden. Zunächst wurden die einzelnen Datenreihen in Phasen eingeteilt, die den generellen Trend wiedergeben. Zusätzlich wurden einzelne Jahre mit deutlichen Abweichungen vom allgemeinen Trend bestimmt. In einem zweiten Schritt wurden die Ergebnisse aus der Auswertung der

einzelnen Datenreihen miteinander verglichen. So sollten generelle Trends und in allen Reihen auftretende Einzelereignisse identifiziert werden.

Die Erkenntnisse über die Trends sowie markante Einzeljahre in den Übernachtungszahlen können anschließend mit der Entwicklung des Bestands verglichen werden. Neben der Betrachtung der allgemeinen Entwicklung sollte insbesondere die Übereinstimmung von markanten Ereignissen Aufschluss über die Wirkung der touristischen Nutzung auf den Bestand geben.

3.3.7.6.2 Daten

Als erste Annäherung, um die Frequentierung des Gebietes durch Erholungssuchende einschätzen zu können, wurden die offiziellen staatlichen Statistiken herangezogen (*Statistik sentralbyrå* - SSB). Leider stehen durchgängige Datenreihen hier nur bis zum



Jahre 1990 zur Verfügung. Darüber hinaus werden diese Statistiken lediglich aggregiert für die gesamtstaatliche Ebene und die Ebene der *fylke* bereitgestellt. Aufgrund der Vielfalt an touristischen Attraktionen in diesen Verwaltungseinheiten, die sich vielfach außerhalb der *Hardangervidda* befinden, sind diese Daten nur geeignet, allgemeine Trends zu bestimmen. Sie müssen mit präziseren Daten aus der Region unterfüttert werden, um regionale Abweichungen vom Gesamtbild feststellen zu können.

Um eine Übersicht über die Zahlen der Erholungssuchenden in der Region zu erhalten, mussten daher andere Datenquellen erschlossen werden. Auch in diesem Fall wurde das Archiv des *Bergen-Turlag* bemüht. Aus den Jahresberichten des Vereins wurde eine Liste der Übernachtungszahlen für die von der Regionalsektion Bergen betreuten Berghütten für den Zeitraum 1965 bis 2004 zusammengestellt (siehe Tabelle 45).

Wie in Tabelle 45 zu sehen ist, wurden die meisten der Berghütten vom DNT dauerhaft übernommen oder erst in den letzten Jahren erbaut. Eine Ausnahme bildet jedoch die Berghütte *Vivelid*. Sie wurde nur kurz vom DNT verwaltet, bevor sie wieder in Privatbesitz überging. Die Hütte wurde schon vor der Übernahme durch den DNT als Unterkunft betrieben. So wechselte auch im Jahre 1989 lediglich der Betreiber. Die Nutzung als Herberge hat sich nicht geändert. Um hierdurch keine Verzerrung der Daten zu erhalten, wurden die Daten dieser Berghütte bei der Gesamtbetrachtung nicht berücksichtigt.

Leider waren aufgrund von unterschiedlichen Zuständigkeiten in der Verwaltung des DNT die Daten anderer Hütten nicht zugänglich. Als Ergänzung kann lediglich die zusammenfassende Darstellung einer ähnlichen Erhebung der staatlichen Naturschutzverwaltung aus dem Jahre 2003 herangezogen werden (DIRNAT 2003: 45ff).

Tabelle 45: Übersicht über die vom *Bergen-Turlag* betreuten Berghütten in der *Hardangervidda*

Name	Höhenlage (m o.h.)	Betten	eröffnet	geschlossen	Umbauten/ Restauration
Dalamot	1.015	8	1928	1995	
Hadlaskard	995	48	1982	--	1988/89
Kvanntjørnsbu	1.260	9	2001	--	
Mosdalsbu	1.010	8	2000	--	
Reinaskorsbu	1.185	6	2001	--	
Stavali	1.024	62	1942	--	1991 + 1997
Vivelid	950	60	1982*	1989*	

* aus Privatbetrieb übernommen bzw. wieder in Privatbetrieb übergeben

3.3.7.6.3 Ergebnisse

Die Gesamtstatistik der drei Verwaltungseinheiten, zu der die *Hardangervidda* gehört, lässt sich in zwei Phasen unterteilen (siehe Abbildung 40). In der ersten Phase (1990 bis 1998) steigen die Gästezahlen zunächst stetig an. Nach dem Überschreiten des Höhepunktes im Jahre 1998 flacht die Kurve ab. Die zweite Phase (1999 bis 2004) verläuft von da an auf mehr oder weniger gleich bleibendem Niveau bis zum Ende des Erhebungszeitraumes. Das Wachstum der ersten acht Jahre wird durch eine Zunahme der Übernachtungsgäste in *Hordaland* ausgelöst. In den beiden anderen *Fylke* bleiben die Übernachtungszahlen in den 14 Jahren der Erfassung dagegen relativ konstant. Als Höhepunkt der Kurve tritt das Jahr 1998 hervor. Die Jahre 1992, 1997 und 2003 zeigen dahingegen leichte Abweichungen nach unten.

Bei der Betrachtung des Diagramms der Übernachtungszahlen im Zeitraum 1980 bis 2002 ist bei den meisten DNT-Hütten ein leichter bis deutlicher Zuwachs zu erkennen (siehe Abbildung 41). Nur wenige Hütten

bleiben auf konstantem Niveau und nur eine Herberge (*Litlos*) scheint 2002 weniger Gäste beherbergt zu haben als zu Beginn der 1980er Jahre. Insgesamt lassen sich die Kurven in vier Phasen unterteilen. Zunächst sind die ersten acht Jahre (1980 bis 1988) von einer relativ gleich bleibenden Besucherzahl geprägt. Diese Phase wird von einem Abschnitt mit deutlichen Zuwächsen abgelöst, die vielfach über fünf Jahre anhält (1989 bis 1994). Die darauf folgenden Jahre von 1995 bis 1999 zeigen eine uneinheitliche Entwicklung. Jahre mit hohen Besucherzahlen werden von Jahren mit geringeren Zahlen abgelöst und vice versa. Die Jahrtausendwende hat die letzte Phase eingeläutet, seitdem haben sich die Zahlen auf niedrigem Niveau gehalten. Das Jahr 1992 dominiert die Kurven mit den höchsten Besucherzahlen. Daneben wurden die Hütten auch in den Jahren 1995 und 1999 stärker frequentiert als in den Jahren davor und danach. Einheitliche Abweichungen nach unten sind dahingegen schwerer festzustellen. Bei der Mehrheit der Hütten lassen sich in den Jahren 1983, 1994, 1997 und 2000 geringere Übernachtungszahlen feststellen.

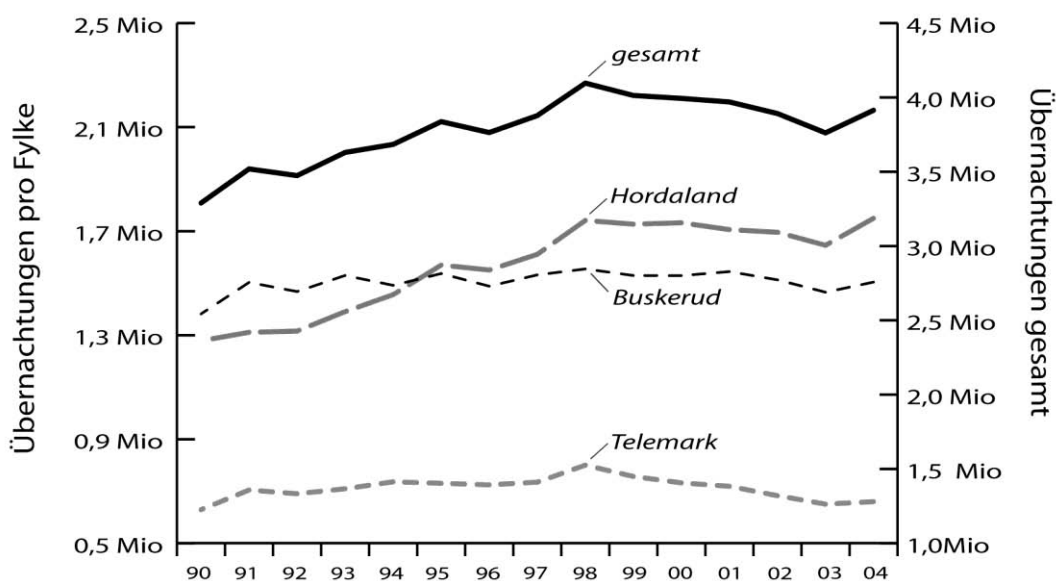


Abbildung 40: Übernachtungszahlen in verschiedenen *Fylke* (nach SSB)

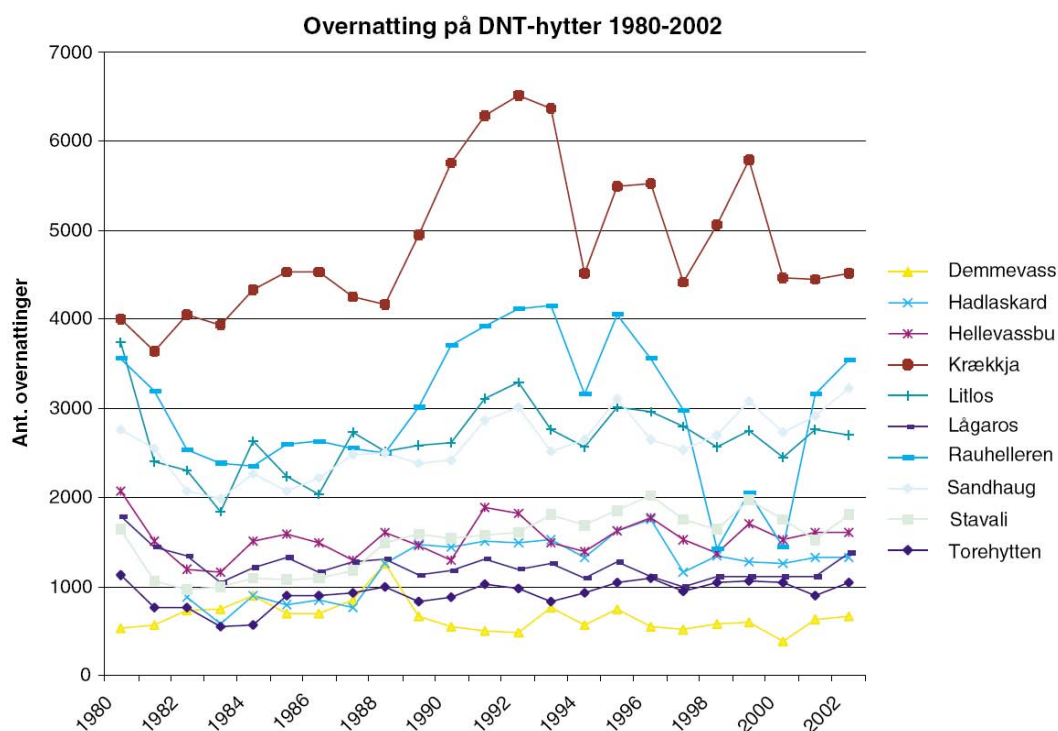


Abbildung 41: Darstellung der Übernachtungszahlen in verschiedenen Berghütten im Nationalpark Hardangervidda im Zeitraum 1980 bis 2002 (DIRNAT 2003: 47)

Die Übernachtungszahlen in den Hütten des *Bergen-Turlag* über den Zeitraum 1965 bis 2004 zeigen einen deutlichen Zuwachs (siehe Abbildung 42). Lagen die Übernachtungszahlen in den 1960er Jahren noch unter 1.000, so haben sie seit den 1990er Jahren mehrfach die Marke von 3.500 Übernachtungen überschritten. Insgesamt lassen sich vier Phasen ausmachen. Zunächst steigen die Zahlen über 12 Jahre lang (1965 bis 1987) stetig an.

Dieser Trend verstärkt sich in den folgenden zwei Jahren. Die Gästezahlen im Jahre 1989 liegen mehr als doppelt so hoch wie noch zehn Jahre zuvor. Die Zahlen stabilisieren sich in den nächsten drei Jahren (1990 bis 1993) auf diesem hohen Niveau. Die letzten 10 Jahre der Datenreihe zeigen ein uneinheitliches Bild. Die Zahlen sind sehr volatil, und Jahre mit starkem Zustrom werden durch Jahre mit rückläufigen Übernachtungszahlen abgelöst. Als Jahre mit verstärkter Aktivität lassen sich die Jahre 1966, 1970, 1975, 1980, 1985, 1993, 1996 und 2003

ausmachen. Die Jahre 1967, 1994, 1997 und 2001 zeigen Abweichungen nach unten.

Bei einem Vergleich der Datenreihen lassen sich nur wenige Gemeinsamkeiten ausmachen. Der Zeitraum 1980 bis 1988 zeichnet sich als Phase mit steigenden Übernachtungszahlen ab. Er wird gefolgt von einem sprunghaften Anstieg der Zahlen bis 1990. Seit 1994 zeigen alle Kurven vermehrte Schwankungen und eine starke Uneinheitlichkeit. Als positive Jahre zeigen sich 1992/93, 1995/96 und 1998/99. Schwache Jahre zeigen sich einheitlich 1994 und 1997.

Der Vergleich der Daten mit den Zahlenreihen der Reproduktionsrate (siehe Kapitel 3.3.3.5.2) zeigt, dass in Jahren mit hohen Übernachtungszahlen der Anteil der Kälber an der Herde jeweils weniger als 20 % beträgt. Umgerechnet auf den Anteil der Kühe und Jungtiere liegt er in diesen Jahren immer unter 40 %. Beide Werte liegen deutlich unter dem Durchschnitt (20,6 % bzw. 41,4 %). Der Vergleich von Jahren mit

geringer Besucherfrequenz fällt schwerer, da nur für 1994 Zahlen zur Reproduktion vorliegen. Diese zeigen aber eine überdurchschnittliche Reproduktionsrate (22,8 % Gesamtanteil und 50,7 % Kälber pro Kühe (inkl. Jungtiere)).

3.3.7.6.4 Diskussion

Für diese Untersuchung konnte keine auf das Gebiet bezogene Gesamtstatistik für den Zeitraum 1964 bis 2004 zugänglich gemacht werden. Die vorhandenen Daten über die touristische Nutzung des Gebietes sind sehr lückenhaft, insbesondere für die 1960er und 1970er Jahre sind auswertbare Zahlenreihen nur von wenigen Hütten vorhanden. Um ein Gesamtbild zu erhalten, mussten mehrere Statistiken aus unterschiedlichen Quellen verglichen werden. Diese zeigen starke Unterschiede. Es ist durchaus möglich, dass trotz gleicher Nomenklatur unterschiedliche Erhebungszeiträume für die Statistiken zugrunde gelegt wurden. Da die touristische Aktivität sich eher in saisonalen Zyklen verändert, könnten diese Unterschiede ein

Grund für die vorhandenen Verschiebungen und Unstimmigkeiten zwischen den Statistiken sein. Wird z. B. die Statistik der Hütte *Stavali*, so wie sie von DIRNAT veröffentlicht wurde, mit den Zahlen des DNT verglichen, fällt eine leichte Verschiebung um ca. ein Jahr auf. Diese muss bei der Bewertung der Daten berücksichtigt werden. Es lässt sich vermuten, dass eine saisonale Auswertung der Übernachtungszahlen über die Wirkung auf die Rentiere mehr Aussagekraft hätte.

Zusätzlich ist darauf hinzuweisen, dass die Erfassung der Übernachtungszahlen in den Berghütten bestimmte Aspekte der Veränderung in der touristischen Nutzung unberücksichtigt lässt. Zum einen lassen sich Tagesgäste und Gäste in Privatunterkünften / -hütten auf diese Weise nicht erfassen, zum anderen verändert sich der Tourismus in der Region nicht nur in seiner Quantität, sondern auch in seiner Qualität. In den letzten Jahren sind neue Angebote wie Reittouren, Mountainbiking, Hundeschlittentouren oder Kit-Skifahrten entstanden, die auch in der *Hardangervidda* den allgemeinen Trend zum stark erlebnisorientierten Tourismus ein-

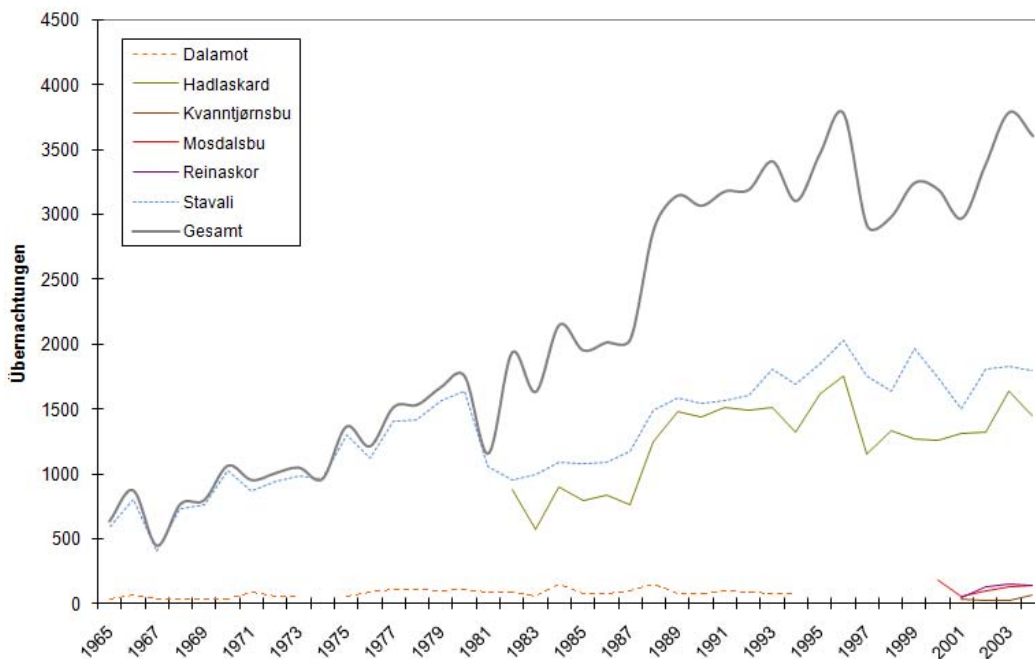


Abbildung 42: Übernachtungszahlen der vom *Bergen-Turlag* betreuten Berghütten in der *Hardangervidda* im Zeitraum 1965 bis 2004



geläutet haben. Zusätzlich wächst die Zahl der Schneemobile in der Region rapide. Die damit gewonnene Mobilität erschließt das Gebiet neuen Nutzergruppen und erhöht die Intensität von Randeffekten.

Auch wenn die Daten im Einzelnen voneinander abweichen, so zeigen sie doch einen gemeinsamen Trend. Die Übernachtungszahlen haben sich in der *Hardangervidda* im Laufe der Jahrzehnte deutlich erhöht. Die stärksten Veränderungen ergaben sich in den ersten zwei Jahrzehnten. Allerdings erschwert die schwache Datengrundlage die Bestimmung dieses Trends. Die Datenreihen seit Beginn der 1980er und 1990er Jahre zeigen steigende Übernachtungszahlen. Insbesondere die Renovierung der zentral gelegenen Hütte *Hadlaskard* in den Jahren 1988/89 hat die Statistik beeinflusst. Der Trend hält aber auch danach an und spiegelt sich, z. B. in der Eröffnung neuer Hütten (z. B. *Mosdalen*, *Kvantjørnsbu*, *Reinaskor*) seit der Jahrtausendwende wider. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Hütten in der *Hardangervidda* in den letzten Jahren nicht nur deutlich stärker besucht wurden, sondern auch das Angebot an Übernachtungsmöglichkeiten weiter ausgebaut wurde.

Die Betrachtung der Einzelereignisse zeigt, dass im Jahr 1994 zwar in der *Hardangervidda* deutlich weniger Übernachtungsgäste verzeichnet wurden. Dies schlägt sich aber in der Gesamtstatistik der *Fylke* kaum nieder. Es mag sein, dass es sich hierbei um eine lokale Verschiebung der Besucherströme

durch die Olympischen Winterspiele in *Lillehammer* handelt. Auch der verstärkte Zustrom in den darauf folgenden Jahren könnte ein Effekt der Werbung sein, die das Großereignis für die norwegischen Skigebiete bewirkt hat.

Die Jahre mit hohen Übernachtungszahlen sind durch niedrige Reproduktionsraten gekennzeichnet. Es handelt sich zwar nur um wenige Daten, aber alle Jahre zeigen den gleichen Effekt. Auch die Tatsache, dass das Jahr 1994 mit niedrigen Übernachtungszahlen einen überdurchschnittlich guten Reproduktionserfolg ausweist, bestätigt die Vermutung einer negativen Korrelation zwischen touristischer Nutzung und Reproduktion. Trotz der beschränkten Datenlage scheint daher ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der Besucherzahl und der Bestandsentwicklung sehr wahrscheinlich. Die Forschungshypothese, dass die Zahl der Besucher sich unmittelbar negativ auf die Bestandsentwicklung auswirkt, kann daher nicht verworfen werden.

Nicht zu klären war, welche indirekten Effekte die zunehmende Erholungsnutzung des Gebietes auf den Bestand hat. Der allmähliche Anstieg der Besucherzahlen, der Ausbau der Bettenkapazitäten und die Errichtung neuer Hütten können erhebliche Auswirkungen haben, die sich nicht unmittelbar in Veränderungen des Reproduktionserfolges niederschlagen, den Bestand allerdings langfristig beeinflussen.

3.3.8 Zusammenfassung der Ergebnisse

3.3.8.1 Jagddruck

Ein Vergleich der Abschussquote mit der Populationsdynamik zeigt, dass die Jagd einen erheblichen und unmittelbaren Einfluss auf den Bestand hat. Die Jagd wird konsequenterweise zur Steuerung der Bestandsgröße genutzt. Der Jagddruck weist in den letzten vier Jahrzehnten eine große Spannweite auf. In einzelnen Jahren wurden zwischen 0 % und 54 % des Bestands erlegt. Die Simulation des Bestands legt nahe, dass eine dauerhaft tragfähige Abschussquote, unter normalen Umweltbedingungen bei einer Entnahme von weniger als 33 % der

Tiere zu erwarten ist. Insbesondere zu Beginn dieses Jahrtausends wurde diese Quote deutlich überschritten und die Bestandsgröße ging stark zurück. Es zeigt sich allerdings, dass auch in den einzelnen Jahren, in denen weniger als 1/3 des Bestands geschossen wurde, die Zahl der Tiere stärker abnahm als zu erwarten war. Diese Ergebnisse legen nahe, dass neben dem Jagddruck auch andere Faktoren erheblichen Einfluss auf die Größe des Bestands hatten.

3.3.8.2 Vegetation

Durch die Nutzung historischer Satellitenbilder des CORONA-Programms von 1965 und moderner Luftbildaufnahmen konnte ein Anstieg der Waldgrenze in der *Hardangervidda* eindeutig nachgewiesen werden. Dies gilt sowohl für den höchsten Punkt der Waldgrenze als auch für die durchschnittliche Höhe. Im Schnitt befindet sich die Waldgrenze 2004 um 2,3 Meter höher als 40 Jahre zuvor. Die Veränderung bleibt allerdings deutlich hinter den aufgrund des Klimawandels zu erwartenden Veränderungen zurück. Die Ergebnisse zeigen, dass eine einfache Extrapolation einer Veränderung der alpinen Waldgrenze auf Grundlage der Klimaänderung in der *Hardangervidda* nicht zulässig ist.

Die geringe Reaktion der Waldgrenze hat bisher kaum Einfluss auf die Größe des Lebensraumes der Rentiere. Die Nahrungsversorgung dürfte durch die Verschiebung der Waldgrenze bisher wenig tangiert worden sein.

Der Vergleich bestehender Untersuchungen zur Flechtenvegetation lassen aufgrund der

gewählten Methodik nur bedingt Aussagen über Verschiebungen der Vegetation zu. Sie zeigen allerdings konsistent eine Zunahme der Mächtigkeit des Flechtenteppichs. Sie machen deutlich, dass der Rentierbestand in den letzten Jahrzehnten das Nahrungsangebot des Winterlebensraumes nicht ausgenutzt hat. Hierbei lassen sich lokal deutliche Unterschiede im Verbiss der Flechtendecke feststellen. Einige Gebiete der *Hardangervidda* werden offensichtlich seit den 1980er Jahren nicht mehr von den Rentieren genutzt. Die räumlichen Unterschiede im Verbiss zeigen, dass die Nutzung der verschiedenen Winterlebensräume durch andere Faktoren als das Nahrungsangebot beeinflusst wird.

Insgesamt ist festzustellen, dass sich die Vegetation in der *Hardangervidda* in den letzten 40 Jahren nur wenig verändert hat. Die nachgewiesenen Veränderungen haben das Angebot an Winterfutter für die Rentiere in dieser Zeit eher ansteigen als zurückgehen lassen.



3.3.8.3 Witterung

Um zu überprüfen, ob die Witterungsbedingungen einen Einfluss auf die Reproduktionsrate des Rentierbestands in der *Hardangervidda* haben, wurde der Gleichklang zwischen dem Reproduktionserfolg und dem NAOI (DJFM) bzw. den lokal gemessenen Wetterdaten verglichen. Die Produkt-Moment-Korrelation von NAOI und Reproduktionsrate zeigt keine signifikanten Zusammenhänge. Bei den lokal gemessenen Parametern zeigt sich ein negativer Zusammenhang zwischen der Tagesdurchschnittstemperatur und dem Anteil der Kälber an der Herde. Dieser Zusammenhang ist signifikant. Alle anderen Werte erreichen das Signifikanzniveau nicht, zeigen aber die nach der Theorie zu erwartende Richtung des Zusammenhanges.

Insgesamt lässt das Untersuchungsergebnis keine klare Aussage über den Einfluss der winterlichen Witterungsverhältnisse auf den Bestand zu. Die Signifikanz eines einzelnen Parameters weist auf einen Einfluss hin und

zwingt dazu, die Nullhypothese zu verwerfen. Allerdings wird dieses Ergebnis durch die anderen Parameter nicht bestätigt. Ein signifikantes Ergebnis alleine sollte hier nicht überbewertet werden. Die Tatsache, dass mit Ausnahme der Schneetiefe alle Verhältnisse einen negativen Zusammenhang andeuten, unterstützt allerdings die Forschungshypothese.

Es lässt sich schließen, dass die winterlichen Witterungsverhältnisse, vor allem in Form der Temperatur, mit großer Wahrscheinlichkeit einen Einfluss auf den Reproduktionserfolg des Bestands haben und sich somit auch in der Bestandsentwicklung niederschlagen. Diese negative Wirkung von warmen Wintern auf die Bestandsgröße ist mit Sorge zu betrachten, da der schon nachgewiesene Trend zu wärmeren Wintern einen stetig sinkenden Reproduktionserfolg erwarten lässt.

3.3.8.4 Insekten- und Parasitenaktivität

Für die Untersuchung eines Zusammenhangs zwischen der Insektenaktivität und der Entwicklung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* wurde der Insect-Harassment-Index verwendet. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mit der vorliegenden Methodik und dem vorhandenen Datenmaterial der Einfluss der Insektenaktivität auf die Entwicklung des Bestands nicht nachgewiesen werden konnte.

Die Tatsache, dass die berechnete Korrelation nicht konsistent den erwarteten Trend eines negativen Zusammenhangs feststellen lässt, führt zu dem Schluss, dass der Einfluss der Insektenaktivität bisher kaum Relevanz für das Wohlergehen des Bestands hatte.

3.3.8.5 Nahrungskonkurrenz

Die historischen Statistiken über den Bestand an Nutztieren in den Gemeinden in und rund um die *Hardangervidda* zeigen, dass die Zahl der Schafe seit 1949 deutlich zugenommen hat. Es kann davon ausgegangen werden, dass heute in der Region mehr als doppelt so viele Schafe wie noch in der Mitte des 20. Jahrhunderts weiden. Der

Zuwachs an Schafen hat in den 1980er Jahren seinen Höhepunkt erreicht und stagniert seitdem leicht. Der Beweidungsdruck durch Schafe in der *Hardangervidda* hat also im Gesamtzeitraum deutlich zugenommen.

Bei Überlagerung der Informationen über die beweideten Areale und den Sommerlebens-

raum der Rentiere wird deutlich, dass die Sommerungsgebiete den Lebensraum der Rentiere wie ein Ring umschließen. Am Rande des dokumentierten Sommerlebensraumes kommt es daher zur Überlappung von Rentier- und Schafbeweidung. Es muss davon ausgegangen werden, dass insbeson-

dere im Süden, wo die Schafdichte besonders hoch ist, die Möglichkeit einer Nahrungskonkurrenz besteht. Gleiches gilt auch für das Dreieck zwischen *Harteigen*, *Litlos* und *Hadlaskard*.

3.3.8.6 Besiedlung

Der Vergleich der Bebauung und der durch sie ausgelösten Beeinträchtigungen des Rentierlebensraumes macht deutlich, dass die Bauaktivität in der *Hardangervidda* einen massiven negativen Einfluss auf die Nutzbarkeit der Fläche für die Rentiere hat. In den letzten vier Jahrzehnten war eine intensive Bautätigkeit zu verzeichnen, durch die sich die Zahl der Gebäude mehr als verdoppelt hat. Dadurch wurde insbesondere der Sommerlebensraum der Rentiere stark in Mitleidenschaft gezogen. GPS-Ortungen zeigen, dass die Tiere die stärker beeinträchtigten Bereiche meiden. Auch in den besonders sensiblen Bereichen der Kalbungsgebiete haben sich die Beeinträchtigungen durch diesen Einfluss verstärkt.

Besonders problematisch ist die Zerschneidungswirkung der Bebauung in Bezug auf die Wanderrouten der Tiere. Die gewachsene Barrierewirkung der Bebauung hindert die Rentiere heute daran, größere Teile des Winterlebensraumes zu erreichen. Der massive Zuwachs der Flechtendecke in diesen Regionen zeigt, dass dadurch große Flächen, die als Winterlebensraum geeignet sind, nicht mehr genutzt werden.

Insgesamt haben die Untersuchungen einen erheblichen Einfluss der starken Bauaktivität in den letzten Jahrzehnten auf die Nutzbarkeit der *Hardangervidda* als Rentierlebensraum nachgewiesen.

3.3.8.7 Tourismus

Der Vergleich historischer Karten mit aktuellen Informationen zeigt, dass die *Hardangervidda* seit jeher mit einem engen Netz aus Wegen überzogen war. Viele dieser historischen Routen werden inzwischen als Wanderwege genutzt. In der Zeit zwischen 1952 und 1993 wurde das Wegenetz um mehrere hundert Kilometer verkürzt. Dabei wurde im Süden des Untersuchungsgebietes ein großes unzerschnittenes Gebiet geschaffen. Hier konzentriert sich heute der Sommerlebensraum der Rentiere.

Seit 1993 werden wieder neue Wegstrecken im Untersuchungsgebiet ausgewiesen. Dieser Trend hat seit Beginn dieses Jahrhunderts an Impetus gewonnen. Dadurch nimmt die unzerschnittene Fläche seitdem stetig ab. Bei der derzeitigen Geschwindigkeit wird das

Wegenetz bald wieder einen ähnlichen Umfang wie im Jahre 1952 erreichen.

Die Auswertung der Übernachtungszahlen legt nahe, dass die Ausweisung neuer Wege eine Reaktion auf die ständig steigende Zahl an Übernachtungsgästen in der *Hardangervidda* ist. Zwar gab es einige Jahre mit Einbrüchen in den Besucherzahlen, insgesamt zeigt sich in der Region jedoch seit 1952 ein konstanter Anstieg der Besucherzahlen. Die Jahre mit besonders starker Besucherfrequenz zeigen deutliche Einbrüche im Reproduktionserfolg der Rentiere. Gemeinsam mit der Verschiebung des Sommerlebensraumes in die ungestörten Bereiche der Region belegt dies die negative Wirkung der Erholungsnutzung auf den Erhaltungszustand der Population. Insbesondere der Trend zur Neuausweisung von



Wegen ist in diesem Zusammenhang mit Sorge zu betrachten. Die negative Wirkung schrumpfender Rückzugsgebiete wird dabei noch durch eine steigende Zerschneidungswirkung der stärker frequentierten Wege verstärkt. Interessant ist in diesem Zusammenhang, dass im Zeitraum zwischen 1952 bis 1993 (in den auch die Ausweisung des

Nationalparks fällt), trotz der schon damals steigenden Besucherzahlen, Wege stillgelegt wurden. Bei ausreichendem politischem Willen konnten demnach damals effektive Schutzmaßnahmen durchgesetzt werden. Es wäre zu wünschen, dass sich dieser Wille zum Schutz des Bestands in Zukunft wiederfinden ließe.

3.3.8.8 Synthese

Im Folgenden soll eine Synthese die Analyse der historischen Entwicklung abschließen und ihre Ergebnisse noch einmal zusammenfassen. Dies dient zum einen dazu, einen Überblick über die wichtigsten Erkenntnisse zu erhalten, zum anderen können so erste Hinweise für das Management abgeleitet werden.

Die historische Analyse der einzelnen Faktoren, die Einfluss auf die Entwicklung des Rentierbestands in der *Hardangervidda* haben können, zeigt eine starke Veränderung der Landnutzung in der Region. Demgegenüber haben sich die naturräumlichen Bedingungen (z. B. Klima und Vegetation) nur unmerklich verändert. Die Trends der letzten 40 Jahre sind in Tabelle 46 zusammenfassend dargestellt.

Einige der untersuchten Einflussfaktoren, wie z. B. der Jagddruck oder die Witterungsverhältnisse, sind im gesamten Untersuchungsgebiet wirksam. Viele der oben angesprochenen Entwicklungen lassen sich allerdings auch räumlich in ihrer Wirkung erfassen. So können die durch die Entwicklungen der letzten Jahrzehnte entstandenen Konflikte räumlich konkretisiert werden. Eine Visualisierung solcher Problemflächen kann zum einen der Kommunikation der Problemlage dienen, zum anderen ermöglicht sie es, räumliche Brennpunkte zu identifizieren und gezielte Gegenmaßnahmen zu entwickeln. Die Größe der Fläche sowie die saisonal wechselnde Nutzung der Lebensräume lässt es sinnvoll erscheinen, zunächst die Konflikte in den einzelnen Lebensräumen getrennt darzustellen (siehe Abbildungen 43, 44, 45)

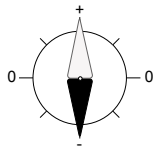
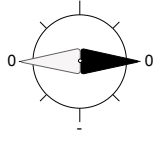
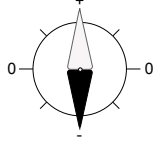
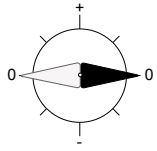
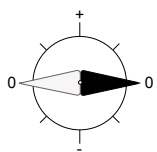
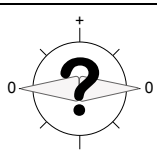
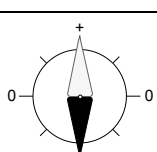
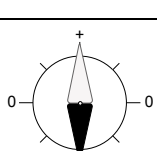
und dann in einer Karte zusammenzufassen (Abbildung 46).

Der Vergleich der Darstellung der historischen Sommerlebensräume mit den GPS-Ortungen der Rentiere aus den Jahren 2001 und 2002 zeigt, dass die Tiere in diesen Jahren vor allem den Süden des Gebietes genutzt haben (siehe Abbildung 43). Sie sind dabei in Gegenden vorgedrungen, die nicht als ihre traditionellen Sommerlebensräume dokumentiert sind. Auf den Flächen im zentralen und nördlichen Teil des Nationalparks haben sich dahingegen keine Tiere aufgehalten.

Dieser Rückzug in den Süden deutet auf einen funktionalen Verlust großer Teile des Sommerlebensraumes hin. Gründe hierfür dürften in der Bauaktivität, der hohen Dichte an Wanderwegen und der damit verbundenen starken touristischen Frequentierung zu finden sein. Beispielhaft illustriert wird dies durch die Lücke im sommerlichen Verbreitungsgebiet, die sich zwischen der Berghütte *Litlos* und dem *Harteigen* auftut. Beide sind als Knotenpunkt und Sehenswürdigkeit bevorzugte Wanderziele des Gebietes.

Die derzeit von den Rentieren genutzten Sommerlebensräume überlappen sich im Süden und im Osten mit stärker genutzten Schafweiden. Da der schrumpfende Sommerlebensraum für die Tiere von besonderer Bedeutung ist, bedarf die Frage, ob und in welchem Umfang hier lokale Nahrungskonkurrenzen um das Sommerfutter entstehen, genauerer Betrachtung. Hier sollte ein Schwerpunkt der Managementaktivitäten liegen.

Tabelle 46: Bisherige Trends in der Entwicklung des Rentierlebensraums und ihre Auswirkungen auf den Bestand

Faktor	Auswirkungen auf den Bestand	Bisheriger Trend	Probleme
Jagddruck		Ermöglicht das gezielte Management der Bestandsgröße	Zu hohe Abschussquoten, dadurch starke Reduktion des Bestands
Sommerfutter		Geringer Anstieg der Waldgrenze	Keine erheblichen Auswirkungen feststellbar
Winterfutter		Zunahme der Flechtendecke in fast allen Bereichen	Hinweis auf eine zu geringe Nutzung einzelner Winterhabitats
Witterung		Steigende Temperaturen vor allem im Winter	Häufigeres Auftreten von warmen und feuchten Wintern, die ice-on-snow-events begünstigen
Insekten- und Parasitenaktivität		Steigende Sommertemperaturen	Wärmere Sommer begünstigen die Insektenaktivität
Nahrungskonkurrenz		Zunahme der Zahl an Schafen	Nahrungskonkurrenz bei intensiver Schafbeweidung in potentiellen Sommerlebensräumen möglich
Besiedlung		Starke Zunahme der Bebauung	Zerschneidung von Wanderrouten und funktionaler Verlust von saisonalen Lebensräumen
Tourismus		Zunahme der Besucherzahlen	Stärkere Frequentierung der Wanderwege und Erhöhung ihrer Zerschneidungs- und Vergrämungswirkung



Einen weiteren Brennpunkt für ein aktives Management des Lebensraumes bieten die Übergänge zwischen den aktuellen und historischen Sommerlebensräumen. Hier sollte dafür Sorge getragen werden, dass der Zugang zu den nördlichen Bereichen erhalten bzw. wieder hergestellt wird.

Wird die GPS-Ortungen der Rentiere aus den Wintern der Jahre 2001 bis 2003 betrachtet, so wird deutlich, dass die Tiere den zentralen Teil der Hochfläche fast vollständig nutzten (siehe Abbildung 44). Viele Ortungen finden sich dabei auch nördlich der in den historischen Unterlagen dokumentierten Winterlebensräumen der 1970er Jahre. Deutlich schwächer als erwartet fällt die Nutzung der östlichen Hochflächen aus. Da hier die Hauptvorkommen der Winternahrung zu finden sind, wird diesem Bereich traditionell eine besondere Bedeutung für das Wohlergehen des Bestands zugesprochen. Durch die intensive Bauaktivität sind heute die Hochflächen um den *Lufsjå* und *Steinsetfjellet* vom Winterlebensraum der Rentiere isoliert. Eine ebenfalls zerschneidende Wirkung hat die R7. Nördlich seiner Trasse wurden keine Rentiere geortet. Und auch die ehemaligen Wintereinstandsgebiete im Süden des Gebietes wurden in den Jahren 2001 bis 2003 nicht mehr genutzt.

Schwerpunkt der Managementmaßnahmen sollte daher die Sicherung des bestehenden Winterlebensraumes im Osten des Gebietes und die Wiederherstellung des Zugangs zu den abgeschnittenen Hochflächen sein.

Die Niederkunft der Rentiere fand in den Jahren 2001 und 2002 vor allem im Westen des Untersuchungsgebietes statt (siehe Abbildung 45). Die im Zentrum und im Osten der *Hardangervidda* dokumentierten und in früheren Jahrzehnten genutzten Flächen werden aktuell offenbar nicht mehr aufgesucht. Auch hier scheint es zu einer Verlagerung und Verringerung des Lebensraumes gekommen zu sein.

Die Rentiere haben sich zu Beginn der Jahre 2001 und 2002 vor allem westlich des *Har-teigen* und des *Songevatnet* aufgehalten. Die starke Konzentration der Ortungen auf diese Flächen unterstreicht ihre Bedeutung. Daher sollte das Hauptaugenmerk des Flächenmanagements in der Vermeidung und Verringerung von Beeinträchtigungen dieser Gebiete liegen.

In den letzten vier Jahrzehnten hat insbesondere der Sommerlebensraum der Rentiere starke Veränderungen erlebt. Hier zeigen sich die meisten Konflikte und der größte Handlungsbedarf für das Management. Viele der betroffenen Flächen liegen innerhalb des Nationalparks, daher sollten gute Möglichkeiten bestehen, steuernd einzugreifen (siehe Abbildung 46). Es zeigt sich, dass sich ganz besonders im Norden des Nationalparks starke Veränderungen ergeben haben, die zu Konflikten mit dem Schutzzweck des Parks führen. Daraus lässt sich schließen, dass die bisherige Umsetzung des Nationalparks nicht geeignet war, negative Entwicklungen zu verhindern. Ein stärkeres Engagement zur Erreichung eines besseren Schutzes des Gebietes ist offenbar angezeigt. Allerdings beschränken sich die Probleme nicht auf die Fläche des Nationalparks. Viele Probleme, wie z. B. die Beeinträchtigungen der Wanderrouten, liegen außerhalb der Parkgrenzen. Ein effizientes Naturschutzmanagement muss daher deutlich über die Grenzen des Parks hinausgehen und den Lebensraum als Ganzes berücksichtigen.

Konfliktkarte Sommerlebensraum

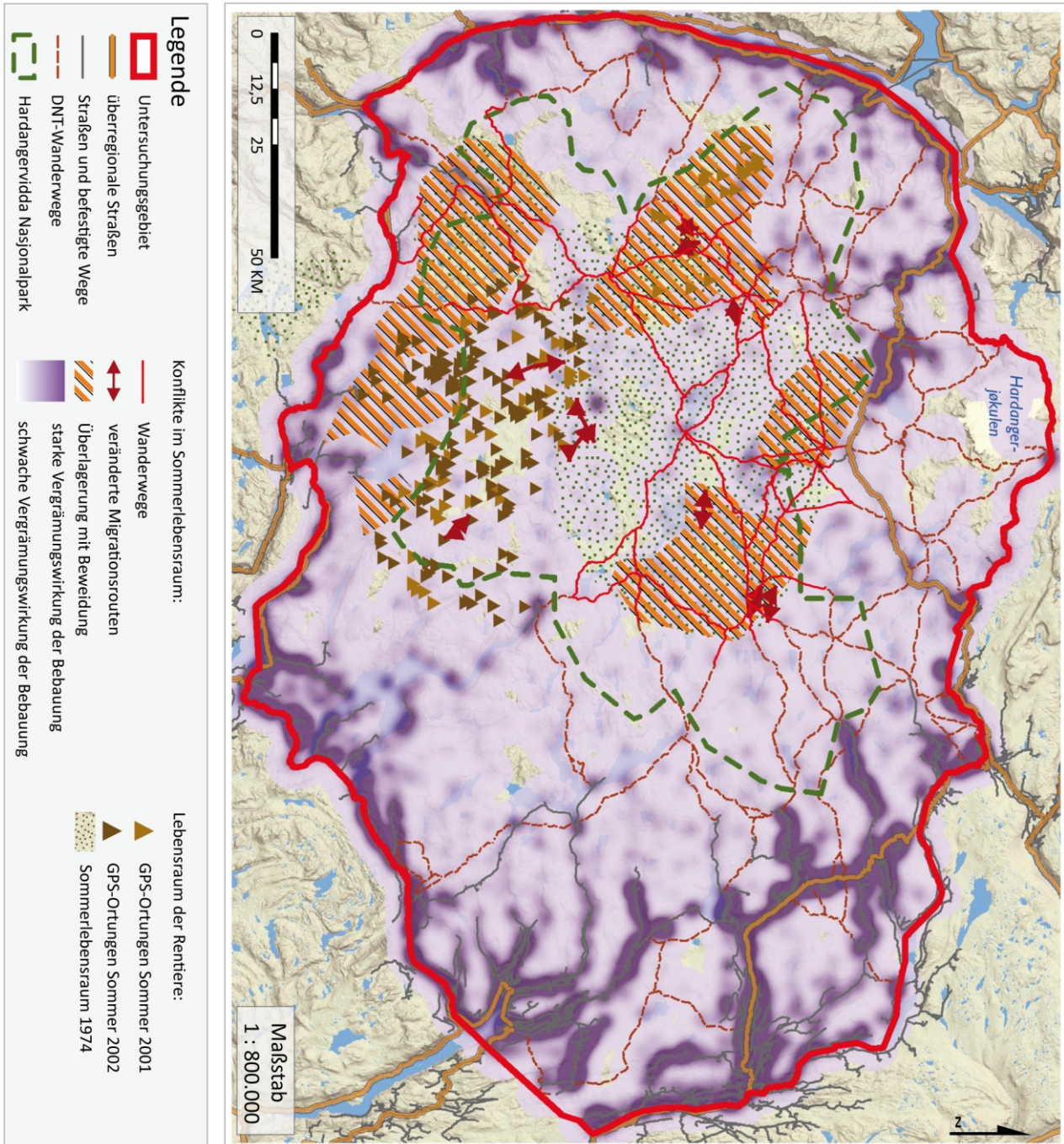


Abbildung 43: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Sommerlebensraum

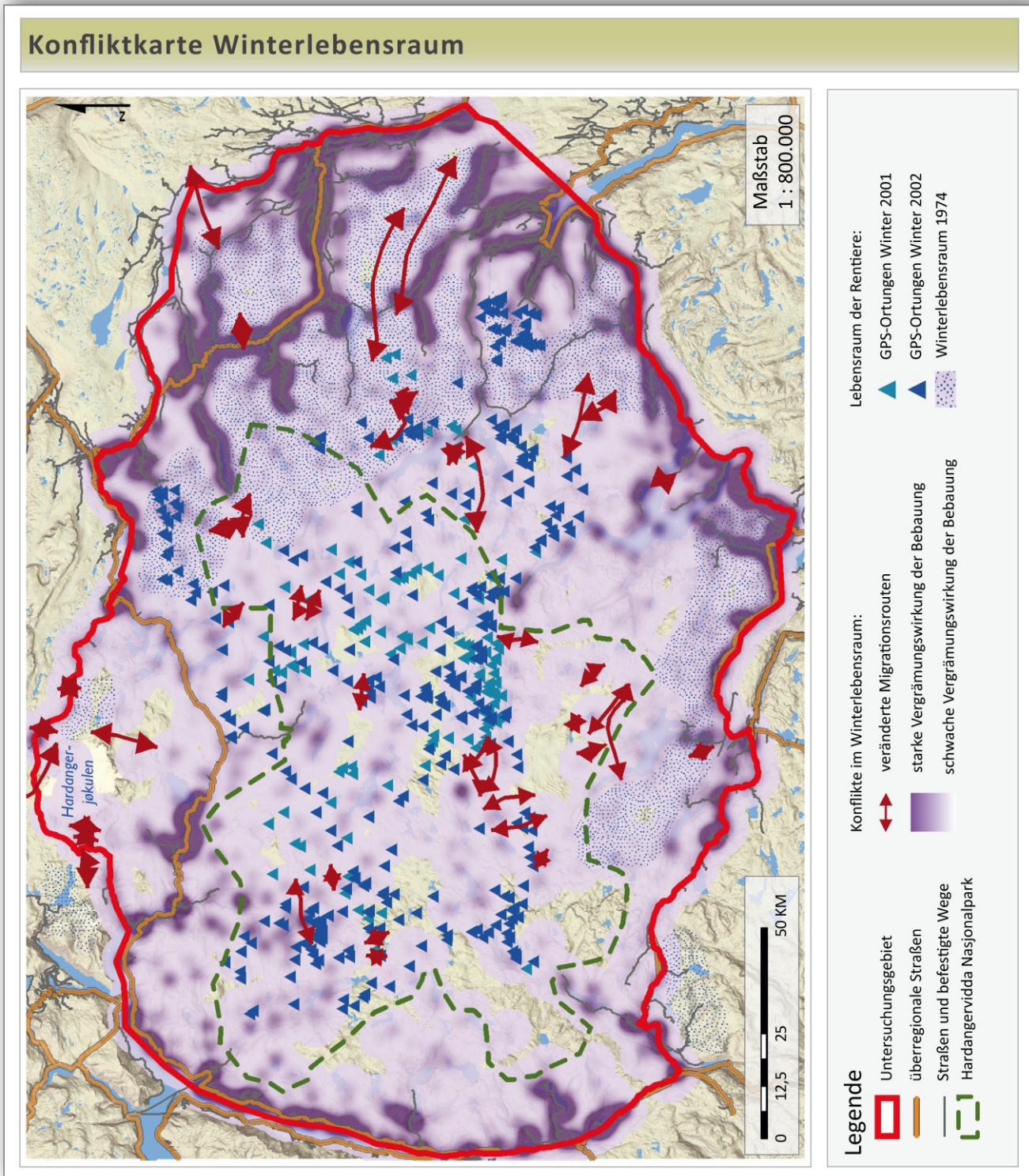


Abbildung 44: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Winterlebensraum

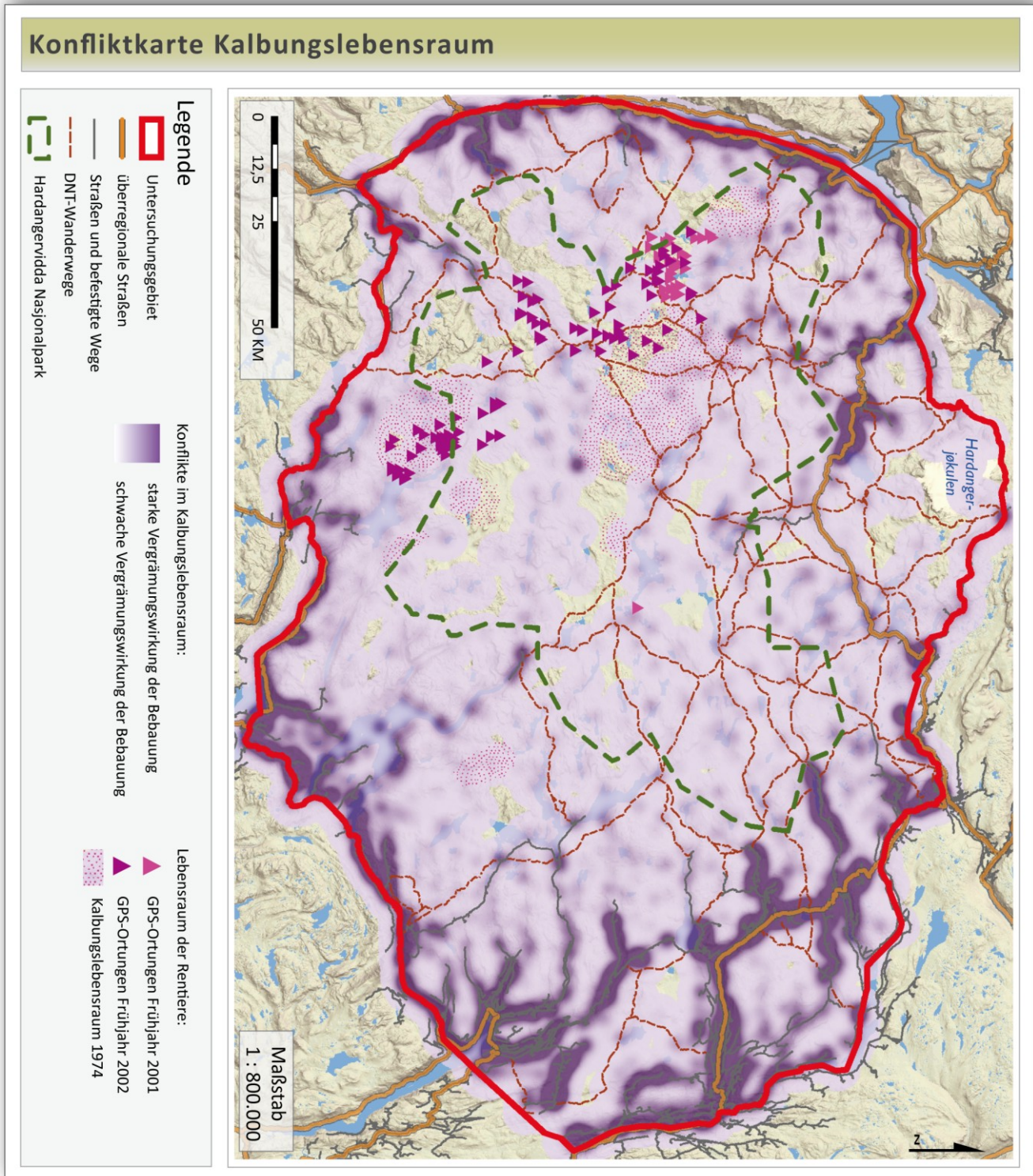


Abbildung 45: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Kalbungslebensraum

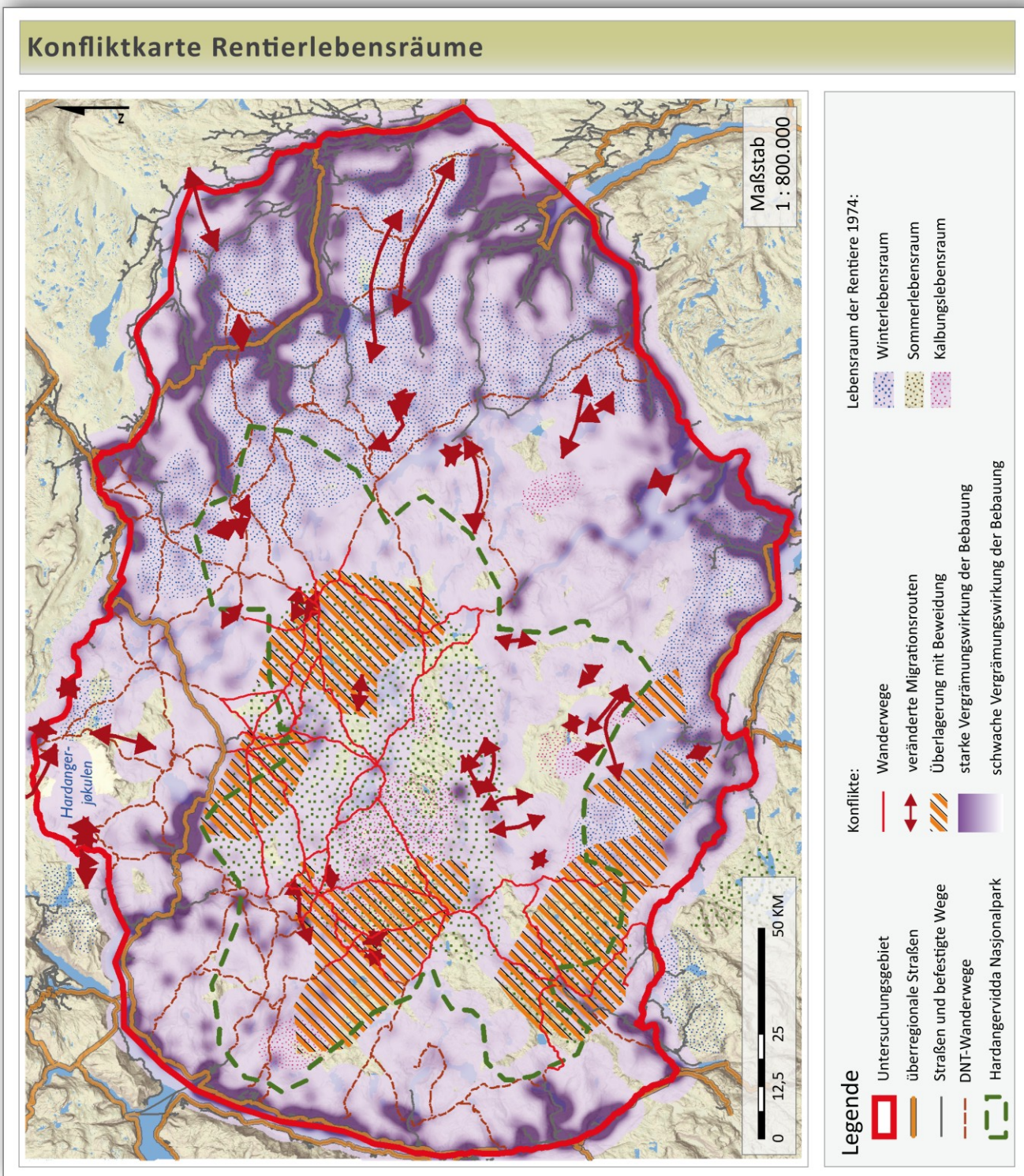


Abbildung 46: Zusammenfassende Übersicht über die bestehenden Konflikte

3.4 Phase IV – Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen der Einflussfaktoren und des Rentierbestands in der Hardangervidda

3.4.1 Vergleich der Projektionen über die Veränderung des Klimas

In der Seefahrernation Norwegen hat die Vorhersage des zukünftigen Wetters eine lange Tradition. Bereits 1917 gründete Vilhelm Bjerknes in Bergen eine meteorologische Forschungsgruppe, die sich unter der Führung seines Sohnes Jacob Bjerknes (1897-1975) zu einer der Keimzellen der modernen Wettervorhersage entwickelte. Es wundert daher wenig, dass auch der Vorhersage des zukünftigen Klimas in Norwegen schon früh große Aufmerksamkeit geschenkt wurde. Unter vielen weiteren kann hier die Gründung des *Center for International Climate and Environmental Research* - Oslo (CICERO) im Jahre 1990 als Meilenstein gesehen werden. Lag der Fokus für die Modellierung des Klimas zunächst noch auf weltweiten Modellen oder anderen Regionen (z. B. der Arktis), so hat sich im Laufe der letzten Jahre die Aufmerksamkeit auch dem norwegischen Festland zugewandt. Der Norwegische Forschungsrat (*Norges forskningsråd*) hat der Aufgabe mit dem Forschungsprogramm „*Research Programme on Changes in Climate and the Ozone Layer*“ (1997-2001) einen

eigenen Schwerpunkt gegeben. Dieses Programm, das unter der Bezeichnung *Klima-Prog - Research Programme on Climate and Climate Change* bis ins Jahr 2011 fortgeschrieben wurde, hat ein Budget von jährlich rund 26 Millionen NOK (ca. 3,2 Millionen €) (Norges forskningsrad 2006). Im Jahre 2004 wurde der Forschungsbereich nochmals gestärkt und mit dem Programm NORKLIMA (2004-2013) weitere 70 bis 95 Millionen NOK (ca. 8,75 bis 11,8 Millionen €) für die Klimaforschung zur Verfügung gestellt.

Auf Grundlage dieser Finanzierungsmöglichkeiten haben sich mehrere große Forschungsprojekte der Erkundung der zukünftigen klimatischen Veränderungen in Norwegen verschrieben. Als wichtigste Projekte sind dabei RegClim, NorACIA und NorClim zu nennen. Aber auch internationale Projekte wie z. B. Prudence und Ensemble decken den Bereich des norwegischen Festlandes mit ihren Modellrechnungen ab.



Exkurs - Emissionsszenarien und Klimamodelle

Die zukünftige Entwicklung des Klimas hängt von der Konzentration des CO₂ und anderer Treibhausgase (z. B. Methan) in der Erdatmosphäre ab. Um die zukünftige Entwicklung der Emissionen dieser Gase abschätzen zu können, wurden vom IPCC verschiedene Szenarien der zukünftigen demografischen, ökonomischen und technologischen Entwicklung für den Zeitraum 2001 bis 2100 entwickelt (IPCC 2000, 2001, 2007). Als erstes wurde im Jahr 1992 das, auf dem 1. und 2. Sachstandsbericht des IPCC basierende, Szenario IS92a vorgestellt. Im Jahr 2001 wurde dem Thema ein ganzer Sonderbericht gewidmet (Special Report on Emission Scenarios – SRES; IPCC 2000). In diesem Bericht wurden die vielen möglichen zukünftigen Entwicklungen zu vier Szenariofamilien zusammengefasst:

A1 - Beschreibt eine Welt mit sehr raschem wirtschaftlichem Wachstum sowie mit einer raschen Einführung von neuen und effizienteren Technologien. Im Szenario A1B aus dieser Familie wird die Energieversorgung sowohl aus fossilen also auch aus regenerativen Quellen gespeist.

A2 - Beschreibt eine heterogene Welt mit kontinuierlichem Anstieg der Weltbevölkerung. Das wirtschaftliche Wachstum ist vorwiegend regional orientiert. Technologische Veränderungen erfolgen bruchstückhaft und setzen sich global nur langsam durch.

B1 – Beschreibt eine Welt, die sich rasch zu einer Dienstleistungs- und Informationsgesellschaft wandelt. Die Materialintensität sinkt und emissionsarme, ressourcenschonende Technologien werden rasch auf der gesamten Welt eingesetzt.

B2 - Beschreibt eine Welt, die sich wirtschaftlich, sozial und ökologisch nachhaltig entwickelt. Der Schwerpunkt der Entwicklung liegt jedoch auf der lokalen und regionalen Ebene.

Um abzuschätzen, welche Wirkung die verschiedenen Emissionsszenarien haben, wurden Modelle der klimatischen Zusammenhänge erstellt. Hierbei kamen unterschiedliche theoretische Ansätze und Techniken zum Einsatz. Modelle, die das klimatische Geschehen auf der gesamten Erde abbilden, werden als Globale Klimamodelle (General Circulation Model – GCM) bezeichnet. Vertreter dieser Modelle sind z. B. ECHAM4 (bzw. 5) und HadAm3H. So bildet das Modell ECHAM5 die Erdoberfläche in Zellen mit einer durchschnittlichen Größe von ca. 200 x 200 km ab (Roeckner et al. 2003). Für Aussagen auf regionaler Ebene wurden Regionale Klimamodelle entwickelt (Regional Climate Models –RCM). Hierzu gehört z. B. das Modell HIRHAM. Diese Modelle müssen an die betrachtete Region (wie z. B. Nordeuropa) angepasst werden. Für Skandinavien ist so das Modell HIRAM-I mit einer Auflösung von 55 x 55km entstanden. Die Weiterentwicklung HIRAM-II bildet die Nordeuropa in einer Auflösung von 25 X 25 km ab.

Bevor die Klimamodelle die zukünftigen Entwicklungen simulieren, müssen sie mit realen Daten kalibriert und getestet werden. Zu diesem Zweck wurden einheitliche Datensätze erzeugt. Im ERA40 Datensatz wurden die globalen Messungen der Jahre 1957 bis 2001 in einem Gitternetz mit 40 km Maschenweite aufbereitet.

3.4.1.1 RegClim – Regional Climate Development under Global Warming

Laufzeit: 1997-2006

Beteiligte Institutionen:

Universitetet i Oslo (UIO), Universitetet i Bergen (UIB), Havforskningsinstituttet (HI), Nansensenteret for miljø og fernmåling (NERSC), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Metrologisk institutt (Met)

Beschreibung:

Auf Basis der globalen Klimamodelle ECHAM4 und HadAm3H wurden verschiedene empirische und dynamische Downscaling-Methoden miteinander verglichen (vgl. z. B. Benestad 2004; Hanssen-Bauer 2005). Parallel zu diesem Projekt wurde das Regionale Klimamodell (RCM) HIRHAM des Max-Planck-Institutes für Meteorologie (MPI-M) an die örtlichen Gegebenheiten in Norwegen angepasst (Bjørge et al. 2000). Das hieraus entstandene hydrostatische Modell HIRAM-I wurde im Rahmen von RegClim mit einer Auflösung von 55 x 55km und 16 Ebenen angewendet (Engen-Skaugen et al. 2008a: 8). Schwerpunkt der Prognose lag auf dem Zeitraum 2000 bis 2050. Inzwischen wurden die Berechnungen allerdings bis in

das Jahr 2100 ausgeweitet. Als Grundlage für die Berechnungen wurden neben dem Emissionsszenario IS92a auch die Szenarien A2, B2 und A1B berücksichtigt.

Ergebnispräsentation:

Neben einer Vielzahl wissenschaftlicher Artikel (z. B. Benestad 2004, 2005) wurde zum Abschluss der ersten Förderperiode des Projektes RegClim im Jahre 2000 ein allgemein zugänglicher Flyer veröffentlicht. Er wurde im Jahr 2002 und 2005 ergänzt von einer zweiten und dritten Broschüre. Alle Dokumente stellen die wahrscheinlichen klimatischen Veränderungen bis 2050 in Differenzkarten für einzelne Klimaparameter, eingeteilt nach Jahreszeiten, dar. Daneben gibt es tabellarische Zusammenfassungen der Ergebnisse für Nord, West- und Ostnorwegen sowie für das gesamte Land. Die vollständigen Modellergebnisse der verschiedenen Berechnungen des RegClim Projektes werden vom *Met* verwaltet (vgl. Engen-Skaugen et al. 2008a).

3.4.1.2 NorACIA – Norwegian Arctic Climate Impact Assessment

Laufzeit: 2005-2009

Beteiligte Institutionen:

Miljøverndepartementet (MD), Direktoratet for naturforvaltning (DIRNAT), Norsk Polarinstitutt (NP), Statens forurensningstilsyn (SFT), Utenriksdepartementet (UD)

Beschreibung:

NorACIA ist ein Projekt im Rahmen des *Arctic Climate Impact Assessment* (ACIA) und legt den Schwerpunkt auf die Betrachtung der Auswirkungen klimatischer Veränderungen in der norwegischen Arktis.

Für die Modellierung wurde auf das regionale Klimamodell HIRAM-II zurückgegriffen (Førland et al. 2008: 13), das von der ursprünglichen Auflösung von 55 x 55km und 16 Ebenen (HIRAM-I) bis zu einer Auflösung

von 25 x 25km und 31 Ebenen verfeinert wurde (vgl. Haugen & Haakenstad 2006). Die HIRAM-II Modellergebnisse wurden mit Hilfe verschiedener Ausgangsdaten (Hadley-Model, Bergen Climate Model, ECHAM4) erstellt. Bei einem Vergleich mit dem Vergleichsdatensatz ERA40 zeigten die Ergebnisse auf Basis des ECHAM4-Modells die größten Übereinstimmungen (Førland et al. 2008: 15ff). Daher wurde ECHAM4 als Basis für die weiteren Berechnungen verwendet. Für die Prognose der näheren Zukunft (2021 bis 2050) wurde das Emissionsszenario IS92a zugrunde gelegt. Für die Prognose des Zeitraumes 2071 bis 2100 wurde das SRES-Szenario B2 genutzt (ebd.:13).



Ergebnispräsentation:

Das Projekt NorACIA lief bis Ende 2009. Die Arbeiten an den Klimaszenarien wurden bereits frühzeitig abgeschlossen. Die Ergebnisse der Klimaszenarien wurden im Herbst 2008 durch Førlund und Kollegen veröffentlicht (Førlund et al. 2008). Neben der Dokumentation der Herangehensweise des Pro-

jektes werden in diesem Bericht die Ergebnisse der Berechnungen als Differenzkarten für einzelne Klimaparameter, eingeteilt nach Jahreszeiten, dargestellt und beschrieben.

Die in NorACIA erstellten Modellrechnungen werden beim *Met* gespeichert (Engen-Skaugen et al. 2008a: 10).

3.4.1.3 NorClim - Climate of Norway and the Arctic in the 21st Century

Laufzeit: 2007-2010

Beteiligte Institutionen:

Bjerknessenteret for klimaforskning (BCCR), CICERO Senter for klimaforskning (CICERO), Havforskningsinstituttet (HI), Meteorologisk institutt (Met), Nansensenter for miljø og fjernmåling (NERSC), Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), Norsk polarinstitutt (NP), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Universitetet i Bergen (UiB), Universitetet i Oslo (UiO)

Beschreibung:

Der Schwerpunkt von NorClim liegt in der Modellierung der Klimaverhältnisse in Norwegen im Zeitraum 2030 bis 2100. Ziel ist es, ein Klimamodell für Norwegen zu erstellen, das als Grundlage für weitere nationale Forschungsprojekte dienen soll. Hierfür wird auf das regionale Klimamodell HIRAM-II mit einer Auflösung von 25 x 25km und 31 Ebenen zurückgegriffen. Darüber hinaus werden in NorClim aber auch statistische

Verfahren zum Downscaling der Modellergebnisse verwendet. Da das Projekt zum Zeitpunkt dieser Arbeit noch nicht abgeschlossen war, lagen lediglich Ergebnisse für die Emissionsszenarien IS92a und B2 vor (Engen-Skaugen et al. 2008a: 10).

Neben der Erforschung der zukünftigen klimatischen Veränderung beschäftigt sich NorClim allerdings auch mit der Erfassung von klimatischen Veränderungen in der Vergangenheit. Entgegen dem, was der Titel des Projektes vermuten lässt, wird nicht nur das 21. Jahrhundert betrachtet, sondern auch die klimatische Entwicklung seit der letzten Eiszeit.

Ergebnispräsentation:

Die bisher erstellten Modellrechnungen von NorClim sind beim *Met* gespeichert (Engen-Skaugen et al. 2008a: 10). Alle weiteren Informationen werden über die projekteigene Webseite (www.norclim.no) veröffentlicht.

3.4.1.4 Generelle Trends

Als Auswertung für das ganze Land liegen bisher die Berechnungen des Projektes RegClim vor. Generell wird dabei für die Periode 2030 bis 2050 von einem Anstieg der Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 1,0 und 1,6 °C gerechnet (RegClim 2000: 6). Die Temperaturzunahme zeigt dabei große räumliche Differenzierungen (siehe Tabelle 47). Wie zu erwarten, sind die Veränderungen im Norden des Landes größer als im Süden. Die dämpfende Wirkung des Atlantiks

bewirkt, dass die Temperaturveränderungen an der Küste geringer ausfallen als im Landesinneren. Die stärkste Erwärmung ist nach den Modellrechnungen im Winter zu erwarten, wohingegen das Frühjahr und der Sommer die geringste Zunahme zeigen.

Ein ähnliches Bild zeichnet sich bei der prognostizierten Veränderung der Regenmenge ab. Auch hier zeigen die Modellrechnungen für ganz Norwegen eine Zunahme

der Jahresniederschläge (siehe Tabelle 50). Diese fällt mit ca. 20 % im bereits heute sehr regenreichen *Vestlandet* am höchsten aus. Im Jahresverlauf konzentriert sich diese Zunahme vor allem auf den Herbst, wohingegen der Frühling im *Østlandet* sogar eine geringe Abnahme zeigt. Da die Niederschlagsmenge stärker ansteigt als die Zahl der Regentage, ist insgesamt mit heftigeren Niederschlägen zu rechnen. Im *Vestlandet* steigt die Wahrscheinlichkeit für Starkregenereignisse für diesen relativ kurzen Zeitraum bereits um das Doppelte. Aufgrund der steigenden Temperaturen lässt sich schlussfolgern, dass im Winter, trotz der größeren Niederschlagsmenge in den tieferen Lagen, weniger Schnee fallen wird. Nur in den Hochlagen oberhalb der Frostgrenze dürfte die Schneemenge zunehmen.

Nach den Berechnungen wird die mittlere Windgeschwindigkeit an den meisten Orten im Winter zunehmen, wobei die Küste südlich von *Bergen* hiervon am geringsten betroffen ist. Ebenfalls ist bei der Zahl der Stürme mit einem leichten Anstieg zu rechnen.

In der weiteren Projektarbeit von RegClim wurde der Betrachtungszeitraum auf das ganze Jahrhundert ausgeweitet. Dazu wurden verschiedene Globalmodelle und verschiedene Regionalisierungsmodelle miteinander verglichen. In der Ergebnisveröffentlichung des Projektes aus dem Jahr 2005 wurde auch die Auswertung der Ergebnisse der Prudence Modellrechnung dargestellt (siehe Tabelle 48 und Tabelle 51). Demnach könnte der Temperaturanstieg bei pessimis-

tischen Szenarien Werte von deutlich über 4 °C erreichen. Im Herbst könnten die Veränderung in Südnorwegen bis zu 5 °C betragen (siehe Tabelle 48). Dramatischer als die Ergebnisse der pessimistischen Szenarien dürfte allerdings gelten, dass selbst bei optimistischen Szenarien die Veränderung der Temperatur die 1-Grad-Marke deutlich überschreitet.

Zur Eingrenzung der Unsicherheit der Klimaprognosen wurden neben der Auswertung einzelner Modelle zusätzlich die Ergebnisse der zwei Globalmodelle, die in Skandinavien die größten Unterschiede prognostizieren, einander gegenübergestellt und ein vergleichender Mittelwert gebildet (siehe Tabelle 49 und Tabelle 52).

Es hat sich gezeigt, dass die Ergebnisse der Modelle zwar im Detail sehr große Spannbreiten aufweisen, im Prinzip aber die bis 2050 festgestellten Trends fortschreiben. Lediglich bei der Temperatur verlagern sich die stärksten Veränderungen hier deutlicher vom Winter in den Herbst (siehe Tabelle 49).

Durch die gleichzeitige Zunahme der Temperatur und der Niederschläge wird nach den Modellen der Herbst die Jahreszeit mit den stärksten Veränderungen sein. Dies gilt sowohl für ganz Norwegen als auch für den Süden des Landes.

Für das moderate Szenario B2 wurde die Veränderung verschiedener klimatischer Kenngrößen kartografisch dargestellt (siehe Abbildung 47 und Abbildung 48).

Tabelle 47: Ergebnisse der RegClim Modellrechnungen für die Veränderung der Temperatur zwischen den Perioden 1980 bis 2000 und 2030 bis 2050 für das Emissionsszenario IS92a. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2000: 6)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Norwegen	1,2°C	1,1°C	0,9°C	1,4°C	1,6°C
Nord-Norwegen	1,6°C	1,4°C	1,2°C	1,7°C	2,0°C
Vestlandet	1,0°C	0,9°C	0,7°C	1,1°C	1,2°C
Østlandet	1,1°C	1,0°C	0,6°C	1,3°C	1,3°C



Tabelle 48: Ergebnisse der Prudence Modellrechnungen für die Veränderung der Temperatur (°C) zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario A2 und B1 (RegClim 2005: 6)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Nord-Norwegen	1,2 - 5,0°C	1,2 - 5,6°C	0,7 - 3,9°C	1,4 - 5,9°C	1,4 - 5,3°C
Süd-Norwegen	1,2 - 4,5°C	1,0 - 4,8°C	1,0 - 4,2°C	1,4 - 5,0°C	1,2 - 4,2°C

Tabelle 49: Vergleichende Mittelwerte aus den Modellrechnungen des MPI-M und HAD für die Veränderung der Temperatur zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario B2. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2005: 10)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Norwegen	2,8°C	2,9°C	2,4°C	3,3°C	2,8°C
Nord-Troms und Finnmark	3,2°C	3,3°C	2,2°C	3,5°C	3,6°C
Nordland und Süd-Troms	2,7°C	2,9°C	2,0°C	3,1°C	2,7°C
Süd-Norwegen, westlich der Wasserscheide	2,6°C	2,7°C	2,3°C	3,2°C	2,4°C
Süd-Norwegen, östlich der Wasserscheide	2,9°C	2,8°C	2,6°C	3,5°C	2,8°C

Tabelle 50: Ergebnisse der RegClim Modellrechnungen für die Veränderung der Niederschläge (mm) zwischen den Perioden 1980 bis 2000 und 2030 bis 2050 für das Emissionsszenario IS92a. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2000: 6)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Norwegen	0,4 mm/Tag 9,6 %	0,0 mm/Tag 0,1 %	0,4 mm/Tag 9,5 %	0,9 mm/Tag 17,1 %	0,4 mm/Tag 9,4 %
Nord-Norwegen	0,3 mm/Tag 7,8 %	0,2 mm/Tag 5,0 %	0,1 mm/Tag 1,5 %	0,8 mm/Tag 18,2 %	0,2 mm/Tag 5,2 %
Vestlandet	0,8 mm/Tag 13,5 %	0,1 mm/Tag 1,2 %	1,0 mm/Tag 18,2 %	1,5 mm/Tag 23,5 %	0,6 mm/Tag 9,3 %
Østlandet	0,2 mm/Tag 4,3 %	-0,1 mm/Tag -4,1 %	0,1 mm/Tag 1,7 %	0,3 mm/Tag 6,9 %	0,4 mm/Tag 13,1 %

Tabelle 51: Ergebnisse der Prudence Modellrechnungen für die Veränderung der Niederschläge (%) zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario A2 und B1 (RegClim 2005: 6)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Nord-Norwegen	- 7,0 - 35,0 %	- 9,0 - 54,0 %	3,9 - 24,9 %	- 4,1 - 41,7 %	- 19,9 - 32,2 %
Süd-Norwegen	0,2 - 19,6 %	1,4 - 33,0 %	- 13,4 - 9,0 %	- 1,2 - 23,2 %	2,0 - 35,6 %

Tabelle 52: Vergleichende Mittelwerte aus den Modellrechnungen des MPI-M und HAD für die Veränderung des Niederschlags zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario B2. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2005: 10)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Norwegen	0,5 mm/Tag 12,6 %	0,4 mm/Tag 13,0 %	0,1 mm/Tag 3,2 %	0,9 mm/Tag 19,7 %	0,6 mm/Tag 12,7 %
Nord-Troms und Finnmark	0,4 mm/Tag 13,6 %	0,3 mm/Tag 11,2 %	0,3 mm/Tag 11,5 %	0,7 mm/Tag 23,3 %	0,2 mm/Tag 6,8 %
Nordland und Süd-Troms	0,5 mm/Tag 11,6 %	0,3 mm/Tag 10,0 %	0,5 mm/Tag 12,7 %	0,8 mm/Tag 18,2 %	0,3 mm/Tag 5,5 %
Süd-Norwegen, westlich der Wasserscheide	0,7 mm/Tag 13,3 %	0,6 mm/Tag 13,8 %	0,1 mm/Tag 2,3 %	1,2 mm/Tag 20,2 %	1,0 mm/Tag 14,1 %
Süd-Norwegen, östlich der Wasserscheide	0,4 mm/Tag 11,8 %	0,4 mm/Tag 14,6 %	-0,2 mm/Tag -4,8 %	0,7 mm/Tag 18,8 %	0,6 mm/Tag 18,2 %

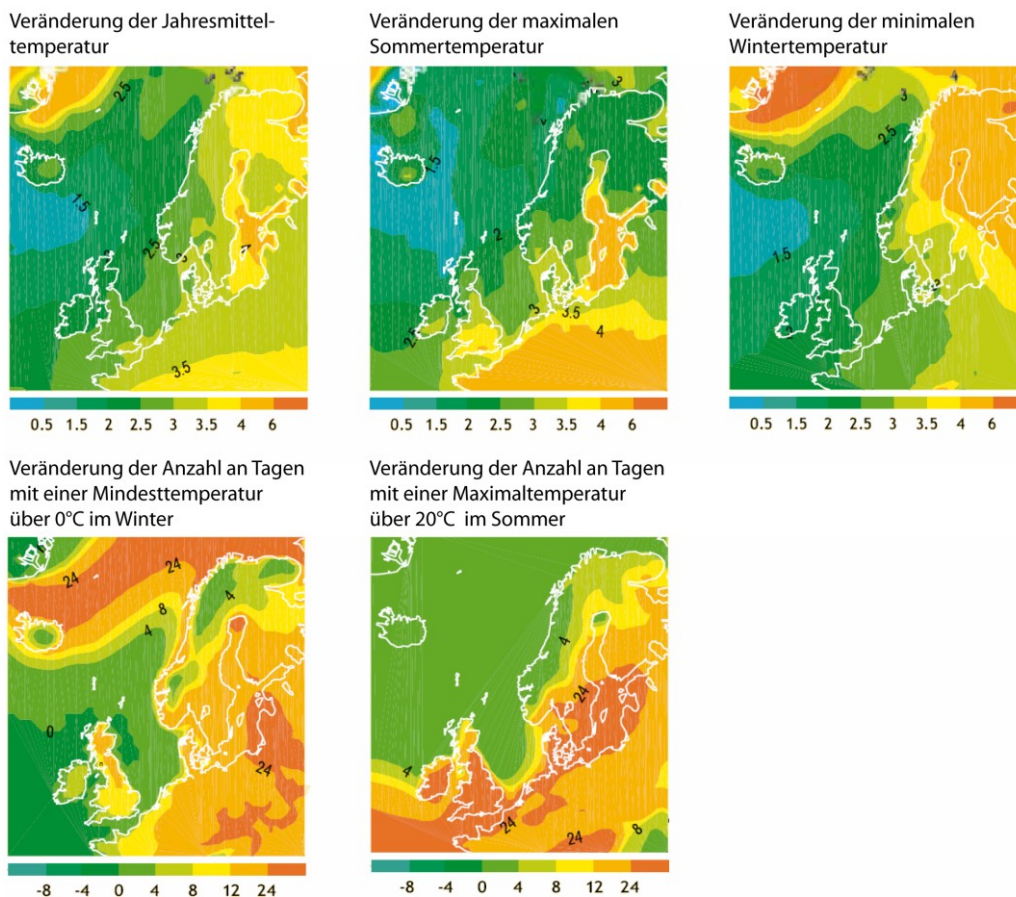
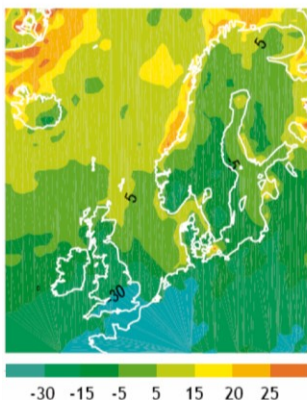


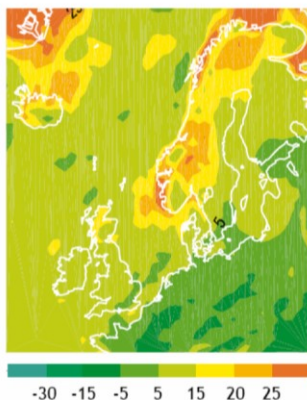
Abbildung 47: Mögliche Temperaturveränderung in Skandinavien zwischen der Periode 1961-1990 und 2071-2100 bei Szenario B2 (verändert nach RegClim 2005: 9)



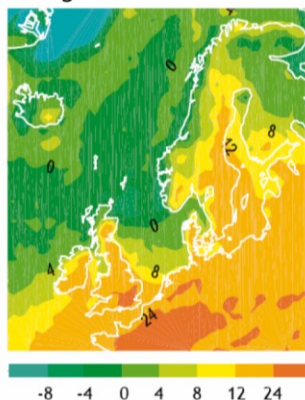
Veränderung des Niederschlags im Sommer in %



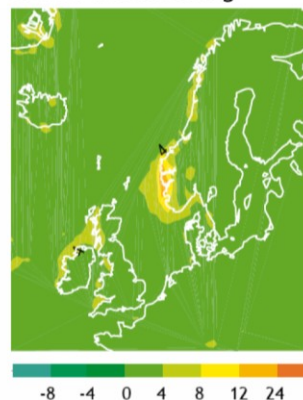
Veränderung des Niederschlags im Herbst in %



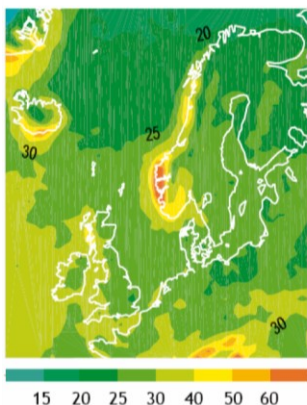
Veränderung der Anzahl Tage pro Jahr ohne Niederschlag



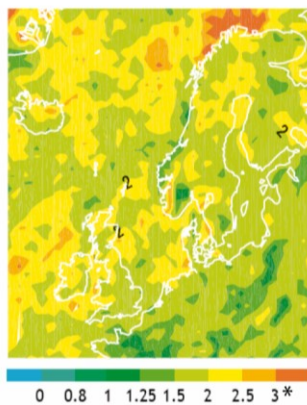
Veränderung der Anzahl Tage pro Jahr mit mehr als 20 mm Niederschlag



Höchster gemessener Tagesniederschlag in der Periode 1961-1990 in mm



Tage pro Jahr in der Periode 2071-2100, die die Maximalniederschläge der Periode 1961-1990 erreichen



* Werte über 1 Kennzeichnen eine wahrscheinliche Zunahme von Extremereignissen

Abbildung 48: Mögliche Veränderung des Niederschlags in Skandinavien zwischen der Periode 1961-1990 und 2071-2100 bei Szenario B2 (verändert nach RegClim 2005: 10)

3.4.1.5 Lokale Trends

Trotz der Größe bzw. der Länge des Landes und seinen unterschiedlichen klimatischen Voraussetzungen beschäftigen sich nur wenige Untersuchungen mit den Unterschieden zwischen den Regionen oder mit der Prognose für einzelne Regionen. Wenn doch steht zumeist - wie z. B. bei NorACIA - vor allem der Norden des Landes im Mittelpunkt der Untersuchungen.

Eine der Ausnahmen bildet eine Analyse der Auswirkungen des Klimawandels auf 25 Gewässer, die für die Energiegewinnung von besonderer Bedeutung sind (vgl. Engen-Skaugen et al. 2008b, 2008c, 2008d). Die Untersuchung umfasst nicht nur das Gewässer selber, sondern bezieht sich auf das gesamte Einzugsgebiet.

Als Grundlage für die Analyse wurden 14 verschiedene GCM-Läufe verwendet, die mit Hilfe eines *Empirical Statistical Downscaling* (ESD) auf eine Rastergröße von 1x1km heruntergerechnet wurden. Die ESD-Methode wurde mit Hilfe der ERA40 Vergleichsdaten kalibriert und auf die Ergebnisse für das Szenario A1B angewendet. Dabei wurden die Veränderungen der Tageswerte für Niederschlag und Temperatur zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2021 bis 2050 als Mittelwert für jeweils das gesamte Einzugsgebiet ermittelt.

Da auch vier Einzugsgebiete (*Orsjoren, Møsvatn/Langhøl, Hølen* und *Reinsnosvatn*) in der *Hardangervidda* untersucht wurden, erlauben diese Daten eine Betrachtung der zu erwartenden Veränderungen in der Region.

Mit den vier Einzugsgebieten wird insgesamt eine Fläche von 3040,4 km², d. h. ca. 1/3 des Untersuchungsgebietes erfasst. Insbesondere die großen Einzugsgebiete *Orsjoren* und *Møsvatn* bilden zentrale Teile des Hochplateaus ab.

Die Ausgangsdaten für die Periode 1961 bis 1990 verdeutlichen den starken Ost-West-Gradienten des Gebietes und den starken Einfluss des Golfstromes, mit den durch ihn verursachten orografischen Niederschlägen (siehe Tabelle 53). So steigen in den Messwerten die mittlere Niederschlagsmenge und die Jahrestemperatur in den Einzugsgebieten nach Westen hin stark an.

Die Projektionen des Szenarios A1B für die Periode 2021 bis 2050 zeigt im Vergleich zur Normalperiode 1961 bis 1990 in allen Einzugsgebieten eine deutliche Temperaturzunahme (siehe Tabelle 54). Mit 1,5 bis 1,8 K erwärmt sich der Herbst am stärksten, der Sommer zeigt mit 0,8 bis 1,2 K die geringste Veränderung.

Neben den eigenen Daten werden in der Untersuchung auch Daten von Førland et al. (2000) und Bjørge et al. (2000) zum Vergleich herangezogen. Diese Daten sind Ergebnisse des GSDIO-Experiments, mit dessen Hilfe durch ein dynamisches Downscaling die Daten des ECHAM4 Modells für das Emissionsszenario IS92a herunter gerechnet wurden. Vergleichshorizont für die Daten aus der Periode 2020 bis 2049 war die Periode 1980 bis 1999. Diese Szenarioläufe zeigen eine ähnliche Verteilung mit der stärksten

Tabelle 53: Ausgangsdaten der vier Einzugsgebiete (nach Engen-Skaugen et al. 2008b: 11)

Einzugsgebiet	Fläche (km ²)	Durchschnittshöhe (m a.s.l.)	Jahresmitteltemperatur in der Periode 1961-1990 (°C)	Mittlerer Jahresniederschlag in der Periode 1961-1990 (mm/a)
<i>Orsjoren</i>	1.177	1.228	-2,1	1.504
<i>Møsvatn/Langhøl</i>	1.509	1.227	-1,5	1.638
<i>Hølen</i>	2.32	1.244	0,3	2.623
<i>Reinsnosvatn</i>	1.20	1.162	0,8	3.117



Ausprägung im Herbst bzw. Winter, während der Sommer dazu relativ, geringe Veränderungen zeigt (siehe Tabelle 55).

In den Berechnungen von Engen-Skaugen et al. (2008b) zeigen die Niederschläge im Herbst die größte Zunahme, wohingegen sich im Sommer und Winter nur geringe Veränderungen zeigen. Beide Jahreszeiten weisen aber auch eine starke Variabilität auf, die lokal zwischen Zu- und Abnahme schwankt (siehe Tabelle 56).

Beim Vergleich der Ergebnisse von Engen-Skaugen et al. (2008b) fällt auf, dass selbst im Herbst die Zunahme des Niederschlages mit maximal 7 % deutlich niedriger ausfällt, als die Prognosen anderer Modelle. Da sich dieses Bild auch bei den anderen Einzugsgebieten außerhalb des Untersuchungsgebietes zeigt, scheint diese Abweichung modellbedingt. Die große Bandbreite der Fehlerschätzung von bis zu +/- 52 % legt nahe, diese Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren. Engen-Skaugen et al. (2008b) weisen in

diesem Zusammenhang darauf hin, dass die Zuverlässigkeit der Aussagen eng mit der Qualität der Ausgangsdaten, d. h. der Zahl der Wetterstationen, ihrer Lage, der Messintervalle und ihrer Laufzeit verknüpft ist. Davon vor allem in den 1960er Jahren im Zusammenhang mit dem Ausbau der Wasserkraft das System der Niederschlagsmessstationen in Norwegen deutlich ausgeweitet wurde, stehen zum Anfang der Normalperiode weniger Stationen zur Verfügung als zum Ende. Dies gilt vor allem für Messstationen in den alpinen Regionen. Gleichzeitig werden hier die Niederschläge meist nicht tagesgenau, sondern als Wochen- oder Monatsmittel erfasst. Es besteht demnach Grund dazu, die Verwendung statistischer Downscaling-Methoden für die alpinen Regionen sehr kritisch zu hinterfragen.

Tabelle 54: Veränderung der monatlichen Durchschnittstemperatur in K, zwischen den Perioden 1961-1990 und 2021-2050 für A1B (In Klammern dargestellt ist das 90 %-Konfidenzintervall als Fehlerschätzung. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.) (nach Engen-Skaugen et al. 2008b: 25)

	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Orsjoren	1,4 (+/- 1,7)	0,8 (+/- 1,1)	1,8 (+/- 1,8)	1,4 (+/- 2,3)
Møsvatn/Langhøl	1,4 (+/- 1,6)	1,2 (+/- 1,4)	1,7 (+/- 1,8)	1,1 (+/- 1,9)
Hølen	1,1 (+/- 1,1)	0,9 (+/- 1,3)	1,5 (+/- 1,4)	1,0 (+/- 1,5)
Reinsnosvatn	1,1 (+/- 1,1)	0,9 (+/- 1,2)	1,5 (+/- 1,4)	1,1 (+/- 1,4)

Tabelle 55: Temperaturveränderungen des GSDIO-Experiments für das Szenario IS92a (nach Engen-Skaugen et al. 2008c: 32-ff, Engen-Skaugen 2008d: 32-ff)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Orsjoren	1 – 1,2°C	1 – 1,2°C	0,6 – 0,8°C	1,2 – 1,4°C	1,2 – 1,4°C
Møsvatn/Langhøl	1 – 1,2°C	1 – 1,2°C	0,6 – 0,8°C	1,2 – 1,4°C	1,2 – 1,4°C
Hølen	1 – 1,2°C	1 – 1,2°C	0,6 – 0,8°C	1,2 – 1,4°C	1 – 1,2°C
Reinsnosvatn	0,8 – 1°C	1 – 1,2°C	0,6 – 0,8°C	1,2 – 1,4°C	1 – 1,2°C

Tabelle 56: Veränderung des monatlichen Durchschnittsniederschlags in %, zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2021 bis 2050 für A1B (In Klammern dargestellt ist das 90%-Konfidenzintervall als Fehlerschätzung. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.) (Nach Engen-Skaugen et al 2008b: 25)

	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Orsjoren	104 % (+/- 33)	98 % (+/- 30)	107 % (+/- 27)	103 % (+/- 28)
Møsvatn/Langhøl	104 % (+/- 27)	97 % (+/- 35)	106 % (+/- 30)	102 % (+/- 24)
Hølen	104 % (+/- 52)	102 % (+/- 31)	107 % (+/- 30)	98 % (+/- 40)
Reinsnosvatn	106 % (+/- 45)	102 % (+/- 40)	107 % (+/- 31)	98 % (+/- 37)

Tabelle 57: Niederschlagsveränderung des GSDIO-Experiments für das Szenario IS92a (nach Engen-Skaugen et al. 2008c: 32-ff, Engen-Skaugen 2008d: 32-ff)

	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Orsjoren	-5 - -5%	5 – 15%	20 – 25%	0 – 5 %
Møsvatn/Langhøl	-5 - -5%	5 – 15 %	15 – 25%	0 - 5%
Hølen	0 – 5%	15 – 20 %	20 – 25%	0 – 5%
Reinsnosvatn	0 – 5%	15 – 20 %	25 - 30%	0 – 5%

3.4.1.6 Jahreszeitliche Klimatrends in der Hardangervidda

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass es derzeit über die möglichen Veränderungen des Klimas in Norwegen bis 2050 nur wenige Berechnungen regionaler Klimamodelle gibt. Zwar ist die Auflösung der regionalen Klimamodelle mit 25 x 25 km sehr fein, dem gegenüber steht aber eine Beschränkung auf nur wenige Emissionsszenarien (IS92a und A1B). Für eine Betrachtung bis 2100 stehen lediglich aus dem RegClim Projekt Ergebnisse für mehrere Szenarien (IS92a, A2, B2 und A1B) in einer Auflösung von 55x55km zur Verfügung. Hierbei muss allerdings berücksichtigt werden, dass die unterschiedlichen Emissionsszenarien aufgrund der Trägheit des Klimasystems bis zur Mitte des Jahrhunderts, in den prognostizierten klimatischen Veränderungen sehr nahe bei einander liegen. Vor allem für die zweite Hälfte des 21. Jahrhunderts bewegen sich die

Resultate der Szenarien erheblich auseinander.

Für die vorliegende Arbeit ergibt sich daraus die Konsequenz, dass eine eigene Auswertung der Klimadaten kaum sinnvoll erscheint, da damit nur wenig mehr Wissen erzeugt werden kann, als in den vorliegenden Untersuchungen. Daher sollen die vorliegenden Untersuchungen als Grundlage für die weitere Betrachtung dienen und hierfür zielgerichtet aufbereitet werden. Die Betrachtung der Verflechtung zwischen der Rentierpopulation und ihrem Lebensraum legt nahe, dass für die Rentiere aufgrund ihrer stark durch die Jahreszeiten geprägte Lebensweise, die Veränderungen innerhalb der Jahreszeiten von besonderer Bedeutung sind. Um die Auswirkungen des Klimawandels auf die einzelnen Faktoren, die für die Populations-



entwicklung von Bedeutung sind, abschätzen zu können, wird eine zusammenfassende Betrachtung der einzelnen Jahreszeiten als sinnvoll erachtet.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass sich die Zeiträume, die geografischen Ausschnitte, die in den Untersuchungen betrachtet wurden und die Auflösung der Modelle, die verwendet wurden, deutlich unterscheiden. Dies erschwert einen direkten Vergleich der Ergebnisse, daher lassen sich aus den vorliegenden Untersuchungen nur Trendaussagen ableiten.

Trotz dieser Einschränkungen zeigt sich jedoch, dass die verschiedenen Modellierungsansätze ein recht einheitliches Bild zeichnen. So ist in allen Berechnungen in ganz Norwegen nicht nur ein deutlicher Temperaturanstieg zu verzeichnen, sondern auch eine starke Zunahme der Niederschläge. Dabei steigt die Regenmenge stärker als die Zahl der Regentage, so dass durchgängig mit heftigeren Niederschlagsereignissen zu rechnen ist.

Im Süden Norwegens zeigt sich einheitlich die geringste Erwärmung im Sommer. Herbst und Winter verzeichnen die stärksten Temperaturzunahmen. In den meisten Modellen steigt die Temperatur im Herbst am deutlichsten an, die RegClim Ergebnisse aus dem Jahr 2000 legen allerdings eine stärkere Temperaturzunahme im Winter nahe (siehe Tabelle 47).

Ähnlich einheitlich wie bei der Temperatur zeigen sich die Ergebnisse bei der Veränderung des Niederschlages. Auch hier ist der Herbst von den größten Veränderungen geprägt. Der Sommer weist die geringsten Veränderungen auf. Einige Modelle gehen hier sogar von einer Abnahme der Niederschläge für den Südosten Norwegens aus. Ob im Frühjahr oder im Winter mit einer stärkeren Zunahme der Niederschläge zu rechnen ist, wird von den Modellen unterschiedlich beantwortet.

Veränderungen der klimatischen

Bedingungen im Frühjahr

Die vorliegenden Untersuchungen legen nahe, dass das Klima in der *Hardangervidda* bis zur Mitte des Jahrhunderts im Frühjahr von steigenden Temperaturen geprägt sein wird. Die Modelle geben für die Temperatur eine Veränderung von ca. 1 °C an. Die Spannweite aus den Untersuchungen liegt dabei zwischen 0,9 bis 1,4 °C.

Beim Niederschlag zeigen die Modelle nur geringe Veränderungen an. Während die meisten Modelle im Westen des Gebiets eher mit einer leichten Zunahme (1,2 bis 5 %) rechnen, werden im Osten sogar weniger Regen prognostiziert (0 bis -5%).

Die verschiedenen Aussagen lassen also mehrheitlich darauf schließen, dass das Frühjahr vor allem von steigenden Temperaturen geprägt sein wird, während die Veränderung des Niederschlags eine untergeordnete Rolle spielen wird.

Veränderungen der klimatischen

Bedingungen im Sommer

Die vorliegenden Untersuchungen legen nahe, dass das Klima in der *Hardangervidda* bis zur Mitte des Jahrhunderts auch im Sommer von steigenden Temperaturen geprägt sein wird. Die Temperaturzunahme liegt bei den meisten Modellen unter der 1-Grad-Marke. Sie schwankt zwischen 0,6 bis 1,2 °C.

Beim Niederschlag zeigen die Modelle größere Unterschiede. So liegen die dynamisch generierten Prognosen im Westen bei 15 bis 20 %, die statistischen Ergebnisse bei lediglich 2 %. Auch hier zeigt sich im Osten des Gebietes eine geringere Veränderung, die von den dynamischen Modellen zwischen 1,7 und 15 % eingestuft wird, wohingegen die statistische Auswertung von einem leichten Rückgang von -2% ausgeht.

Die verschiedenen Aussagen lassen also mehrheitlich darauf schließen, dass der Sommer von einer relativ geringen Tempera-

turzunahme geprägt sein wird, während sich beim Niederschlag ein heterogenes Bild ergibt, das zwar mehrheitlich auf eine Zunahme schließen lässt, aber auch geringe Abnahmen nicht ausschließen kann.

Veränderungen der klimatischen Bedingungen im Herbst

Die vorliegenden Untersuchungen legen nahe, dass sich das Klima in der *Hardangervidda* bis zur Mitte des Jahrhunderts im Herbst sehr stark erwärmen wird. Selbst die geringsten Veränderungen liegen mit 1,1 °C über der 1-Grad-Marke. Es sind aber auch Werte von bis zu 1,8 °C plausibel. Die meisten Modelle zeigen im Osten eine leicht höhere Erwärmung als im Westen.

Beim Niederschlag zeigen alle Modelle ebenfalls eine deutliche Zunahme. Sie liegt bei den dynamischen Modellen zwischen 20 und 30% im Westen und zwischen 6,9 bis 25% im Osten. Das statistische Downscaling legt einheitlich 6 bis 7% nahe.

Die verschiedenen Aussagen lassen also mehrheitlich darauf schließen, dass der Herbst von einer starken Temperaturzunahme geprägt sein wird. Gleichzeitig ist in der bereits jetzt sehr regenreichen Jahreszeit auch mit mehr Niederschlägen zu rechnen. Aufgrund der wärmeren Temperaturen ergibt sich für das Hochplateau eine Verschiebung des ersten Schneefalls und eine Verlagerung der Jahreszeit in Richtung Winter.

Veränderungen der klimatischen Bedingungen im Winter

Die vorliegenden Untersuchungen legen nahe, dass das Klima in der *Hardangervidda* bis zur Mitte des Jahrhunderts im Winter deutlich wärmer wird. Die Modelle prognostizieren für den Osten (1,1 bis 1,4 °C) im Vergleich zum Westen (1,0 bis 1,2 °C) eine leicht höhere Erwärmung.

Für die Niederschläge im Winter ergeben die Modelle sehr heterogene Ergebnisse. Diese reichen von einer überraschenden Abnahme der Niederschläge von 2% im Westen bei der statischen Methode bis hin zu einer Zunahme von 9,3 % bei den dynamischen Modellen. Für den Osten des Gebietes wird einheitlich eine Zunahme prognostiziert. Die Werte bilden allerdings eine große Spannweite von 0 bis 13,1 %.

Die verschiedenen Aussagen lassen also mehrheitlich darauf schließen, dass sich der Winter in den nächsten Jahrzehnten deutlich erwärmt und mehr Schnee fällt. Ob sich dabei die Schneemenge insgesamt auch erhöht, ist schwer abzuschätzen, da den erhöhten Niederschlägen eine Verkürzung der Jahreszeit gegenübersteht.

Die Trends wurden in Tabelle 58 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 58: Zusammenfassung der Klimatrends aus den Klimaszenarien für die *Hardangervidda* (Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.)

	Jahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
Temperatur	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
Niederschlag	↑↑	↑↓	↑↓	↑↑	↑↓
↑↑ - homogene Trends der Modelle ↑↓ - heterogenen Trends der Modelle					



3.4.2 Potentielle Auswirkungen des Klimawandels auf die Einflussfaktoren

Um die Auswirkungen der prognostizierten klimatischen Veränderungen auf den Rentierbestand in der *Hardangervidda* abschätzen zu können, sollen zunächst die Wirkungen auf die einzelnen Faktoren, die für die Bestandsentwicklung von Bedeutung sind (siehe Kapitel 3.2.1), betrachtet werden. Aus der systematischen Betrachtung der einzelnen Faktoren lässt sich dann eine Gesamtab-schätzung für den Bestand erzeugen. Hierzu müssen vor allem die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren betrachtet werden. Sie geben Hinweise darüber, in welcher Art und Intensität sich die Veränderungen der einzelnen Faktoren überlagern und wie sie sich in ihrer kumulativen Wirkung auf den Bestand auswirken können.

Da es sich bei dem Habitat-Demografie-Verhältnis des Bestands um ein offenes System handelt, darf die Betrachtung nicht nur auf die bereits als wirksam nachgewiesenen Faktoren beschränkt werden. Zum einen kann sich die Bedeutung der einzelnen Faktoren durch die zukünftigen Veränderungen verschieben, zum anderen können neue Faktoren hinzutreten, die bisher noch nicht in Erscheinung getreten sind. Das Auftreten solcher „Überraschungen“ ist eine generelle Eigenschaft komplexer Populationsdynamik (Doak et al. 2008: 952ff). Dies gilt umso mehr, wenn es sich um gekoppelte Mensch-Umweltbeziehungen handelt (Liu et al. 2007: 1514). Es liegt im Charakter dieser neuen

Faktoren, dass sie unberechenbar und überraschend auftreten. Ihre Berücksichtigung in diesem Zusammenhang muss demnach schnell an Grenzen stoßen.

Um trotzdem die Möglichkeit zu haben, auf Probleme einzugehen, die in der Literatur genannt werden oder als realistische Beeinträchtigung zu werten sind, soll an dieser Stelle auf das Konzept der Wildcards zurückgegriffen werden. In dieser Rubrik werden demnach Faktoren beschrieben, die bisher keine Bedeutung in der Bestandsentwicklung hatten, aber eventuell in der Region bekommen könnten.

Die Beschreibung der Auswirkungen auf die einzelnen Faktoren ist stark hermeneutisch geprägt. Der Mangel an quantitativen Methoden, um ihre Auswirkungen modellieren zu können, zwingt dazu, in der Argumentation weitestgehend auf Analogieschlüsse zurück zu greifen. Diese fußen auf den Erfahrungen aus der historischen Analyse, den Betrachtungen aus anderen Gebieten (ACIA 2004: 73; Inkley et al. 2004 15ff; Strand 2008: 8) und Einzelbeobachtungen. Es stehen dabei nicht nur biologische Mechanismen im Vordergrund, sondern es sollen auch explizit die Auswirkungen des Klimawandels auf sozio-ökonomische Entwicklungen mit betrachtet werden.

3.4.2.1 Auswirkungen auf den Jagddruck

Die Jagd wurde in der historischen Analyse als entscheidender Faktor für die Beeinflussung der Populationsdynamik identifiziert. Der Jagddruck hängt vor allem von anthropogenen Verhaltensweisen ab. Er steht demnach in keinem direkten Zusammenhang mit der klimatischen Veränderung in der Region. Mögliche Rückwirkungen des Klimas auf die Verhaltensweisen des Menschen lassen sich zwar vermuten (z. B. kann angenommen

werden, dass die deutlich steigenden Niederschläge im Herbst die Verweildauer und Anstrengungen der Jäger reduzieren werden), diese Vermutungen lassen sich aber durch keine der selbst vorgenommenen oder in der Literatur beschriebenen Untersuchungen stützen. Es wird daher davon ausgegangen, dass der Jagddruck durch die zukünftigen Veränderungen des Klimas nicht merklich beeinflusst wird.

3.4.2.2 Auswirkungen auf das Angebot an Sommerfutter

Bei einer Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels auf das Angebot an Sommerfutter muss zwischen einer Veränderung der Quantität und einer Veränderung der Qualität unterschieden werden. Beide hängen primär von der Vegetation und ihrer Zusammensetzung ab. Da Rentiere im Sommer vor allem energiereiche krautige Pflanzen zu sich nehmen, stellt die Waldgrenze den äußersten Rand ihres Lebensraumes dar. Durch die prognostizierte Verkürzung der Vegetationsruhe und die steigenden Temperaturen in der Vegetationsphase muss davon ausgegangen werden, dass sich der bereits nachgewiesene Trend fortsetzt und die Waldgrenze weiter steigen wird. Somit wird der für die Rentiere potentiell nutzbare Sommerlebensraum in Zukunft schrumpfen. Die historische Analyse zeigt jedoch, dass der Anstieg der Waldgrenze deutlich langsamer verläuft als aufgrund der Temperaturveränderung zu erwarten wäre. Bleibt es bei einer Ausbreitung entlang der Waldgrenze, dürfte sich der Prozess in den nächsten Jahrzehnten zwar beschleunigen, aber immer noch mit eher geringer Geschwindigkeit fortsetzen⁴⁶. Dies ist allerdings nur eine ballistische Prognose. Es bleibt dabei offen, ob mit der Zunahme der Temperatur in Zukunft kritische Grenzen erreicht werden, die eine sprunghafte Ausbreitung der Waldvegetation auslösen. So legen Erkenntnisse aus der Paläobotanik bei raschen Temperaturzunahmen eine spontane Etablierung von Bäumen auch deutlich oberhalb der bestehenden Waldgrenze nahe.

Die GPS-Messungen zeigen, dass sich die Rentiere im Sommer nur selten in der Nähe der Waldgrenze aufhalten. Es kann daher vermutet werden, dass die allmähliche Veränderung der Waldgrenze nur geringe Einflüsse auf den Bestand haben wird. Bei einer massiven spontanen Etablierung von Gehölzvegetation auf der Hochebene dürften

dahingegen deutlichere Auswirkungen auf den aktiv genutzten Lebensraum des Bestands zu erwarten sein.

Die Qualität des Sommerfutters wird durch den Anteil krautiger Pflanzen an der Vegetation und ihrem Nährstoffgehalt zum Zeitpunkt der Aufnahme durch die Tiere beeinflusst. Es ist davon auszugehen, dass von den prognostizierten höheren Temperaturen und der längeren Vegetationsphase vor allem die krautigen Pflanzen profitieren und sich ihr Anteil an der Vegetationsdecke erhöht. Insgesamt dürften sie schneller wachsen und mehr Nährstoffe bereitstellen. Die prognostizierte Verringerung der Sommerniederschläge bleibt noch zu gering, als dass trockenheitsbedingte Verschiebungen zugunsten von Gräsern zu erwarten wären. Bedeutsam könnten allerdings Veränderungen in der Phänologie sein. Um den optimalen Versorgungszustand der Pflanzen kurz nach dem Austreiben nutzen zu können, folgen die Rentiere den langsam schmelzenden Schneefeldern. Die Prognosen legen nahe, dass diese Schneeschmelze nicht nur immer früher beginnen wird, sondern sich auch in ihrem Ablauf zunehmend beschleunigt. Damit wird die ‚grüne Welle‘ der die Tiere folgen, sie schneller in Bereiche der Hochlagen führen, in denen sich noch keine Vegetation etabliert hat (Strand 2008: 8). Gleichzeitig verzögern der Mangel an Humus und der langsame Ablauf der Bodenbildung eine Etablierung neuer Pflanzenbestände in den flachgründigen alpinen Bereichen. Insgesamt kann dies im Frühjahr zu einer besseren und insb. zum Spätsommer hin zu einer schlechteren Futterversorgung der Rentiere führen. Da die Versorgung im Frühjahr vor allem bedeutend für die Aufzucht, die Versorgung im Spätsommer aber bedeutend für die Überlebensfähigkeit im Winter und die Fekundität ist, kann mit einer stärkeren Schwankung der Vitalität zwischen den Jahreszeiten und einem zunehmenden Rückgang der Reproduktionsrate gerechnet werden (ebd.).

⁴⁶ Zur Persistenz von Waldgrenzen und einer Darstellung der Prozesse bei der Ausbreitung siehe Holtmeier & Broll 2007.



3.4.2.3 Auswirkungen auf das Winterfutter

Der Anteil der Flechtenvegetation hat erheblichen Einfluss auf die Nährstoffversorgung der Rentiere im Winter. Da Flechten auch in südlicheren Gefilden wachsen und dort ebenfalls Vegetationseinheiten dominieren können, ist davon auszugehen, dass die wärmeren Bedingungen das Wachstum der Flechten eher bevorzugen. Da die bevorzugten Cladonisarten vor allem auf trockeneren Standorten gedeihen, lassen die tendenziell geringeren Sommerniederschläge vermuten, dass sich die Wuchsbedingungen noch weiter verbessern werden.

Es besteht allerdings die Gefahr, dass die Flechten durch Konkurrenzdruck von krautigen Pflanzen verdrängt werden. Ein Ein-

flussfaktor für diesen Prozess ist die Nutzung bzw. der Verbiss. Sowohl ein zu geringer als auch ein zu starker Verbiss der Flechtenvegetation schwächt ihre Konkurrenzkraft. Insbesondere in den östlichen Winterlebensräumen, die aufgrund der Zerschneidung nicht genutzt werden, sind Probleme zu erwarten. Durch die geringe Nutzung können sich hier eventuell krautige Pflanzen gegenüber den Flechten durchsetzen. In den westlichen Bereichen, die von den Tieren im Winter genutzt werden, ist bei mäßigem Nutzungsdruck mit einer Verbesserung der Versorgungslage zu rechnen.

3.4.2.4 Auswirkungen auf die Winterwitterung

Die Winterwitterung ist durch ihre Wirkung auf den Zugang zur Nahrung für die Bestandsdynamik von Bedeutung. Dabei sollte zwischen der Schneebedeckung in einem durchschnittlichen Winter und Extremereignissen (wie z. B. *ice-on-snow-incidents*) unterschieden werden (Strand 2008: 5).

Bei allen Szenarien zeigen die Modelle einen Anstieg der Niederschlagsmenge im Winterhalbjahr. In den tieferen Lagen rund um die *Hardangervidda* könnte der verkürzte Zeitraum der Schneebedeckung die erhöhte Akkumulation wieder ausgleichen. Auf dem Hochplateau ist allerdings unter normalen Witterungsbedingungen mit einem allmählichen Zuwachs der mittleren Schneemächtigkeit zu rechnen. Damit steigt der Energiebedarf der Tiere für die Einwerbung des Futters und mit ihm die Bedeutung von idealen Winterhabitaten, d. h. Gebieten mit kleineren Erhebungen, auf denen die Schneedecke durch Winddrift reduziert wird.

Die Prognosen deuten, neben der Zunahme der Niederschläge, auf eine massive Erwär-

mung im Winter hin. Damit steigt die Gefahr von Wärmeeinbrüchen im Winter und durch Eisregen oder Tauphasen verursachte *ice-on-snow-incidents*. Der zu erwartende Anstieg von Extremereignissen und insb. von Temperaturschwankungen legt nahe, dass solche Ereignisse in Zukunft vermehrt auftreten. Ebenfalls sind die steigenden Niederschläge im Herbst mit Sorge zu betrachten, da die Eisbildung auf dem Boden bzw. der Vegetation durch herbstlichen Eisregen den Energiebedarf für die Nahrungsbeschaffung erheblich erhöht (ebd.).

Da diese Extremereignisse als dichteunabhängige Katastrophen wirken, hätte ihr vermehrtes Auftreten erhebliche negative Auswirkungen auf den Bestand. Die bereits dokumentierte Häufung dieser Ereignisse in anderen Regionen unterstreicht deren Bedeutung für die Bestandsdynamik und legt nahe, dass die Zunahme von *ice-on-snow*- bzw. *ice-on-ground-incidents* den Bestand erheblich gefährden kann.

3.4.2.5 Auswirkungen auf die Insekten- und Parasitenaktivität

Die negative Wirkung der Insekten- bzw. Parasiten auf den Rentierbestand wird zum einen durch die Aktivität der Individuen, zum anderen aber durch deren Anzahl beeinflusst.

Da Insekten ektotherm sind, hat die Witterung unmittelbar Auswirkung auf ihre Aktivität. Die prognostizierten wärmeren Temperaturen im Sommer legen nahe, dass die Rentiere in Zukunft häufiger und stärker durch Parasiten beeinträchtigt werden (Strand 2008: 8). Die prognostizierte Zunahme der mittleren Windgeschwindigkeit könnte dem entgegenwirken und auch in tieferen Lagen für Entlastung sorgen. Allerdings dürften der Rückgang der Niederschläge und die damit verbundene Abnahme der Wolkenbedeckung diesen Effekt wieder aufwiegen.

Neben der gesteigerten Aktivität der Insekten verbessern sich durch wärmere und kürzere Winter auch deren Überwinterungschancen. Neben der längeren Wachstumsperiode, d. h. einer häufigeren Reproduktionsmöglichkeit, ergänzt die geringere Sterblichkeit im Winter die guten Bedingungen für den Reproduktionserfolg der Parasiten. Neben einer stärkeren Aktivität ist in Zukunft somit auch das Auftreten einer größeren Zahl an Parasiten zu erwarten. Insgesamt ist also damit zu rechnen, dass ihr angeborenes Ausweichverhalten die Rentiere früher und häufiger in die vegetationsarmen alpinen Bereiche führt. Dies schränkt ihre Möglichkeiten ein, im Sommer die für die Überwinterung nötige Kondition zu erreichen. Als Konsequenz sind deshalb eine steigende Wintersterblichkeit und eine sinkende Fekundität zu erwarten.

3.4.2.6 Auswirkungen auf die Nahrungskonkurrenz

Die Konkurrenz um die Nahrungsquelle der Rentiere wird durch die landwirtschaftliche Nutzung des Plateaus als Sommerweide gesteuert. Es ist zu erwarten, dass die Beweidung durch den vorrückenden Frühlingsbeginn und die längere Vegetationsperiode attraktiver wird. Zumindest kann von einer längeren Verweildauer der Schafe auf den Weiden ausgegangen werden. Damit steigen allerdings ihr Verbiss und ihre Wirkung auf die Vegetation inklusive der möglichen Rückwirkungen auf das Nahrungsan-

gebot für die Rentiere. Da sich bisher der aktiv genutzte Sommerlebensraum und die Weidegebiete nur an einigen Stellen überlappen, dürften etwelige Auswirkungen gering bleiben. Wird die Beweidung aber aufgrund der besseren Voraussetzungen ausgeweitet und weiter intensiviert, sind Auswirkungen auf den Rentierbestand wahrscheinlich.

3.4.2.7 Auswirkungen auf die Besiedelung

Die historische Analyse der Besiedelung hat gezeigt, dass sie stark von der ökonomischen Gesamtsituation und der Attraktivität des Gebietes für einzelne Nutzungen geprägt ist.

Über die Veränderung der ökonomischen Gesamtsituation kann an dieser Stelle nur spekuliert werden. Da Norwegen aber einen Großteil seines Wohlstandes aus der Ver-

marktung von Öl bezieht, ist damit zu rechnen, dass dem Land auch weiterhin eine stabile ökonomische Basis gegeben ist.

Die derzeit vorherrschenden Nutzungen im Gebiet sind die Landwirtschaft in Form der Sommerbeweidung und die Erholung (inkl. Jagd und Fischerei). Wie bereits im Abschnitt zur Beweidung beschrieben, verbessern die



prognostizierten klimatischen Veränderungen die Voraussetzungen für diese Nutzung. Die Verlängerung der Vegetationsperiode in Kombination mit steigenden Temperaturen und geringeren Niederschlägen stellt ein höheres Pflanzenwachstum und eine längere Nutzbarkeit in Aussicht.

Ähnliche positive Wirkungen sind für den Sommertourismus zu erwarten. Die Verlängerung der Sommersaison in Verbindung mit höheren Temperaturen und geringeren Niederschlägen dürfte die Attraktivität der Region steigern. Neben der direkten Auswirkung des Klimas auf den Sommertourismus ist im Winter vor allem mit indirekten Auswirkungen zu rechnen. Zwar scheinen die steigenden Niederschläge im Winter und die häufigeren Stürme auf insgesamt schlechtere Bedingungen für den Wintersport hin zu deuten, aber es darf dabei nicht vernachlässigt werden, dass sich die Situation in anderen Landesteilen auch verändert. Insbesondere durch die geringere Schneesicherheit in den niedrigeren Lagen dürften in Zukunft Verlagerungseffekte zum Tragen kommen, die auch im Winter zur stärkeren Nutzung des Gebietes führen. Die höhere Frequentierung der Region in Sommer und Winter führt allerdings auch zu einem steigenden Bedarf an Unterkünften für die Gäste und damit zu einem steigenden Siedlungsdruck. Dieser dürfte sich insbesondere in den schneesicheren Hochlagen am Rande der *Hardangervidda* bemerkbar machen. Es besteht daher die Gefahr, dass der Restlebensraum des Rentierbestands durch weitere Siedlungstätigkeit weiter verkleinert und in seiner Funktion beeinträchtigt wird.

Bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimas auf den Tourismus muss zwischen Sommer- und Wintertourismus unterschieden werden. Wie im Abschnitt zur Besiedlung bereits angeklungen, ist damit zu rechnen, dass längere, wärmere und trockenere Sommer mehr Erholungssuchende in die Region locken. Aufgrund der steigenden Unsicherheit der Witterungsbedingungen im Frühjahr und Herbst wird sich der Großteil der Zunahme auf den Hochsommer konzentrieren. In dieser Zeit ist demnach mit einer stärkeren Frequentierung der Wanderwege und der zugehörigen Infrastruktur zu rechnen. Da die Beeinträchtigung des Sommerlebensraumes schon heute ein Problem darstellt, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Lage in Zukunft noch verschärfen wird.

3.4.2.8 Auswirkungen auf den Tourismus

Ebenfalls im Winter ist durch die Verkürzung der Saison und des Schneemangels in niedrigeren Lagen eine stärkere Frequentierung der schneesicheren *Hardangervidda* zu erwarten. Aufgrund der erheblich stärkeren Niederschläge im Herbst und Winter dürften sich die Besucher noch stärker auf die verkürzte Saison im März und April konzentrieren. Kurzfristig können hierdurch eine stärkere Frequentierung der Skirouten und eine häufigere Vergrämung der Rentiere entstehen. Langfristig ist mit einem weiteren Ausbau der Infrastruktur und einer weiteren Zerschneidung des Lebensraumes zu rechnen.

Als eine neue Gefahr für Wild- und Nutztiere in Europa wird in der Literatur die Einwanderung von neuen Krankheiten und Parasiten aus südlichen Verbreitungsgebieten diskutiert. Wärmere und längere Vegetationsperioden erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit der Pathogene und verbessern die Bedingungen für ihre Ausbreitung. Als

3.4.2.9 Wildcards

Als eine neue Gefahr für Wild- und Nutztiere in Europa wird in der Literatur die Einwanderung von neuen Krankheiten und Parasiten aus südlichen Verbreitungsgebieten diskutiert. Wärmere und längere Vegetationsperioden erhöhen die Überlebenswahrscheinlichkeit der Pathogene und verbessern die Bedingungen für ihre Ausbreitung. Als

besonders kritisch wird dabei die Verschleppung von Krankheiten und Parasiten durch Nutztiere und andere Wildtiere betrachtet. In den bisherigen Untersuchungen konnten keine Übertragungen von Krankheiten durch Schafe auf Rentiere festgestellt werden. Es bleibt aber offen, ob der Kontakt von Rentieren mit anderen verwandten Wildtieren (z. B. Elchen und Hirschen) zu einer möglichen Übertragung führt.

Neben dem Austausch von Krankheiten sind aber auch Verdrängungseffekte durch andere Wildtiere möglich. Insbesondere Elche können in freier Wildbahn ein Nahrungskonkurrent für Rentiere sein. Das zunehmende Eindringen von Elchen in die niederen Lagen der *Hardangervidda* könnte daher als problematisch gesehen werden. Gleichwohl ist die Zahl der Elche im Vergleich z. B. mit den in der *Hardangervidda* gesömmerten Nutztieren noch so gering, dass sie für den Bestand keine erhebliche Bedrohung darstellen dürften.

Eine andere Problematik, die mit den klimatischen Veränderungen einhergeht, betrifft das Potential der Rentiere zur biologischen Anpassung. Insbesondere die Reproduktionsphase steht hier im Mittelpunkt der Diskussion (vgl. Holand et al. 2008). Die allgemein steigenden Temperaturen führen zu einer Verlagerung von Herbst und Frühling sowie einer Verkürzung der Wintersaison. Da sowohl die Rentierkühe als auch ihre Kälber bald nach der Niederkunft ener-

giereiche Nahrung benötigen, ist die Synchronität von Frühjahrsbeginn und Geburt der Kälber von Bedeutung für deren Entwicklung. Bei einer verspäteten Brunft und einem verfrühten Frühling könnte somit eine Asynchronität zwischen dem Bedarf an Nahrung für die Aufzucht der Nachkommen und dem Höhepunkt der Pflanzenproduktion entstehen. In seiner Konsequenz könnte hierdurch ein Prozess entstehen, der über mehrere Jahre hinweg die Kondition der Kühe und der Neugeborenen immer weiter schwächt. Eine sinkende Fekundität, ein geringerer Reproduktionserfolg und eine erhöhte Sterblichkeit bei Jungtieren und Kühen wären die Folge.

Die in anderen Regionen bereits dokumentierte Auswirkung der früheren Eisschmelze auf die Migration der Tiere (ACIA 2004: 70), dürfte in der *Hardangervidda* dahingegen kaum von Bedeutung sein. Aufgrund der Höhe des Plateaus sind auch weiterhin lang anhaltende tiefe Temperaturen zu erwarten, die zu einer Ausprägung tragfähiger Eisdecken auf Flüssen und Seen führen. Da die Zwangspunkte in der Migration, die über tiefere Flüsse oder Seen führen, vor allem im Winter und nur selten im Frühjahr passiert werden, ist ein erhöhter Verlust an Tieren durch Ertrinken kaum wahrscheinlich.

Im Folgenden werden die Auswirkungen tabellarisch zusammengefasst (siehe Tabelle 59).



Tabelle 59: Zusammenfassung der potentiellen Auswirkungen des Klimawandels auf den Rentierbestand in der Hardangervidda

Faktor	Erwartete Entwicklung	Auswirkung auf den Lebensraum	Auswirkungen auf die Wanderung	Auswirkung auf Individuen	Auswirkungen auf die Reproduktion	Auswirkung auf den Bestand
Jagddruck	keine direkten Einflüsse durch den Klimawandel	--	--	--	--	--
Sommerfutter	frühzeitiger Schneeschmelze; frühzeitiger Vegetationsbeginn; höhere Biomasseproduktion; ggf. spontane Gehölzentwicklung	schnellerer Beginn und Ablauf der „grünen Welle“, der die Tiere folgen; beschleunigter Rückzug der Tiere in alpine vegetationsarme Gebiete	--	geringere Nahrungsaufnahme im Spätsommer; schlechtere Kondition	höhere Überlebensrate der Kälber im Mai/Juni; geringerer Reproduktionserfolg	steigende Mortalitätsrate im Winter; Sinkende Bestandszahlen; steigende Anfälligkeit gegenüber Extremereignissen
Winterfutter	höhere Biomasseproduktion	bei Über- oder Unternutzung Gefahr der Verdrängung der Flechtenvegetation	--	??	??	bei Übernutzung Reduzierung der Nahrungsressourcen
Winterwitterung	höhere Schneemächtigkeiten; häufigere Vereisung der Schneedecke	wachsender Bedarf von Winterhabitaten mit idealer Ausstattung (Mikrorelief)	verstärkte Wanderung zwischen Winterlebensräumen	mehr Energieverbrauch zur Nahrungseinwerbung; schlechtere Kondition	geringerer Reproduktionserfolg	steigende Mortalitätsrate; Bestandseinbrüche
Insekten- und Parasitenaktivität	vermehrte Aktivität; bessere Reproduktionsbedingungen	beschleunigter Rückzug der Rentiere in alpine vegetationsarme Gebiete; stärkerer Beweidungsdruck auf die Vegetation	verstärkte Wanderung innerhalb der Sommerlebensräume	geringere Nahrungsaufnahme; schlechtere Kondition	geringerer Reproduktionserfolg	sinkende Bestandszahlen; steigende Anfälligkeit gegenüber Extremereignissen
Nahrungskonkurrenz	verbesserte Bedingungen für die Beweidung; ggf. Ausweitung der Beweidung	längerer Aufenthalt der Nutztiere; stärkerer Verbiss	unbekannt	geringere Nahrungsaufnahme; schlechtere Kondition	geringerer Reproduktionserfolg	bei Überlagerung der Lebensräume steigende Konkurrenz

Faktor	Erwartete Entwicklung	Auswirkung auf den Lebensraum	Auswirkungen auf die Wanderung	Auswirkung auf die Individuen	Auswirkungen auf die Reproduktion	Auswirkung auf den Bestand
Besiedlung	steigender Siedlungsdruck	Verlust und Zerschneidung von Habitaten und Migrationstrassen	häufigere Wanderung zwischen Restlebensräumen	steigende Nahrungskonkurrenz; geringere Nahrungsaufnahme	geringerer Reproduktionserfolg	Konzentration auf kleinere Flächen ; sinkende Bestandszahlen; steigende Anfälligkeit gegenüber Extremereignissen
Tourismus	erhöhte Attraktivität der Region für den Sommertourismus; Verlagerungseffekte aus tieferen Lagen beim Wintertourismus	stärkere Nutzung von Wanderwegen und Skirouten; Ausbau der Infrastruktur; Verlust und Zerschneidung von Habitaten und Migrationstrassen	häufigere Wanderung zwischen Restlebensräumen	steigender Energieumsatz durch häufigere Fluchtreaktion; geringere Nahrungsaufnahme	geringerer Reproduktionserfolg	häufigere Fluchtreaktion; erhöhter Energieverbrauch; geringere Nahrungsaufnahme; Konzentration auf kleinere Flächen
Wildcards	ggf. Einwanderung neuer Krankheiten und Parasiten; ggf. Auftreten neuer Nahrungskonkurrenten; Auseinanderfallen von Nahrungsbedarf und dem Höhepunkt der Biomasseproduktion im Frühjahr.	??	??	?? (häufigere Erkrankung; schlechtere Kondition)	?? (geringerer Reproduktionserfolg)	??



3.4.3 Potentielle Wechselwirkungen zwischen den Einflussfaktoren

Die Darstellung der Wechselwirkungen basiert auf dem konzeptionellen Modell des Habitat-Demographie-Verhältnisses. Sie ist anhand der Wirkung auf den Sommer- und Winterlebensraum des Bestands sowie den Auswirkungen auf die saisonale Migration gegliedert.

Die Wechselwirkungen sind in Abbildung 49 zusammengefasst. In Abbildung 50 wurde die räumliche Ausprägung der Wirkfolgen dargestellt.

3.4.3.1 Kumulative Wirkungen auf den Sommerlebensraum der Rentiere

Die längeren, wärmeren und trockeneren Sommer scheinen zunächst das Nahrungsangebot für die Rentiere zu verbessern. Bei genauerer Betrachtung erzeugt aber die unheilvolle Kombination aus einer beschleunigten Schneeschmelze und aktiveren Parasiten für den Bestand eher eine Verschlechterung der bestehenden Situation. Es ist damit zu rechnen, dass die Rentiere nach guten Bedingungen im Frühjahr gezwungen sind, sich schneller als bisher in die alpinen

vegetationsarmen Hochlagen zurückzuziehen. Eine sich verstärkende Erholungsnutzung und die Gefahr eines weiteren Ausbaus der hierfür benötigten Infrastruktur lassen den Tieren in Zukunft womöglich immer weniger nutzbaren Lebensraum. Gleichzeitig besteht die Gefahr, dass eine stärkere Beweidung in der Region auch in den abgelegenen Bereichen eine vermehrte Nahrungskonkurrenz mit Nutztieren entstehen lässt.

3.4.3.2 Kumulative Wirkungen auf den Winterlebensraum der Rentiere

Die prognostizierten schneereicheren und wärmeren Winter, dürften sich auf den Bestand in zweierlei Hinsicht auswirken. Zum einen steigt der Energiebedarf der Tiere bei der Nahrungsaufnahme unter durchschnittlichen Witterungsbedingungen, zum anderen erhöht sich die Gefahr von Extremereignissen. Gleichzeitig besteht aber auch eine große Wahrscheinlichkeit, dass die Region stärker durch Touristen frequentiert wird.

Der häufigere Kontakt zu Skiläufern kann zum einen die Zahl der energieaufwändigen Fluchtreaktionen erhöhen, zum anderen durch Vergrämungswirkung den Wegfall geeigneter Futterplätze bewirken. Trotz der derzeit guten Versorgung mit Winterfutter sind durch diese Wechselwirkungen weitere Einschränkungen des Winterlebensraumes zu erwarten.

3.4.3.3 Kumulative Wirkungen auf die saisonale Migration der Rentiere

Durch den immer kleiner werdenden Lebensraum und die schneller ablaufenden Prozesse, z. B. bei der Vegetationsentwicklung, gewinnt die Migration der Tiere zwischen den saisonalen Lebensräumen und den Teillebensräumen immer mehr an Bedeutung. In der historischen Analyse konnte gezeigt werden, dass insbesondere die zunehmende Besiedelung eine Beeinträchtigung der Migrationsrouten nach sich zieht. Es ist daher zu erwarten, dass der weitere Ausbau der Siedlungstätigkeit zu weiteren Beeinträchtigungen der Migration führt sowie bestehende Barrierewirkungen verstärkt. Damit würde sich der Aktionsraum des Bestands weiter verkleinern und die Belastungen der Restflächen ansteigen.

Neben der erhöhten Notwendigkeit der Migration ist allerdings auch eine zeitliche Verschiebung zu erwarten. Insbesondere eine Anpassung der Frühjahrswanderungen in und aus den Gebieten, in denen die Kälber geboren werden, könnte sich zunehmend mit der erhöhten Aktivität im Wintertourismus überlappen.

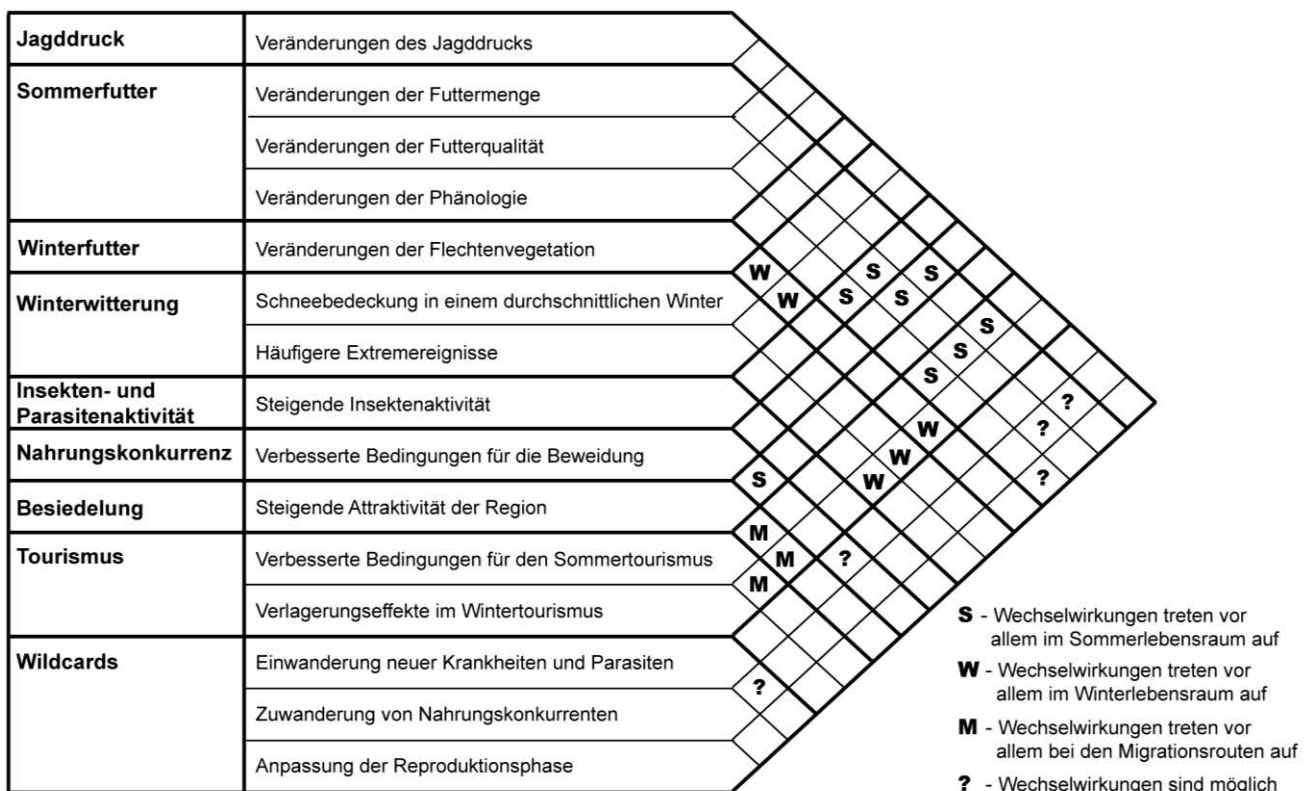
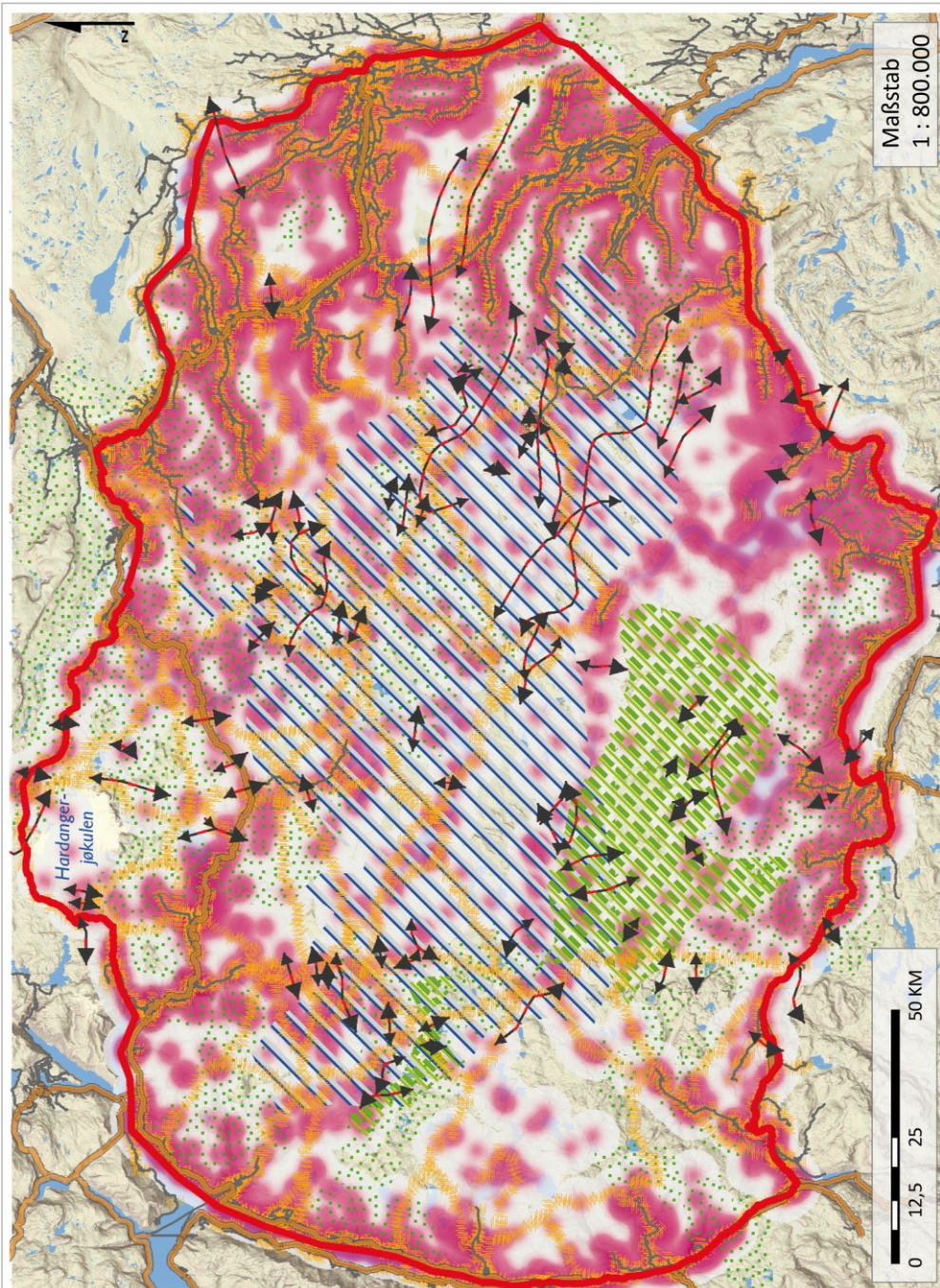


Abbildung 49: Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den Einflussfaktoren



Mögliche Wirkungen des Klimawandels



Legende

	Untersuchungsgebiet		potentielle Wirkungen des Klimawandels:		häufigere Extremwetterungen; steigender Bedarf an Winterhabitaten mit idealer Ausstattung
	überregionale Straßen		stärkere Nutzung von Wanderwegen		steigender Besiedelungsdruck; Ausbau der Infrastruktur; Verlust und Zerschneidung von Habitaten und Migrationsrouten
	Straßen und befestigte Wege		steigende Bedeutung der Migration		
			verbesserte Bedingungen für die Beweidung mit Schafen; steigender Nutzungsdruck		
			beschleunigter Rückzug der Tiere im Sommer in höhere vegetationsarme Lagen		

Abbildung 50: Übersicht über die möglichen Wirkungen des Klimawandels auf den Rentierlebensraum in der Hardangervidda

3.5 Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda

3.5.1 Bewertung der Handlungserfordernisse des Managements

Das folgende Kapitel hat zur Aufgabe, die bisherigen Ergebnisse zu bewerten und daraus Strategien und Maßnahmen zu entwickeln. Hierfür sollte zunächst geklärt werden, wie sich Strategien und Maßnahmen voneinander unterscheiden.

Maßnahmen werden in diesem Zusammenhang als einzelne Handlungen verstanden, die einen deutlichen Umsetzungsbezug haben. Sie dienen dazu, kurz- oder mittelfristige Ziele zu erreichen und bauen auf den vorhandenen Potentialen und dem gegebenen Handlungsspielraum der handelnden Akteure auf.

Bei einer Strategie⁴⁷ hingegen handelt es sich um eine Bündelung von Maßnahmen unter einer gemeinsamen Leitidee. Sie ist auf mittel- und langfristige Ziele ausgerichtet und von einem präventiven Charakter geprägt. Strategien sind zum einen ein Instrument zur flexiblen Handhabung von Maßnahmen, dienen aber auch der Kommunikation. Die Vermittlung von Maßnahmen anhand gemeinsamer Ziele erhöht die Transparenz des Vorgehens und steigert deren Akzeptanz. Gleichzeitig ermöglicht es die Beteiligung anderer Akteure am Entscheidungsprozess. Durch die Orientierung an Zielen können innerhalb einer Strategie Maßnahmen abgeändert oder neue Maßnahmen entwickelt werden. Die Strategieentwicklung ergänzt daher das Adaptive

Management. Sie ist besonders dort von Bedeutung, wo zum einen mit zukünftigen und unsicheren Ereignissen umgegangen werden muss, zum anderen dort, wo die hoheitliche Planung in einen Governanceprozess Eingang findet und über die Akzeptanzbildung für Maßnahmen hinaus die Diskussion und Partizipation an Entscheidungsprozessen ermöglicht werden soll.

Eine Strategie zu entwickeln, bedeutet, diejenigen Maßnahmen auszuwählen, die der Erreichung eines bestimmten Zieles dienlich sind. Diese Auswahl kann auf zweierlei Weise erfolgen (Wiechmann 2008: 16ff). Zum einen können Strategien ex ante in Form eines Plans aufgestellt und dann mit Maßnahmen angereichert werden. Dieses von Zielen gesteuerte top-down Herangehen kann als lineare Strategieentwicklung bezeichnet werden (ebd.). Dem gegenüber steht die emergente oder adaptive Strategieentwicklung als bottom-up Ansatz, bei dem vorhandene Maßnahmen ex post gebündelt und unter ein gemeinsames Motto gestellt werden (ebd.: 26ff).

In dieser Arbeit werden beide Ansätze verfolgt. Zum einen bilden die Vorgaben des Risikomanagements sowie des adaptiven Managements bereits Zielvorgaben, aus denen sich systematisch Art und Umfang von Maßnahmen ableiten lassen. Diese Strategien bewegen sich allerdings noch auf einer sehr abstrakten Ebene und sind kaum zur Kommunikation geeignet. Es bietet sich daher an, in einem bottom-up Ansatz im Nachgang an die Maßnahmenentwicklung diese nochmals auf gemeinsame Inhalte und Ziele zu überprüfen und darunter zu bündeln. Diese emergenten Strategien dienen

⁴⁷ Der Begriff Strategie leitet sich vom altgriechischen Worte „strategia“ (stratos = Heer + agein = führen) ab, hat seine Wurzeln also in der Kunst der Kriegsführung. Es beschreibt ursprünglich die Ausrichtung seines Denkens, Entscheidens und Handelns an übergeordneten Zielen ohne sich durch kurzfristige und vordergründige Dringlichkeiten ablenken zu lassen.



vor allem der Kommunikation des natur-schutzfachlichen Vorgehens.

In einem ersten Schritt der Maßnahmenentwicklung gilt es zunächst, die Handlungsfelder des zukünftigen Managements zu bestimmen und sie entsprechend ihrer Handlungserfordernis zu priorisieren. Sie sollten alle Probleme umfassen, die durch das Management beeinflusst werden können und durch deren Veränderung sich die Auswirkungen des Klimawandels auf den Bestand minimieren lassen.

Bei der Definition der Handlungsfelder können die durch den Klimawandel ausgelösten Probleme nicht losgelöst von bestehenden Problemen betrachtet werden. Viele der Komponenten potentiell negativer Entwicklungen eines Gebietes werden durch globale Prozesse (z. B. wirtschaftliche oder demografische Entwicklungen) oder durch biologische Mechanismen beeinflusst. Bei der Definition der Handlungsfelder muss daher berücksichtigt werden, wie sich die globalen Trends im Gebiet manifestieren und an welcher Stelle sie durch lokales Handeln beeinflusst werden können. Die Berücksichtigung von Verschiebungen und Verstärkungen in der Bedeutung einzelner bereits bestehender Probleme ist essentieller Teil der Betrachtung.

Um zu einer Prioritätensetzung für die Handlungsfelder zu gelangen, müssen die Elemente des Systems nach mehreren Kriterien beurteilt werden. Zunächst sollte ihre Wirkung auf das Gesamtsystem betrachtet werden. Es gilt dabei zu ermitteln, ob sie im Wirkungsgefüge eine aktive oder eher passive Rolle spielen. Neben der Frage, welche Bedeutung sie haben, muss ebenfalls geklärt werden, wo der größte Handlungsspielraum für die angesprochenen Akteure liegt. Dabei darf sich die Betrachtung nicht nur auf das bisherige Handlungspotential beschränken, sondern sollte auch aufzeigen, wo bisher ungenutzte Einflussmöglichkeiten liegen. Der Vergleich der Wirkung einzelner Faktoren mit der Einflussmöglichkeit des Managements erlaubt die Identifikation von idealen Ansatzpunkten für Maßnahmen, d. h.

Bereichen, in denen die größte Hebelwirkung erzeugt werden kann (*leverage points*). Die Berücksichtigung dieser beiden Kriterien soll gewährleisten, dass keine Maßnahmen ergriffen werden, die zwar umsetzbar sind, aber nur Symptome bekämpfen oder dass solche Maßnahmen empfohlen werden, die zwar wirkungsvoll sind, aber nicht im Einflussbereich des Managements liegen.

Eine Betrachtung der bestehenden Wechselbeziehungen und der Einflussmöglichkeiten ist vor allem auf eine Lösung der bestehenden Probleme fokussiert. Die Untersuchung zielt aber darauf ab, Aussagen über zukünftige Veränderungen unter dem Blickwinkel des Klimawandels zu generieren, denn dieser steht im Mittelpunkt der Betrachtung. Als drittes Kriterium für die Bewertung gilt es also, die Wirkungen des Klimawandels auf die einzelnen Elemente zu beurteilen. Aus der Zusammenschau der Bedeutung der Elemente, ihrer Beeinflussbarkeit und ihrer potentiellen Veränderung durch den Klimawandel lassen sich Prioritäten für das Management festlegen.

Um die drei Kriterien vergleichen zu können, sollten sie in vergleichbarer Weise bewertet werden. Diese Vergleichbarkeit bezieht sich dabei weniger auf die Methodik zur Ermittlung möglicher Auswirkungen, als vielmehr auf deren Beurteilung mit Hilfe eines einheitlichen Bewertungssystems und eines vergleichbaren Bewertungsmaßstabs. In diesem Fall soll dazu ein einfaches Bewertungsverfahren dienen, das die Kriterien auf einer Ordinalskala von 0 (keine Wirkung) bis 3 (starke Wirkung) einordnet.

Das weitere Vorgehen lässt sich also in vier Schritte unterteilen:

- Bewertung der Bedeutung einzelner Elemente im Gesamtsystem
- Bewertung der Einflussmöglichkeiten des Managements
- Bewertung der Wirkung des Klimawandels
- Priorisierung der Handlungsfelder

3.5.1.1 Bewertung der Bedeutung einzelner Elemente im Gesamtsystem

Aus den vorangegangenen Analysen liegt bereits eine Liste bestehender und möglicher zukünftiger Probleme vor. Sie dient als Grundlage für die Bestimmung der Relevanz der Systemelemente. Ausgeklammert werden hier lediglich die unter der Überschrift Wildcards gesammelten Probleme. Da über ihr Verhalten noch keine Erfahrungen vorliegen, würde jede Aussage über ihre Wirkung auf den Bestand ins Spekulative abdriften. Die Wildcards bilden somit eine eigene Gruppe, die anhand von einfachen Risikoindikatoren beobachtet werden muss. Sobald das Auftreten von Wildcards als wahrscheinlich gelten kann, sollten vorbeugende Maßnahmen ergriffen werden.

Die in der Liste aufgeführten Probleme können nicht isoliert betrachtet werden. Wie das Modell in Kapitel 3.2 veranschaulicht, beeinflussen sich die Probleme gegenseitig. Die Verstärkungen und synergetischen Wirkungen müssen bei der Analyse mit betrachtet werden. Es gilt also zu identifizieren, welches Element des Systems sich am stärksten verändert und über Wechselwirkungen andere Probleme mit beeinflusst.

Zur Analyse der Wechselwirkungen wurde ein Vorgehen in Anlehnung an die von Frederic Vester (1994: 142ff, 2002: 226ff) entwickelte Einflussmatrix (oder auch „Papiercomputer“) gewählt. Die Einflussmatrix dient der Identifikation von Beziehungen zwischen Elementen eines komplexen Systems und deren hierarchischer Ordnung. Sie baut auf einer Tabelle auf, in der alle Elemente eines komplexen Modells jeweils in die zwei Achsen eingetragen werden. In den Feldern der Tabelle wird die Bewertung der Wechselwirkung zwischen den Elementen eingetragen. Vester schlägt zur Bewertung eine einfache vierstufige Skala vor (0=keine Wirkung; 1= schwache Wirkung; 2= mittlere Wirkung; 3 = starke Wirkung).

Da jeweils eine gerichtete Wirkung der Elemente beurteilt wird, führt die Summe der Bewertungen pro Spalte und Zeile zu jeweils unterschiedlichen Ergebnissen. Die Auswertung der Zeilen erlaubt so die Ermittlung einer Aktivsumme, anhand derer die Einwirkung eines Elementes auf die anderen Elemente beurteilt werden kann. Die Summe je Spalte ergibt eine Passivsumme, die Auskunft über den Einfluss anderer Elemente auf die einzelnen Bestandteile des Systems gibt. Diese Auswertung erlaubt, die Elemente mehreren Klassen zuzuordnen. Dies sind:

- *Aktive Elemente*, welche die anderen Elemente am stärksten beeinflussen, selber aber den geringsten Einflüssen der anderen Elemente unterliegen.
- *Reaktive Elemente*, welche die anderen Elemente am wenigsten beeinflussen, selber aber dem größten Einfluss der anderen Elemente unterliegen.
- *Kritische Elemente*, welche die anderen Elemente stark beeinflusst, selber aber auch starken Einflüssen der anderen Elemente unterliegt.
- *Puffernde (oder ruhende) Elemente*, welche die anderen Elemente nur wenig beeinflusst und selbst nur wenig beeinflusst werden.

Für die vorliegende Aufgabenstellung bilden die aktiven Elemente die Ansatzpunkte mit dem größten Erfolgspotential für das Management. Hier hat der Einsatz von Mitteln die größte Hebelwirkung, um das Gesamtsystem zu beeinflussen. Reaktive Elemente hingegen sind aufgrund ihrer starken Einflüsse durch andere Elemente die schlechtesten Ansatzpunkte für Maßnahmen. Sie sind Symptome, können aber als Indikatoren für die Wirkung von Maßnahmen in anderen Bereichen auf das Gesamtsystem fungieren (Vester 2002: 235). Maßnahmen bei kritischen Elementen haben zwar eine große



Wirkung, können aber aufgrund der Wechselwirkung anderer Elemente wieder nivelliert werden. Dadurch ist hier die Evaluation des Erfolges von einzelnen Maßnahmen vor besondere Herausforderungen gestellt. Unter den kritischen Elementen finden sich vielfach Beschleuniger und Katalysatoren. Negative Entwicklungen können leicht zu unkontrolliertem Aufschaukeln und plötzlichen Systemwechseln führen (ebd.). Die puffernden Elemente sind vor allem für Einzelmaßnahmen geeignet. Ihre Wirkung auf das System bleibt zwar begrenzt, die Erfolge der Maßnahmen können aber gut nachgewiesen werden.

In Tabelle 60 ist die Einflussmatrix der verschiedenen Elemente des Habitat-Demographie-Verhältnisses des Rentierbestands in der *Hardangervidda* dargestellt. Wie die Tabelle zeigt, wirkt sich der Jagddruck vor allem auf die Bestandsgröße und damit auf

die Verfügbarkeit des Sommer- und Winterfutters aus. Daneben gibt es durch den Jagddruck auch eine schwache Wirkung auf den Besiedlungsdruck durch den Bau von Jagdhütten. Da die Jagd ebenfalls im Zusammenhang mit touristischen Aktivitäten steht, gibt es hier eine mittlere Wechselwirkung. Dies zeigt sich durch die beschränkte Zugänglichkeit von Hütten und Gebieten während der Jagdsaison ebenso wie durch die Nachfrage der touristischen Infrastruktur durch die Jäger. Nach der Jagd spielt die Nahrungsversorgung des Bestands eine entscheidende Rolle für sein Wohlergehen. Vor allem die Qualität des Sommerfutters steht in Wechselwirkung mit dem Winterfutter. Eine gesteigerte Biomasseproduktion kommt auch dem Vorrat an Winterfutter zugute, steigert aber mittelfristig auch die Attraktivität des Hochplateaus als Sömmerungsgebiet. Quantität und Qualität des Winterfutters haben dahingegen die geringsten Wirkungen auf die anderen Elemente. Lediglich über die

Tabelle 60: Einflussmatrix der verschiedenen Elemente des Habitat-Demographie-Verhältnisses des Rentierbestands in der *Hardangervidda* unter besonderer Berücksichtigung der Wirkung von klimatischen Veränderungen.

Wirkung von ↓ auf →		A	B	C	D	E	F	G	H	AS
Jagddruck	A	•	3	3	0	0	0	1	2	9
Sommerfutter	B	0	•	3	0	0	2	0	0	5
Winterfutter	C	0	2	•	0	0	0	0	0	2
Winterwitterung	D	0	1	3	•	1	0	1	2	8
Insektenaktivität	E	0	3	0	0	•	1	1	1	6
Nahrungskonkurrenz	F	0	2	0	0	0	•	2	1	5
Besiedlung	G	1	2	3	0	0	1	•	3	10
Tourismus	H	1	3	3	0	0	0	3	•	10
	P S	2	16	15	0	1	4	8	9	

0 = Keine Wirkung, 1 = schwache Wirkung, 2 = mittlere Wirkung, 3 = starke Wirkung

regulierenden Wirkungen auf den Bestand können Wirkungen auf den Bedarf an Sommerfutter entstehen. Die Winterwitterung kann durch die Verlängerung bzw. Verkürzung der Vegetationsperiode, die Schneelast und die Temperaturen schwache Wirkungen auf das Sommerfutter und die Überlebenswahrscheinlichkeit der Insekten zeigen. Die Winterwitterung hat jedoch eine erhebliche Wirkung auf die Zugänglichkeit zum Winterfutter. Daneben bestehen auch Wechselbeziehungen zur Attraktivität des Gebietes für den Wintertourismus und der damit verbundenen Besiedlung.

Die Insektenaktivität wirkt sich primär auf den Zugang der Rentiere zum Sommerfutter aus. Da die Insekten ihre Aktivität nicht nur auf Rentiere beschränken, sondern alle Warmblüter malträtiert, kann auch von einer schwachen Wirkung auf die menschliche Nutzung des Gebietes ausgegangen werden.

Die Nahrungskonkurrenz mit Nutztieren wirkt sich für den Bestand vor allem durch eine Reduzierung des Sommerfutters aus.

Gleichzeitig erzeugt die landwirtschaftliche Nutzung auch einen Besiedlungsdruck, dessen Konsequenzen (wie z. B. Traktorwege, Vorratsschuppen, aber auch Festivitäten beim Almauf- und -abtrieb) auch die touristische Nutzung beeinflussen.

Es wundert wenig, dass die Besiedlung eine der größten Breitenwirkungen auf das System hat. Sie beeinflusst nicht nur Gebiete, welche für die Beweidung, den Tourismus, und die Jagd zugänglich sind, sondern wirkt sich auch unmittelbar auf die potentiell als Sommer- und Winterlebensraum des Bestands nutzbare Fläche aus. Ähnlich umfangreiche Wirkungen zeigt der Tourismus. Auch hier stehen die Wirkungen auf die saisonalen Lebensräume der Rentiere im Vordergrund. Der vor allem in den letzten Jahrzehnten angestiegene Bau von Feriendörfern zeigt aber auch die starke Wirkung auf die Besiedlung. Schwach ausgeprägt sind dahingegen die Wirkungen auf die Jagd, wobei sich dieser Einfluss, wie das Beispiel des Sommers 2004 (siehe Kapitel 3.1.3.3) gezeigt hat, noch steigern kann.

Zur Illustration der Verteilung der Elemente auf die o.g. Klassen kann die Lage der Elemente in Bezug auf ihre AS und PS-Werte in einem Diagramm dargestellt werden (siehe Abbildung 51).

In der Analyse zeigt sich die Jagd (A) als aktivstes Element in diesem komplexen System. Ein Eingriff in das Jagdmanagement stellt daher den wirksamsten Ansatzpunkt zur Beeinflussung der Bestandsentwicklung dar und ist am besten geeignet, um das System dauerhaft zu stabilisieren.

Die Probleme in der Bereitstellung von Sommer- und Winterfutter (B, C) zeigen sich als reaktive Elemente. Sie sind stark durch andere Veränderungen beeinflusst. Veränderungen der Flächen, die als Futterplätze im Sommer und Winter genutzt werden können, haben den Charakter von Symptomen. Ein direktes Eingreifen in die Vegetation selbst, bewirkt daher nur wenige Veränderungen. Um diese Probleme lösen zu

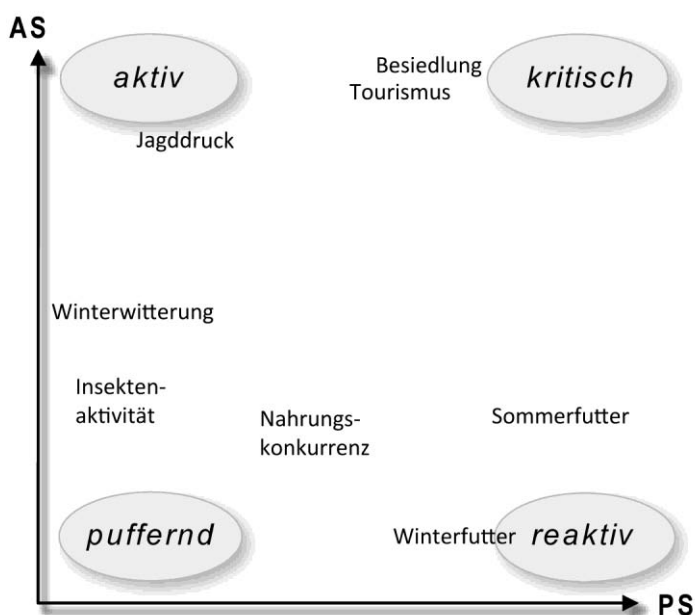


Abbildung 51: Darstellung der systemaren Bedeutung einzelner Einflussfaktoren des Rentierbestands in der *Hardangervidda*



können, müssen die treibenden Kräfte und ursächlichen Veränderungen angegangen werden. Als solche sind die Besiedlung (G) und der Tourismus (H) zu werten. Sie bilden die kritischsten Elemente des Systems. Negative Veränderungen bei diesen Elementen haben ein großes Potential, sich durch ihre vielfältigen Wechselwirkungen aufzuschaukeln. Andererseits bilden sie durch ihre vielfache Verknüpfung im System auch die geeigneten Ansatzpunkte, um Managementmaßnahmen durchzuführen. Sie bilden wirksame Hebel für die Beeinflussung des Systems sowohl in die eine wie in die andere Richtung. Die Nahrungskonkurrenz (F) ist derzeit ein untergeordnetes Problem. Es zeigt sich als pufferndes Element, d. h. Eingriffe in das System haben nur begrenzte Wirkungen. Puffernde Elemente bergen aber das Risiko, sich als „Wolf-im-Schafspelz“ zu entpuppen (Vester 2002: 235). Sie neigen dazu, beim Überschreiten von Schwellen- oder Grenzwerten ihre puffernde Wirkung zu verlieren und überraschende Wechselwirkungen im Gesamtsystem zu zeigen. Die Nähe zu dem Bereich der kritischen Elemente bestärkt eine solche Einschätzung der Nahrungskonkurrenz. Das Problem bedarf im Systemmanagement daher einer besonderen Aufmerksamkeit und eines dauerhaften Monitorings, um bei negativen Veränderungen frühzeitig eingreifen zu können.

Auf halbem Weg zwischen puffernd und aktiv finden sich die Elemente Insektenaktivität (E) und Winterwitterung (D). Sie werden beide durch die anderen Elemente nur geringfügig bzw. gar nicht beeinflusst, haben aber Auswirkungen auf die kritischen Elemente. Sie bilden schwache Ansatzpunkte, deren Wirkung begrenzt bleibt.

Um die einzelnen Elemente in ihrer Hebelwirkung zu beurteilen, wird ihre Zuordnung zu den Klassen aktiv, reaktiv, kritisch und puffernd verwendet. Die aktiven Elemente werden dabei als höchste Stufe mit dem Wert 3 beurteilt, gefolgt von kritischen (Wertstufe 2) und puffernden Elementen (Wertstufe 1). Reaktive Elemente werden der geringsten Wertstufe (0) zugeordnet. Daraus ergibt sich die in Tabelle 61 dargestellte Reihenfolge.

Tabelle 61: Bewertung der Hebelwirkung von Maßnahmen an einzelnen Einflussfaktoren

		Hebelwirkung
Jagddruck	A	3
Sommerfutter	B	0
Winterfutter	C	0
Winterwitterung	D	1
Insektenaktivität	E	1
Nahrungskonkurrenz	F	1
Besiedlung	G	2
Tourismus	H	2

0= keine Hebelwirkung, 1 = geringe Hebelwirkung, 2 = mittlere Hebelwirkung, 3 = starke Hebelwirkung

3.5.1.2 Bewertung der Einflussmöglichkeiten des Managements

Um die Einflussmöglichkeiten des Managements zu beurteilen, wird auf die Ergebnisse und Erfahrungen der historischen Analyse zurückgegriffen (siehe Kapitel 3.3). Aufgrund der vielfältigen Entwicklungen in den letzten Jahrzehnten lässt sich ablesen, welche

Bereiche einer Beeinflussung durch lokales Handeln zugänglich sind und welche nicht. Hierbei wird zunächst das Potential zur Beeinflussung betrachtet. Die Frage, ob diese Möglichkeiten durch das bestehende

Management auch ausgenutzt wurden, bleibt dabei unberücksichtigt.

Bereiche, in denen keine Einflussmöglichkeiten bestehen, werden mit 0 bewertet, diejenigen mit geringen und mittleren Einflussmöglichkeiten werden mit 1 bzw. 2 beurteilt, während Bereichen, die gut durch das lokale Management beeinflusst werden können, der Wert 3 zugeordnet wird.

Die Analyse des Jagddrucks zeigt, dass dieser ausschließlich von menschlichem Handeln bestimmt wird. Die Abschussquote wird jedes Jahr erneut vor Ort ausgehandelt. Bereits jetzt hat das Management die Funktion, auf diesen Entscheidungsprozess einzuwirken. Die Einflussmöglichkeiten werden daher als sehr stark eingestuft.

Die Quantität und Qualität des Sommerfutters für die Rentiere wird vor allem durch andere Faktoren, wie die Besiedelung und die touristische Aktivität beeinflusst. Es sind einzelne Maßnahmen (wie z. B. Mahd oder Aussaat) vorstellbar. Diese gehören auch in anderen Schutzgebieten zum Repertoire des Managements, um das Angebot an Sommerfutter für bestimmte Tierbestände zu beeinflussen. Aufgrund der großen Fläche und der Tatsache, dass diese Eingriffe nicht zur traditionellen landwirtschaftlichen Nutzung gehören, werden diese Einflussmöglichkeiten aber als gering beurteilt.

Die gleiche Einschätzung gilt für das Angebot und die Qualität des Winterfutters. Auch hier sind Maßnahmen, wie z. B. die Fütterung denkbar. Diese sind aber bei einem Bestand in dieser Größe, noch dazu bei äußerst scheuen Wildtieren, sehr schwierig umzusetzen und dürften nur geringe Erfolgsaussichten haben. Insgesamt ist das Problem an dieser Stelle nur wenig zu beeinflussen.

Noch geringer sind die Möglichkeiten, auf die Faktoren Winterwitterung und Insektenaktivität durch das Management einzuwirken. Sie sind primär von den Witterungsverhältnissen abhängig, die sich einer direkten Einflussnahme vollständig entziehen.

Als nutzungsbedingte Faktoren sind die Elemente Nahrungskonkurrenz, Besiedelung und Tourismus primär von menschlichem Handeln geprägt. Die Einflussmöglichkeit des Managements sollte hier als hoch gelten. Allerdings sind diese Faktoren stark durch externe Entwicklungen geprägt. Viele der relevanten Entscheidungen werden nicht lokal getroffen. Dies schmälert die Wirkung von Maßnahmen auf dieser Ebene. Daher wird die Einflussmöglichkeit des Managements auf diese Faktoren als mittel eingeschätzt.

Die Ergebnisse dieser Bewertung sind in Tabelle 62 dargestellt.

Tabelle 62: Bewertung der Einflussmöglichkeiten verschiedener Faktoren durch das Schutzgebietsmanagement

		Einfluss- möglichkeit
Jagddruck	A	3
Sommerfutter	B	1
Winterfutter	C	1
Winterwitterung	D	0
Insektenaktivität	E	0
Nahrungskonkurrenz	F	2
Besiedlung	G	2
Tourismus	H	2

0= keine Einflussmöglichkeit, 1 = geringe Einflussmöglichkeit, 2 = mittlere Einflussmöglichkeit, 3 = starke Einflussmöglichkeit



3.5.1.3 Bewertung der Wirkung des Klimawandels auf den Rentierbestand

Die Bewertung der Wirkung des Klimawandels auf die einzelnen Faktoren beruht auf den Erkenntnissen der historischen Analyse (siehe Kapitel 3.3) sowie den Prognosen der zukünftigen Veränderungen (siehe Kapitel 3.4). Dabei werden die analytischen Ergebnisse aus Kapitel 3.4.2 nun bewertet (siehe Tabelle 63). Bereiche, in denen die stärksten klimabedingten Veränderungen zu erwarten sind, wird der Wert 3 zugewiesen. Ein mittlerer Einfluss des Klimas wird der Stufe 2 zugeordnet, während geringe Wirkungen der Stufe 1 zufallen. Sollte ein Element nicht oder nur sehr geringfügig durch die zu erwartenden Veränderungen des Klimas beeinflusst werden, erhält es den Wert 0.

In Kapitel 3.4.2.1 wurde festgestellt, dass der Jagddruck keinem Einfluss des Klimas unterliegt. Dahingegen ist das Angebot an Sommerfutter stark durch die Witterung in der Vegetationsperiode beeinflusst. Da davon auszugehen ist, dass sich die Wachsbedingungen für die krautige Vegetation stark verändern, wird der Faktor Sommerfutter in Stufe 3 eingeordnet. Ebenfalls ausgeprägt ist die Wirkung des Klimas auf das Winterfutter, allerdings ist zu vermuten, dass sich die klimatischen Veränderungen nicht so deutlich auswirken wie beim Sommerfutter und hier andere Faktoren (Nutzungsdruck und Konkurrenz) eine stärkere Rolle spielen (siehe Kapitel 3.4.2.2). Daher wird die Wirkung des Klimawandels in diesem Bereich als mittel beurteilt. Winterwitterung und Insektenaktivität sind dahingegen primär durch das Wetter beeinflusst und werden durch die langfristigen Veränderungen des Klimas stark verändert. Bei der Nahrungskonkurrenz durch Nutztiere ist

zwar mit einer Wirkung des Klimawandels zu rechnen (z. B. durch verlängerte Nutzungsphasen), diese Einflüsse wirken allerdings nur indirekt und können leicht durch andere externe Faktoren überlagert werden. Die Wirkung des Klimawandels wird daher als gering bewertet. Gleiches gilt auch für die Besiedlung. Die Wirkungen des Klimas auf den Tourismus sind stärker ausgeprägt und schlagen sich direkt in einer veränderten Frequentierung des Gebietes nieder (siehe Kapitel 3.4.2.8). Daher wird dem Klimawandel ein mittlerer Einfluss auf den Tourismus zugeschrieben.

Tabelle 63: Ergebnis der Bewertung der potentiellen Einflüsse des Klimawandels auf die zukünftige Entwicklung einzelner Faktoren

		Klimawandel
Jagddruck	A	0
Sommerfutter	B	3
Winterfutter	C	2
Winterwitterung	D	3
Insektenaktivität	E	3
Nahrungskonkurrenz	F	1
Besiedlung	G	1
Tourismus	H	2

0 = keine Veränderung durch den Klimawandel, 1 = geringe Veränderungen durch den Klimawandel, 2 = mittlere Veränderungen durch den Klimawandel, 3 = starke Veränderungen durch den Klimawandel

3.5.1.4 Priorisierung der Handlungsfelder für das Management

Aus einem Vergleich der Wirkung mit den Einflussmöglichkeiten und der Bewertung der zu erwartenden Veränderungen lassen sich die Elemente ordnen und in priorisierte Handlungsfelder übersetzen. Dazu dient eine einfache Verknüpfung der Bewertungen (siehe Tabelle 64). Das Ergebnis zeigt an, welche der Elemente als Handlungsfelder in einem Management als wichtigste Punkte betrachtet werden sollten.

An der Prioritäten-Matrix (siehe Tabelle 64) lässt sich ablesen, dass ein Management des Jagddrucks ebenso wie die Beeinflussung des Tourismus an erster Stelle stehen sollten, dicht gefolgt von der Beeinflussung der Siedlungstätigkeit. Mögliche Beeinflussungen des Sommerfutters, der Nahrungskonkurrenz, der Winterwitterung und der Insektenaktivität bilden untergeordnete Handlungsfelder. Die mangelnde Einflussmöglichkeit auf die letzten beiden Elemente lässt hier vor allem dem Monitoring der Veränderungen eine starke Bedeutung zukommen. Das Schluss-

licht in der Hierarchie der Handlungsfelder bilden mögliche Veränderungen im Wachstum des Winterfutters.

Im Ergebnis lässt sich festhalten, dass ein Schutzgebietsmanagement, welches die Einflüsse des Klimawandels auf den Bestand der Rentiere in der *Hardangervidda* minimieren will, sich nicht primär auf die Bereiche konzentrieren sollte, in denen die Wirkungen des Klimawandels am deutlichsten hervortreten. Bei einer umfassenden Betrachtung stehen die Reduzierung der Vorbelastungen und die Erhöhung der Resilienz gegenüber den „neuen“ Wirkungen des Klimawandels im Vordergrund. Diese Ergebnisse unterstreichen die Bedeutung des Risikomanagements im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement. Die Desensibilisierung und die Stärkung der Resilienz sollten die Schwerpunkte des Risikomanagements in der *Hardangervidda* bilden.

Tabelle 64: Prioritäten-Matrix zur Identifikation vordringlicher Handlungsfelder im Schutzgebietsmanagement in der *Hardangervidda*

		Hebelwirkung	+	Einflussmöglichkeit	+	Wahrscheinlichkeit klimabedingter Veränderungen	=	Priorität
Jagddruck	A	3	+	3	+	0	=	6
Sommerfutter	B	0	+	1	+	3	=	4
Winterfutter	C	0	+	1	+	2	=	3
Winterwitterung	D	1	+	0	+	3	=	4
Insektenaktivität	E	1	+	0	+	3	=	4
Nahrungskonkurrenz	F	1	+	2	+	1	=	4
Besiedlung	G	2	+	2	+	1	=	5
Tourismus	H	2	+	2	+	2	=	6



3.5.2 Maßnahmenentwicklung für das klimaangepasste Management des Rentierbestands in der Hardangervidda

Nach der Bewertung der Handlungsfelder können im Weiteren geeignete Maßnahmen für das zukünftige Management entwickelt werden. Aus der Priorität des Handlungsfeldes lässt sich auf Art und Umfang der geeigneten Maßnahmen schließen.

Die Auswertung der bisherigen Entwicklung zeigt, dass eine negative Wirkung des Klimawandels für den Rentierbestand in der *Hardangervidda* zwar wahrscheinlich, derzeit aber noch nicht nachweisbar ist. Der Zuordnung der Riskotypen entsprechend sollten sich die Maßnahmen zum Umgang mit dem Klimawandel auf folgende Reaktionsmöglichkeiten konzentrieren:

- Ausbau des Monitorings klimabedingter Auswirkungen
- Minimierung des Schadenpotentials durch klimabedingte Veränderungen
- Ausbau des Reaktionspotentials der Schutzgebietsverwaltung
- Stärkung der Resilienz des Rentierbestands durch Reduktion bestehender Stressoren

Wie in Kapitel 2.3 dargestellt, soll das Adaptive Management als Leitidee für das Schutzgebietsmanagement unter Bedingungen des Klimawandels dienen. Die Umsetzung eines Adaptiven Managements erfordert die Möglichkeit zur kontinuierlichen Beobachtung der Situation, um Abweichungen und kritische Entwicklungen früh genug erfassen zu können und die Zielerreichung einzelner Maßnahmen in regelmäßigen Abständen evaluieren zu können. Diese regelmäßige Überprüfung wiederum bedarf der Operationalisierung der Ziele.

Für das Adaptive Management müssen also Ziele, kritische Veränderungen und Indikatoren definiert werden, mit denen die Veränderungen erfasst werden und die Zielerreichung überprüft werden kann.

3.5.2.1 Maßnahmen im Bereich Jagddruck

Die Jagd auf die Rentiere in der *Hardangervidda* wird maßgeblich durch die Jagdquote bestimmt. Diese wird durch ein regionales Gremium unter Vorsitz der *Villreinutval* jährlich neu festgelegt. Um den Jagddruck zu beeinflussen, muss das Schutzgebietsmanagement an dieser Stelle ansetzen und die Entscheidung des Gremiums beeinflussen. Es gilt dabei, den bestehenden Einfluss des Schutzgebietsmanagements (in diesem Fall vertreten durch NINA) erheblich zu stärken. Da das Gremium eine Einrichtung der lokalen Selbstverwaltung ist, würde eine reine Umstrukturierung und weisungsgebundene Struktur sicherlich zu erheblichen Widerständen der lokalen Akteure führen. Gleich-

zeitig macht auch die Bedeutung der *Villreinutval* für die Pflege und Hege des Bestands eine konsensorientierte Einflussnahme nötig. Dabei sollte zum einen auf eine fachlich orientierte Aufklärung der Beteiligten über Ziele und Maßnahmen des Schutzgebietsmanagements Wert gelegt werden, zum anderen hat das Gremium durch die lokale Verankerung und die jahrelange Erfahrung ein Wissen, das für das Management des Bestands von erheblicher Bedeutung sein kann. Es gilt daher, diesen Erfahrungsschatz zu aktivieren und über qualitative Methoden (wie z. B. Tiefeninterviews, Mental Mapping, Rapid Rural Appraisal und Ortsbegehungen) zu erfassen. Zu den

Inhalten, die hierbei abgefragt werden sollten, gehören:

- - Informationen über den Aufenthalt der Rentiere zu bestimmten Zeiten, insbesondere über Zwangspunkte bei der Migration,
- - Daten über die historische Bestandsentwicklung,
- - Informationen über die Wirkung einschneidender Ereignisse auf den Bestand (z. B. den Rekordwinter 1962-63) und
- - die Erfassung lokal bedeutender Probleme und bestehender Konflikte.

Eine solche Informationserhebung in den einzelnen Gemeinden sollte gezielt der stärkeren Einbindung der Akteure in das Schutzgebietsmanagement dienen. Trotz aller Verhandlungsbereitschaft muss eine solche Einbindung allerdings an naturschutzfachlichen Zielen orientiert bleiben. Diese Ziele müssen klar formuliert werden und bilden eine Grenze für die Kompromissfindung. Erst eine solche klare Verhandlungsposition führt dazu, dass der Naturschutz als ernstzunehmender Verhandlungspartner akzeptiert wird (vgl. Brendle 1999).

Aus der historischen Analyse ergeben sich erste Vorgaben für diese Ziele. Nach jetzigem Wissenstand sind sie wie folgt zu formulieren:

- Eine Entwicklung des Bestands im Rahmen der mittelfristigen Planung, d. h. innerhalb der nächsten 5 Jahre, auf den bisher definierten Zielbestand von mindestens 11.000 Tieren in der Region (siehe Kapitel 3.1.3.3). (Es stellt sich allerdings die Frage, ob hier nicht gar höhere Bestandszahlen angestrebt werden sollten)
- Eine Reduzierung der Abschussquote unter den dauerhaft zur Reproduktion möglichen Satz von 27,5 % des Bestands (siehe Kapitel 3.3.1). Um das Wachstum des Bestands mittelfristig zu stärken, ist

in den nächsten Jahren ein weitaus geringerer Anteil an Lizenzen vorzusehen. Dabei bietet sich eine Staffelung an, beginnend mit einer Jagdpause von einem Jahr und einer langsamen jährlichen Steigerung der Abschussquote um ca. 10 %, bis die Zielbestandsgröße erreicht wurde. Erst bei einer deutlichen Überschreitung der Zielbestandsgröße darf auch die Jagdquote die Grenze von 30 % überschreiten.

- Um auch die breitere Jägerschaft über diese Ziele zu informieren, sollten neben der Einbindung der *Villreinutval* auch weitere Informationswege genutzt werden, wie z. B. die bestehende Fachzeitschrift (*Villreinen*). Eine solche Informationskampagne sollte allerdings erst nach einer Einbindung der *Villreinutval* erfolgen.
- Da die Jäger neben der unmittelbaren (tödlichen) Wirkung auf einzelne Individuen den Bestand auch indirekt beeinflussen (z. B. durch erhöhten Stress, Vergrämung etc.), muss ein Bildungsangebot für die Jäger entwickelt werden, bei dem die Regeln der guten und naturverträglichen Jagd vermittelt werden. Um die Akzeptanz dieses Bildungsangebotes zu erhöhen, sollte es in Zusammenarbeit mit dem Jagdverband erstellt werden. Sollte sich eine solche konsensorientierte Lösung auf freiwilliger Basis als nicht zielführend erweisen, kann ein eher ordnungsrechtlich orientierter Weg eingeschlagen werden. Dabei wird das Bildungsangebot durch eine Kopplung an die Vergabe der Lizenzen zum obligatorischen Teil der Jagdausübung.
- Da nicht nur durch die Rentierjagd Vergrämungswirkungen auf den Bestand ausgelöst werden (siehe Kapitel 3.3.1), sollte das Bildungsangebot die Niederwildjagd mit einbeziehen. Hierbei sollte auch ein Zonierungskonzept für die (zumindest zeitlich beschränkte) Beruhigung sensibler Gebiete eingeführt werden.



- Um den Erfolg der Einflussnahme auf die Jagd zu erfassen und die Jagdquote festlegen zu können, bedarf es einer Intensivierung des Bestandsmonitoring. Ziel dieser Dauerbeobachtung muss es sein, sowohl verlässliche Angaben über die Größe des Gesamtbestands zu erhalten als auch zu überprüfen, inwieweit die Grundvoraussetzungen für die Festlegung der Jagdquote, d. h. die Fekundität und die Mortalität, sich im Laufe der Zeit verändern. Dazu müssen beide Parameter nach einem vereinheitlichten Verfahren erfasst werden. Die Erarbeitung eines entsprechenden Monitoringkonzeptes sollte in Abstimmung mit den in der Region tätigen wildtierbiologischen Forschungseinrichtungen erfolgen.
- Zur Bestandserhebung bietet sich die inzwischen etablierte Befliegung im Sommer an. Sie sollte in jährlichem Rhythmus durchgeführt werden. Durch die *Kalvetelling* kann die Reproduktionsrate stichprobenhaft erfasst werden, aufgrund der großen Unsicherheit des Verfahrens (z. B. der mangelnden Differenzierungsmöglichkeit zwischen Jungtieren und Kühen) sollte dieses Verfahren durch Wiederholungsmessungen (Rate der trächtigen Tiere im Frühwinter und Zahl der Kälber im Frühjahr) an einzelnen Herden ergänzt werden.
- Gleichzeitig sollten die Ergebnisse der Jagdstatistik (insb. das Durchschnittsgewicht der Tiere nach Geschlecht und Altersklassen) als Indikator für den Zustand des Bestands herangezogen werden.
- Sollten sich die Grundwerte verändern, muss die Wirkung der Abschussquote sowie die geeigneten Obergrenzen erneut überprüft werden. Die Evaluation dieser Vorgaben sollte im regelmäßigen Abstand (alle 5 Jahre) erfolgen.

3.5.2.2 Maßnahmen im Bereich Tourismus

Ziel der Maßnahmen im Bereich Tourismus muss es sein, die durch die Erholungsnutzung unmittelbar ausgelösten Belastungen in Form von Vergrämung und die sekundären Folgen in Form von Zerschneidung des Lebensraumes zu minimieren. Im Vordergrund sollten dabei die besonders sensiblen Lebensräume der Kalbungsgebiete und der stark geschrumpfte Sommerlebensraum stehen. Nur geringfügig hintenan stehen die Wirkungen auf den Winterlebensraum.

Grundlage für die Maßnahmen sollte ein Zonierungskonzept sein, in dem die besonders empfindlichen Bereiche definiert werden. Derzeit liegt nur eine grobe Zonierung des Gebietes vor (DIRNAT 2003). Diese muss mit weiteren Inhalten und konkreteren Aussagen qualifiziert werden. Aufgrund der starken saisonalen Wanderungen der Tiere sollte die Zonierung diese zeitliche Verlagerung der Bedeutung berücksichtigen. Darüber hinaus sollte das Zonierungskonzept neben den räumlichen Festlegungen auch

quantifizierbare Zielvorgaben über die angestrebte Beruhigung einzelner Gebiete beinhalten. Die geeigneten Indikatoren hierfür sind noch zu entwickeln. Geeignet könnten dabei die Zahl der Übernachtungen oder die Nutzungsfrequenz bestimmter Wege sein.

Es muss allerdings festgestellt werden, dass viele der Problemgebiete außerhalb des Nationalparks liegen. Ein effektives Bestandsmanagement darf sich daher nicht nur auf die Grenzen des Schutzgebiets beschränken, sondern muss darüber hinausgehen. Die Region um den Nationalpark muss daher als Puffer- bzw. Entwicklungszone verstanden und in das Schutzgebietsmanagement mit aufgenommen werden. Die enge Verbindung zwischen der Nationalparkverwaltung und der *Statens Naturoppsyn* bietet hier bereits sehr gute Ansatzpunkte. Diese Zusammenarbeit sollte erhalten und gestärkt werden.

Um den Tourismus zu beeinflussen, bieten sich zwei Strategien an. Zum einen die Ein-

flussnahme auf das touristische Angebot und die vorhandene Infrastruktur, zum anderen die Beeinflussung der Touristen und ihres Verhaltens selbst.

Die Einflussnahme auf das Angebot und die Infrastruktur bedarf einer Kooperation mit den Anbietern, wobei der Nationalpark ergänzend auch selber aktiv als Anbieter auftreten kann. Erster Schritt dieser Strategie sollte die Entwicklung eines Besucherlenkungskonzeptes auf Basis einer differenzierten Zonierung sein. Ebenso wie bei der Jagd sollte die Zonierung die Frage beantworten, welche Regionen zu welcher Zeit problemlos genutzt werden können, an welcher Stelle besondere Vorsorge zu treffen ist (z. B. ein Wegegebot) und ob Gebiete für den Besucherverkehr gesperrt werden müssen. Die Entwicklung dieser Vorgaben und deren Umsetzung sollten mit Hilfe der lokalen Akteure erfolgen. Dabei ist zum einen der DNT als maßgeblicher Akteur für die Markierung der Routen und Betreiber der meisten Hütten einzubinden. Darüber hinaus müssen auch die privaten Betreiber von Beherbergungsbetrieben im Gebiet eingebunden werden. Auf Grundlage der Zonierung sollte zunächst eruiert werden, welche Wege eventuell außer Betrieb genommen werden sollten oder wo Routen verändert werden müssen. Vor allem bei den Winterwegen ist eine Rücknahme in Kooperation mit dem DNT sehr leicht zu bewerkstelligen, da die Markierungen jedes Jahr neu angelegt und in aktuellen Karten dargestellt werden. Handelt es sich um Wanderwege, bedarf der Rückbau sicherlich einer längeren Zeit, da diese nicht nur im Gelände durch Rücknahme der Markierung aus dem Betrieb genommen, sondern auch in den entsprechenden Karten gelöscht werden müssen. Ebenso wie bei den Skirouten, deren Markierung in der Obhut der Hüttenbetreiber liegt, kann auch eine solche Rücknahme von Wegen durch diese in erheblichem Maße unterstützt werden (z. B. durch die Information vor Ort über Einschränkungen der Wege und besondere Verhaltensregeln). Die Bereitschaft der Hüttenbetreiber zur Umsetzung der Konzepte ist also von entscheidender Bedeu-

tung. Um diese herzustellen, sollten sie in die Erstellung der Konzepte aktiv eingebunden werden.

Neben der Einschränkung des Angebotes an einzelnen Stellen sollte eine Besucherlenkung auch über eine Umlenkung der Besucherströme an andere unproblematische Stellen erfolgen. Dies kann vor allem durch eine Stärkung des Angebotes erfolgen. An dieser Stelle kann der Nationalpark als Akteur bei der Vermarktung auftreten. Zum einen über die aktive Bewerbung unproblematischer Routen z. B. bei der Beratung in den Naturschutzzentren, über Wanderführer und Wegebeschreibungen mit naturkundlichen Zusatzinformationen, die Verknüpfung der touristischen Angebote (wie z. B. Übernachtungen) und über das Angebot von naturkundlichen Führungen (v.a. auch in Zusammenarbeit mit den geführten Touren des DNT). Diese Maßnahmen sollten so angelegt sein, dass sie mögliche Einschnitte der Nutzung durch Restriktionen wieder ausgleichen. So kann eine Beruhigung der gefährdeten Gebiete erfolgen, die Akzeptanz der Anbieter für solche Maßnahmen gesichert und der Bildungsauftrag des Nationalparks erfüllt werden.

Neben der Steuerung über das Angebot sollten die Touristen auch direkt angesprochen und über die Wirkungen des eigenen Handelns aufgeklärt werden. Dazu sollte eine Informationsstrategie dienen, die sowohl die bestehenden Informationszentren, als auch andere Kanäle wie Faltblätter und Broschüren, Informationstafeln, lokale und überregionale Presse, Führungen und persönliche Beratung beinhalten. Neben der Information über die Problematik (insb. über die Verknüpfung von Infrastruktur, Ferienhütten und Lebensraumzerschneidung) sollte ein Schwerpunkt in der Vermittlung der Ziele des Schutzgebietsmanagements liegen. Es sollte betont werden, dass die Erhaltung der Art auch und vor allem zum Erhalt der touristischen Attraktivität des Gebietes beiträgt. Das Konzept „Schützen durch Nützen“ dürfte in der Vermittlung von besonderer Bedeutung



sein. Damit kommt der Nationalpark auch seinem Auftrag der Umweltbildung nach.

Neben den allgemeinen Informationen bedarf es eines auf einzelne Probleme abgestimmten speziellen Informationsangebotes. Ein wichtiger Punkt ist die Diskussion eines Wegegebotes in sensiblen Gebieten. Da es zum norwegischen Selbstverständnis der Naturaneignung gehört, jederzeit die freie Natur betreten und nutzen zu können, bedarf eine solche Vorgabe sicherlich einer intensiven Begleitung. Ordnungsrechtlich orientierte Verbote alleine werden hier auf wenig Akzeptanz stoßen. Die Umsetzung einer solchen lokalen Beschränkung kann daher nur durch Aufklärungsarbeit über Sinn und Zweck der Maßnahmen gewährleistet werden.

Zur Kontrolle der Zielerreichung und zur Evaluation einzelner Maßnahmen bedarf auch der Bereich Tourismus eines Monitoringkonzeptes. Zur Erfassung des Einflusses auf das touristische Angebot bieten sich eine

Dokumentation der Zusammenarbeit zwischen dem Schutzgebietsmanagement und den touristischen Anbietern an. Sie sollte die Frage beantworten, wie viele Anbieter in die Aktivitäten eingebunden werden konnten.

Gleichzeitig kann die Akzeptanz eigener Angebote über die Nachfrage an Führungen, Veranstaltungen und Informationsmaterialien aufgezeichnet werden. Da diese Indikatoren nur indirekt Auskunft über den Erfolg der Maßnahmen geben, sollten sie über stichprobenhafte Erhebung im Gebiet ergänzt werden. Hier stehen vor allem die zu beruhigenden Gebiete im Vordergrund. Kontrollen der Nutzungsfrequenz einzelner Wege, der Übernachtungszahlen einzelner Hütten sowie der Einhaltung von Restriktionen können Daten für die Evaluation der Maßnahmen und eine mögliche Justierung der Ziele liefern. Auch eine regelmäßig durchgeführte Befragung der Besucher kann sich als hilfreich erweisen und hat sich in anderen Großschutzgebieten bereits etabliert.

3.5.2.3 Maßnahmen im Bereich Besiedelung

Die historische Analyse hat gezeigt, dass die negative Wirkung der Besiedelung vor allem durch die Vergrämung der Rentiere und die Zerschneidung des Lebensraumes entsteht. Für die Zukunft ist zu befürchten, dass die zunehmende Erschließung des Gebietes und die häufigere Frequentierung der Infrastruktur diese Wirkung noch verstärkt. Maßnahmen zur Reduzierung dieser Belastung müssen sich demnach zum einen darauf konzentrieren, weitere Ausweitungen der Siedlungsstruktur in sensiblen Gebieten zu vermeiden, zum anderen müssen bestehende Belastungen vermindert werden. Schwerpunkt muss dabei auf dem Schutz der potentiellen Migrationsrouten liegen. In der Vergangenheit haben sich die gravierendsten Veränderungen im Osten des Untersuchungsgebietes abgespielt. Die hier vorhandenen Winterlebensräume werden aufgrund der Zerschneidungswirkung bereits heute nicht mehr genutzt. Es hat sich gezeigt, dass

viele kleine Verkehrsachsen und Bauprojekte eine viel bedeutendere Wirkung haben als der in der öffentlichen Aufmerksamkeit stehende Riksveien 7. Die Aufgabe für das Schutzgebietsmanagement liegt demnach darin, die zunehmende Beeinträchtigung des Gebietes durch die Vielzahl an kleinen Bauvorhaben und Entwicklungsprojekten zu stoppen. Es gilt also, die weitere Besiedelung so zu steuern, dass keine neuen Beeinträchtigungen entstehen und die vorhandenen minimiert werden.

Auch hierbei liegen viele der Problemflächen außerhalb des Schutzgebietes (auch wenn von den Erschließungsstraßen im Nationalpark selbst ebenfalls erhebliche Störungen ausgehen). Das Schutzgebietsmanagement muss sich demnach hier in die, für die Erschließung dieser Regionen zuständigen kommunalen (Bauleit-)Planungen einbringen (DIRNAT 2003: 60f). Um die Belange des Naturschutzes fachlich vertreten zu können,

müssen die bestehenden Problemstellen und die angestrebten Ziele genau erfasst und dargestellt werden.

Als wichtigstes Ziel muss angestrebt werden, Gebiete, die für die Wanderung von Bedeutung sind, sowie saisonale Lebensräume der Rentiere von Bebauung und Verkehrsachsen freizuhalten. Im Weiteren gilt es, dieses Ziel räumlich so weit zu konkretisieren, dass es in die kommunale Planung Eingang finden kann, d. h. diese Gebiete müssen im Maßstab der kommunalen Planung dargestellt und in Form eines naturschutzfachlichen Beitrages in den Planungsprozess eingebracht werden. Da viele der Migrationsrouten und Lebensräume bereits heute nicht mehr genutzt werden, muss die Darstellung zwischen aktiv genutzten Gebieten und Potentialflächen unterscheiden. Diese müssen indikatorenbasiert (z. B. über Biotoptypen und topografische Gegebenheiten) erfasst werden. Es ist damit zu rechnen, dass es sich in den Randzonen des Untersuchungsgebietes bei den Potentialflächen vielfach eher um punktuelle Probleme als um große Flächen handelt. In Form einer Angebotsplanung ausformuliert, sollte der Beitrag daher vor allem darauf ausgerichtet sein, die Flächen zu identifizieren, deren Nutzung keine Bedenken gegenüberstehen.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die in den letzten Jahren entstandenen gesetzlichen Regelungen (die z. B. ein Bauen oberhalb der Waldgrenze verbieten) ausreichend sind, um den bestehenden Lebensraum der Rentiere zu schützen. Besondere Aufmerksamkeit ist daher möglichen Ausnahmeregelungen und den Erweiterungen bereits bestehender und durch Bestandschutz gesicherter Bauwerke oberhalb der Baumgrenze zu widmen. Außerdem sollte die Entwicklung der Verkehrsachsen kritisch begleitet werden. Dies gilt nicht nur beim Neubau, sondern vor allem beim schleichenenden Ausbau und der Nutzungsintensivierung (insb. der Räumung und Nutzung im Winter).

Da viele der Entwicklungen in den letzten Jahren bereits erheblichen Schaden ange richtet haben, muss über eine Entlastung

nachgedacht werden. Es handelt sich vor allem um einzelne Straßen, die die Migration zu den Winterlebensräumen blockieren. Hier ist eine Sperrung dieser Straßen für den Winterverkehr in der Migrationszeit, d. h. Dezember bis März, anzustreben. Dies betrifft insbesondere die Verbindung zwischen *Svenskebu* und *Imingfjell*. Werden diese Straßen nicht geräumt, so bilden sie in der Regel auch keine Hindernisse für die winterliche Wanderung der Rentiere. An Zwangspunkten, an denen auch einzelne Gebäude in den Migrationsrouten lokalisiert sind, sollte mit den Besitzern über einen Erwerb und einen Rückbau verhandelt werden. Sicher handelt es sich hierbei um radikale Maßnahmen, sie verdeutlichen aber, wie schwierig es ist, bereits realisierte negative Entwicklungen rückgängig zu machen. Auch wenn solche Maßnahmen sicherlich im politischen Umfeld schwer zu vermitteln sein dürften, kann davon ausgegangen werden, dass sich der finanzielle Einsatz für den einmaligen Erwerb einzelner Ferienhütten im Vergleich zu den dauerhaften Kosten für andere Erhaltungsmaßnahmen (wie z. B. die Winterfütterung, Nachzucht oder Translokation) durchaus rechnet. Werden gar die Kosten, die zu der diskutierten Überbauung des R7 aufgewendet werden müssten, und der dadurch erzeugte naturschutzfachliche Mehrwert verglichen, so lässt sich feststellen, dass durch die hier vorgeschlagenen einzelnen Rückbaumaßnahmen mit deutlich weniger Finanzvolumen erheblich größere Entlastungen entstehen könnten.

Um den Erfolg der Maßnahmen zu überprüfen, sollte die Art und Nutzungsintensität der Besiedelung (inkl. der Verkehrs- und Versorgungsinfrastruktur) im Gebiet dokumentiert werden. Mittelfristig müssen die Beobachtungen und Messungen des Verhaltens und der Bewegungen einzelner Herden und Individuen zeigen, ob die Reduzierung bestehender Belastungen zu einer Veränderung des Zugverhaltens und einer erneuten Nutzung von Flächen führt. Dies ist insbesondere bei Zunahme des Bestands und daraus entstehenden spill-over Effekten zu erhoffen.



3.5.2.4 Maßnahmen im Bereich Sommerfutter

Die Verfügbarkeit von Sommerfutter wurde in der Sensitivitätsanalyse als reaktives Element klassifiziert. Eine unmittelbare Beeinflussung der Vegetation zur Bereitstellung von mehr Biomasse (z. B. durch Düngung) oder gar eine Zufütterung wären hier zwar optionale Maßnahmen, würden aber nur die Symptome behandeln. Die Auswertung der zu erwartenden klimatischen Veränderungen hat auch gezeigt, dass die Biomasseproduktion im Gebiet eher zu- als abnehmen wird. Die größten Probleme im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit des Sommerfutters bestehen daher nicht bei der Primärproduktion, sondern bei der Zugänglichkeit zu den entsprechenden Flächen und einer möglichen zeitlichen Segregation zwischen Nahrungsangebot und -nachfrage. Bevor Maßnahmen zur besseren Versorgung des Bestands mit Sommerfutter ergriffen werden, sollte zunächst der Fokus auf die Bekämpfung der Ursachen für die Verknappung, d. h. den funktionalen Verlust des Sommerlebensraumes gelegt werden. Um diese Maßnahmen (siehe Tourismus und Besiedelung) zu unterstützen und auf prioritäre Flächen zu fokussieren, müssen die Areale identifiziert werden, die von besonderer Bedeutung als Sommerlebensraum sind bzw. unter sich wandelnden Bedingungen werden könnten. Solche Flächen sind möglichst produktiv, haben einen hohen Anteil an krautiger Vegetation und zeichnen sich durch eine geringe Insektenaktivität aus. Als Indikator für die Produktivität können die Qualität des Bodens sowie die aufbereiteten Informationen über die hochwertigen Almgelände dienen. Der Anteil krautiger Pflanzen lässt sich aus den aktuellen Vegetationskartierungen ableiten. Da die Insektenaktivität vor allem von klimatischen Faktoren abhängt (siehe Kapitel 3.3.4), sollte sie idealtypisch über die Erfassung der mittleren Tages-

temperatur, der Windgeschwindigkeit, der Wolkenbedeckung und des Niederschlags erfolgen. Die lokale Erfassung dieser Faktoren bedarf allerdings einer langfristigen Messkampagne. Eventuell können Daten über die Höhe und die topografischen Gegebenheiten hier als Hilfsindikatoren herangezogen werden, bis präzisere Indikatoren vorliegen. Ergänzend sollte der Anteil an Strukturen, die den Rentieren zur Entlastung dienen (d. h. die Zahl kleinerer Schneefelder, die Zahl windexponierter Hanglagen und Bergkämme) erfasst werden. Ziel muss es sein, diese Gebiete zu identifizieren und vor solchen Veränderungen zu schützen, die ihre Funktion als Sommerlebensraum beeinträchtigen könnten.

Neben dem Monitoring der negativen Einflüsse auf den Sommerlebensraum (siehe Tourismus und Besiedelung), sollte auch dessen qualitative Veränderung beobachtet werden. Dazu gehört zum einen eine Erfassung von Vegetationsverschiebungen ebenso wie die Dokumentation phänologischer Veränderungen. Um die Verschiebung der Vegetation zu erfassen, müssen Dauerbeobachtungsflächen angelegt und regelmäßig vegetationskundlich erfasst werden. Hierzu bietet sich eine Reaktivierung der im Rahmen anderer Untersuchungen (z. B. The International Biological Programme) bereits etablierten Flächen bei *Stigstuv* und *Finse* an. Diese Flächen sollten darüber hinaus noch um Transektbeobachtungen von Grenzen zwischen Vegetationstypen ergänzt werden. Dies gilt insb. für die Grenze zwischen Wald und Offenland. Wie die historische Untersuchung gezeigt hat, können hierfür auch Fernerkundungsdaten effektiv eingesetzt werden.

3.5.2.5 Maßnahmen im Bereich Nahrungskonkurrenz

Die Fläche, auf der in der *Hardangervidda* Haustiere geweidet werden, ist zwar verhältnismäßig groß, bildet aber nur an wenigen Stellen Überlappungen mit dem potentiellen Sommerlebensraum der Rentiere (siehe Kapitel 3.3.5). Zunächst müssen diese Flächen näher betrachtet werden, um festzustellen, ob es lokal tatsächlich zu einer Nahrungskonkurrenz kommen könnte. Darauf aufbauend sollte bei kritischen Gebieten in Zusammenarbeit mit den Kommunen und den Schafzüchtern die *Statsalmenning*-Flächen und deren Beschickung mit Schafen angepasst werden. So dürfte z. B. die Verzögerung des Beweidungsbeginns oder die Steuerung der Schafbeweidung über die Positionierung von Lecksteinen bereits ausreichen, um potentielle Konkurrenzsituationen aufzulösen. Auf bestimmten Flächen (z. B. im Veigtal) kann eine gezielte Beweidung auch die stark zunehmende (Wieder-

)Bewaldung zurückdrängen und so helfen, wichtige Lebensräume für die Rentiere zu erhalten. Dabei muss allerdings die Beweidung angepasst und das Beweidungsregime in Dichte und Frequenz auf diese Aufgabe abgestimmt werden. Durch das aktive Management der Beweidung kann die historische Nutzung im Gebiet nicht nur erhalten bleiben, sondern auch ihre Bedeutung für die Gestaltung der nutzungsgeprägten Landschaftsausschnitte der Hochfläche hervorgehoben werden. Insbesondere die Aktivitäten zur Beweidung mit Kühen im *Berastøldalen* sollten in diesem Zusammenhang gefördert werden. So kann der Nationalpark seiner Aufgabe beim Erhalt wertvoller Vegetationsbestände, der Almen als wertvoller Kulturlandschaft und bei der Vermittlung der Zusammenhänge zwischen Nutzung und Landschaftsentwicklung gerecht werden.

3.5.2.6 Maßnahmen im Bereich Insektenaktivität

Die Insektenaktivität ist vor allem klimatisch gesteuert und bietet für das Schutzgebietsmanagement wenig Ansatzpunkte zur direkten Beeinflussung. Radikale Maßnahmen, wie z. B. die Reduzierung des Insektenbestands durch chemische oder biologische Insektenbekämpfung würden dem Ziel des Schutzgebiets fundamental widersprechen. Der Schwerpunkt im Umgang mit dem Thema Insektenaktivität muss daher primär auf das Monitoring gelegt werden. Die sys-

temare Wirkung auf halbem Wege zwischen einem aktiven und einem puffernden Element zeigt, dass vor allem dem Überschreiten von kritischen Grenzwerten besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Als Indikatoren für die Insektenaktivität sollten die Klimaparameter des IHI regelmäßig ausgewertet werden. Neben einer regionalen Übersicht sollten für die Sommerlebensräume im Süden auch lokale Daten erfasst werden (siehe Sommerfutter).

3.5.2.7 Maßnahmen im Bereich Winterwitterung

Die Winterwitterung ist durch Maßnahmen des Schutzgebietsmanagements nicht zu beeinflussen. Ebenso wie bei der Insektenaktivität muss hier die Beobachtung kritischer Veränderungen im Vordergrund stehen, um gegebenenfalls mit Maßnahmen in den anderen Handlungsfeldern gegenzusteuern. Als Indikatoren sollte der Beginn des Schnee-

falls, die Länge und Mächtigkeit der Schneebedeckung sowie die Zahl der Tage mit Bedingungen, die zu Vereisungen führen, dokumentiert werden. Aufgrund der geringeren Priorität dürfte eine regelmäßige Auswertung der Wetterbeobachtungen des Meteorologischen Institutes dabei ausreichen.



3.5.2.8 Maßnahmen im Bereich Winterfutter

Ebenso wie die Verfügbarkeit des Sommerfutters ist auch beim Winterfutter mit einer Zunahme der Biomasse zu rechnen. Allerdings besteht hier die Gefahr, dass mittelfristig die Flechtenbestände, die zu wenig verbissen werden, in ihrer Produktivität nachlassen oder gar von anderen Vegetationstypen verdrängt werden. Es gilt daher, auch hier zunächst die bestehenden Winterlebensräume zu schützen und potentielle Flächen für die Rentiere wieder zugänglich zu machen (siehe Kapitel 3.3.2). Schwerpunkte sollten dabei möglichst optimale Winterlebensräume, d. h. Flächen mit einer pro-

duktiven Flechtenvegetation und einem vielfältigen Mikrorelief, bilden. Es gilt aber auch, den Bestand zu vergrößern, um die Flächen in ihrer Produktivität zu erhalten.

Um die Wirkung der Maßnahmen zu überprüfen, muss die Entwicklung des Flechtenbestands weiterhin beobachtet werden. Dazu ist ein einheitliches Beobachtungsdesign zu entwickeln, mit dem neben der Dicke und dem Verbiss des Flechtenteppichs auch dessen Ausdehnung erfasst werden kann (vgl. z. B. Strand et al. 2006).

3.5.2.9 Maßnahmen im Bereich Wildcards

Wildcards fassen die Ereignisse zusammen, die bisher noch nicht in Erscheinung getreten sind und über deren mögliches Auftreten sowie Trendentwicklungen keine Aussagen gemacht werden können. Aufgrund ihres hohen Schadenspotentials erfordert ein effizientes Risikomanagement allerdings einen Umgang mit diesen unbekanntem Risiken. Da unmittelbare Gegen- oder Vorsorgemaßnahmen nicht effizient wären, müssen sich die Maßnahmen auf den Bereich des Monitorings beschränken. Als Wildcards wurden identifiziert:

- Die Einwanderung neuer Krankheiten und Parasiten: Ein geeignetes Monitoring müsste demnach den Gesundheitszustand der Tiere regelmäßig erfassen. Dazu sollten vor allem die erlegten Rentiere im Winter im Rahmen einer systematischen Stichprobenziehung überprüft werden.
- Das Auftreten neuer Nahrungskonkurrenten: Durch die regelmäßige Auswertung von Wildtierbeobachtungen (z. B. von

Jägern) und Daten der Umweltbeobachtung sollte die mögliche Ausbreitung von Nahrungskonkurrenten beobachtet werden. Ebenso wie für Wildtiere sollte diese Überwachung auch Nutztiere (v.a. Schafe) umfassen.

- Das Auseinanderfallen von Nahrungsbedarf und dem Höhepunkt der Biomasseproduktion im Frühjahr: Die Erfassung dieser Entwicklung ist nur durch Langzeitbeobachtungen möglich, die natürliche Schwankungen von Trendentwicklungen trennen kann. Es gilt daher, ein Beobachtungssystem zu entwickeln, bei dem meteorologische und phänologische Daten (z. B. Beginn der Schneeschmelze, Beginn der Vegetationsperiode) sowie das Verhalten der Tiere (z. B. Beginn der Frühjahrswanderung, Ankunft im Sommerhabitat) regelmäßig miteinander verglichen werden können. Zur Überwachung der phänologischen Daten könnten auch multitemporale Fernerkundungsdaten von Nutzen sein.

3.5.2.10 Maßnahmen allgemein

Bei der Betrachtung der Maßnahmen, die sich aus den einzelnen Handlungsbereichen ergeben, lassen sich einige Parallelen erkennen. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, einige der Maßnahmen zusammenzufassen oder durch umfassendere Strategien sowohl die Voraussetzungen für ihre Umsetzung als auch für ihren Erfolg zu verbessern. Diese übergeordneten Maßnahmen sollen im Folgenden vorgestellt werden.

Erstellen eines Pflege- und Entwicklungsplanes

In den vorangegangenen Abschnitten wurde bereits vielfach die Notwendigkeit einer räumlichen Konkretisierung einzelner Aufgaben beschrieben. Diese einzelnen Karten, Zonierungskonzepte und die Maßnahmen sollten in einem Dokument zusammengetragen werden. Zurzeit liegen zwar bereits Dokumente über Ziele und Aufgaben des Schutzgebietsmanagements vor (vgl. DIRNAT 2003), diese legen den Schwerpunkt aber vor allem auf eine wissenschaftliche Aufbereitung der Hintergrundinformationen. Eine Konkretisierung der Maßnahmen inklusive einer Umsetzungsplanung wurde nur rudimentär ausgearbeitet. Ein solches Dokument sollte in den nächsten Jahren entstehen und in regelmäßigen Abständen aktualisiert werden.

Es kann nicht nur der Naturschutzverwaltung helfen, interne Konflikte aufzulösen und Synergieeffekte zu nutzen, sondern auch die Akzeptanz Externer für ein solches systematisches und abgestimmtes Maßnahmenpaket erhöhen.

Verwaltung umorganisieren

Grundlage für ein erfolgreiches Schutzgebietsmanagement ist eine kompetente und handlungsfähige Institution, die das Management durchführt. Die Kompetenz der

Institution fußt vor allem auf ihrem Aufgabenbereich und ihrer Zuständigkeit. Die Handlungsfähigkeit erhält sie durch technische, infrastrukturelle und finanzielle Voraussetzungen, wie z. B. Personalausstattung oder die Nähe zum Handlungsraum. Wird der Aufbau der Verwaltung des Nationalparks betrachtet, so zeigen sich hier erhebliche Schwächen. Die Aufgaben und Zuständigkeiten sind horizontal zwischen der naturschutzfachlichen Begleitung beim NINA und der eigentlichen Verwaltung beim DIRNAT (bzw. in Teilen beim *Statskog*) sowie vertikal zwischen der übergeordneten Staatsebene und der ausführenden Ebene in den Kommunen aufgesplittert. Viele der für die Umsetzung der Maßnahmen nötigen Kompetenzen (wie z. B. die naturschutzfachliche Beratung der Kommunen) sind sogar vollständig ausgelagert bzw. nicht zugewiesen. Gleichzeitig ist die fachliche Verwaltung räumlich weit vom Gebiet entfernt und ebenso wie die örtlichen Kontrollorgane personell sehr schwach besetzt⁴⁸.

Es scheint daher geboten, die Organisation des Nationalparks zu überdenken und am Beispiel erfolgreicher Managementkonzepte zu orientieren. Dazu gehört die Bündelung der Aufgaben in einer Verwaltungsstruktur, der sowohl die Planung als auch die Umsetzung von Maßnahmen und die Ahndung von Verstößen obliegt. Diese Verwaltung sollte einen starken lokalen Bezug haben, um ihre Anliegen in den kommunalen Gremien und vor Ort vertreten zu können. Bei der Größe des Gebietes bietet sich hierfür eine

⁴⁸ Während in einem relativ kleinen Nationalpark wie z. B. dem Harz 187 Personen für die Verwaltung und das Management zuständig sind (Scherfose 2009: 17), wird die Hardangervidda naturschutzfachlich von kaum mehr als einer Handvoll Menschen betreut (siehe Kapitel 3.1.2.6). Die meisten davon sind zusätzlich auch noch mit anderen Aufgaben betraut. Sollten deutsche Qualitätsmaßstäbe angelegt werden, so müsste alleine für die Betreuung des Nationalparks ca. 1 Person pro 1.000 ha (ebd.), d. h. die (illusorische) Zahl von rund 340 Rangern bereitstehen.



Netzstruktur aus zentralen Verwaltungseinheiten und peripheren Strukturen für die praktische Umsetzung an. Der lokalen Verankerung sollte auch eine konzeptionelle Umorientierung von dem bisher stark durch ordnungsrechtliches Handeln geprägten Vorgehen hin zu einem diskursiven und persuasiven Management folgen. Dabei muss vor allem der Bereich der Öffentlichkeitsarbeit erheblich gestärkt werden.

Um den skizzierten Aufgaben gerecht zu werden, bedarf es einer entsprechenden finanziellen Ausstattung, die es erlaubt, sowohl das entsprechende Personal zu akquirieren, als auch die nötigen Monitoringprogramme kontinuierlich durchzuführen⁴⁹.

Forschungskoordination

Da sich im Umfeld der *Hardangervidda* mehrere Forschungseinrichtungen mit der Erfassung ökologischer Daten beschäftigen, erscheint es geboten, diese Einzelaktivitäten zu koordinieren oder zumindest eine gemeinsame Metastruktur zur Erfassung und Dokumentation der Ergebnisse zu etablieren. So können nicht nur wertvolle Daten gesammelt werden, die das Schutzgebietsmonitoring ergänzen, sondern die Informationen auch einer übergreifenden Auswertung zugänglich gemacht werden.

Mit dem Forschungszentrum in *Finse* hat die *Hardangervidda* eine ideale Anlaufstelle, um die Ergebnisse zentral zu dokumentieren und anderen Wissenschaftlern zur Verfügung zu stellen. Die Bemühungen um die Biodi-

versitäts-Exploratorien⁵⁰ können hier als Beispiel für die Organisation einer solchen Koordination dienen.

Forschungsveranstaltungen

Um die Forschungskoordination zu initiieren und die Forschungsaktivitäten in der *Hardangervidda* zu beleben, bietet sich die Durchführung von verschiedenen Forschungsveranstaltungen an. Mindestens ein Workshop sollte der Erforschung des Bestands und seiner Dynamik gewidmet sein. Er sollte die Experten des Landes zusammenführen, um das Monitoring des Bestands zu optimieren und die vorhandenen Einzelaktivitäten daran anzubinden.

Eine zweite größere Konferenz sollte das Thema des (klimabedingten) Landschaftswandels in der *Hardangervidda* behandeln. Mit der Veranstaltung sollten die Experten aus verschiedenen Disziplinen, die in der Region tätig sind, zusammengeführt werden und die Diskussion über wichtige Forschungsaufgaben sowie zukünftige Projekte initiiert werden. Die Einbindung verschiedener Forschungsgeber (z. B. dem *Norges forskningsråd* oder dem *Miljøverndepartementet*) könnte die Wirkung einer solchen Veranstaltung unterstützen. Ziel sollte es sein, den Nationalpark *Hardangervidda* mit seinen hervorragenden Voraussetzungen (Forschungszentrum, Infrastrukturanbindung, Dauerbeobachtungsflächen) zu einem internationalen Zentrum des Klimafolgenmonitorings und der Klimafolgenforschung auszubauen.

Öffentlichkeitsarbeit

Viele der in den vorhergehenden Abschnitten angesprochenen Maßnahmen bedürfen der Akzeptanz oder aktiven Mithilfe von Akteuren und Institutionen außerhalb der Schutzgebietsverwaltung. Um diesen die Ziele und Erfordernisse des Schutzgebiets-

⁴⁹ Sicherlich ist die Forderung nach mehr Geld (und einer besseren Organisation) immer schnell aufgestellt und gehört zum Standardrepertoire fast jeder Planung. Sie wird in diesem Fall aber durch die Bemühungen um einen besseren Schutz von Naturlandschaften, wie sie z. B. durch die Gesetzesinitiative des Naturmangfoldloven aus dem Jahre 2008/2009 zum Ausdruck kommt, unterstützt. Der verbesserte Schutz von großen Naturlandschaften wird hierbei nicht nur durch die obligatorische Einführung von Managementplänen, sondern auch durch eine bessere lokale Verankerung der Planung und des Managements sowie die bessere finanzielle Ausstattung gefordert.

⁵⁰ <http://www.biodiversity-exploratories.de/>

managements zu vermitteln, muss eine vielschichtige Kommunikationsstruktur entwickelt werden. Die Öffentlichkeitsarbeit muss dabei gezielt auf verschiedene Gruppen und die ihnen zu vermittelnden Inhalte abgestimmt werden. Sie sollte mindestens zwischen den Ebenen der Kommunalvertreter (z. B. Kommunalpolitiker, -verwaltung insb. Planungsämter etc.), der lokalen Ak-

teure (z. B. Beherbergungsbetriebe, Landwirte, Jäger) und den Besuchern differenzieren. Für jede der Gruppen muss festgelegt werden, welche allgemeinen und spezifischen Inhalte vermittelt werden sollen und welches Medium sich für die Informationsvermittlung anbietet.

3.5.2.11 Zusammenfassung

Alle Maßnahmen, die oben detailliert beschrieben worden sind, werden an dieser Stelle noch einmal in übersichtlicher Form zusammengefasst. Entsprechend der Systematik des Adaptiven Managements werden dabei die Ziele, die Maßnahmen und die

Möglichkeiten zur Erfolgskontrolle unterschieden (siehe Tabelle 65). Mit Hilfe einer Karte werden die vordringlichen Handlungsschwerpunkte identifiziert und die Maßnahmen räumlich verortet (siehe Abbildung 52).

Tabelle 65: Zusammenfassung der Maßnahmenempfehlungen für das Management des Rentierbestands in der Hardangervidda unter Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels

Handlungsfeld	Ziel	Maßnahme	Erfolgskontrolle
Jagddruck	Reduzierung der Abschussquote auf unter 27,5 % des Bestands	Einflussnahme auf das Jagdmanagement	Erarbeitung eines Bestandsmonitorings zur Erfassung der Größe des Bestands, der Fekundität und der Mortalität innerhalb von 2 Jahren
	Akzeptanzförderung für die Maßnahmen des Wildtiermanagements	stärkere Einbeziehung der Jäger in das Management	Durchführung von Befragungen und Veranstaltungen sowie Dokumentation der Ergebnisse innerhalb von 3 Jahren
		Dokumentation des lokalen Wissens über den Bestand	
	Reduzierung der Belastung wertvoller Lebensräume durch anthropogene Störungen	Informationskampagne für die Jägerschaft	Dokumentation der Zusammenarbeit (inkl. Teilnehmerzahl bei den Veranstaltungen, öffentliche Resonanz in der Lokalpresse)
Zonierungskonzept für die Niederwildjagd			
Tourismus	Reduzierung der Belastung wertvoller Lebensräume (insb. der Kalbungsgebiete und des Sommerlebensraums) durch anthropogene Störungen, Minimierung der Habitatfragmentierung	Erstellen eines Besucherlenkungskonzeptes (inkl. quantifizierbaren Zielvorgaben über die angestrebte Beruhigung einzelner Gebiete)	Stichprobenhafte Erhebung und regelmäßige Befragung zur Zahl der Übernachtungen und der Nutzungsfrequenz bestimmter Wege
		Kooperation mit den Tourismus Anbietern	Dokumentation der Zusammenarbeit (inkl. Zahl der Gespräche, Teilnehmer und Betriebe)
	Akzeptanzförderung für die Maßnahmen des Wildtiermanagements	Entwicklung eines Umweltinformations- und -bildungsangebotes	Nachfrage an Führungen, Veranstaltungen und Informationsmaterialien

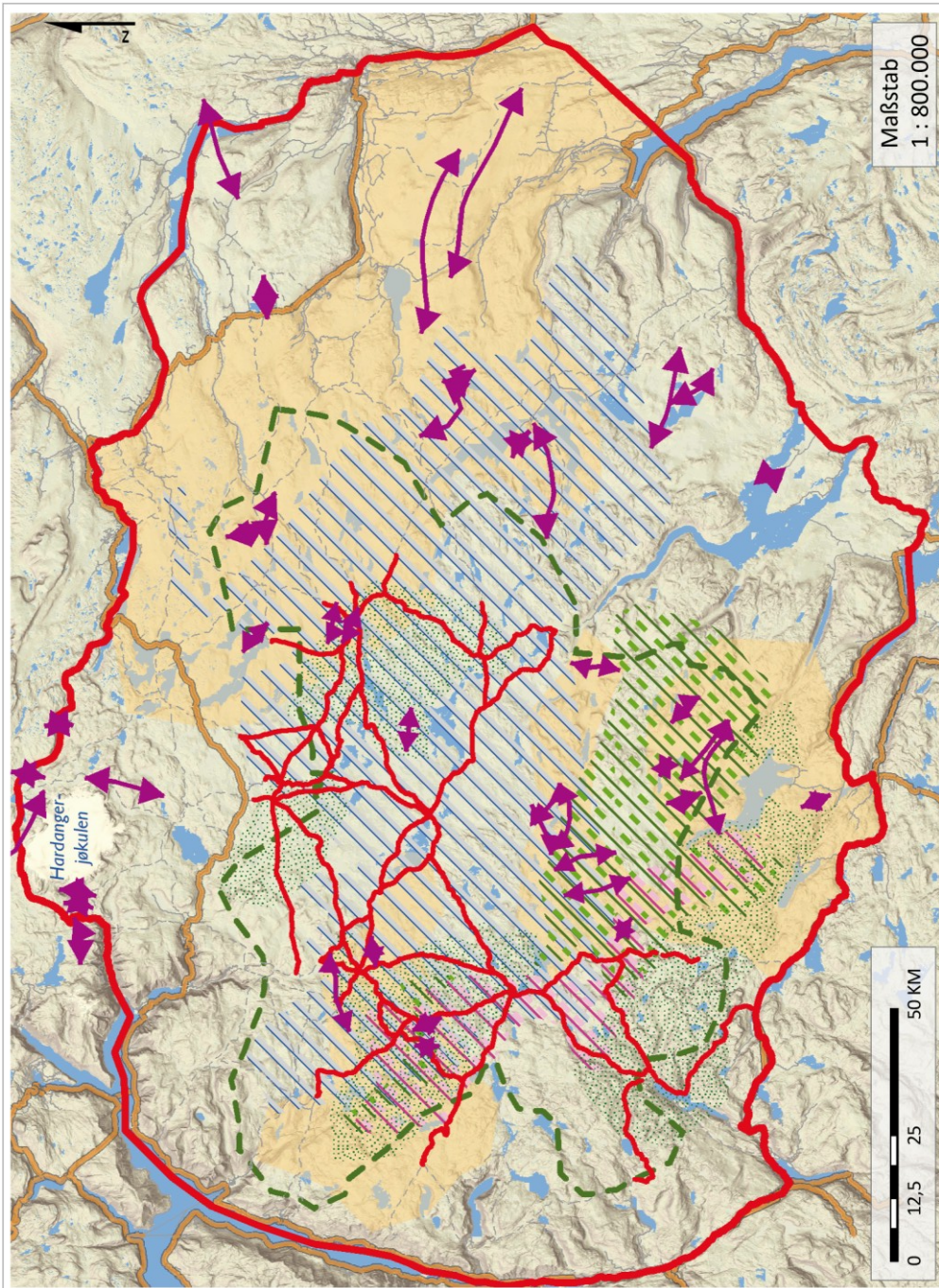


Handlungsfeld	Ziel	Maßnahme	Erfolgskontrolle
Besiedelung	Reduzierung der Belastung wertvoller Lebensräume durch anthropogene Störungen	Darstellung besonders schutzwürdiger Bereiche als Grundlage für die Berücksichtigung in der (Bauleit-)Planung	Monitoring von Art und Nutzungsintensität der Besiedelung
		Beratung der kommunalen (Bauleit-)Planung insb. durch naturschutzfachliche Beiträge	
		kritische Begleitung von Ausnahmeregelungen und Erweiterungen bereits bestehender und durch Bestandsschutz gesicherter Bauwerke	
	Schutz der potentiellen Migrationsrouten vor anthropogenen Störungen und Zerschneidung	Kritische Begleitung der Nutzung von Verkehrswegen (Neubau, v.a. aber auch schleichenden Ausbau und der Nutzungsintensivierung)	Monitoring der Nutzung besonders kritischer Straßenabschnitte
		Sperrung einzelner Straßen und Wege für den Winterverkehr	Monitoring des Verhaltens und der Bewegungen einzelner Herden und Individuen
		Rückbau einzelner Gebäude mit besonderer Störungswirkung	
Sommerfutter	Reduzierung der Belastung wertvoller Lebensräume durch anthropogene Störungen	Identifikation und Darstellung des realen und potentiellen Sommerlebensraums	Erstellung und Veröffentlichung der Karten innerhalb von 2 Jahren
		Monitoring der negativen Einflüsse auf den Sommerlebensraum (siehe Tourismus und Besiedelung)	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
		Monitoring von Vegetationsverschiebungen (inkl. phänologischer Veränderungen) durch Transektbeobachtungen und Dauerbeobachtungsflächen	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
Nahrungskonkurrenz	Reduzierung der Belastung wertvoller Lebensräume	Identifikation und Darstellung von Flächen, auf denen es zu Nahrungskonkurrenz kommen könnte	Erstellung und Veröffentlichung der Karten innerhalb von 2 Jahren
		Zusammenarbeit mit den Kommunen und den Schafzüchtern, um die Beweidungsregime anzupassen (inkl. Beweidungsbeginn, -dichte und -frequenz sowie die Steuerung der Positionierung von Lecksteinen etc.)	Dokumentation der Zusammenarbeit (inkl. Zahl der Gespräche, Teilnehmer und Betriebe)
	Erhalt wertvoller Lebensräume	Förderung der Beweidung an Stellen, die von einer Wiederbewaldung geschützt werden sollen (insb. im Veigtal)	Monitoring von Vegetationsverschiebungen (inkl. phänologischer Veränderungen) durch Transektbeobachtungen und Dauerbeobachtungsflächen
Insektenaktivität	Beobachtung der Entwicklung der Insektenaktivität	Regelmäßige Auswertung der Klimaparameter des IHI	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren

Handlungsfeld	Ziel	Maßnahme	Erfolgskontrolle
Winterwitterung	Beobachtung der Entwicklung der Witterungsverhältnisse	regelmäßige Auswertung der Wetterbeobachtungen (inkl. Beginn des Schneefalls, Länge und Mächtigkeit der Schneebedeckung, sowie Zahl der Tage mit Bedingungen, die zu Vereisungen führen)	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
Winterfutter		Monitoring des Flechtenbestands (inkl. Fläche, Dichte und Dicke) durch Transektbeobachtungen und Dauerbeobachtungsflächen	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
Wildcards	Etablierung eines Beobachtungssystems, das kritische Veränderungen frühzeitig erkennen kann	Regelmäßige Untersuchung des Gesundheitszustandes der gejagten Tiere auf Parasiten und Krankheiten	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
		Regelmäßige Auswertung der Wildtier- und Umweltbeobachtung, sowie der Statistiken des Nutztierbestands	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
		Entwicklung eines Beobachtungssystems für phänologische Veränderungen und das Verhalten des Bestands	Etablierung eines Beobachtungssystems innerhalb von 2 Jahren
Allgemein	Etablierung eines effizienten und handlungsfähigen Managements; Harmonisierung der Einzelmaßnahmen; Nutzen von Synergieeffekten; Akzeptanzförderung	Aufstellen eines Pflege- und Entwicklungsplanes	Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplanes (inkl. Zonierungen) in spätestens 5 Jahren
		Neuorganisation der Schutzgebietsverwaltung (insb. Bündelung der Verantwortlichkeit)	Bündelung der Verantwortung innerhalb von 5 Jahren
		Etablierung einer Forschungsordination mit dem Schwerpunkt Klimafolgenforschung	Zahl der Publikationen zum Thema
		Durchführung mehrerer Forschungsveranstaltungen	Durchführung der Veranstaltungen innerhalb von 3 Jahren
		Stärkung der Öffentlichkeitsarbeit	Zahl der Führungen, Veranstaltungen und Veröffentlichungen
		Erweiterung des Managements auf Flächen außerhalb des Nationalparks	Durchführung von Maßnahmen außerhalb des Nationalparks innerhalb von 3 Jahren; Einbeziehung der Flächen in den Pflege- und Entwicklungsplan



Karte zur Verortung vordringlicher Maßnahmen



Legende

Untersuchungsgebiet	Besucherlenkung insb. in sensiblen Jahreszeiten	Kalbungslebensraum: - Reduzierung der anthropogenen Belastung
Hardangervidda Nasjonalpark	Schutz stark beeinträchtigter Migrationsrouten	Winterlebensraum: - Reduzierung der anthropogenen Belastung - Monitoring der Flechtenvegetation
überregionale Straßen	Abstimmung des Beweidungsregimes: - Bestimmung von Konkurrenzflächen - Freihalten von Bewaldung durch Nutzung - Beratung und Begleitung der Bauleitplanung, Schutz wertvoller Bereiche vor Besiedelung	Sommerlebensraum: - Reduzierung der anthropogenen Belastung - Monitoring von Vegetationsverschiebungen - Monitoring der Insektenaktivität
Straßen und befestigte Wege		
DNT-Wanderwege		

Abbildung 52: Zusammenfassende Darstellung der vordringlichen Maßnahmen

3.5.3 Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda

Die emergenten Strategien fassen die oben genannten Maßnahmen unter einem Motto zusammen. Sie dienen vor allem der Kommunikation. Das jeweilige Motto sollte dementsprechend plakativ und selbstsprechend sein. Die übergeordneten Strategien, wie die Stärkung der Resilienz oder die Umweltbeobachtung (predictive monitoring), sind für diese Aufgabe zu abstrakt. Sie müssen durch anschaulichere und auf die einzelnen Handlungsebenen abgestimmte Strategien operationalisiert werden. Die Strategieentwicklung ist weitestgehend ein kreativer Prozess, in dem die Maßnahmen nach Maßnahmentypen, Ansprechpartnern und ihren Zielen gebündelt werden können.

Für das Schutzgebietsmanagement in der *Hardangervidda* werden fünf Strategien empfohlen:

Enhance protection – Verbesserung der naturschutzfachlichen Grundlagen

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der fachlichen Grundlagen für das Schutzgebietsmanagement dienen. Dazu zählen die Erfassung der wichtigsten aktiv genutzten Lebensräume, die Identifikation von Stellen mit potentieller Nahrungskonkurrenz, die Entwicklung eines Zonierungskonzeptes für die Jagd und den Tourismus sowie die Erstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes. Gleichzeitig gehören hierzu die Koordination der Forschungsarbeiten im Gebiet und der Aufbau des Monitoring-systems zur Erfassung gefährlicher Veränderungen ebenso wie die systematische Auswertung bestehender Informationen und lokalen Wissens.

Enforce protection – Stärkung der Schutzgebietsverwaltung

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der Organisation und der Stärkung der Kompetenzen der Schutzgebietsverwaltung dienen. Dazu zählen die Bündelung der Kompetenzen in einer Behörde und ihre Verlagerung vor Ort. Weitere Maßnahmen sind die Einbeziehung von Flächen außerhalb des Schutzgebietes in das Management sowie die Einflussnahme der kommunalen Selbstverwaltung in den Bereichen Jagdmanagement und Siedlungstätigkeit.

Work together - Partizipation stärken

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der Kooperation und Partizipation von externen Akteuren im Schutzgebietsmanagement dient. Die Partizipation ist dabei nicht Selbstzweck, sondern zielt auf eine größere Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen und eine Optimierung der Entscheidungsfindung ab. Für die Partizipation müssen daher Grenzen und Tabus definiert werden. Zu den Maßnahmen dieser Strategie gehören zum einen die verstärkte Kooperation mit der Jägerschaft und den Tourismusangebietern, zum anderen zählt die Zusammenarbeit mit den Gemeinden zur Optimierung der Beweidung und zur Lenkung der Siedlungstätigkeit hierzu.

Defragmentation – Schutz und Entwicklung unzerschnittener Lebensräume

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Beeinträchtigung wichtiger Lebensräume des Bestands durch Infrastruktur und Besiedelung entgegenwirken. Dazu zählt die Einflussnahme auf



die Bauleitplanung in den Gemeinden ebenso wie die Sperrung einzelner Straßen im Winter und dem Rückbau einzelner Wanderungsbarrieren. Auch die Maßnahmen zur Besucherlenkung und die Kooperation mit den Tourismusverbänden (v.a. DNT) zur Gestaltung des Wegenetzes gehören hierzu. Da viele der bei der Strategie zum Schutz und zur Entwicklung unzerschnittener Lebensräume betroffenen Entscheidungsbereiche derzeit nur indirekt durch die Schutzgebietsverwaltung beeinflusst werden können, ist sie eng mit den Strategien zur Stärkung der Schutzgebietsverwaltung und der Partizipation verknüpft.

Spread the word - Öffentlichkeitsarbeit

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Umweltbildung und der Präsentation des Nationalparks in der Öffentlichkeit dienen.

Ziel der Strategie ist es, die Umsetzung einzelner Maßnahmen aus anderen Strategien zu unterstützen und ihre Bedeutung einer breiteren Öffentlichkeit zu vermitteln.

Zum einen soll so für die Akzeptanz möglicher Einschränkungen geworben werden, zum anderen sollen die Bedeutung und die Vorteile der Schutzbemühungen für die Region herausgestellt werden. Zu den Maßnahmen dieser Strategie gehören neben der allgemeinen Stärkung der Öffentlichkeitsarbeit die mediale Begleitung einzelner Maßnahmen (wie z. B. von Sperrungen einzelner Straßen und Wege für den Winterverkehr), die Entwicklung eines Umweltinformations- und -bildungsangebotes für Erholungssuchende und eine Informationskampagne für die Jägerschaft.

4 Zusammenfassung und Diskussion der Ergebnisse

4.1 Ergebnisse des Kapitels: Grundlagen

Die Beziehung zwischen den klimatischen Bedingungen und der Verteilung der Arten auf der Erde steht schon seit langem im Mittelpunkt wissenschaftlicher Untersuchungen. Historisch dominieren vor allem deskriptive Ansätze und Klassifikationsversuche. Die Diskussion um den Klimawandel hat die Dynamik von Klimazonen und ihre Auswirkungen auf die Verschiebungen von Verbreitungsgebieten einzelner Arten als neuen Aspekt in den Fokus der Untersuchungen gerückt. Das Konzept der ökologischen Nische spielt dabei eine besondere Rolle. Die Reaktion auf Veränderungen in den Umweltbedingungen unterscheidet sich von Spezies zu Spezies. Generell lassen sich drei Reaktionsmuster beschreiben:

- Die Arten folgen den für Sie geeigneten Klimazonen (*niche tracking*).
- Die Arten passen sich in ihrer Verhaltensweise den neuen Bedingungen an (*adaptation*).
- Die Arten sterben aus (*extinction*).

Alle drei Reaktionen führen zu einer Veränderung der Zusammensetzung bestehender Biozöosen und Ökosysteme. Es entstehen neue Gemeinschaften und Ökosysteme, die als unbeständige zeitweilige Zusammenschlüsse einzelner Arten verstanden werden müssen (Huntley 1995: 42). Diese Dynamisierung des Artengefüges wird mit zunehmender Veränderung des Klimas an Geschwindigkeit zunehmen. Dies wird auch erhebliche negative Auswirkungen auf die Dienstleistungen haben, die Ökosysteme bereitstellen.

Besonders bedroht durch die Veränderungen sind Arten, die bereits heute in ihrer Existenz gefährdet sind. Spezielle Lebensraumsprü-

che sowie geringe Ausbreitungs- und Vermehrungsraten bedingen vielfach ihre derzeitige Gefährdung. Diese Faktoren verringern aber auch ihre Kapazität, klimatischen Veränderungen durch Wanderung oder Anpassung zu begegnen. Daher stellt der Umgang mit dem Klimawandel eine besondere Herausforderung für das Naturschutzmanagement dar. Die bisherigen Arbeiten zu diesem Thema werden durch die Bemühungen einer möglichst präzisen Beschreibung der Auswirkungen des Klimawandels auf Arten und Ökosysteme dominiert (Heller & Zavaleta 2009: 29).

Dieses Herangehen hat bisher zu keinen befriedigenden Handlungsempfehlungen für das Management zum Erhalt einzelner Arten geführt (vgl. Biesbrek et al. 2009; IPCC 2002, Opdam et al. 2009; Pyke et al. 2007). Insgesamt lässt sich die mangelnde Wirkung der Untersuchungen auf das Management bedrohter Arten auf folgende Probleme und Lücken zurückführen:

- Die mangelnde Verknüpfung zwischen analytisch-reduktionistischen Ansätzen biologischer Untersuchungen und dem Informationsbedarf von Management und Planung.
- Den unzureichenden Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen.
- Den unzureichenden Umgang mit dem prozessualen Charakter des Klimawandels.



4.1.1 Wissenschaft und Planung – Ein Widerspruch?

Die in der Forschung schwerpunktmäßig betriebene Verfeinerung von Prognosemodellen lässt derzeit die Frage offen, wie deren Ergebnisse in die Planung und das Management übertragen werden können. Es zeigt sich, dass die bestehenden Modelle mit erheblichen Problemen behaftet sind und sich im Großen und Ganzen noch in der Entwicklung befinden. Die Planung steht allerdings bereits jetzt unter Zugzwang und braucht Hinweise auf geeignete Maßnahmen (Sulzman 1995: 217). Vielfach besteht keine Zeit, um die Modellentwicklung abzuwarten oder gar die für die Validierung der Modelle nötigen Datenreihen zu erzeugen.

Es stellt sich demnach die Frage, wie die Aufbereitung des Wissens ablaufen muss, um Entscheidungen herbeizuführen und die Naturschutzplanung und das -management handlungsfähig zu machen.

Planung ist ein wissenschaftlich gestützter, wertimplikativer und entscheidungsorientierter Prozess. Die Wissenschaft kann insofern für die Planung nur eine dienende

Funktion übernehmen. Sie muss aber in den Planungsprozess eingebunden und durch klare Aufgabenbestimmungen aktiv genutzt werden. Für ein optimales Zusammenspiel fehlt es derzeit sowohl an einem durch eine Entscheidungssituation vorgegebenen, klar artikulierten Informationsbedarf als auch an einer strukturierten Bewertung der Informationen und einer systematischen Ableitung von Maßnahmen. Dadurch werden die bereits vorliegenden Informationen weder effektiv noch effizient in Entscheidungsprozesse eingebunden.

Um den Bedarf der Planung zu decken, müssen wissenschaftliche Untersuchungen gezielt eingesetzt werden, um entscheidungsrelevante Grundlageninformationen zu generieren und bestehende Daten zu strukturieren. Für die Bewertung müssen geeignete Maßstäbe bereitgestellt werden, mit deren Hilfe auch die Effizienz verschiedener Maßnahmen beurteilt werden kann.

4.1.2 Der Umgang mit Unsicherheiten in komplexen Systemen, Modellen und Planungen

Eine besondere Herausforderung für die Berücksichtigung des Klimawandels in der Naturschutzplanung liegt im Umgang mit den damit verbundenen Unsicherheiten. Die Unsicherheiten können sich aus verschiedenen Quellen speisen, denn sie rühren nicht nur aus den Aussagen von Klimamodellen über zukünftige Klimaentwicklungen her. Das Naturschutzmanagement muss mit komplexen Systemen umgehen. Eine kausale Operationalisierung einer Ursache-Wirkungskette ist in komplexen ökologischen Systemen auch bei hohem Aufwand selten möglich. Landschaften und ihre Ausschnitte sind pfadabhängige Mensch-Umwelt-Systeme, die einer Vielzahl von Einflüssen unterliegen. Sie sind nur in kleinen Ausschnitten einer experimentellen Erforschung zugäng-

lich, und ihre Einzigartigkeit erschwert die Verallgemeinerbarkeit von Aussagen. Vielfach mangelt es an Ausgangsdaten und dem Wissen über das Systemverhalten. So ist die Prognose von Entwicklungspfaden für diese komplexen Systeme nur mit vielen Einschränkungen möglich.

Aus der Unsicherheit über Entwicklungstrends folgert aber keine Handlungsunfähigkeit. Der Entscheidungsträger braucht keine absolute Gewissheit über die Zukunft, sondern vielmehr eine Hilfestellung bei der Wahl, welche Handlung die beste Option in der aktuellen Situation bietet (Willows & Connel 2003: 54). Der planvolle Umgang mit komplexen Systemen bedarf der Trennung zwischen der Unsicherheit in der Entschei-

Grundlage und der Unsicherheit in der Entscheidungsfindung.

Der Umgang mit Unsicherheiten wird in die „Planung unter Ungewissheit“ und die „Planung unter Risiko“ unterteilt (Bechmann 1981: 100). Die beiden Begriffe „Ungewissheit“ und „Risiko“ lassen sich allerdings logisch-strukturell nicht voneinander trennen. Sie bilden Extrema eines Kontinuums, auf dem Unsicherheiten von einem Risikofaktor zu einer Ungewissheit werden. Die nominelle Grenze zwischen den Begriffen liegt dort, wo für den Anwender über die Wahrscheinlichkeit von Ereignissen keine akzeptablen Aussagen mehr möglich sind. Diese Schwelle ist somit je nach den Erwartungen an die Qualität der Wahrscheinlichkeitsaussagen variabel.

Methodisch stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, um innerhalb eines Planungsprozesses mit Unsicherheiten umzugehen. Häufig kommen dabei Szenariotechniken zum Einsatz. Sie haben ihre Stärke im Umgang mit den Folgen von Unsicherheiten für die Prognosefähigkeit von komplexen Systemen. Sie versuchen über die Transparenz des Prognoseverfahrens ihre Glaubwürdigkeit herzustellen. Szenariotechniken sind auf den Umgang mit Unsicherheiten in der Entscheidungsgrundlage fokussiert. Mit ihrer Hilfe lassen sich allerdings nur indirekt geeignete Maßnahmen identifizieren. Selbst wenn durch Szenarien Einigkeit über bestimmte Entwicklungen hergestellt wurde, folgt daraus nicht automatisch auch ein Konsens über geeignete Handlungen oder gar die Akzeptanz von Maßnahmen. Szenarien sind nicht für die Entwicklung von Maßnahmen, sondern vielmehr für die Entwicklung von Leitlinien und Rahmenvorgaben konzipiert. Auch die Ausrichtung auf eine „vergleichsweise ferne Zukunft“ (Scholles 2001: 206) zeigt, dass Szenarien zwar stark zukunftsorientiert, aber nur mäßig entscheidungsorientiert sind. Szenarien sind dort zweckdienlich, wo ein Problembewusstsein entwickelt werden soll. Für die Entwicklung von Maßnahmen in aktuellen Entscheidungssituatio-

nen müssen sie um weitere Instrumente ergänzt werden.

Ein stark entscheidungsorientiertes Verfahren ist das Risikomanagement. Es dient explizit der Rationalisierung von Entscheidungen unter Unsicherheit. Das Risikomanagement bezeichnet alle Maßnahmen zur Reduzierung und Steuerung, die Personen oder Organisationen einleiten, um Risiken zu regulieren (WBGU 1999: 45). Die Definition des Risikobegriffs unterscheidet sich in den verschiedenen Disziplinen vor allem dadurch, wie die Folgen von Handlungen oder Ereignissen erfasst und die Schäden bewertet werden (ebd.: 35). Der Umgang mit Risiken beschäftigt sich mit den Unsicherheiten in der Entscheidungsfindung.

Das Risikomanagement bietet Ansätze, um auch mit unbekanntem Risiko umzugehen. Es kann daher sowohl die Planung unter Risiko als auch die Planung unter Ungewissheit unterstützen. Die handlungsorientierten Zielsetzungen und die etablierte, wissenschaftlich gestützte und wertimplikative Methodik weisen zwischen Risikomanagement und Planung erstaunlich viele Überschneidungen auf. Gerade im Umgang mit dem Klimawandel wird dem Risikomanagement eine besondere Bedeutung beigemessen (z. B. Willows & Connel 2003; Lorenzoni et al. 2005; WBGU 1999).

Drei Komponenten sind im Umgang mit klimawandelbedingten Risiken in komplexen Mensch-Umwelt-Systemen von besonderer Bedeutung (Willows & Connel 2003: 47):

- Ein schrittweises Vorgehen, das zunächst ein breites ganzheitliches Systemverständnis erzeugt, bevor einzelne Detailuntersuchungen vorgenommen werden.
- Die vorzugsweise qualitative Betrachtung einer breiten Menge an Problemen und Risiken.
- Die Verwendung konzeptioneller Modelle zur Identifikation von Gefahren, Rezeptoren und den jeweiligen Wechselwirkungen.



4.1.3 Der Umgang mit dem prozessualen Charakter des Klimawandels

Eine weitere Herausforderung im Umgang mit dem Klimawandel entsteht durch seine Dynamik. Der Klimawandel ist ein Prozess, der mit einem Zeithorizont von mehreren Jahrzehnten abläuft. Da Beginn und Ende der Veränderungen kaum genau bestimmt werden können, kann immer nur ein Ausschnitt der Entwicklung in der Planung Berücksichtigung finden. Die Ziele von Planungen können nicht mehr auf einen bestimmten stabilen Zustand (wie z. B. die Etablierung einer Klimaxgesellschaft) ausgerichtet werden. Es kann nur noch ein bestimmter Zustand zu einer bestimmten Zeit angestrebt werden, der sukzessive angepasst werden muss.

Gleichzeitig entsteht in der Naturschutzplanung auch durch den Umgang mit komplexen Systemen, über die nur begrenztes Wissen zur Verfügung steht, der Bedarf nach kürzeren Planungsintervallen. Nur durch einen zyklischen Planungsprozess in überschaubaren Schritten ist zu gewährleisten, dass neues Wissen über das System oder über neue Verhaltensregeln möglichst schnell im Management Berücksichtigung findet. Für diesen Umgang mit komplexen Mensch-Umwelt-Systemen wurde das Adaptive Management entwickelt. Es konzipiert Planung als wiederkehrenden Prozess, der bewusst mit Komplexität, rapiden Veränderungen und Unsicherheiten umgehen kann und dynamisch auf die Reaktion des zu beeinflussenden Systems aufbaut (McLain & Lee 1996: 438). Das Adaptive Management folgt einem wissenschaftlichen Konzept und versucht durch die Formulierung von Hypothesen, einem strukturierten Testdesign und einer Exhaustion entscheidungsrelevantes Wissen zu erzeugen und zu überprüfen (Stankey et al. 2005: 9). Das Monitoring und die Erfolgskontrolle sind essentieller Teil des Managementzyklus im Adaptiven Management.

Zusammenfassend lässt sich aus der Betrachtung der Grundlagen ableiten, dass es im Umgang mit dem Klimawandel in der Naturschutzplanung ein erhebliches Defizit bei der Strukturierung des Planungsprozesses gibt. Besondere Aufmerksamkeit muss dabei der effektiven Einbindung „wissenschaftlicher“ Grundlagenuntersuchungen, dem Umgang mit Unsicherheiten (insb. in der Entscheidungsfindung) und dem dynamischen Charakter des Klimawandels gewidmet werden.

Die theoretische Betrachtung legt nahe, dass das Risikomanagement und das Adaptive Management als Konzepte für die Bewältigung dieser Aufgaben geeignet sind. Sie sollten als Grundideen ein Gerüst bilden, an dem der Planungsprozess orientiert ist. Während das Risikomanagement die Planung selber strukturiert, lassen sich aus dem Adaptiven Management Vorgaben für Art und Inhalt der Ergebnisse ableiten. Aufbauend auf den theoretischen Grundlagen lassen sich Prinzipien für den Planungsablauf ableiten, die über die Einteilung in geeignete Planungsphasen und deren Arbeitsinhalte weiter konkretisiert werden können. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden folgende fünf Phasen zur Strukturierung des Planungsprozesses definiert:

- Phase I - Abgrenzung des Problemfeldes und des Untersuchungsgebietes
- Phase II - Entwicklung eines konzeptionellen Modells
- Phase III - Analyse der Entwicklung und des Zustandes der Systemkomponenten
- Phase IV - Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen
- Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung

4.2 Ergebnisse des Kapitels: Die Hardangervidda und ihr Rentierbestand als Untersuchungsgegenstand

4.2.1 Das Problemfeld

Als Untersuchungsobjekt für den konkreten Test und die Ausgestaltung des Planungsablaufes wurde ein Rentierbestand ausgewählt, der auf der Hochfläche der *Hardangervidda* in Südnorwegen beheimatet ist.

Offenlandrentiere (*Rangifer tarandus tarandus*) boten sich durch ihre direkte Abhängigkeit von bestimmten temperaturgeprägten Vegetationsformen, dem guten populationsbiologischen Wissenstand und ihrer Bedeutung als Schirmart (*umbrella species*) für die Tundra, als Untersuchungsobjekt für diese Arbeit besonders an. Gleichzeitig kommt den Rentieren im Allgemeinen durch die enge Verknüpfung mit der Kultur vieler Ethnien und ihrer Rolle als Sympathieträger (*flagship species*) eine besondere Bedeutung zu.

Schon seit Jahren zeigen einzelne Populationen deutliche klimabedingte Veränderungen

(z. B. Ferguson 1997; Hassol 2004; Jacobs et al 1996; Miller & Gunn 2003), und die Bestände wildlebender Rentiere zeigen weltweit eine deutliche negative Entwicklung (Vors & Boyce 2009). Daher wächst die Befürchtung, dass Rentiere ebenso wie Eisbären bald zu den prominenteren Opfern des Klimawandels zählen könnten.

Durch die weit verbreitete Zucht domestizierter Rentiere im Norden Skandinaviens kommen wildlebende Rentiere der Unterart *Rangifer tarandus tarandus* nur noch in relativ kleinen isolierten Populationen im südnorwegischen Bergland vor. Insbesondere ihr Vorkommen am südlichen Rand des Verbreitungsgebietes ließ hier besonders deutliche Veränderungen erwarten.

4.2.2 Das Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde die *Hardangervidda* ausgewählt. Sie beheimatet mit rund 9.000 Tieren (Stand Sommer 2009) den größten Bestand wildlebender Offenlandrentiere in Skandinavien. Zu ihrem Schutz wurde 1981 der *Hardangervidda nasjonalpark* eingerichtet. Die *Hardangervidda* bildet die zentrale Hochfläche der südlichen Scandes. Sie bedeckt über 8.000 km² und gilt als Europas größtes alpines Plateau. Mit einer Höhe von 1.863 m o.h. dominiert der Gletscher des *Hardangerjøkulen* (60°32'N, 7°22'E) das Gebiet als höchste Erhebung. Der Hauptteil des Plateaus liegt auf einer Höhe zwischen 1.100 m und 1.300 m und wird durch die umliegenden, zum Teil tief eingeschnittenen Täler abgegrenzt.

Klimatisch wird die *Hardangervidda* durch ihre Lage im Südwesten Norwegens geprägt. Kaum 150 km von der Westküste entfernt,

dominieren die Einflüsse des Golfstromes das Wettergeschehen maßgeblich. Die warmen und feuchten Luftmassen des Golfstromes beschenken der *Hardangervidda* im Vergleich zu ihrer Lage und ihrer Höhe ein relativ gleichmäßiges und warmes, maritimes Klima mit ergiebigen orografischen Niederschlägen.

Der *Hardangervidda nasjonalpark* umfasst 3.422 km² im westlichen Zentrum der Hochfläche. Ergänzt um die angrenzenden Landschaftsschutzgebiete *Hardangerjøkulen Skaupsjøen landskapsvernområde* im Nordwesten und *Mjøsvatn og Austfjell landskapsvernområde* im Südosten stehen derzeit 4.295 km² des Hochplateaus unter Schutz.

Die Schutzgebiete decken zwar einen Großteil der *Hardangervidda* ab, sparen aber dennoch erhebliche Bereiche des aktiv



genutzten Rentierlebensraumes aus. Um eine eindeutige Linie ziehen zu können, die auch für die Rentierpopulation von Bedeutung ist, wurde das Untersuchungsgebiet entlang von Barrieren abgegrenzt, die für die Rentiere nicht oder nur schwer zu überwinden sind. Dazu zählen stark frequentierte Verkehrsachsen und größere Gewässer wie

Seen und Fjorde. Insgesamt umfasst das Untersuchungsgebiet, das in dieser Arbeit betrachtet wird, somit eine Fläche von 9.947 km². Mit dieser Abgrenzung hat das Untersuchungsgebiet einen etwas größeren Umfang als die eigentlich als *Hardangervidda* bezeichnete Landschaft.

4.2.3 Der Rentierbestand in der Hardangervidda

Ein Abriss der Geschichte des Bestands zeigt, dass Rentiere seit mehr als 9.000 Jahren in der *Hardangervidda* leben. Selbst in Perioden mit im Vergleich zu heute deutlich wärmeren klimatischen Bedingungen haben sie das Hochplateau besiedelt. Allerdings war der Bestand aufgrund der waldreichen Vegetation auf vereinzelte Teilpopulationen reduziert. Seit der Besiedelung der *Hardangervidda* durch die ersten Menschen hat sich eine enge Verbindung zwischen menschlicher Nutzung und dem Wohlergehen des Bestands entwickelt. Heute wirken sich vor allem die Infrastrukturentwicklung, die Energiegewinnung, der Tourismus und die Landwirtschaft direkt und indirekt auf den Lebensraum des Bestands aus. Die Zergliederung des Lebensraums verdeutlicht die Schwierigkeit einer adaptiven Wanderung im Rahmen sich verändernder Klimazonen. Die Situation des *Hardangervidda nasjonalpark* als letztem Rückzugsgebiet des Bestands dürfte der typischen Situation in Großschutzgebieten entsprechen. Die Chancen, dass sich der Bestand durch eine adaptive Wanderung an den Klimawandel anpassen kann,

sind gering. Die vordringliche Aufgabe liegt daher in der in situ Erhaltung der Art. Es zeigt sich, dass dabei der Klimawandel nicht getrennt von anderen Problemen betrachtet werden kann. Klimawandel und menschliche Einflüsse durchdringen sich auf vielfache Weise, und die Extraktion einzelner Einflüsse steht vor erheblichen Herausforderungen. Da das Management des Bestands sich nicht nur auf einzelne Aspekte beschränken kann, muss die Untersuchung einen integrativen Ansatz verfolgen. Die Auswirkungen des Klimawandels können nicht isoliert betrachtet werden. In der weiteren Untersuchung muss das Verhältnis zwischen den Rentieren und ihrer Umwelt mit allen relevanten Einflussfaktoren betrachtet werden. Damit bestätigt sich für diesen Fall die Eingangsthese, dass beim Umgang mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement eine integrierte Betrachtung gewählt werden muss, die auch alle bestehenden nicht klimabedingten Probleme und Einflüsse berücksichtigt.

4.3 **Ergebnisse des Kapitels: Entwicklung eines konzeptionellen Modells des Rentierbestands in der Hardangervidda**

In einer Analyse der vorliegenden Untersuchungen zu unterschiedlichen Rentierbeständen konnten verschiedene Faktoren identifiziert werden, die die Bestandsentwicklung beeinflussen können (z. B. Griffith et al. 1996; Jacobs et al. 1996; Ouellet et al. 1991; Lee et al. 2000; Vistnes et al. 2001). Jedoch ist in den seltensten Fällen ein isolierter Faktor für Schwankungen der Bestandsgröße verantwortlich. In den meisten Fällen muss von einem Zusammenspiel vieler Faktoren ausgegangen werden (Klein 1991: 30).

Die Besonderheit der lokalen Verhältnisse und ihr großer Einfluss führen dazu, dass bis heute kein allgemein anerkanntes Erklärungsmodell für das Habitat-Demografie-Verhältnis von Rentierherden im Allgemeinen existiert. Vielmehr muss für jeden Bestand ein angepasstes Modell entwickelt werden. Dabei sollte das Modell so einfach wie möglich konstruiert werden (Grimm & Railsback 2005: 33). Für die Konstruktion eines konzeptionellen Modells des Habitat-Demografie-Verhältnisses müssen zunächst die relevanten Faktoren für den Bestand identifiziert werden. Da Modelle die Realität problembezogen abbilden, ist die Relevanz einzelner Faktoren am Modellzweck zu messen.

Die Faktoren, die dabei zu berücksichtigen sind, lassen sich in zwei Hauptgruppen unterteilen:

- Faktoren mit direkten Auswirkungen auf die Bestandsgröße
- Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Bestands

Mit Hilfe einer Literaturanalyse wurden alle möglichen Systemkomponenten, die für die Erstellung eines Erklärungsmodell für das Habitat-Demografie-Verhältnis von Bedeu-

tung sein könnten, bestimmt. Durch eine Überprüfung der lokalen Voraussetzungen wurde festgestellt, dass die Prädation und das Auftreten von Krankheiten in der *Hardangervidda* derzeit keine Rolle spielen. Die Diskussion um die Wiedereinbürgerung von Wölfen in Norwegen und die Planungen, die *Hardangervidda* zum Wolfschutzgebiet zu erklären, lassen es allerdings sinnvoll erscheinen, diesen Faktor in zukünftigen Szenarien mit zu berücksichtigen. Die Ausbreitung von Krankheiten wird zunehmend als mögliche Konsequenz des Klimawandels diskutiert. Auch sie sollte daher als ein Faktor, der in Zukunft an Bedeutung gewinnen kann, berücksichtigt werden. Beide Faktoren haben eine Sonderrolle, da sie derzeit noch nicht in Erscheinung getreten sind und kaum Anhaltspunkte für ihre Wirkung vorliegen. Sie werden daher zunächst nicht in das konzeptionelle Modell aufgenommen.

Als relevante Systemkomponenten für das Habitat-Demografie-Verhältnis des Rentierbestands in der *Hardangervidda* konnten folgende Faktoren bestimmt werden:

Faktoren mit direkter Wirkung auf den Rentierbestand in der *Hardangervidda*

- Jagddruck

Faktoren mit Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage des Rentierbestands in der *Hardangervidda*

- Nahrungsangebot
- Winterfutter
- Sommerfutter
- Extreme Witterungsereignisse
- Insekten- und Parasitenaktivität
- Nahrungskonkurrenz
- Menschliche Aktivität



Die Betrachtung zeigt, dass viele der Faktoren in enger Verbindung stehen. Nur wenige Faktoren sind völlig unabhängig von klimatischen Bedingungen. Aus der Diskussion der einzelnen Faktoren ließ sich ein Habitatmodell für den Rentierbestand in der *Hardangervidda* entwickeln. Es ist in Abbildung 27 dargestellt. Das Modell zeigt

eine Gliederung in Faktoren, die sich auf den funktionalen Lebensraum im Winter auswirken und denjenigen, die den funktionalen Sommerlebensraum beeinflussen. Da die Rentiere im Winter ihr Bestandstief erreichen, wurde die Zahl der Tiere im Winter als kritische Größe für das Modell betrachtet.

4.4 **Ergebnisse des Kapitels: Analyse der bisherigen Entwicklung und des Zustandes der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda**

Mit Hilfe des konzeptionellen Modells konnten die relevanten Systemkomponenten identifiziert werden. Um das Verständnis über ihr Zusammenspiel zu verbessern, wurden ihre Entwicklung und ihr Zustand analysiert. Als Zeithorizont wurden dafür die letzten vier Jahrzehnte näher betrachtet. Für jede der Systemkomponenten wurden geeignete Indikatoren gewählt. Viele der wünschenswerten Daten standen nicht zur Verfügung stehen oder decken nur relativ kurze Zeiträume ab. Auch der Wechsel von Erhebungsmethoden oder -standorten ist festzustellen. Es ist zu befürchten, dass sich diese Situation bei kleineren Gebieten und Arten, die nicht im Fokus biologischer Untersuchungen stehen, deutlich schlechter darstellt.

Für die Betrachtung des Systemverhaltens sollten immer möglichst lange Untersuchungsreihen verwendet werden. Der Bezug auf kurze Betrachtungshorizonte erhöht die Gefahr, dass entscheidende natürliche Entwicklungszyklen nicht erfasst werden oder bestehende Entwicklungen fehl interpretiert werden (Willis & Birks 2006: 1261ff). Dies betont die Notwendigkeit eines Umweltmonitorings, das nicht nur projektbezogene Daten liefert, sondern auch die Abstimmung verschiedener Forschungsbemühungen, um Messmethoden aufeinander abzustimmen und Daten und Ergebnisse mehrfach nutzbar zu machen.

Die historische Analyse der einzelnen Faktoren zeigt eine starke Veränderung der Landnutzung in der Region. Demgegenüber haben sich die naturräumlichen Bedingungen (z. B. Klima und Vegetation) nur unmerklich verändert (siehe Tabelle 46).

In den letzten 40 Jahren haben die menschlichen Einflüsse den Lebensraum und die Entwicklung des Bestands am deutlichsten

geprägt. Insbesondere seit den 1970er Jahren des letzten Jahrhunderts hat sich der Nutzungsdruck auf die Hochfläche erheblich verstärkt. Neben steigenden Besucherzahlen und einer Verschiebung der landwirtschaftlichen Nutzung hin zur Schafbeweidung wurde im Untersuchungsgebiet auch in großem Umfang gebaut. Dabei diente die bestehende Infrastruktur, die durch den Ausbau der Wasserkraft in den frühen 1960er Jahren entstanden ist, der Erschließung des Gebietes. Obwohl der Umfang der Infrastruktur im untersuchten Zeitraum kaum noch zugenommen hat, ist die Zahl der Gebäude auf das Doppelte angewachsen. Durch die Besiedelung sind inzwischen viele traditionelle Wanderrouten der Rentiere blockiert, so dass der Bestand weite Teile seines Winterlebensraumes heute nicht mehr erreichen kann. Ebenfalls sind die Sommerlebensräume von Veränderungen durch die zunehmende Bebauung betroffen. Die Zunahme der Besucherzahlen und die damit verbundene häufigere Nutzung der Wanderwege im zentralen Teil der *Hardangervidda* schränken die Funktionsfähigkeit des Sommerlebensraumes weiter ein. Der Bestand scheint sich aus seinen angestammten Einstandsgebieten in einen weitestgehend unzerschnittenen Teil ganz im Süden der Hochfläche zurückgezogen zu haben. Es lässt sich kaum abschätzen, welche Auswirkungen die im Süden vorherrschende Beweidung mit Schafen auf das Nahrungsangebot für die Rentiere hat.

Zwar hat sich in den letzten Jahren auch das Klima in der *Hardangervidda* deutlich verändert, bisher zeigen sich hierdurch aber noch keine merklichen Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung. Sollten die klimabedingten Veränderungen (wie z. B. die zu erwartende Intensivierung der Insekten- und Parasitenaktivität oder ein häufigeres Auf-



treten von Vereisungen der Schneedecke) stattgefunden haben, so werden sie derzeit noch durch andere Einflussgrößen überlagert und lassen sich nicht eindeutig in ihrer Wirkung auf den Bestand erfassen. Es lässt sich zwar nachweisen, dass sich die Vegetation langsam den veränderten Umweltbedingungen anpasst und die Waldgrenze allmählich auf die Hochfläche vorrückt, allerdings verläuft dieser Prozess erheblich langsamer, als bei der beobachteten Zunahme der Temperaturwerte zu erwarten wäre. Die flächenmäßigen Verluste an potentiell Lebensraum durch diese klimabedingten Verschiebungen sind nur marginal und spielen im Vergleich zu den Verlusten durch direkte anthropogene Einflüsse kaum eine Rolle für die Populationsdynamik.

Aufgrund fehlender Prädatoren und einer sehr geringen natürlichen Mortalität ist derzeit die Jagd der prägende Faktor für die Größe des Rentierbestands in der *Hardangervidda*. Es wurden in der Vergangenheit zeitweise deutlich mehr als 1/3 des Bestands durch die Jagd entnommen. Hierdurch wurde die Population in den Jahren 1999 bis 2002 auf ein Bestandstief von weniger als 5.000 Tieren reduziert. Die Tatsache, dass dieser überhöhte Abschuss über mehrere Jahre und bei einem Bestand erfolgte, der bereits unter der vom Management angestrebten Zielgröße von 10.000 bis 12.000 Tieren lag, macht deutlich, dass dem Monitoring des Bestands und dessen Management in den letzten Jahrzehnten nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt wurde.

Aufgrund der geringen natürlichen Mortalität lässt sich schließen, dass die *Hardangervidda* grundsätzlich gute Voraussetzungen für den Erhalt eines wilden Rentierbestands bietet. Das Nahrungsangebot in den Winterlebensräumen wird bereits seit Jahrzehnten nur zu einem geringen Teil genutzt. Es lässt sich daher vermuten, dass die Tragfähigkeit der *Hardangervidda* nicht ausgeschöpft ist und deutlich mehr Tiere in der Region leben könnten, als es zurzeit der Fall ist.

Die historische Analyse gibt erste Anhaltspunkte, an welcher Stelle das Schutzgebiets-

management eingreifen könnte, um den Bestand zu vergrößern und den funktionalen Verlust des Lebensraums aufzuhalten. Zur Bewältigung der bestehenden Probleme lassen sich bereits erste einfache Managementmaßnahmen empfehlen. So ließe sich z. B. durch Besucherlenkung und –information eine Schutzgebietszonierung oder den vereinzelt Rückbau die Nutzung des Gebietes in verträglichere Bahnen lenken und potentielle Lebensräume für die Rentiere wieder zugänglich machen.

Die Verräumlichung der Probleme mit Hilfe verschiedener Karten (siehe Abbildung 43-46) zeigt, dass in den letzten vier Jahrzehnten insbesondere der Sommerlebensraum der Rentiere starke Veränderungen erlebt hat. Hier zeigen sich die meisten Konflikte und der größte Handlungsbedarf für das Management. Viele der betroffenen Flächen liegen innerhalb des Nationalparks, daher sollten gute Möglichkeiten bestehen, dort steuernd einzugreifen. Es zeigt sich, dass besonders der Norden des Nationalparks starke Veränderungen erfahren hat, die zu Konflikten mit dem Schutzzweck des Parks führen. Daraus lässt sich schließen, dass die bisherige Umsetzung des Nationalparks nicht geeignet war, negative Entwicklungen zu verhindern. Ein stärkeres Engagement zur Erreichung eines besseren Schutzes des Gebietes ist offenbar angezeigt. Allerdings beschränken sich die Probleme nicht auf die Fläche des Nationalparks. Viele Probleme, wie z. B. die Beeinträchtigungen der Wanderwegen, liegen außerhalb der Parkgrenzen. Ein effizientes Naturschutzmanagement muss daher deutlich über die Grenzen des Parks hinausgehen und den Lebensraum als Ganzes berücksichtigen.

Es spricht sehr viel dafür, dass in der *Hardangervidda* die Reduktion anthropogener Stressoren zur Stärkung der Resilienz des Bestands gegen klimatische Veränderungen, d. h. die Klimasicherung der Ökosysteme, eine vielversprechende Handlungsstrategie für den Umgang mit den Folgen des Klimawandels ist.

4.5 **Ergebnisse des Kapitels: Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen der Einflussfaktoren des Rentierbestands in der Hardangervidda**

Um die Analyse der möglichen zukünftigen Entwicklungen des Rentierbestands in der *Hardangervidda* zu ermöglichen, wurden zunächst verschiedene regionalisierte Klimamodelle betrachtet (RegClim, NorACIA und NorClim). Dabei wurden zum einen die Ergebnisse für Norwegen im Allgemeinen und zum anderen die Prognosen für das Untersuchungsgebiet im Speziellen ausgewertet.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass trotz der Größe bzw. der geografischen Ausdehnung Norwegens und seinen unterschiedlichen klimatischen Voraussetzungen nur wenige Untersuchungen die Unterschiede zwischen den Regionen thematisieren oder Prognosen für einzelne Regionen erstellt haben. Dies gilt insbesondere für die Veränderungen bis zum Jahre 2050. Zwar ist die Auflösung der regionalen Klimamodelle mit 25 x 25 km sehr fein, dem gegenüber steht aber eine Beschränkung auf nur wenige Emissionsszenarien (IS92a und A1B). Lediglich für eine Betrachtung bis 2100 stehen aus dem RegClim Projekt Ergebnisse für mehrere Szenarien (IS92a, A2, B2 und A1B) in einer Auflösung von 55x55 km zur Verfügung. Es muss allerdings berücksichtigt werden, dass die unterschiedlichen Emissionsszenarien aufgrund der Trägheit des Klimasystems bis zur Mitte des Jahrhunderts in den prognostizierten klimatischen Veränderungen sehr nahe beieinander liegen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass sich die Zeiträume, die geografischen Ausschnitte, die in den Untersuchungen betrachtet wurden und die Auflösung der Modelle, die verwendet wurden, deutlich unterscheiden. Insbesondere die unterschiedlichen Prognosezeiträume machen einen direkten Vergleich der quantitativen Aussagen über Temperaturzunahme und Niederschläge fast unmöglich. Daher

wurden aus den vorliegenden Untersuchungen vor allem Trendaussagen abgeleitet (siehe Tabelle 58).

Alle Klimamodelle zeigen für ganz Norwegen sowohl einen deutlichen Temperaturanstieg als auch eine starke Zunahme der Niederschläge an. Dabei steigt die Regenmenge stärker als die Zahl der Regentage, so dass durchgängig mit heftigeren Niederschlagsereignissen zu rechnen ist.

Wird die Veränderung der einzelnen Jahreszeiten im Süden Norwegens betrachtet, so zeigen die Ergebnisse die geringste Erwärmung im Sommer. In Herbst und Winter sind die stärksten Temperaturzunahmen zu erwarten. In den meisten Modellen steigt die Temperatur im Herbst am deutlichsten an.

Bei der Veränderung des Niederschlages zeichnet sich ein ähnlich einheitliches Bild ab. Auch hier ist der Herbst von den größten Veränderungen geprägt, wohingegen der Sommer die geringsten Veränderungen aufweist. Einige Modelle zeigen hier sogar eine Abnahme der Niederschläge für den Südosten Norwegens. Ob im Frühjahr oder im Winter mit einer stärkeren Zunahme der Niederschläge zu rechnen ist, wird von den Modellen unterschiedlich beantwortet.

Die Ergebnisse der Auswertung der Klimamodelle sind in Tabelle 58 zusammengefasst.

Die Auswertung für das Fallbeispiel zeigt, dass die Unterschiede in den Modellen sowie die große Schwankungsbreite der Ergebnisse kaum mehr als Trendaussagen für große Bezugsräume zulassen. Eine ähnliche Situation dürfte typisch für viele Schutzgebiete bzw. Lebensräume bedrohter Arten auf der Welt sein.

Aufgrund der großen Unsicherheiten, die mit einzelnen Modellergebnissen verbunden sind, sollten zur Betrachtung der klimati-



schen Veränderungen auf regionaler Ebene immer mehrere Klimamodelle Verwendung finden (Walkenhorst & Stock 2009: 13f). Die Verwendung verschiedener Modelle führt allerdings fast zwangsläufig zu einer großen Spannweite an Ergebnissen, die sich miteinander im Einzelnen widersprechen. Die Hoffnung, dass sich zuverlässige quantifizierte Aussagen der klimatischen Veränderung kleinräumig erzeugen lassen, dürfte sich daher auch in Zukunft nicht erfüllen lassen (OTA 1993: 1). Vielmehr gilt es Strategien zu entwickeln, um mit den qualitativen Aussagen ein effizientes Naturschutzmanagement zu betreiben.

Der Mangel an quantitativen Daten zwingt dazu, in der Argumentation weitestgehend auf Analogieschlüsse zurück zu greifen, um die Auswirkungen des Klimawandels abschätzen zu können. Hierzu dienen die Erfahrungen aus der historischen Analyse aus anderen Gebieten (z. B. ACIA 2004; Strand 2008; Inkley et al. 2004) und Einzelbeobachtungen.

Um die potentiellen Auswirkungen des Klimawandels zu untersuchen, wurden zunächst die Folgen für die einzelnen Systemkomponenten betrachtet. Da es sich bei dem Habitat-Demografie-Verhältnis des Bestands um ein offenes System handelt, konnte die Betrachtung nicht nur auf die bereits als wirksam nachgewiesenen Faktoren beschränkt werden. Zum einen kann sich die Bedeutung der einzelnen Faktoren durch die zukünftigen Veränderungen verschieben, zum anderen können neue Faktoren hinzutreten, die bisher noch nicht in Erscheinung getreten sind. Um diese Faktoren berücksichtigen zu können und gleichzeitig ihrem besonderen Charakter Rechnung zu tragen, wurden sie in der Kategorie 'Wildcards' zusammengefasst. Hierzu gehört die Ausbreitung von Krankheitserregern, die Einwanderung von Nahrungskonkurrenten und die Anpassung der Reproduktionsphase. Da eine mögliche Veränderung der Prädation keine klimabedingte Veränderung darstellt, wurde sie an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

Die Ergebnisse der Betrachtung für die einzelnen Systemkomponenten sind in Tabelle 59 zusammengefasst.

Im Anschluss an die Diskussion der einzelnen Komponenten wurde ihre Wechselwirkung betrachtet (siehe Abbildung 49). Dabei wurde die Auswirkung auf die einzelnen Lebensräume des Bestands in den Mittelpunkt der Betrachtung gestellt.

Kumulative Wirkungen auf den Sommerlebensraum der Rentiere

Die längeren, wärmeren und trockeneren Sommer deuten zunächst auf eine Verbesserung des Nahrungsangebotes für die Rentiere hin. Bei genauerer Betrachtung erzeugt aber die unheilvolle Kombination aus einer beschleunigten Schneeschmelze und aktiveren Parasiten eher eine Verschlechterung der bestehenden Situation. Es ist damit zu rechnen, dass die Rentiere nach guten Bedingungen im Frühjahr gezwungen sind, sich schneller als bisher in die alpinen vegetationsarmen Hochlagen zurückzuziehen. Eine sich verstärkende Erholungsnutzung und die Gefahr eines weiteren Ausbaus der hierfür benötigten Infrastruktur lassen den Tieren in Zukunft womöglich immer weniger nutzbaren Lebensraum. Gleichzeitig besteht die Gefahr, dass durch eine stärkere Beweidung auch in den abgelegenen Bereichen der Region eine vermehrte Nahrungskonkurrenz mit Nutztieren entstehen könnte.

Kumulative Wirkungen auf den Winterlebensraum der Rentiere

Die prognostizierten schneereicheren und wärmeren Winter dürften sich auf den Bestand in zweierlei Hinsicht auswirken. Zum einen steigt der Energiebedarf der Tiere bei der Nahrungsaufnahme unter durchschnittlichen Witterungsbedingungen, zum anderen erhöht sich die Gefahr von Extremereignissen. Durch die Verlagerung des Wintersports in höhere Lagen besteht eine große Wahrscheinlichkeit, dass die *Hardangervidda* stärker durch Touristen frequentiert wird. Der

häufigere Kontakt mit Skiläufern kann zu einer Erhöhung der Zahl der energieaufwändigen Fluchtreaktionen führen, zum anderen durch Vergrämungswirkung den Wegfall geeigneter Futterplätze bewirken. Trotz der derzeit guten Versorgung mit Winterfutter sind durch diese Wechselwirkungen weitere Einschränkungen des Winterlebensraumes zu erwarten.

Kumulative Wirkungen auf die saisonale Migration der Rentiere

Die Migration der Tiere gewinnt durch den immer kleiner werdenden Lebensraum und die schneller ablaufenden Prozesse, z. B. bei der Vegetationsentwicklung, immer mehr an Bedeutung. In der historischen Analyse konnte gezeigt werden, dass insbesondere die zunehmende Besiedelung eine Beeinträchtigung der Migrationsrouten nach sich zieht. Es ist daher zu erwarten, dass ein weiterer Ausbau der Siedlungstätigkeit in Folge der touristischen Aktivitäten zu weiteren Beeinträchtigungen der Migration führt sowie bestehende Barrierewirkungen verstärkt. Damit würde sich der Aktionsraum des Bestands weiter verkleinern und die Belastungen der Restflächen ansteigen.

Neben der erhöhten Notwendigkeit zur Wanderung zwischen Restlebensräumen ist allerdings auch eine zeitliche Verschiebung zu erwarten. Insbesondere eine Anpassung der Frühjahrswanderungen in und aus den Gebieten, in denen die Kälber geboren werden, könnte sich zunehmend mit der erhöhten Aktivität im Wintertourismus überlappen.



4.6 Ergebnisse des Kapitels: Maßnahmen- und Strategieentwicklung für ein klimaangepasstes Management des Rentierbestands in der Hardangervidda

Der obligatorische Umsetzungsbezug einer Planung erzeugt den Bedarf nach möglichst konkret formulierten Maßnahmenvorschlägen für das Naturschutzmanagement. Die Maßnahmen sollten dabei effizient und auf die Handlungskompetenzen des Adressaten ausgerichtet sein. Insbesondere im Umgang mit dem Klimawandel ergeben sich Problemfelder, die nur eingeschränkt oder gar nicht durch Maßnahmen vor Ort beeinflusst werden können (wie z. B. das Auftreten bestimmter Witterungsverhältnisse). Gleichzeitig ergibt sich aus der Theorie der komplexen Systeme die Notwendigkeit, zwischen Ursachen und Symptomen bestimmter Probleme zu unterscheiden. Ohne die Identifikation effektiver Ansatzpunkte (leverage points) für das Management besteht die Gefahr, dass Maßnahmen unnötig kostenintensiv werden oder gar ihre Aufgabe verfehlen, da sie nur Symptome behandeln. Gleichzeitig binden solche Maßnahmen erhebliche Ressourcen und verfolgen eine starre Zielsetzung. Diese Maßnahmen sind daher ineffizient und schränken die weiteren Handlungsmöglichkeiten ein. Sie können als Fehlanpassung (maladaptation) bezeichnet werden. Um Fehlanpassungen zu verhindern, müssen die Handlungsfelder des zukünftigen Managements zunächst bestimmt und anschließend priorisiert werden. Die Priorität der Handlungsfelder wird zum einen durch die zu behandelnden Probleme und zum anderen durch den Kontext des Akteurs bestimmt. Als Kriterien für die Bewertung sollten die Funktion der Handlungsfelder innerhalb des Systems, die Einflussmöglichkeit durch das Management und der wahrscheinliche Einfluss des Klimawandels dienen.

Maßnahmenentwicklung

Die Entwicklung der Maßnahmenempfehlungen für das Management sollte auf den Grundsätzen des Risikomanagements und des adaptiven Managements aufbauen. Sie geben bereits Zielvorgaben, aus denen sich systematisch Art und Umfang von Maßnahmen ableiten lassen.

Im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement lässt sich das Risikomanagement auf mehreren Ebenen anwenden. Zum einen können die Folgen des Klimawandels als Gesamtes betrachtet werden. Aus der Unsicherheit, die mit dem Auftreten der Folgen im Allgemeinen verbunden sind, wird die Forderung abgeleitet, vorsorglich andere negative Einflüsse zu reduzieren, um die Resilienz des jeweiligen Schutzgutes zu stärken (vgl. OTA 1993; The Heinz Center 2006; WWF 2003). Mit Hilfe des Risikomanagements lässt sich durch eine Analyse der einzelnen Einflussfaktoren die geeignete Art der Maßnahmen bestimmen. Dabei spielt die Früherkennung eine zentrale Rolle für den Umgang mit dem Klimawandel und ist eines der wichtigsten Elemente einer entsprechenden Planung (Hannah & Salm 2005: 369). Diese Früherkennung entspricht dem Konzept des ‚predictive monitoring‘, d. h. der fortlaufenden, systematisierten und zielgerichteten Umweltbeobachtung, verbunden mit einer handlungsorientierten Auswertung (Breckling & Müller 2000: 10).

Das Monitoring spielt auch bei der Ausgestaltung der Maßnahmen entsprechend den Vorgaben des Adaptiven Managements eine entscheidende Rolle. Während das Risikomanagement hilft, die Art der geeigneten Maßnahmen zu identifizieren, macht das Adaptive Management Vorgaben für deren

Ausgestaltung. Das Adaptive Management gründet sich auf ein prozessuales Planungsverständnis und geht davon aus, dass der Erfolg einzelner Maßnahmen immer wieder überprüft werden muss, um in einem zyklischen Planungsablauf ggf. Zielvorgaben anzupassen oder Maßnahmen abzuändern. Daher sollten Maßnahmen im Rahmen des Adaptiven Managements mit eindeutigen Zielvorgaben, Evaluationskriterien zu deren Überprüfung und einem Monitoringkonzept zur Erfolgskontrolle versehen sein.

Entsprechend diesen Vorgaben konnten für das Management des Rentierbestands in der *Hardangervidda* die in Tabelle 65 und Abbildung 52 zusammengefassten Maßnahmenempfehlungen erstellt werden.

Entwicklung von Strategien

Eine Strategie bündelt Maßnahmen, die zu einem gemeinsamen Ziel führen sollen. Strategien lassen sich auf verschiedenen Ebenen anwenden. Durch die Orientierung an Zielen können innerhalb einer Strategie Maßnahmen flexibel abgeändert oder neue Maßnahmen entwickelt werden. Strategien können entweder linear oder emergent entwickelt werden (Wiechmann 2008: 16ff). Mit der Anwendung des Risikomanagements und des Adaptiven Managements lassen sich auf übergeordneter Ebene Strategien linear entwickeln. Sie verfolgen allerdings noch recht abstrakte Ziele, die kaum zur Kommunikation geeignet sind. Es bietet sich daher an, nach der Erstellung der Maßnahmen eine Phase zur Entwicklung emergenter Strategien, welche für die Kommunikation des naturschutzfachlichen Vorgehens geeignet sind, anzuschließen. Die Zusammenfassung emergenter Strategien ergänzt das Adaptive Management und ist besonders dort von Bedeutung, wo zum einen mit zukünftigen und unsicheren Ereignissen umgegangen werden muss, zum anderen bei hoheitlichen Planungen, die in einen Governanceprozess Eingang finden sollen. Die Flexibilität von Strategien ist eine Grundvoraussetzung, um die Partizipation an Entscheidungsprozessen

und deren inhaltliche Diskussion zu ermöglichen. Die Vermittlung von Maßnahmen anhand gemeinsamer Ziele erhöht die Transparenz des Vorgehens und steigert deren Akzeptanz.

Für den Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Management des Rentierbestands in der *Hardangervidda* werden folgende Strategien empfohlen:

Enhance protection – Verbesserung der naturschutzfachlichen Grundlagen

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der fachlichen Grundlagen für das Schutzgebietsmanagement dienen.

Enforce protection – Stärkung der Schutzgebietsverwaltung

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der Organisation und der Stärkung der Kompetenzen der Schutzgebietsverwaltung dienen.

Work together - Partizipation stärken

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Verbesserung der Kooperation mit und Partizipation von externen Akteuren im Schutzgebietsmanagement dienen. Die Partizipation ist dabei nicht Selbstzweck, sondern zielt auf eine größere Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen und eine Optimierung der Entscheidungsfindung.

Defragmentation – Schutz und Entwicklung unzerschnittener Lebensräume

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Beeinträchtigung



gung wichtiger Lebensräume des Bestands durch Infrastruktur und Besiedelung entgegenwirken. Da viele der bei der Strategie zum Schutz und zur Entwicklung unzerschnittener Lebensräume betroffenen Entscheidungsbereiche derzeit nur indirekt durch die Schutzgebietsverwaltung beeinflusst werden können, ist sie eng mit den Strategien zur Stärkung der Schutzgebietsverwaltung und der Partizipation verknüpft.

Spread the word - Öffentlichkeitsarbeit

Unter diesem Motto werden alle Maßnahmen zusammengefasst, die der Umweltbildung und der Präsentation des Nationalparks in der Öffentlichkeit dienen. Ziel der Strategie ist es, die Umsetzung einzelner Maßnahmen aus anderen Strategien zu unterstützen und ihre Bedeutung einer breiteren Öffentlichkeit zu vermitteln. Zum einen soll so für die Akzeptanz möglicher Einschränkungen geworben werden, zum anderen sollen die Bedeutung und die Vorteile der Schutzbemühungen für die Region herausgestellt werden.

5 Skizze einer klimaangepassten Naturschutzplanung

Eine der zentralen Herausforderungen des Naturschutzes ist die adäquate Berücksichtigung der Problematik des Klimawandels im Rahmen einer Planung für den Schutz einer Art. Hierfür wurde ein erstes Konzept erarbeitet und am Beispiel des Rentierbestands in der *Hardangervidda* getestet. Nach dieser

ersten Anwendung zeichnen sich die Konturen eines geeigneten Vorgehens ab. Die erarbeiteten Ergebnisse haben dabei weniger die Auswahl oder Entwicklung geeigneter Techniken im Blick, sondern vielmehr die Strukturierung des Prozesses.

5.1 Leitlinien für ein klimaangepasstes Naturschutzmanagement

Als Rahmen für die adäquate Berücksichtigung des Klimawandels in einer Planung für den Schutz einer Art in einem Schutzgebiet wurden mehrere Prinzipien identifiziert. Aus ihnen wurden sieben Leitlinien für ein klimaangepasstes Naturschutzmanagement abgeleitet:

1. Die Entwicklung einer geeigneten Planungsmethode ist Voraussetzung für einen erfolgreichen Umgang mit dem Thema Klimawandel im Naturschutzmanagement.
2. Der Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement muss einen integrativen Ansatz verfolgen, da sich die Folgen des Klimawandels nicht von anderen Problemen und Belastungen trennen lassen.
3. Das Konzept der Komplexen Adaptiven Systeme eignet sich besonders gut für die Beschreibung der Wirkungen des Klimawandels.
4. Die Analyse des Handlungserfordernisses und die Entwicklung von Maßnahmen müssen im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement im Vordergrund stehen.

5. Die Differenzierung zwischen den Unsicherheiten in der Projektion zukünftiger Ereignisse und den Unsicherheiten in der Entscheidungsfindung muss im Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement beachtet werden.

6. Das Risikomanagement eignet sich besonders gut für den planerischen Umgang mit den Folgen des Klimawandels.

7. Die Prinzipien des Adaptiven Managements sollten Grundlage für die Ausgestaltung des Umgangs mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement sein.

Aufgrund der Leitlinien und den theoretischen Vorüberlegungen wurde eine Planungsmethode entwickelt. Sie systematisiert das Planungswissen und strukturiert den Planungsprozess. Dazu wurden einzelne Arbeitsschritte definiert, sinnvolle Formen der Informationsgewinnung und -verarbeitung identifiziert und Entscheidungsstrukturen dargelegt. Demnach lässt sich der Planungsprozess zur groben Gliederung in fünf Phasen unterteilen.



5.2 Phasen einer klimaangepassten Naturschutzplanung

Eine Naturschutzplanung, deren Ziel die Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels ist, sollte in den folgenden fünf Phasen erstellt werden:

- Abgrenzung des Problemfeldes und des Untersuchungsgebietes
- Entwicklung eines konzeptionellen Modells
- Analyse der Entwicklung und des Zustandes der Systemkomponenten
- Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen
- Maßnahmen- und Strategieentwicklung

Der Argumentation von Bechmann (1981: 115f) folgend ähnelt eine Planungsmethode einem Kochrezept. Sie bietet daher nur eine Hilfestellung. Die Planungsmethode kann den Erfolg einer Planung nicht garantieren, erhöht aber dessen Wahrscheinlichkeit. Sie erleichtert die Problemlösung, indem sie dem Anwender eine formalisierte – rezeptähnlich – aufgegliederte Handlungsanweisung offeriert. Ebenso wie die rein mechanische Anwendung der Planungsmethode zu unbefriedigenden oder unerwünschten Ergebnissen führen kann, kann die kreative Anwendung und Ergänzung das Ergebnis erheblich verbessern. Die im Folgenden skizzierte Planungsmethode sollte daher eher als Anregung denn als technische Anleitung verstanden werden. Bei ihrer Anwendung sollte immer die Notwendigkeit einer kontextabhängigen Ergänzung oder eines Ersatzes einzelner Elemente geprüft werden.

Phase I - Abgrenzung des Problemfeldes und des Untersuchungsgebietes

Grundlagen:

- Grundlageninformationen aus Literatur, Medien, Gesprächen

Werkzeuge:

- Medienrecherche
- (optional: Gespräche/Diskussionen/Interviews)

Vorgehen:

In der ersten Phase sollte zunächst das zu bearbeitende Problem möglichst genau beschrieben werden. Dazu gehört die **Darstellung von Problem und Anlass** der Untersuchung. Die Darstellung sollte die Aufgabe der Planung definieren. Hierzu eignet sich die Formulierung von konkreten Fragen. Gleichzeitig sollten die Ziele der Planung definiert werden. Dazu zählen die erwartete Form der konkreten Ergebnisse (z. B. Grundlageninformationen, Maßnahmenvorschläge, Entscheidungen, Umsetzungen), die Zielgruppe der Planung und die zu beteiligenden Akteure. Im Bezug zum Klimawandel ist vor allem die Definition des Betrachtungshorizontes von besonderer Bedeutung, d. h. welcher Zeitraum soll in der Untersuchung Berücksichtigung finden und für welchen Zeithorizont sollen Maßnahmen entwickelt werden.

In einem weiteren Arbeitsschritt gilt es, die **Abgrenzung und Beschreibung des Untersuchungsobjektes** vorzunehmen. Die Abgrenzung dient dazu, das Untersuchungsobjekt so scharf wie möglich zu umreißen. Es stellt sich z. B. die Frage, ob eine Biozönose, eine Art oder eine bestimmte Population im Mittelpunkt der Untersuchung stehen soll. Aus der Abgrenzung ergeben sich auch Vorgaben für die Auswahl eines geeigneten Untersuchungsgebietes. Die Beschreibung des Untersuchungsobjektes dient dazu, die Auswahl eines geeigneten Untersuchungsgebietes zu unterstützen. Sie gibt Anhaltspunkte über den geeigneten Maßstab und die zu beachtenden Besonderheiten wie z. B. den Anspruch auf besondere Lebensräume. Da im Rahmen der Entwicklung des konzeptionellen Modells der Charakteristik des Untersuchungsobjektes großer Raum eingeräumt wird, sollte sich die Beschreibung in diesem ersten Schritt auf das nötige Maß beschränken.

Danach erfolgt die **Abgrenzung und Beschreibung des Untersuchungsgebietes**. Sie muss sich an den Zielen der Planung und den Eigenschaften des Untersuchungsobjektes orientieren. Vielfach ist bei der Betrachtung von Arten oder Ressourcen eine naturräumliche Abgrenzung geboten. Die Abgrenzung ist immer eine Gratwanderung zwischen einem zu engen und einem zu weiten Untersuchungsgebiet. Es gilt, hier eine pragmatische Lösung zu finden. Um von Anfang an Transparenz zu gewährleisten und die Akzeptanz der Planung zu stärken, kann hier ein expertenbasiertes und konsensorientiertes Verfahren angezeigt sein.



Phase II – Entwicklung eines konzeptionellen Modells

Grundlagen:

- Grundlageninformationen aus Literatur und Experteninterviews

Werkzeuge:

- Literaturrecherche
- (optional: Experteninterviews/Workshops/Delphi-Verfahren)
- Listen
- Schaubilder
- (optional: Systemeditoren wie VenSim, Genie o.ä.)

Vorgehen:

In der zweiten Phase sollte das gedankliche Modell, das der Untersuchung zu Grunde liegt, entwickelt und dargestellt werden. Hierfür muss primär das relevante Faktenwissen über das Untersuchungsobjekt im speziellen Kontext des Untersuchungsgebietes ausgewertet werden. Zur **Bestimmung möglicher Systemkomponenten** sollte die Fachliteratur erfasst und ausgewertet werden. Zunächst müssen alle möglichen Elemente des betrachteten Systems, ihre Einflussfaktoren und ihre Wechselwirkung aufgelistet und systematisiert werden.

Im nächsten Arbeitsschritt müssen die potentiellen Systemkomponenten auf ihre Bedeutung im Kontext des Untersuchungsgebietes überprüft werden. Die **Bestimmung relevanter Systemkomponenten** zielt auf eine Verbildlichung des gedanklichen Modells ab. Dazu werden zunächst alle Systemkomponenten und Einflussfaktoren auf ihre Relevanz für das Untersuchungsgebiet überprüft. Dabei sollten auch die möglichen zukünftigen Entwicklungen innerhalb des Betrachtungshorizontes berücksichtigt werden. Im Ergebnis werden die relevanten Systemkomponenten in einem Schaubild mit ihren Einflussfaktoren und Wechselwirkungen dargestellt. Dieses konzeptionelle Modell dient als Arbeitshilfe für die weiteren Untersuchungen. Im Rahmen eines zyklischen Planungsprozesses sollten die Erkenntnisse der weiteren Phasen immer wieder mit dem konzeptionellen Modell abgeglichen werden. Gegebenenfalls muss das konzeptionelle Modell entsprechend den neuen Ergebnissen angepasst werden.

Es ist zu erwarten, dass vielfach die nötigen Informationen für das konzeptionelle Modell nicht oder nur unzureichend in der Literatur dokumentiert sind. Insbesondere die lokalen Besonderheiten sind meist schwer zu erfassen und selten eingehend beschrieben. Es bietet sich daher an, die Entwicklung des konzeptionellen Modells in Form einer Expertenwerkstatt durchzuführen. Zumindest sollte das Modell durch die Diskussion mit entsprechenden Kennern des Gebietes (z. B.: aus der Gebietsverwaltung, Forschung etc.) abgesichert werden.

Phase III - Analyse der Entwicklung und des Zustandes der Systemkomponenten

Grundlagen:

- Das konzeptionelle Modell
- Grundlageninformationen aus der Literatur
- Lokale Rohdaten (Wetteraufzeichnungen, öffentliche und private Statistiken etc.)
- Eigene Daten

Werkzeuge:

- Literaturrecherche
- (optional: Experteninterviews/Workshops/Delphi-Verfahren)
- Datenerfassung (Fernerkundung, landschaftsökologische Erhebungen, Zählungen etc.)
- Datenauswertung (z. B. statistisch, verbal-argumentativ)

Vorgehen:

In der dritten Phase sollte der Zustand der Systemkomponenten erfasst und die Systemdynamik analysiert werden, da das Verhalten von Mensch-Umwelt-Systemen sowohl von ihrem Entwicklungsstatus als auch von ihrem Entwicklungspfad abhängig ist. Die **Bestimmung von Entwicklung und Zustand der Systemkomponenten** baut auf dem konzeptionellen Modell auf. Da eine integrative Betrachtung aller Komponenten leicht unübersichtlich werden kann und an Struktur verliert, sollten zunächst die Elemente des Systems in ihrem historischen Verhalten erfasst werden. Hierfür bedarf es eines geeigneten Betrachtungshorizontes. Vielfach muss hier eine pragmatische Lösung zwischen dem Zeitraum für die Erfassung natürlicher Prozesse und den vorhandenen Zeitreihen und Daten gewählt werden. Es empfiehlt sich, für alle Systemkomponenten den gleichen Zeitraum zu wählen, um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können und Wechselwirkung zu identifizieren.

Die Systemkomponenten stellen meist abstrakte Vorstellungen von kleineren Systemen dar. Diese können nicht als solche beobachtet werden. Es müssen daher für die Analyse geeignete Proxydaten als Indikatoren gewählt werden. In vielen Fällen dürften die geeigneten Indikatoren für das Untersuchungsgebiet nicht oder in keiner geeigneten Qualität vorliegen. Daher sind an dieser Stelle in der Regel eigene Erhebungen nötig. Da die Datenerhebung ressourcen- und zeitaufwendig ist, sollte zwischen den Nachteilen und Vorteilen präziser Daten sorgsam abgewägt werden. Die Datenerfassung muss dabei auf entscheidungsrelevante Daten begrenzt werden.

Für die Analyse müssen der Fragestellung und den Daten entsprechende und angepasste Methoden verwendet werden. Die Methoden sollten in der Lage sein, sowohl Entwicklungen zu dokumentieren als auch Zusammenhänge festzustellen. Von besonderem Interesse ist dabei der Nachweis bereits vorhandener Auswirkungen des Klimawandels. In Frage kommen hierzu deskriptive und explorative Statistiken ebenso wie verbal-argumentative Verfahren.



Phase III - Analyse der Entwicklung und des Zustandes der Systemkomponenten (Fortsetzung)

Vorgehen (Fortsetzung):

Mit der **Beschreibung bestehender Probleme und Trends** müssen die Ergebnisse der vorangegangenen Analyse zusammengefasst und in einen gemeinsamen Kontext gestellt werden. Die Beschreibung sollte möglichst kompakt und übersichtlich erfolgen.

Es gilt, die Wechselwirkung zwischen den einzelnen Komponenten zu erfassen und ggf. das konzeptionelle Modell anzupassen. Gleichzeitig müssen die Trends in ihrer Dynamik dargestellt werden, um abschätzen zu können, wie schnell sich die Probleme in Zukunft weiterentwickeln könnten. Die Beschreibung der bestehenden Probleme und Trends sollte maßnahmenorientiert erfolgen. Mögliche Ansatzpunkte für Gegenmaßnahmen sollten identifiziert werden.

Phase IV - Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen

Grundlagen:

- Klimaprognosen
- Entwicklungstrends des Untersuchungsobjektes und des -gebietes

Werkzeuge:

- Datenauswertung (z. B. statistisch, verbal-argumentativ)
- (optional: Expertenworkshops/Delphi-Verfahren/Szenarien)

Vorgehen:

In der vierten Phase sollte eine Abschätzung zukünftiger Entwicklungen unter dem Blickwinkel des Klimawandels erfolgen. Die große Unsicherheit in der Projektion der klimatischen Veränderungen zwingt dazu, möglichst viele Modellberechnungen zu berücksichtigen. Dazu müssen zunächst die verschiedenen Klimaprojektionen für das Untersuchungsgebiet ausgewertet werden.

Phase IV - Analyse möglicher zukünftiger Entwicklungen (Fortsetzung)

Vorgehen (Fortsetzung):

In einem **Vergleich der Projektionen zur Veränderung des Klimas** sollten die Entwicklungen der Klimaparameter systematisch nebeneinander gestellt werden. Dabei müssen sowohl mögliche Extremsituationen (z. B. maximale Temperaturzunahme) als auch die Übereinstimmungen zwischen den Prognosen herausgearbeitet werden. Da sich die Klimamodelle vielfach nicht direkt vergleichen lassen (z. B. wegen verschiedener räumlicher und zeitlicher Auflösungen), muss die Trendanalyse meist qualitativ erfolgen. Wo möglich sollte der Szenariotrichter der Modelle in seiner vollständigen Breite beschrieben werden. Die Darstellung sollte so detailliert wie möglich erfolgen (z. B. aufgliedert nach Jahreszeiten und Teilregionen).

Mit den so ermittelten Informationen über die möglichen Trends können die **potentiellen Auswirkungen des Klimawandels auf die Systemkomponenten** dargestellt werden. Vielfach mangelt es an validierten quantitativen Methoden, um ihre Auswirkungen modellieren zu können. Dieser Umstand und die Qualität der Klimaprojektionen führen dazu, dass in der Bestimmung potentieller Auswirkungen weitestgehend auf Analogieschlüsse zurück gegriffen werden muss. In der Regel wird die Beschreibung der Auswirkungen auf die einzelnen Faktoren daher stark hermeneutisch geprägt sein. Um die Transparenz der Aussagen zu erhöhen und ihre Akzeptanz zu stärken, sollten sie ggf. im Rahmen eines Expertenworkshops (oder eines Delphi-Verfahren etc.) erstellt werden. Die kooperative Erarbeitung ermöglicht es, ein breites lokales Fachwissen, das vielfach nicht dokumentiert ist, mit einzubeziehen. An dieser Stelle können auch gruppenorientierte Szenariotechniken zum Einsatz kommen. Vorher sollte allerdings geklärt werden, ob die vorliegenden Daten und Wirkmodelle in ihrer Qualität und Aussageschärfe ausreichen, um differenzierte Szenarien entwickeln zu können. Als Feuerprobe kann die Frage gelten, ob für eine Temperaturänderung von 1°C Aussagen über deren Auswirkungen generiert werden könnten. Sollen verschiedene Szenarien entworfen werden, ist zunächst zu klären, welche Grundannahmen die Szenarien antreiben. Zu berücksichtigen sind dabei die vorliegenden Klimaszenarien ebenso wie möglichst lokale, klimaunabhängige Trends (z. B. Bevölkerungsentwicklung und ökonomische Entwicklungen, Siedlungstätigkeit etc.). Die Zahl der Szenarien sollte dabei möglichst übersichtlich gehalten werden, gleichzeitig aber die Bandbreite der vorliegenden Daten abdecken.

Da in den meisten Fällen offene Systeme untersucht werden, darf die Betrachtung nicht nur auf die bereits als wirksam nachgewiesenen Faktoren beschränkt werden. Zum einen kann sich die Bedeutung der einzelnen Faktoren durch die zukünftigen Veränderungen verschieben, zum anderen können neue Faktoren hinzutreten, die bisher noch nicht in Erscheinung getreten sind. Es liegt im Charakter dieser neuen Faktoren, dass sie unberechenbar und überraschend auftreten. Sie sollten daher als Wildcards einer eigenen Kategorie zugeordnet werden.

Aus der systematischen Betrachtung der einzelnen Faktoren lassen sich die **potentiellen Wechselwirkungen zwischen den Systemkomponenten** ableiten. Diese Zusammenschau der einzelnen Elemente soll Hinweise darauf geben, in welcher Art und Intensität sich die Veränderungen der einzelnen Faktoren überlagern und wie sie sich in ihrer kumulativen Wirkung auf den Bestand auswirken können.



Phase V - Maßnahmen- und Strategieentwicklung

Grundlagen:

- Bestehende Probleme und Trends im Untersuchungsgebiet
- Mögliche zukünftige Entwicklungen
- Systemverständnis

Werkzeuge:

- Einflussmatrix / Sensitivitätsanalyse
- Präventives Risikomanagement
- Adaptives Management

Vorgehen:

In der fünften Phase sollten die Maßnahmenempfehlungen für das Management entwickelt und in Form von Strategien gebündelt werden. Um die Entwicklung der Maßnahmen auf die wichtigsten Probleme zu lenken, muss zunächst eine **Bewertung der Handlungsfelder** durchgeführt werden. Es gilt, dabei die Handlungsfelder entsprechend ihrer Bedeutung für das Gesamtsystem, ihrer Beeinflussbarkeit durch das Management und der potentiellen Wirkung des Klimawandels zu beurteilen. Der Vergleich der drei Bewertungen ermöglicht es, eine Rangfolge der Handlungsfelder festzulegen, die angibt, wo im Management die größten Anstrengungen unternommen werden müssen. Für die Bewertung sollte ein möglichst pragmatisches Vorgehen gewählt werden. Zur Erfassung der Wirkung einzelner Systemkomponenten bietet sich die Verwendung einer Einflussmatrix (resp. eine Sensitivitätsanalyse) an.

Die **Maßnahmenentwicklung** wird durch das Adaptive Management gegliedert. Es gibt eine Struktur für die Formulierung der Maßnahmen vor. Ziel ist es, die Maßnahmen möglichst eindeutig und überprüfbar auszugestalten. Dazu gehören neben der Beschreibung der Maßnahme als solche auch Aussagen über deren Zielvorgaben, geeignete Evaluationskriterien zu deren Überprüfung und einem Monitoringkonzept zur Messung der Zielerreichung. Die Früherkennung und die Evaluation der Maßnahmen sollten in einem gemeinsamen Konzept zusammengeführt werden.

Die **Strategieentwicklung** dient dazu, die Maßnahmen zu bündeln. Dabei werden die Strategien emergent entwickelt. Die Strategien dienen vor allem der Kommunikation und Akzeptanzbildung. Sie sollten dementsprechend möglichst plakativ, selbsterklärend und auf die jeweilige Akteursgruppe zugeschnitten sein. Bei der Strategienentwicklung sollten die Maßnahmen so gebündelt werden, dass sie gemeinsame Ziele verfolgen, ein bestimmtes Handlungsfeld abdecken und in die gleiche Zuständigkeit fallen.

6 Schlussbetrachtung und Ausblick

6.1 Fazit

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, die Auswirkungen des Klimawandels auf das Naturschutzmanagement zu betrachten. Es sollte anhand eines konkreten Beispiels geklärt werden, wie ein Planungsprozess für das Management einer Art innerhalb eines Schutzgebiets ausgestaltet sein muss, um den Herausforderungen gewachsen zu sein, die der Klimawandel mit sich bringt. Die Untersuchung zielte auf eine maßnahmen-generierende, pragmatische und übertragbare Lösung mit starkem Planungsbezug. Im Rahmen der planungswissenschaftlichen Arbeit sollte die Frage beantwortet werden: Wie kann die Problematik des Klimawandels im Rahmen einer Planung für den Schutz einer Art in einem Schutzgebiet adäquate Berücksichtigung finden?

Als Antwort auf diese Frage wurde eine Planungsmethode für die Berücksichtigung des Klimawandels im Naturschutzmanagement konzipiert und am Beispiel des Nationalparks *Hardangervidda* getestet und weiterentwickelt. Nach diesem Test kann eine Skizze für eine klimaangepasste Naturschutzplanung vorgelegt werden. Mit der Entwicklung dieser Planungsmethode wurde die Aufgabenstellung der Arbeit erfolgreich bearbeitet.

Die vorgestellte Skizze baut auf den bereits vorliegenden Richtlinien und Prinzipien für das Management von Schutzgebieten (vgl. z. B. Tabelle 2) auf und konkretisiert diese. Zentrales Anliegen der Arbeit war es, die von mehreren Autoren angemahnte bessere Einbindung und Nutzung des vorhandenen Wissens im Entscheidungsprozess in den Vordergrund zu stellen (z. B. Baron et al. 2009: 1039; OTA 1993: 54). Durch die strukturierte Einbindung der Erfassung von Informationen in den Planungsprozess wurde dieses Ziel erreicht. Gleichzeitig konnten

so auch die Aufgaben und Ziele der Datenerfassung konkretisiert werden.

In allen vorliegenden Richtlinien und Prinzipien wird der Notwendigkeit zur Reduzierung bestehender Stressoren besondere Aufmerksamkeit gewidmet. Diese Stärkung der Resilienz von Schutzobjekten entspricht der Forderung der Klimasicherung der Ökosysteme („ecosystem climate-proofing“, EC 2007: 17). Die Anwendung des Risikomanagements gibt dieser Forderung den nötigen theoretischen Rückhalt und stellt sie in einen sinnvollen Zusammenhang zur nachhaltigen Ressourcennutzung. Der Ansatz des Risikomanagements hilft, gleichzeitig einen Rahmen und geeignete Typen für die Maßnahmenentwicklung bereit zu stellen. Im Zuge der Bearbeitung konnte ebenfalls die vielfach in diesem Zusammenhang geforderte Anwendung des Adaptiven Managements (z. B. Hansen & Biringer 2003: 11ff; OTA 1993: 16) als Prinzip der Planung für den Anwendungsfall konkretisiert und für den Planungsprozess operationalisiert werden.

Als weiteres gemeinsames Thema nimmt in allen bestehenden Werken das Monitoring einen besonderen Platz ein. Es wurde daher auch in dieser Arbeit besonders betont und im Sinne eines predictive monitoring (Breckling & Müller 2000: 10), als fortlaufende Umweltbeobachtung zur Systematisierung und funktionell orientierten Auswertung der Daten unter Beachtung der Unvollständigkeit und Vorläufigkeit der gegebenen Informationsgrundlage ausformuliert.

Die Anwendung der theoretischen Überlegungen an einem konkreten Beispiel war geeignet, die bisher grob umrissenen Aufgaben in ihrer Konsistenz zu überprüfen und weiter auszudifferenzieren. Die so entstandene Skizze für eine klimaangepasste Naturschutz-



planung geht damit deutlich über die bestehenden Richtlinien und Prinzipien hinaus.

Im Zuge der Bearbeitung haben sich an vielen Stellen erheblich größere Hindernisse als erwartet ergeben, und der ursprüngliche Ansatz musste vielfach angepasst werden. Die größten Probleme bestanden dabei in der Datenlage, dem Nachweis von Kausalitäten in komplexen Systemen und der Prognose zukünftiger Ereignisse.

Im Laufe der Bearbeitung hat sich gezeigt, dass selbst im europäischen Kontext erhebliche Wissenslücken über die Verbreitung und die Habitatnutzung von Wildtieren bestehen. Historische Daten als Grundlage für die Erfassung von Veränderungen stehen nur in Bruchstücken und auch nur über relativ kurze Zeiträume zur Verfügung. Gleichfalls liegen selbst bei einer prominenten Tierart wie dem Rentier nur wenige verlässliche Aussagen über die Wirkung des Klimawandels vor.

Die spärliche Datenlage erschwert die Bestimmung von Trends und deren Quantifizierung. Das gleichzeitige Auftreten und die Wechselwirkung der klimatischen Veränderungen mit Umweltveränderungen aufgrund von anderen Faktoren machen einen Nachweis von Kausalbeziehungen fast unmöglich. Es zeigt sich, dass die Umwelt als pfadabhängiges komplexes System betrachtet werden muss. Dieser Mangel an einfachen Wenn-Dann-Beziehungen erschwert die Prognose zukünftiger Ereignisse (vgl. OTA 1993: 11). Die Entwicklung quantitativer Modelle ist unter solchen Bedingungen kaum möglich. Die Betrachtung der Unsicherheiten bei der Klimaprognose, d. h. schon bei Vorgängen, die auf relativ einfachen physikalischen Gesetzen aufbauen, legt nahe, dass eine solche Modellierung bei komplexen Mensch-Umwelt-Interaktionen kaum gelingen kann (McKenzie et al. 2004: 899). Eine besondere Brisanz erfährt dieses Problem, da die Zukunftsaussagen solcher Modelle nicht auf ihre Validität getestet werden können. Selbst wenn eine quantitative Modellierung vorliegt und sie für historische Ereignisse validiert wurde, lassen sich daraus

kaum Aussagen über ihre Tauglichkeit zur Prognose ableiten (vgl. Harris et al. 2003; Oreskes et al. 1994; Oreskes 2003; Sarewitz & Pielke 1999). Die präzise Vorhersage der Reaktion komplexer Systeme ist aufgrund der Unbestimmtheit der Zukunft nicht möglich. Der Umgang mit Problemen, die in dieser unbestimmten Zukunft auftreten könnten, unterscheidet sich im Charakter deutlich von der planerischen Bewältigung bestehender Probleme. Die Instrumente, die zur präzisen Erfassung bestehender Probleme Verwendung finden, stoßen bei der Betrachtung zukünftiger Ereignisse schnell an ihre Grenzen. Als Weg, um mit den Unsicherheiten zukünftiger Ereignisse planerisch umgehen zu können, ist es daher weniger angezeigt, einseitig auf die präzise quantitative Vorhersage von Ereignissen abzustellen. Vielmehr muss die Entscheidungsfindung in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt werden. Der Auswahl fehlertoleranter Maßnahmen, die das Risiko negativer Entwicklungen in einem breiten Spektrum realistischer Zukünfte vermindern, muss stärkere Bedeutung beigemessen werden (Hannah 2003: 239). Um die Wirkung einzelner Entscheidungen abschätzen zu können, sind vielfach qualitative Trendaussagen ausreichend. Es hat sich in dieser Arbeit gezeigt, dass mit einfachen qualitativen Modellen Aussagen generiert werden können, die präzise genug sind, um daraus umfangreiche Maßnahmenempfehlungen zu entwickeln.

Der Klimawandel stellt sich in weiten Teilen (noch) als ein Problem der Zukunft dar. Deshalb liegt die Herausforderung vor allem im planerischen Umgang mit seinen Folgen. Derzeit besteht noch die Chance, agierend, d. h. steuernd und lenkend im Sinne einer Katastrophenvorsorge und Gefahrenabwehr, in die Prozesse einzugreifen. Ohne die Entwicklung und Anwendung geeigneter Planungsprozesse und -instrumente wird in wenigen Jahrzehnten nur noch die nachsorgende Reaktion auf die Ereignisse möglich sein, d. h. die Krisenregulierung und Folgenbeseitigung. Die damit verbundenen deutlich höheren Kosten dürften nicht nur erheblichen volkswirtschaftlichen Schaden verur-

sachen, sondern auch das Reaktionspotential der Gesellschaft weiter einschränken. Es ist allerdings festzustellen, dass die Vorsorge und Gefahrenabwehr im gesellschaftlichen Diskurs und damit auch in der Planung in der Regel einen schwächeren Stand als die Reaktion auf Schäden hat (Ungar 2000: 37). Durch die Furcht vor möglichen Verlusten sind Schäden durch Untätigkeit („error of omission“) deutlich häufiger als Schäden durch zu viel Engagement („error of commission“) (Bazerman 2006: 186). In der Konsequenz unterbleiben vorausschauende Aktivitäten, um vorhersehbare Ereignisse zu umgehen, und die Gesellschaft verharrt gegen besseres Wissen im dysfunktionalen Status quo. Die Besonderheiten in Bezug auf den Klimawandel ergeben sich allerdings nicht aus seiner Zukünftigkeit und der damit verbundenen Ungewissheit, sondern aus der Tatsache, dass es sich um Veränderungen handelt, die in Ihrer Konsequenz und Geschwindigkeit keine Parallele in der überlieferten Geschichte finden. Daher fehlen im kollektiven Gedächtnis vergleichbare Erfahrungen. Diese Unvorstellbarkeit der Ereignisse lähmt die Entscheidung zum Handeln. Die Gefahr wird zu einem abstrakten, unpersönlichen bzw. überpersönlichen Risiko. Der dem Menschen eigene ambivalente Umgang mit Risiken, insb. in Bezug auf Ereignisse, die nicht in unmittelbarer Zukunft liegen, verschärft die Situation (vgl. Bazerman 2006: 185ff; Oppenheimer & Todorov 2006: 1ff; Weber 2006: 103ff). Bazerman (2006) interpretiert den Klimawandel daher als ‚vorhersehbare Überraschung‘. Er bezeichnet damit ein Ereignis, dessen genaue Einzelheiten zwar mit erheblichen Wissenslücken und großer Unsicherheit behaftet (daher überraschend) sind, dessen Eintreten mit erheblichen negativen Auswirkungen allerdings kaum vermeidbar (daher vorhersehbar) ist. Durch die geringe Vorstellbarkeit der zukünftigen Ereignisse und der daraus resultierenden Untätigkeit ergeben sich insbesondere für die Prognose und die Darstellung zukünftiger Klimafolgen erhöhte Anforderungen. So besteht auf der einen Seite die Gefahr einer apokalyptischen Darstellung, die kaum zur

Glaubwürdigkeit wissenschaftlicher Arbeit beitragen kann. Auf der anderen Seite besteht die Gefahr einer Verharmlosung der Probleme, die die Wahrnehmung für den Ernst der Lage und damit auch für die Erfolgchancen der Planung verringern würde. Der mit einer effektiven Problemlösung verbundene Sendungsauftrag macht den Planungsprozess zu einem Pfad, der auf einen schmalen Grat führt.

Zur Aufgabe einer rationalen und effektiven Planung gehört, die betreffenden Probleme nicht nur an den Symptomen zu kurieren, sondern vor allem die Ursachen zu bekämpfen. Dies gilt insbesondere bei Planungen für den Umgang mit den Folgen des Klimawandels. Sie haben nicht nur die Aufgabe, den Umgang mit den negativen Auswirkungen des Klimawandels zu ermöglichen, sondern auch darauf hinzuweisen, dass es sich dabei um die Auswirkungen eines durch den CO₂-Ausstoß der industriellen und postindustriellen Nationen verursachten, d. h. einen gewollten bzw. billigend hingenommenen Effekt handelt. Der Schaden sowie die durch Vorbeugung und Beseitigung entstehenden Belastungen stellen die externalisierten Kosten der Treibhausgasemissionen dar. Wie häufig im Umgang mit Gemeingütern, findet hier ein Verteilungskampf statt, bei dem die Verursacher bemüht sind, möglichst wenige der erzeugten Nachteile ausgleichen zu müssen und diese Last auf die Schultern anderer abzuwälzen. Da die Planung in diesem Fall das Instrument zur Verdeutlichung der negativen Folgen und ihrer Kosten ist, steht sie im Zentrum dieses Konfliktes. Es ist daher wenig verwunderlich, dass die Problematik bisher in den Planungsdisziplinen marginalisiert wird. Im Gegensatz zu den Geowissenschaften, die das Thema inzwischen seit mehreren Jahrzehnten intensiv bearbeiten, tritt es in den Planungswissenschaften erst allmählich aus dem Schatten der Unbedeutsamkeit. Dies ist umso erstaunlicher, als inzwischen andere Disziplinen und auch die Politik verstärkt auf die Bedeutung der Planung in diesem Zusammenhang hinweisen (vgl. z. B. Bundesregierung 2008; IPCC 2007; Stern 2006). Die



Dringlichkeit der Probleme gebietet es, innerhalb der Planungswissenschaften die intensive Auseinandersetzung mit dem Klimawandel, seinen Folgen und seiner Vermeidung zu suchen. Die vorliegende Arbeit hat einen Beitrag dazu geleistet. Es gilt nun, das noch junge Forschungsfeld der Klimafol-

gen und ihrer Bewältigung mit Nachdruck zu einer eigenständigen Disziplin auszubauen, die den zukünftigen Anforderungen an vorausschauende Planung und Entscheidungsfindung gerecht werden kann (sensu Tonn 2003).

6.2 **Ausblick und weiterer Forschungsbedarf**

Im Rahmen der vorgelegten Arbeit wurden viele Aspekte des Umgangs mit den Folgen des Klimawandels im Naturschutzmanagement behandelt. Es bleibt nicht aus, dass dabei nicht alle Facetten des Themas abgedeckt werden können. Darüber hinaus sind im Laufe der Untersuchung immer wieder neue Ansätze und Fragen entstanden, die letztendlich nicht verfolgt werden konnten. An dieser Stelle soll daher ein Ausblick gegeben und die noch offenen Fragen diskutiert werden. Dabei werden das mögliche weitere Vorgehen und die Ergebnisverwertung in der *Hardangervidda* vorangestellt. Losgelöst vom konkreten Untersuchungsgebiet lassen sich

Ansätze für weiteren Forschungsbedarf erkennen. Es ist festzustellen, dass die Anpassungsforschung erst am Anfang steht. Es wundert daher wenig, dass an dieser Stelle viele Aspekte noch gar nicht oder noch nicht abschließend Berücksichtigung finden konnten. Es liegt in der Natur einer Forschungsarbeit, dass am Ende mehr Fragen entstanden sind, als beantwortet werden konnten. Dazu gehören zunächst Aspekte zur Weiterentwicklung der Methodik, aber auch allgemeine Fragen zum Umgang mit dem Thema Klimawandel im Naturschutzmanagement sind noch offen geblieben.

6.2.1 **Verwertung der Ergebnisse für den Rentierbestand in der Hardangervidda**

Die vorliegenden Ergebnisse werden der Nationalparkverwaltung in der *Hardangervidda* und den Kooperationspartnern in Norwegen zur Verfügung gestellt. Inwieweit eine Umsetzung vor Ort erfolgt, bleibt von der Resonanz abhängig. Insofern muss konstatiert werden, dass die Arbeit ihren eigenen Ansprüchen nicht Genüge tut. Die gutachterliche Erstellung einer Planung ohne breite Einbindung der Akteure kann als ihr größtes Manko gesehen werden. Der kooperative Ansatz wurde zwar am Anfang verfolgt, die äußerst verhaltene Reaktion von Seiten der Beteiligten machte aber das gewählte Vorgehen nötig. Es ist verständlich, dass eine innovative Arbeit, die sich auf ein neues Feld vorwagt, noch keine besonders große Resonanz erzeugt. Mit der nun vorliegenden

klaren Definition der Aufgabenstellung und der Struktur ist auf ein größeres Interesse zu hoffen. Darüber hinaus ist auch die Diskussion um den Klimawandel in den letzten Jahren sehr dynamisch verlaufen und es hat sich hier einiges im Bewusstsein der Akteure getan. Durch die aktuellen Gesetzesinitiativen im norwegischen Naturschutzrecht könnte derzeit sogar eine gute Gelegenheit für die Berücksichtigung der Ergebnisse bestehen. Es wären verschiedene Wege vorstellbar, wie dieser Ergebnistransfer bewerkstelligt werden könnte. So wäre z. B. die Aufnahme der vorgeschlagenen Prinzipien und Maßnahmen in die Schutzgebietsplanung wünschenswert.



6.2.2 Ansätze zur Weiterentwicklung der Methodik

6.2.2.1 Erprobung an weiteren Schutzgebieten

Die vorliegende Arbeit ist als Untersuchung an einem Einzelfall konzipiert. Die hier erzeugten Ergebnisse können daher keinen Anspruch auf Allgemeingültigkeit erheben. Dennoch ist ein Konzept entstanden, das den Anspruch hat, auch auf andere Arten, Lebensräume oder Schutzgebiete übertragbar zu sein. Um diese These zu überprüfen und das Konzept weiter zu entwickeln, sollte

es daher in weiteren Untersuchungen von Beständen und Schutzgebieten zum Einsatz kommen. Durch die Anwendung in unterschiedlichen Kontexten und Lebensräumen kann aus dem Konzept ein allgemein einsetzbares Werkzeug für den Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Arten- und Biotopschutz werden.

6.2.2.2 Partizipative Erfassung der Entwicklung und des Standes

Insbesondere die Erfassung der bestehenden Trends und Probleme ist in der Regel sehr zeit- und ressourcenaufwendig. Gleichzeitig besteht das Problem, dass insbesondere bei kleineren Schutzgebieten nur wenige der benötigten Daten oder Informationen zentral erfasst und frei zugänglich sind. Um die Erhebungsphase zu beschleunigen und das lokale Fachwissen auf breiter Basis einbeziehen zu können, sollte dieser Arbeitsschritt durch eine partizipative Einbindung lokaler Fachleute ergänzt werden. Hierzu bieten sich vor

allem Workshops oder Experteninterviews an. Es gilt allerdings zu beachten, dass eine solche Form der Partizipation auch Gefahren birgt. So können bestehende Konflikte oder verfestigte Meinungsverschiedenheiten bei den Beteiligten vor Ort die Zusammenarbeit erschweren und den Prozess behindern. Auch die eventuell einseitig ausgerichtete Interessenlage einzelner Beteiligter muss bei der Auswahl der Methode berücksichtigt werden.

6.2.2.3 Test des Risikomanagements an anderen Schutzgütern

In der vorliegenden Arbeit konnte gezeigt werden, dass das Risikomanagement einen geeigneten Ansatz zu einem planerischen Umgang mit den Folgen des Klimawandels im Management eines Wildtierbestands darstellt. Es bleibt allerdings die Frage offen, ob das Risikomanagement auch im Umgang mit anderen Schutzgütern (z. B. Boden oder Wasser) und für den Einsatz in bestehenden Instrumenten (z. B. dem Landschaftsplan)

geeignet ist. An dieser Stelle konnte nur ein erstes Konzept für den Einsatz des Risikomanagements entwickelt werden. Es ist zu erwarten, dass es für den Einsatz an anderer Stelle weiterentwickelt und angepasst werden muss. Es scheint lohnend, diese Bemühungen voranzutreiben und das Konzept in weiteren Anwendungsbereichen zu testen.

6.2.2.4 Erprobung anderer Ansätze für die Erfassung und das Management von Risiken

Ein Ansatz für die Weiterentwicklung der Methodik bietet der Umgang und die Erfassung des Risikos sowie seiner Indikation.

Wie bereits beschrieben, besteht die Schwierigkeit, in komplexen Systemen zwischen Symptomen und Ursachen zu unter-

scheiden. Vor dieses Problem sieht sich auch das ‚predictive monitoring‘ gestellt. Zur Differenzierung zwischen Ursachen und Symptomen könnte an dieser Stelle der Risikoumgang in anderen Disziplinen Pate stehen. So kommt z. B. in der Medizin ein Risikofaktorenmodell zur Anwendung. Dieses unterscheidet zwischen Risikofaktoren, Risikoindikatoren und Symptomen (Jaeger 2000: 208).

Nach diesem Konzept werden Symptome als Indikatoren für Krankheiten definiert. Sie zeigen bereits fortgeschrittene negative Veränderungen des Systems an. Risikoindikatoren bezeichnen Warnsignale, die das Auftreten negativer Entwicklungen anzeigen. Risikofaktoren entsprechen dem gegenüber den Ursachen. Sie reflektieren aber gleichzeitig die Wechselwirkungen in einem komplexen System, da sie nicht zwingend eine deterministische Ursache-Wirkungs-Kette vorgeben. Risikofaktoren beschreiben Charakteristika eines Systems, deren Vorhandensein die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten bestimmter Probleme erhöht (ebd.). Ebenso wie z. B. der regelmäßige Tabakkonsum nicht zwingend zu Erkrankungen der

Atemwege oder des Bronchialsystems führen muss, sind Risikofaktoren nicht streng mit dem Auftreten von Effekten verknüpft. Gleichwohl gibt ihr Vorhandensein klare Hinweise auf die Wahrscheinlichkeit von Schadensfällen. Während Risikoindikatoren vor allem diagnostische Bedeutung haben, müssen die Symptome gelindert werden. Die Risikofaktoren aber bilden die eigentlichen Prozesse ab, die in einer therapeutischen Intervention behandelt werden müssen (ebd.: 209). In diesem Konzept sind viele Parallelen zu dem hier skizzierten Umgang mit Risiken im Naturschutzmanagement erkennbar. Das Konzept sollte daher näher betrachtet werden. Es bildet aber nur ein Beispiel aus dem Risikoumgang, der sich in anderen Disziplinen etabliert hat. Auch Bereiche wie z. B. die Lebensmittelsicherheit, der Umgang mit Gefahrenstoffen oder die Finanzwelt haben Methoden zum Umgang mit Risiken in komplexen Systemen entwickelt. Wenn auch die Letztere in jüngster Zeit bewiesen hat, dass sie nicht in der Lage war, die Methoden adäquat anzuwenden, so könnte eine Betrachtung eventuell dennoch interessante Aspekte aufzeigen.

6.2.2.5 Integration des Vulnerabilitäts-Konzeptes

Ein Ansatzpunkt für die Weiterentwicklung der Methodik ist die Verknüpfung mit dem Konzept der Verwundbarkeit. Der Ansatz hat viele Wurzeln und findet in vielen Bereichen, wie z. B. der Risikoforschung, der Gesundheitsforschung oder der Lebensmittelsicherheitsforschung Verwendung. Der Begriff Verwundbarkeit wird von den Fachdisziplinen in unterschiedlicher Weise definiert. Füssel & Klein (2006: 308ff) haben dokumentiert, wie sich aus diesen verschiedenen Denkschulen inzwischen ein eigenes Begriffsverständnis im Rahmen der Klimafolgenforschung entwickelt hat. Das Konzept der Verwundbarkeit bildet inzwischen einen Grundpfeiler der Klimafolgenbetrachtung durch das IPCC.

In der Klimafolgenforschung beschreibt der Begriff Verwundbarkeit, „inwieweit ein System für nachteilige Auswirkungen der Klima-

änderungen, inklusive Klimaschwankungen und -extreme anfällig ist bzw. nicht fähig ist, diese zu bewältigen. Die Verwundbarkeit leitet sich ab aus dem Charakter, der Größenordnung und der Geschwindigkeit der Klimaänderung und -abweichung, der ein System ausgesetzt ist, ebenso wie aus der Empfindlichkeit und Anpassungskapazität dieses Systems.“ (IPCC 2007: 38)

Die Verwundbarkeit betrachtet nicht nur die rein physikalischen Auswirkungen von Klimaänderungen, sondern umfasst auch die Faktoren und Prozesse, die die Schadenshöhe und das mögliche Bewältigungspotential bestimmen. Das Konzept unterscheidet demnach das Auftreten von bestimmten klimatischen Veränderungen als Auslösern, die Eigenschaften, die das betrachtete System mit sich bringt, und seiner Reaktionsfähig-



keit. Die Betrachtung ist nicht auf den Klimawandel und die endogenen Eigenschaften des Systems beschränkt, sondern bezieht explizit auch äußere Einflüsse mit ein. So können äußere Einflüsse (z. B. bestehende Belastungen), die die Reaktionsfähigkeit eines Systems einschränken, angesprochen werden.

Das Konzept der Verwundbarkeit lässt sich ebenfalls bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels auf Wildtierbestände anwenden. Es ermöglicht sowohl die Darstellung der biologischen Mechanismen, die die Wirkung der klimatischen Veränderungen auf die Art bestimmen, als auch die Berücksichtigung bestehender Vorbelastungen. Die Empfindlichkeit gegenüber den klimatischen Veränderungen setzt sich demnach zusammen aus endogenen Prozessen und Grenzen sowie exogenen Belastungen, die die Resilienz des Bestands strapazieren.

Die Anpassungsfähigkeit speist sich aus externen Faktoren. Sie zerfällt in eine eher passiv-reaktive Anpassungskomponente und einen aktiven Teil (Smit et al. 1999: 202).

Dieser aktive Teil beinhaltet einen klaren Bezug zu proaktivem planerischem Handeln. Daher kann die geplante Anpassung in diesem Zusammenhang definiert werden, als die Möglichkeit der Gesellschaft, die Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Wildtierpopulation durch aktives Management und Schutzmaßnahmen zu beeinflussen.

Das vorgestellte Konzept der Verwundbarkeit lässt sich demnach auch für die Diskussion innerhalb des Naturschutzes anpassen. Es erlaubt die systematische Aufarbeitung von biologischen Wirkfolgen, bestehenden menschlichen Einflüssen und zukünftigen Managementoptionen. Es scheint gut geeignet, einer Planung zur Anpassung des Managements wildlebender Arten als Grundlage zu dienen. Eine Verwendung der Terminologie könnte die Kommunikation mit anderen Bereichen der Klimafolgen- und Anpassungsforschung erleichtern. Es würde zudem die integrative Betrachtung der Mensch-Umwelt-Interaktion verdeutlichen.

6.2.3 Allgemeine Aufgaben zur Verbesserung der Berücksichtigung des Klimawandels im Naturschutzmanagement

6.2.3.1 Ausbau der Grundlagenforschung

Die Analyse der historischen Entwicklung hat gezeigt, dass viele der Wechselwirkungen zwischen den Rentieren und ihrem Lebensraum kaum bekannt sind. Um die Wirkung des Klimawandels abschätzen zu können, muss dieses Wissen verbessert werden. Die Grundlagenforschung sollte dabei ihre Bemühungen vor allem in den Bereichen verstärken, die im Zuge des Klimawandels an Bedeutung gewinnen werden. So gilt es, die Auswirkung des Klimas auf die Flechtenvegetation besser zu erfassen. Auch mögliche Folgen in der Verbreitung von Parasiten sollten eingehender untersucht werden. Die erheblichen Unterschiede in den Darstellungen der Lebensräume zeigen, dass insbesondere die Bedeutung einzelner Flächen für

den Rentierbestand derzeit nur unzureichend bekannt ist. Gleiches gilt für die Wanderwege und das Wanderverhalten der Herden. Insbesondere die Wirkung einer veränderten Phänologie auf den Jahresrhythmus und den Gesundheitszustand des Bestands muss größere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Neben den unmittelbaren Wirkungen des Klimawandels auf den Bestand müssen aber auch seine indirekten Effekte, z. B. auf den Tourismus und die Besiedelung betrachtet werden.

Um die Grundlagenforschung auch außerhalb einzelner Projekte zu ermöglichen, sollte ein Monitoringkonzept für die Region

erstellt werden, das im Sinne einer permanenten Umweltbeobachtung die wichtigsten Parameter (Witterung, phänologische Jahreszeiten, Bodenfeuchte, Entwicklung des Bestands, Besucherzahlen etc.) erfasst. Nur über langfristig angelegte Dauerbeobachtungsflächen und längere Zeitreihen lassen sich die Veränderungen der arktisch-alpinen Umwelt dokumentieren und Schlüsse für geeignete Managementmaßnahmen ziehen.

Es ist eine durchaus erstaunliche Situation, dass selbst über das Habitat-Demographie-Verhältnis einer Tierart wie dem Rentier, mit seiner besonderen Bedeutung für die Kultur und das Selbstverständnis ganzer Nationen, nur verhältnismäßig wenige Informationen

vorliegen. Es lässt sich vermuten, dass die Informations- und Datenlage bei vielen anderen Arten und ihren Lebensräumen noch deutlich schlechter ist. Daher muss die Forderung nach einer Stärkung der problemorientierten Grundlagenforschung wohl verallgemeinert werden. Das Grundlagenwissen über die Wirkungen menschlicher Einflüsse auf seine Umwelt reicht bisher nicht aus, um eine zufriedenstellende Folgenabschätzung zu ermöglichen. Damit wird auch ein Vergleich von Kosten und Nutzen einzelner Entscheidungen zumindest erschwert, wenn nicht gar ganz unmöglich gemacht.

6.2.3.2 Etablierung des Erfahrungsaustausches zwischen Schutzgebieten

Die Diskussion der Klimawandel-Problematik in Bezug auf die Naturschutztheorie hat gezeigt, dass es auch außerhalb des unmittelbaren Themenfeldes dieser Arbeit viele weitere Aufgaben (wie z. B. in der Umweltbildung) gibt, die der Klimawandel für das Management von Schutzgebieten bereithält. Außerdem hat die Darstellung der bestehenden Methoden gezeigt, dass es eine Vielfalt an Zugängen zu diesem Thema gibt. Um einen Austausch über die Ergebnisse und Erfahrungen aus der Praxis zu ermöglichen, sollten Plattformen für diese Diskussionen auf- und ausgebaut werden. Die bestehenden Bemühungen (wie z. B. die regelmäßigen Workshops des BfN zur Vernetzung der Akteure in Deutschland) sollten daher um ein gezieltes Angebot für den Austausch zwischen dem Management verschiedener Schutzgebiete ergänzt werden. Aufgrund der Verwaltungsorganisation der meisten Schutzgebiete und der chronischen finanziellen Unterversorgung insb. bei der Verwaltung kleinerer Schutzgebiete bildet die finanzielle Unterstützung der Teilnehmer (z. B. durch eine Reisekostenübernahme) eine essentielle Voraussetzung. Neben dem Austausch an einem Ort könnte auch die Etablierung eines mobilen Beratungsdienstes erwogen werden. In jedem Fall sollte die Möglichkeit der

örtlich- und zeitlich unabhängigen Interaktion über das Internet geprüft werden.

Aufgabe einer solchen Plattform sollte zum einen die Abfrage der Bedürfnisse des Schutzgebietsmanagements sein, zum anderen sollten die vielseitigen, bestehenden Forschungsbemühungen koordiniert werden, um gezielt mögliche Weiterentwicklungen zu diskutieren.

Hilfreich sollte dabei der Austausch zwischen Schutzgebieten in ähnlichen Naturräumen und Klimazonen sein. Das Konzept der Plattform sollte im Rahmen einer Voruntersuchung strukturiert werden, die die aktuellen Bedürfnisse im Schutzgebietsmanagement erfasst und eine Übersicht über die vorliegenden Projekte und Erfahrungen erstellt. Eine Konferenz zur Präsentation von Beispielanwendungen kann dazu dienen, die bestehenden Probleme und Umsetzungshindernisse für einen effektiven Umgang mit dem Thema Klimawandel im Naturschutzmanagement zu erfassen und den weiteren Forschungsbedarf zu strukturieren und zu priorisieren.



6.2.3.3 Stärkung eines aktiven Umgangs mit dem Klimawandel im Naturschutzmanagement

Wie bereits oben angesprochen, hält der Klimawandel für das Naturschutzmanagement noch einige Herausforderungen bereit. Die Probleme sind dabei so gravierend, dass eine breite Diskussion nötig ist. Eine Verschleppung dieser Diskussion birgt die Gefahr, dass durch die ansteigende Verwirrung um die zukünftige Funktion und Leistungsfähigkeit des Naturschutzes die Motivation der Akteure gebremst und seine Akzeptanz geschmälert wird. Die Gefahr der Demotivation betrifft dabei insbesondere die im ehrenamtlichen Naturschutz Engagierten (Boye & Klingenstein 2006: 575). Ein aktiver Umgang mit dem Thema bietet auf der anderen Seite die Chance, dem Naturschutz wieder zu einem Bedeutungszuwachs zu verhelfen. Der potentiell vorhandene Informationsvorsprung über Hintergründe und Folgen des Klimawandels, kann als bedeutendes Kapital in der öffentlichen Diskussion gesehen werden. Dies gilt insbesondere, wenn die Problembetrachtung um positiv besetzte Beispiele für die Ursachenbekämpfung und den Umgang mit den Folgen ergänzt wird.

Trotz aller Probleme, die in der konkreten Umsetzung zu erwarten sind, bietet der Artenschutz hierfür einen geeigneten Ansatzpunkt. Der Bezug auf einzelne Arten hilft, die relativ abstrakten und im Alltagsleben (bis jetzt) schwierig erfahrbaren Auswirkungen zu verdeutlichen. Gleichzeitig bieten einzelne Arten über ihren Sympathiewert ein großes Potential zur Motivation verschiedenster Akteure. Diesen Zugang bieten abiotische Ressourcen wie Boden, Wasser, Luft oder abstrakte ökosystemare Ansätze (z. B. das Ökosystemmanagement oder die Erfassung von Ökosystemdienstleistungen) nicht.

Der Naturschutz sollte daher verstärkt Projekte im Artenschutz mit win-win Situationen für Klimaschutz und Klimafolgenbewältigung umsetzen und so seine Lösungskompetenz für eines der drängendsten Probleme der kommenden Jahrzehnte sowie seine Bedeutung für die zukünftige Entwicklung der Gesellschaft unter Beweis stellen.

7 Quellen

- Aanes, R.; Sæther, B.-E.; Øristland, N. A. (2000): Fluctuations of a introduced population of Svalbard reindeer: the effects of density dependence and climate variation. In: *Ecography*, H. 23, S. 437–443.
- Aanes, R.; Sæther, B.-E.; Smith, F. M.; Cooper, E. J.; Wookey, P. A.; Øristland, N. A. (2002): The Arctic Oscillation predicts effects of climate change in two thropic levels in a high-arctic ecosystem. In: *Ecology Letters*, H. 5, S. 445–453.
- Aanes, R.; Sæther, B.-E.; Solberg, E. J.; Aanes, S.; Strand, O.; Øristland, N. A. (2003): Synchrony in Svalbard reindeer population dynamics. In: *Canadian Journal of Zoology*, H. 81, S. 103–110.
- Aarseth, I. (2004): Jord og stein. In: Helland-Hansen, W. (Hg.): *Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 74–79.
- Aas, B.; Faarlund, T. (1995): Forest limit development in Norway, with special regard to the 20th century. In: *AmS-Varia*, H. 24, S. 89–100.
- Aas, B.; Faarlund, T. (1996): The present and the Holocene birch belt in Norway. In: *Palaeoklimaforschung*, H. 20, S. 18–24.
- Agren, G. I.; McMurtrie, R. E.; Parton, W. J.; Pastor, J.; Shugart, H. (1991): State-of-the-Art of models of production-decomposition linkages in conifer and grassland ecosystems. In: *Ecological Applications*, H. 1, S. 118–138.
- Akçakaya, H. R. (2001): Linking population-level risk assesment with landscape and habitat models. In: *Science of the Total Environment*, H. 274, S. 283–291.
- Amler, K.; Bahl, A.; Henle, K. (1999): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren*. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer.
- Andersen, R.; Hustad, H. (2004): *Villrein & Samfunn. En veiledning till bevaring og bruk av Europas siste villrein fjell*. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim. (NINA Temahefte, 27).
- Andersen, R.; Jordhøy, P.; Strand, O. (2003): *Tilvekst og struktur i villreinbestandene 2003*. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim. (NINA Minirapport).
- Andersen, R.; Jordhøy, P.; Strand, O. (2005): *Tilvekst og struktur i villreinbestandene i 2005*. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim. (NINA Minirapport).
- Andreassen, L. M.; Engeset, R. V.; Elvehøy, H.; Jackson, M.; Kjølmoen, B. (2005): *Glaciological investigations in Norway in 2004*. Herausgegeben von: Norwegian Water Resources and Energy Directorate. Oslo. (Report).
- Andrews, R. N. L. (1988): *Environmental impact assessment and risk assessment: learning from each other*, S. 85–97.
- Arctic Climate Impact Assessment (ACIA) (2004): *Impacts of a Warming Arctic*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Arthur, W.; Durlauf, S.; Lane, D. (1997): Introduction. In: Arthur, W.; Durlauf, S.; Lane, D. (Hrsg.): *The economy as an evolving complex system II*. Reading, Mass: Addison-Wesley (Santa Fe Institute studies in the sciences of complexity, 27), S. 1-13.
- Aschenhoug, M. (2000): *Using GIS map wilderness areas in the Barents Region*. Dissertation an der University of Sterling. Sterling: Selbstverlag.
- Austrheim, G.; Eriksson, O. (2001): Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. In: *Ecography*, H. 24, S. 683–695.
- Austrheim, G.; Mysterud, A.; Hassel, K.; Evju, M.; Økland, R. H. (2007): Interactions between sheep, rodents, graminoids, and bryophytes in an oceanic alpine ecosystem of low productivity. In: *Ecoscience*, Jg. 14, H. 2, S. 178–187.
- Auyang, S. Y. (1998): *Foundations of Complex-System Theories in Economics, Evolutionary Biology, Statistical Physics*. New York: Cambridge University Press.



- Ayala, F. J. (1996): The candle in the darkness. In: *Science*, H. 273, S. 442–443.
- Bäck, L.; Jonasson, C. (1998): The Kiruna-Narvik Road and its Impact on the Environment and on Recreational Land Use. In: *Ambio*, H. 27, S. 345–350.
- Baron, J. S.; Gunderson, L.; Allen, C. D.; Fleihmann, E.; McKenzie, D.; Meyerson, L. A.; Oropeza, J.; Stephenson, N. (2009): Options for National Parks and Reserves for Adapting to Climate Change. In: *Environmental Management*, Jg. 44, S. 1033–1042.
- Baskin, L. M. (1990): Population dynamics of reindeer. In: *Rangifer, Special Issue*, H. 3, S. 151–156.
- Bazerman, M. H. (2006): Climate change as a predictable surprise. In: *Climatic Change*, H. 77, S. 179–193.
- Bechmann, A. (1981): *Grundlagen der Planungstheorie und Planungsmethodik. eine Darstellung mit Beispielen aus dem Arbeitsfeld der Landschaftsplanung.* Bern; Stuttgart: Verlag Paul Haupt (Uni-Taschenbücher, 1088: Wirtschafts- und Sozialtexte).
- Beets, R. A.; Shugart, H. (2005): Dynamic Ecosystem and Earth System Models. In: Lovejoy, T. E. (Hg.): *Climate change and biodiversity.* New Haven: Yale University Press, S. 232–251.
- Begon, M.; Mortimer, M.; Thompson, D. J. (1997): *Populationsökologie.* Heidelberg; Berlin; Oxford: Spektrum, Akademischer Verlag.
- Benestad, R. (2004): Empirically downscaled SRES-based climate scenarios for Norway. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report, 4/2004).
- Benestad, R. E. (2005): Climate change scenarios for northern Europe from multi-model IPCC AR4 climate simulations. In: *Geophysical Research Letters*, Jg. 32, H. L17704, S. 1–3.
- Bergerud, A. T. (1996): Evolving perspectives on Caribou population dynamics, Have we got it right yet? In: *Rangifer, Special Issue*, H. 9, S. 95–116.
- Berthold, P. (1998): Vogelwelt und Klima: gegenwärtige Veränderungen. In: *Naturwissenschaftliche Rundschau*, H. 51, S. 337–346.
- Bevanger, K.; Falldorf, T.; Strand, O. (2005): *RV7-tunneler på Hardangervidda. Effekter for villrein.* Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim. (NINA Rapport).
- Bick, H. (1999): *Grundzüge der Ökologie.* 3., überarb. und erg. Aufl., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Bick, Hartmut (1989): *Ökologie. Grundlagen, terrestrische und aquatische Ökosysteme, angewandte Aspekte.* Stuttgart: Fischer.
- Biesbroek, G. R.; Swart, R. J.; van der Knaap, W. G. M. (2009): The mitigation-adaptation dichotomy and the role of spatial planning. In: *Habitat International*, Jg. 33, H. 3, S. 230–237.
- Birks, H. J. B. (1990): Changes in Vegetation and Climate during the Holocene of Europe. In: Boer, M.; Groot, R. S. de (Hg.): *Landscape-Ecological Impact of Climatic Change.* Amsterdam/Washington/Tokyo: IOS Press, S. 133–158.
- Birnbacher, D. (1997): *Ökophilosophie.* Stuttgart: Reclam (Universal-Bibliothek, 9636).
- Bjørge, D.; Haugen, J. E.; Nordeng, T. E. (2000): Future Climate in Norway. Dynamical Downscaling Experiments within the RegClim Project. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Oslo: DNMI. (DNMI Research Report 103).
- Bjune, A. E.; Bakke, J.; Nesje, A.; Birks, H. J. B. (2005): Holocene mean July temperature and winter precipitation in western Norway inferred from palynological and glaciological lake-sediment proxies. In: *The Holocene*, Jg. 15, H. 2, S. 177–189.
- Blehr, O. (1971): Noen fornminner og sagn fra Hardangerviddas fangstliv. In: *Viking*, H. 1971, S. 89–103.
- Blehr, O. (1972): Hva dyregravene på Hardangervidda forteller om villreinfangst. In: *Viking*, H. 1972, S. 115–130.
- Blehr, O. (1973): Traditional reindeer hunting and social change in the local communities surrounding Hardangervidda. In: *Norwegian Archeological Review*, H. 6, S. 102–112.
- Boer, M.; Groot, R. S. de (Hg.) (1990): *Landscape-Ecological Impact of Climatic Change.* Amsterdam/Washington/Tokyo: IOS Press.
- Bortz, J. (2005): *Statistik. Für Human- und Sozialwissenschaftler.* 6. Aufl., Heidelberg: Springer (Springer-Lehrbuch).

- Bortz, J.; Döring, N. (2005): *Forschungsmethoden und Evaluation. Für Human- und Sozialwissenschaftler*; 3. überarb. Aufl., Nachdr.. Heidelberg: Springer (Springer-Lehrbuch).
- Bossel, H. (2004): *Systeme, Dynamik, Simulation. Modellbildung, Analyse und Simulation komplexer Systeme*. Norderstedt: Books on Demand.
- Box, E. O. (1981): *Macroclimate and plant forms: an introduction to predictive modeling in phytogeography*. Netherlands: The Hague.
- Boyce, M. S. (1992): *Population Viability Analysis*. In: *Annual Review of Ecology and Systematics*, H. 23, S. 481–506.
- Boye, P.; Klingenstein, F. (2006): *Naturschutz im Wandel des Klimas*. In: *Natur und Landschaft*, Jg. 81, H. 12, S. 574–577.
- Breckling, B.; Müller, F. (Hg.) (2000): *Der ökologische Risikobegriff: Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises "Theorie" in der Gesellschaft für Ökologie vom 4.-6. März 1998 im Landeskulturzentrum Salzau (Schleswig-Holstein)*. Frankfurt / Main: Peter Lang (Theorie in der Ökologie, 1).
- Brendle, U. (1999): *Musterlösungen im Naturschutz. Politische Bausteine für erfolgreiches Handeln ; Ergebnisse aus dem F + E Vorhaben 808 01 141 des Bundesamtes für Naturschutz "Akzeptanzsteigerung im Naturschutz: Ermittlung von erfolgreichen und zukunftsweisenden naturschutzpolitischen Musterlösungen sowie Konfliktlösungs- und Vermittlungsstrategien"*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Briffa, K. R.; Schweingruber, F. H.; Jones, P. D.; Osborn, T. J.; Shiyatov, S. G.; Vaganov, E. A. (1998): *Reduced sensitivity of recent tree growth to temperature at high northern latitudes*. In: *Nature*, H. 391, S. 678–682.
- Brooks, M.; Gagnon-Lebrun, F.; Harvey, H.; Sauve, C.; EcoResources Consultant (2009): *Prioritizing Climate Change Risks and Actions on Adaptation. A Review of Selected Institutions, Tools, and Approaches*. Herausgegeben von Government of Canada. Ottawa.
- Bruns, H.; Spehl, H. (1998): *Methodik und Ablauf der Szenarien*. In: *Akademie für Raumforschung und Landesplanung* (Hg.): *Nachhaltige Raumentwicklung: Szenarien und Perspektiven für Berlin-Brandenburg*. Hannover: Eigenverlag (Forschungs- und Sitzungsberichte, 205), S. 69–83.
- Bruteig, E. I.; Austrheim, G.; Norderhaug, A. (2003): *Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfald og rovviltforvaltning*. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Trondheim: NINA, (NINA Fagrapport, 071).
- Bugmann, H. K. M. (2003): *Predicting the ecosystem effects of climate change*. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): *Models in Ecosystem Science*. Princeton: Princeton University Press, S. 385–413.
- Bundesregierung (2008): *Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel*. vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen. Herausgegeben von Die Bundesregierung. Berlin. Online verfügbar unter <http://www.bmu.de/klimaschutz/downloads/doc/42783.php>, zuletzt geprüft am 02.04.2010.
- Burgman, M. A. (2005): *Risks and Decisions for Conservation and Environmental Management*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Burgman, M. A.; Ferson, S.; Akcakaya, H. R. (1993): *Risk assesment in conservation biology*. New York: Chapman and Hall.
- Byrkjeland, S.; Kålås, S. (2004): *Den lange vegen til Hordaland*. In: Helland-Hansen, W. (Hg.): *Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 170–175.
- Callicott, C. B.; Crowder, L. B.; Mumford, K. (1999): *Current Normative Concepts in Conservation*. In: *Conservation Biology*, H. 13, S. 22–35.
- Carvalho, S.; Brito, J.; Crespo, E.; Possingham, H. (2010): *From climate change prediction to actions – conserving vulnerable animal groups in hotspots at a regional scale*. In: *Global Change Biology*, H. 16, S. 3257-3270.
- Clark, J. S.; Carpenter S. R.; Barber, M.; Collins, S.; Dobson, A.; Foley, J. A.; Lodge, D. M.; Pascual, M.; Pielke, R. J.; Pizer, W.; Pringle, C.; Reid, W. V.; Rose, K. A.; Sala, O.; Schlesinger, W. H.; Wall, D. H.; Wear, D. (2001): *Ecological Forecasts: An Emerging Imperative*. In: *Science*, H. 293, S. 657–660.



- Coates, J. F. (2000): Scenario Planning. In: *Technological Forecasting and Social Change*, Jg. 65, S. 115–123.
- Cogley, G.; Adams, W. P. (2000): Remote-sensing Resources for Monitoring Glacier Fluctuations on Axel Heiberg Island. In: *Arctic*, H. 53(3), S. 248–259.
- Colman, J. E.; Pedersen, C.; Hjermer, D. Ø.; Reimers, Ø. Holand and E. (2003): Do wild Reindeer exhibit grazing competition during insect harassment? In: *Journal of Wildlife Management*, H. 67, S. 11–19.
- Colman, J. E.; Storlien, S.; Moe S. R.; Holand, Ø.; Reimers E. (2001): Reindeer avoidance of pasture contaminated with sheep and reindeer faeces. In: *Rangifer, Special Issue*, H. 14, S. 313–320, zuletzt geprüft am 15.12.2009.
- Commission of the European Communities (EC) (2007): Green Paper - Adapting to climate change in Europe – options for EU action. Brussels: EU (COM(2007) 354)
- Coughlan, J. C. (2003): Europe's last wild reindeer herds at peril. In: *New Scientist*. Online verfügbar unter <http://www.newscientist.com/news/news.jsp?id=ns99994491>, zuletzt geprüft am 03.02.2010.
- Coulson, T.; Malo, A. (2008): Population biology: Case of the absent lemmings. In: *Nature*. H. 456, S.43-44.
- Cramer, W.; Leemans, R. (1993): Assessing Impacts of Climate Change on Vegetation Using Climate Classification Systems. In: Solomon, M.; Shugart, H. (Hg.): *Vegetation Dynamics and Global Change*. New York/London: Chapman and Hall, S. 190–217.
- Crick, H. Q. P.; Dudley, C.; Glue, D. E.; Thomson, D. L. (1997): UK birds are laying eggs earlier. In: *Nature*, H. 388, S. 526.
- Cumming, G.; Peterson, G. (2005): Ecology in Global Scenarios. In: Carpenter, S. R. (Hg.): *Ecosystems and human well-being. Scenarios: Findings of the Scenarios Working Group*. Washington, DC: Island Press (Millennium ecosystem assessment series), S. 45–70.
- Dahl, E.; Nesje, A. (1996): A new approach to calculating Holocene winter precipitation by combining glacier equilibrium-line altitudes and pine-tree limits: a case study from Hardangerjøkulen, central southern Norway. In: *The Holocene*, Jg. 64, S. 381–398.
- Dahl, S. O. (1997): Berggrunnsgeologi og geomorfoologi på Finse. In: *Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse* (Hg.): *Finse - et senter for Høyfjellsforskning. Et skrift til 25 års jubileet for Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon*, Finse, S. 16–18.
- Dahl, S. O.; Nesje, A. (1994): Holocene glacier fluctuations at Hardangerjøkulen, central-southern Norway: a high-resolution composite chronology from lacustrine and terrestrial deposits. In: *The Holocene*, H. 4, S. 269–277.
- Dalen, L.; Hofgaard, A. (2005): Differential Regional Treeline Dynamics in the Scandes Mountains. In: *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, H. 37(3), S. 284–296.
- Danks, F. S.; Klein, D. R. (2002): Using GIS to predict potential wildlife habitat: a case study of muskoxen in northern Alaska. In: *International Journal of Remote Sensing*, H. 23, S. 4611-4632.
- Dashora, A.; Lohani, B.; Malik, J. N. (2007): A repository of earth resource information - the Corona satellite programme. In: *Current Science*, Jg. 92, H. 7, S. 926–932.
- Daugstad, K. (2005): The location of summer farms (seters) in Norway: Determinants, changes and contemporary management challenges. Paper for the ESF EARTH1 Programme Team 3 meeting, 27-31 October 2005. Menorca.
- Davis, A. J.; Jenkinson, L. S.; Lawton, J. H.; Shorrocks, B.; Wood, S. (1998): Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. In: *Nature*, H. 391, S. 783–786.
- DeAngelis, D. L.; Mooij, W. M. (2003): In praise of mechanistical rich models. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): *Models in Ecosystem Science*. Princeton: Princeton University Press, S. 63–83.
- Den Norske Tourisforening (DNT) (1952): *Til fots. 1. Fjellruiter i Sør-Norge*. Herausgegeben von Den Norske Tourisforening (DNT). Oslo.
- Den Norske Touristforening (DNT) (1977): *Til fots på Hardangervidda og tilgrensender fjellområder*. Herausgegeben von Den

- Norske Tourisforening (DNT). Oslo. (Gyldendals Ferie- og Fritidsbøker).
- Den Norske Tourisforening (DNT) (1993): Til fots i Fjellet. Herausgegeben von Den Norske Tourisforening (DNT). Oslo.
- Den Norske Tourisforening (DNT) (2000): Til fots i Norge. Oslo: Den Norske Turistforening.
- Den Norske Tourisforening (DNT) (2005): Til fots i Norge. Oslo: Den Norske Turistforening.
- Den Norske Tourisforening (DNT) (2007): Om DNT - Den Norske Turistforening. Herausgegeben von Den Norske Tourisforening (DNT). Online verfügbar unter http://www.turistforeningen.no/index.php?fo_id=9, zuletzt geprüft am 16.11.2007.
- Dessai, S.; Adger, W. N.; Hulme, M.; Turnpenny, J.; Köhler, J.; Warren, R. (2004): Defining and Experiencing Dangerous Climate Change. An Editorial Essay. In: *Climatic Change*, H. 64, S. 11–25, zuletzt geprüft am 15.12.2009.
- Dierßen, K. (1996): *Vegetation Nordeuropas*. 112 Tabellen. Stuttgart: Ulmer (UTB für Wissenschaft Große Reihe, 8115).
- Direktoratet for naturforvaltning (DIRNAT) (Hg.) (2003): *Forvaltningsplan for Hardangervidda nasjonalpark med landskapsvernområde*. Trondheim: DIRNAT. (Rapport, 2003-1).
- Dirnböck, T.; Dullinger, S.; Grabherr, G. (2003): A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. In: *Journal of Biogeography*, H. 30, S. 401–417.
- Doak, D. F.; Estes, J. A.; Halpern, B. S.; Jacob, U.; Lindberg, D. R.; Lovvorn, J.; Monson, R.; Tinker, M. T.; Williams, T. M.; Wootton, J. T.; Carroll, I.; Emmerson, M.; Michelli, F.; Novak, M. (2008): Understanding and predicting ecological dynamics: Are major surprises inevitable? In: *Ecology*, Jg. 89, H. 4, S. 952–961.
- Dunstan, P. K.; Johnson, C. R. (2005): Predicting global dynamics from local interactions: individual-based models predict complex features of marine epibenthic communities. In: *Ecological Modelling*, H. 186, S. 221–233.
- Eberhardt, L. L. (1991): Models of ungulate population dynamics. In: *Rangifer, Special Issue*, H. 7, S. 24–29.
- Ellenberg, H. (1953): Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. In: *Berichte der Deutschen botanischen Gesellschaft*, H. 65, S. 351–362.
- Ellenberg, H. (Hrsg.). (1973): *Ökosystemforschung*. Heidelberg, Berlin, New York: Springer Verlag.
- Elmqvist, B. (Hg.) (2005): *Land Use Assessment in the Drylands of Sudan Using Historical and Recent High Resolution Satellite Data*. 31st International Symposium on Remote Sensing of the Environment. St. Petersburg.
- Emanuel, W. R.; Shugart, H. H.; Stevenson, M. P. (1985): Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. In: *Climate Change*, H. 7, S. 29–43.
- Enerstvedt, L. (2001): Tamreindriften på Hardangervidda gjennom 200 år. In: *Villreinen*, H. 2001, S. 32–34.
- Engen-Skaugen, T.; Haugen, J. E.; Hanssen-Bauer, I. (2008a): Dynamically downscaled climate scenarios available at the Norwegian Meteorological Institute. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report, 24).
- Engen-Skaugen, T.; Benestad, R. E.; Førland, E. J. (2008b): Empirically downscaled precipitation and temperature up to year 2050 for twenty-five Norwegian catchments. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report, 23a).
- Engen-Skaugen, T.; Benestad, R. E.; Førland, E. J. (2008c): Results from ESD analyses on precipitation representing twenty-five Norwegian catchments. Appendix B. Oslo. (met.no report, 23b).
- Engen-Skaugen, T.; Benestad, R. E.; Førland, E. J. (2008d): Results from ESD analyses on temperature representing twenty-five Norwegian catchments. Appendix C. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report, 23c).
- Epps, C. W.; McCullough, D. R.; Wehausen, J. D.; Bleich, V. C.; Rechel, J. L. (2004): Effects of climate change on population persistence of desert-dwelling mountain



- sheep in California. In: *Conservation Biology*, H. 18(1), S. 102.
- European Environmental Agency (EEA) (2007): *Land-use scenarios for Europe: qualitative and quantitative analysis on a European scale*. Copenhagen: EEA (EEA Technical report, 9/2007).
- Fagan, B. M. (2002): *The little ice age. How climate made history 1300-1850*. New York: BasicBooks.
- Falkenberg, F. (2007): *Dårlig forvaltning av Hardangerviddas fuglebestander*. Unter Mitarbeit von Frode Falkenberg. Herausgegeben von Norsk ornitologisk forening. Online verfügbar unter <http://www.birdlife.no/naturforvaltning/nyheter/?id=130>, zuletzt aktualisiert am 26.02.2007, zuletzt geprüft am 04.02.2008.
- Falter, R. (2002): Was wollen wir schützen? Dimensionen von Naturschutz aus historischer Sicht. In: *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, H. 73, S. 96–109.
- Ferguson, M. A. D. (1997): *Arctic Tundra Caribou and Climate Change: Questions of Temporal and Spatial Scales*. In: *Geoscience Canada*, H. 23, S. 245–252.
- Feyerabend, P. (1980): *Erkenntnis für freie Menschen*. Frankfurt am Main: Suhrkamp (Edition Suhrkamp).
- Finke, L. (1994): *Landschaftsökologie*. 2. verb. Auflage. Braunschweig: Westermann Schulbuch Verlag GmbH (Das geographische Seminar).
- Fjellheim, S. (2005): Fra fangstbasert til nomadisk reindrift i Rørostraktene 1. In: *Rangifer*, H. 10, S. 21–20.
- Fjellstad, W.J.; Dramstad, W.E. (1999): Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. In: *Landscape and Urban Planning*, Jg. 45, S. 177±191.
- Fleischhauer, Mark (2004): *Klimawandel, Naturgefahren und Raumplanung - Ziel- und Indikatorenkonzept zur Operationalisierung räumlicher Risiken*. Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur.
- Folke, C.; Carpenter, S.; Walker, B.; Scheffer, M.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.; Holling, C. S. (2004): Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. In: *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, Jg. 35, S. 557–581.
- Forchhamer, M. C.; Post, E.; Stenseth, N. C. (1997): Breeding phenology and climate. In: *Nature*, H. 391, S. 29–30.
- Førland, E.; Hanssen-Bauer, I.; Haugen, J. E.; Benestad, R. E.; Aadlandsvik, B. (2008): *NorACIAs klimascenarier for norsk Arktis*. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report, 9).
- Førland, E.J.; Roald, L.A.; Tveito O.E.; Hanssen-Bauer, I., (2000): *Past and future variations in climate and runoff in Norway*. Herausgegeben von: Norwegian Meteorological Institute. Oslo: DNMI. (DNMI Report no. 19/00).
- Fossen, H. (2004a): Fast fjell. In: *Helland-Hansen, W. (Hg.): Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 20–28.
- Fossen, H. (2004b): Urtiden og grunnfjellet. In: *Helland-Hansen, W. (Hg.): Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 28–31.
- Fossen, H. (2004c): Hordaland på høyde med Himalaya. In: *Helland-Hansen, W. (Hg.): Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 32–38.
- Framstad, E. (1997): Småpattedyr i Finseområdet. In: *Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse (Hg.): Finse - et senter for Høyfjellsforskning. Et skrift til 25 års jubileet for Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon, Finse*, S. 43–46.
- Franklin, J. (1995): Predictive vegetation mapping: geografic modeling of biospatial patterns in relation to environmental gradients. In: *Progress in Physical Geography*, H. 19, S. 474–499.
- Fürst, D. (2005): Planung. In: *Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.): Handwörterbuch der Raumordnung*. 4., neu bearb. Aufl. Hannover: Akad. für Raumforschung und Landesplanung, S. 765–769.
- Fürst, D.; Scholles, F. (Hg.) (2008): *Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung*. 3., vollst. überarb. Aufl. Dortmund: Rohn.
- Füssel, H.-M.; Klein, R. J. T. (2006): Climate Change Vulnerability Assessments: An Evolution of Conceptual Thinking. In: *Climatic Change*, Jg. 75, H. 3, S. 301–329.
- Gaare, E.; Tømmervik, H.; Hoem, S. A. (2005): *Reinens beiter på Hardangervidda*.

- Utviklingen fra 1988 til 2004. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Trondheim/Tromsø. (NINA Rapport, 53).
- Gamache, I.; Payette, S. (2005): Latitudinal response of subarctic tree lines to recent climate change in eastern Canada. In: *Journal of Biogeography*, H. 32, S. 849–862.
- Gates, C. C.; Adamczewski, J.; Mulders, R. (1986): Population Dynamics, Winter Ecology and Sozial Organisation of Coats Island Caribou. In: *Arctic*, H. 39(3), S. 216–222.
- Gawlak, C. (2001): Unzerschnittene verkehrsarme Räume in Deutschland 1999. In: *Natur und Landschaft*, Jg. 76, H. 11, S. 481–484.
- Gjertsen, A. K.; Tomter, S. (1998): Bruk av satellittdata i kombinasjon med felldata i Landsskogstakseringen: utprøving av MSFI. Herausgegeben von NIJOS. NIJOS. Ås. (NIJOS-rapport, 19/98).
- Godet, M. (2000): The Art of scenarios and strategic planning: Tools and Pitfalls. In: *Technological Forecasting and Social Change*, Jg. 65, S. 3–22.
- Graherr, G.; Gottfried, M.; Pauli, H. (1994): Climate effects on mountain plants. In: *Nature*, H. 369, S. 448.
- Grace, J.; Berninger, F.; Nagy, L. (2002): Impacts of Climate Change on the Tree Line. In: *Annals of Botany*, H. 90, S. 537–544.
- Graham, R. W.; Lundelius, E. L.; Graham, M. A.; Schroeder, E. K.; Toomey, R. S.; Anderson, E.; Barnosky, A. D.; Burns, J. A.; Churcher, C. S.; Grayson, D. K.; Guthrie, R. D.; Harington, C. R.; Jefferson, G. T.; Martin, L. D.; McDonald, H. G.; Morlan, R. E.; Semken, H. A.; Webb, S. D.; Werdelin, L.; Wilson, M. C. (1996): Spatial responses of mammals to late quaternary environmental fluctuations. In: *Science*, H. 272, S. 1601–1606.
- Green, D.; Klomp, N.; Rimmington, G.; Sadedin, S. (2006): Complexity in landscape ecology. Dordrecht: Springer (Landscape series, 4).
- Greiving, S. (2002): Räumliche Planung und Risiko. München: Gerling Akad. Verl.
- Griffith, B.; Walsh, N. E.; McCabe, T. R. (1996): Caribou calf weight gain in relation to habitat use on summer range. In: *Rangifer*, Special Issue, H. 9, S. 395.
- Grimm, V. (1999): Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? In: *Ecological Modelling*, H. 115, S. 129–148.
- Grimm, V.; Railsback, S. F. (Hg.) (2005): Individual-based modelling and ecology. Princeton NJ: Princeton Univ. Press (Princeton series in theoretical and computational biology).
- Groot, R. S. de; Ketner, P. (1994): Sensitivity of NW European species and ecosystems to climate change and some implications for nature conservation and management. In: Pernetta, J.C.; Leemans, R.; Elder, D. & Humphrey S. (Hg.): *Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species: Implications for Protected Areas*. Gland: IUCN, S. 29–54.
- Grossmann, I. (2007): Critical and strategic factors for scenario development and discontinuity tracing. In: *Futures*, Jg. 39, S. 878–894.
- Grunewald, K.; Bastian, O. (2010): Ökosystemdienstleistungen analysieren – Begrifflicher und konzeptioneller Rahmen aus landschaftsökologischer Sicht. In: *GeoÖko XXXI*, S. 50–83
- Haeckel, E. (1866): *Generelle Morphologie der Organismen*. Band I. Berlin: Verlag von Georg Reimer.
- Hakonson, L. (2003): Propagation and Analysis of Uncertainty in Ecosystem Models. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): *Models in Ecosystem Science*. Princeton: Princeton University Press, S. 139–167.
- Hall, C. A. S.; DeAngelis, D.L. (1985): Models in Ecology: Paradigms found or paradigms lost? In: *Bulletin of the Ecological Society of America*, H. 66, S. 339–346.
- Hampe, A. (2004): Bioclimate Envelope Models: what they detect and what they hide. In: *Global Ecology & Biogeography*, H. 13, S. 469–476.
- Hanisch, J. (1998): *Planungstheorie, Planungs- und Entscheidungsmethodik*. Skript zur Vorlesung und Übung. Unter Mitarbeit von H. Junclaus und C. Ganzer. Berlin: VWF Verlag für Wissenschaft und Forschung GmbH.



- Hannah, L. (2003): Regional Biodiversity Impact Assessment for climate change: A guide for protected area management. In: WWF (Hg.): *Buying Time: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems*. WWF. Berlin, S. 235–244.
- Hannah, L.; Salm, R. (2005): Protected Areas Management in a Changing Climate. In: Lovejoy, T. E. (Hg.): *Climate change and biodiversity*. New Haven, Conn.: Yale Univ. Press, S. 363–374.
- Hansen, L.; Biringer, J. L. (2003): Building Resistance and Resilience to Climate Change. In: WWF (Hg.): *Buying Time: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems*. WWF. Berlin, S. 9–14.
- Hanssen-Bauer, I. (2005): Regional temperature and precipitation series for Norway: Analyses of time-series updated to 2004. Herausgegeben von Norwegian Meteorological Institute. Norwegian Meteorological Institute. Oslo. (met.no report 15/2005).
- Hardangervidda Villreinutval (2009a): Bestandsdata. Herausgegeben von Hardangervidda villreinutval. Online verfügbar unter <http://www.numedal.net/hardangervidda/default.aspx?MenuID=8775>, zuletzt geprüft am 03.02.2010.
- Hardangervidda Villreinutval (2009b): Kalvetelling. Herausgegeben von Hardangervidda villreinutval. Online verfügbar unter <http://www.numedal.net/hardangervidda/default.aspx?ArticleID=42496&MenuID=8841>, zuletzt geprüft am 03.02.2010.
- Harrington, R.; Anton, C.; Dawson, T.; de Bello, F.; Feld, C.; Haslett, J.; Kluvankova-Oravska, T.; Kontogianni, A.; Lavorel, S.; Luck, G.; Rounsevell, M.; Samways, M.; Settele, J.; Skourtos, M.; Spangenberg, J.; Vandewalle, M.; Zobel, M.; Harrison, P. (2010): Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. In: *Biodiversity Conservation* Jg. 2010, H.19., S. 2773–2790.
- Harris, G.; Bigelow, S.; Cole, J.; Cyr, H.; Janus, L.; Kinzig, A.; Kitchell, J.; Likens, G.; Reckhow, K.; Scavia, D.; Soto, D.; Talbot, L.; Templer, P. (2003): The Role of Models in Ecosystem Management. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): *Models in Ecosystem Science*. Princeton: Princeton University Press, S. 299–307.
- Hartvigsen, G.; Kinzig, A.; Peterson, G. (1998): Use and Analysis of Complex Adaptive Systems in Ecosystem Science: Overview of Special Section. In: *Ecosystems*, H. 1, S. 427–430.
- Hassol, S. J. (2004): *Impacts of a warming Arctic*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Haugen, J. E.; Haakenstad, H. (2006): Validation of the HIRHAM version 2 with 50 km and 25 km Resolution. In: *RegClim General technical Report*, H. 9, S. 159–180.
- Hawking, S. (1988): *A Brief History of Time*. New York: Bantam Books.
- Helland, G. E.; Stokstad, J. (2005): The reindeer companies of southern Norway: Natural resources, husbandry, prerogatives and challenges. In: *Rangifer*, H. 10, S. 55–57.
- Helland-Hansen, W. (Hg.) (2004): *Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen: Bergen Museum.
- Heller, N. E.; Zavaleta, E. S. (2009): Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. In: *Biological Conservation*, H. 142, S. 14–32.
- Hengeveld, R. (1990): Theories on Species Responses to Variable Climates. In: Boer, M.; Groot, R. S. de (Hg.): *Landscape-Ecological Impact of Climatic Change*. Amsterdam/Washington/Tokyo: IOS Press, S. 275–289.
- Herre, W. (1956): *Rentiere*. Die Neue Brehm-Bücherei. Leipzig: A. Ziemsen Verlag.
- Hesjedal, O. (1974): Vegetationskartlegging av potensielle magasinområder for Dagali Kraftverk. Herausgegeben von Buskerud Fylke. Buskerud Kraftverker. Ås.
- Hesjedal, O. (1975): Vegetation mapping at Hardangervidda. In: Wiegolaski, F. E. (Hg.): *Fennoscandian tundra ecosystems. Part 1. Plants and microorganisms*. Berlin/ Heidelberg/New York: Springer, S. 74–81.
- Heylighen, F. (1996): What is complexity? Unter Mitarbeit von C. Joslyn and C. Turchin. Herausgegeben von Principia Cybernetica Web. (Brussels), zuletzt aktualisiert am 1996, zuletzt geprüft am 2005.

- Hilborn, R.; Mangel, M. (1997): The ecological detective. Confronting models with data. Princeton, NJ: Princeton Univ.Press (Monographs in population biology, 28).
- Hinneri, S.; Sonesson, M.; Veum, A. K. (1975): Soils of Fennoscandian IBP Tundra Ecosystems. In: Wiegolaski, F. E. (Hg.): Fennoscandian tundra ecosystems. Part 1. Plants and microorganisms. Berlin/ Heidelberg/ New York: Springer, S. 31–40.
- Hoffmann, F. O.; Hammonds, J. S. (1994): Propagation of Uncertainty in Risk Assessments: The Need to Distinguish Between Uncertainty Due to Lack of Knowledge and Uncertainty Due to Variability. In: Risk Analysis, Jg. 14, H. 5, S. 707–712.
- Hofgaard, A. (1997): Inter-Relationships between Treeline Position, Species Diversity, Land Use and Climate Change in the Central Scandes Mountain of Norway. In: Global Ecology and Biogeography Letters, H. 6, S. 419–429.
- Hofgaard, A. (1999): The role of "natural" landscape influenced by man in predicting responses to climate change. In: Ecological Bulletins, H. 47, S. 160–167.
- Holand, Ø.; Nieminen, M.; Røed, K.; Mysterud, A. (2008): Kalving og klima – kalvingstidspunktet i et skiftende miljø. In: Villreinen, H. 2008, S. 10–14.
- Holand, Ø.; Røed, K. H.; Mysterud, A.; Kumpula, J.; Nieminen, M.; Smith, M. E. (2003): The effect of sex ratio and male age structure on Reindeer calving. In: Journal for Wildlife Management, H. 67, S. 25–33.
- Holdridge, L. R. (1967): Life Zone Ecology. San Jose, Costa Rica: Tropical Science Center.
- Holling, C. S. (1966): The strategy of building models of complex ecological systems. In: Watt, K. E. F. (Hg.): System analysis in ecology. New York: Academic Press, S. 195–214.
- Holling, C. S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. In: Annual Review of Ecology and Systematics, Jg. 4, S. 1–23.
- Holling, C. S. (1978): Adaptive environmental assessment and management. Chichester: Wiley (International Series on Applied Systems Analysis).
- Holtmeier, F.-K.; Broll, G. (2005): Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales. In: Global Ecology & Biogeography, H. 14, S. 395–410.
- Holtmeier, F.-K.; Broll, G. (2007): Treeline advance - driving processes and adverse factors. In: Landscape Online, Jg. 1, H. 1, S. 1-33.
- Hunter, C. M.; Runge, M. C. (2004): The importance of environmental variability and management control error to optimal harvest policies. In: Journal for Wildlife Management, H. 68, S. 585–594.
- Huntley, B. (1995): How vegetation responds to climate change: evidence from paleovegetation studies. In: Pernetta, J. C.; Leemans, R.; Elder, D.; Humphrey, S. (Hg.): Impact of Climate Change on Ecosystems and Species: Environmental Context. Gland: IUCN, S. 43–64.
- Hurrell, J. W. (1995): Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. In: Science, H. 269, S. 676–679.
- Hurrell, J. W. (2007): Climate Indices: The North Atlantic Oscillation, The Arctic Oscillation. National Center for Atmospheric Research. Online verfügbar unter <http://www.cgd.ucar.edu/cas/jhurrell/indices.html>, zuletzt geprüft am 04.11.2007.
- Huss, W. R.; Honton, E. J. (1987): Scenario Planning - What style should you use? In: Long Range Planning, Jg. 20, H. 4, S. 21–29.
- Hutchinson, G. E. (1957): Concluding remarks, Cold Spring Harbor Symposium. In: Quantitative Biology, Jg. 22, S. 415–427.
- Inkley, D.B.; Anderson, M.G.; Blaustein, A. R.; Burkett, V. R.; Felzer, B.; Griffith, B.; Price, J. T.; Root, T. L. (2004): Global climate change and wildlife in North America. Bethesda, Maryland: The Wildlife Society. (Wildlife Society Technical Review, 04-2). Online verfügbar unter http://www.nwf.org/nwfwebadmin/binaryVault/Wildlife_Society_Report2.pdf.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2000): Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001): Climate change 2001. The



- scientific basis; contribution of Working Group I to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2002): Climate change and biodiversity (IPCC Technical Paper, V). Cambridge: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): Klimaänderung 2007. Synthesebericht. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt. Bern/Wien/Berlin: deutsche IPCC-Koordinationsstelle.
- Jacobs, J. D.; Maarouf, A. R.; Perkins, E. A. (1996): The recent record of climate on the range of the George River Caribou Herd, Northern Quebec and Labrador, Canada. In: Rangifer, Special Issue, H. 9, S. 193–200.
- Jaeger, J. (2000): Vom "ökologischen Risiko" zur "Umweltgefährdung": Einige kritische Gedanken zum wirkungsorientierten Risikobegriff. In: Breckling, B.; Müller, F. (Hg.): Der ökologische Risikobegriff: Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises "Theorie" in der Gesellschaft für Ökologie vom 4.-6. März 1998 im Landeskulturzentrum Salzau (Schleswig-Holstein). Frankfurt / Main: Peter Lang (Theorie in der Ökologie, 1), S. 203–216.
- Janssen, M. (1998): Use of Complex Adaptive Systems for Modelling Global Change. In: Ecosystems, H. 1, S. 457–463.
- Jones, R. N. (2000): Managing uncertainty in climate change projections - issues for impact assessment. In: Climate Change, H. 45, S. 403–419.
- Jordhøy, P.; Binns, K. S.; Hoem, S. A. (2005): Gammel jakt- og fangskultur som indikatorer for eldre tiders jagtorganisering, resurspolitikk og trekkmonster hos rein i Dovre-traktene. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim: Norsk Institutt for Naturforskning (NINA Rapport 19).
- Jouvenel, H. de (2000): A Brief Methodological Guide to Scenario Building. In: Technological Forecasting and Social Change, H. 65, S. 37–48.
- Julius, S.H.; West, J.M. (Hg.) (2008): Preliminary Review of Adaptation Options for Climate-Sensitive Ecosystems and Resources. Washington, DC.: U.S. Environmental Protection Agency.
- Kahn, H.; Wiener, A. (1977): Ihr werdet es erleben. Voraussagen der Wissenschaft bis zum Jahre 2000. Reinbek bei Hamburg: Rowohlt (Rororo, 6677).
- Kausrud, K.; Mysterud, A.; Stehen, H.; Vik, J.; Østbye, E.; Cazelles, B.; Framstad, E.; Eikeset, A.; Mysterud, I.; Solhøy, T.; Stenseth, N. (2008): Linking climate change to lemming cycle. In: Nature, H. 456, S. 93–97.
- Kharuk, V. I.; Fedotova, E. V. (2004): Forest-Tundra Ecotone Dynamics. In: Bobylev, L. P.; Kondratyev, K. Y.; Johannessen, O. M. (Hg.): Arctic Environment Variability in the Context of Global Change. Springer, S. 281–299.
- Kjellingveit, B. (2002): Handle og fersel pa Hardangervidda fra dei eldste tider. In: Tidskrift for Telemark Historielag, H. 23, S. 45–55.
- Kjøllmoen, B. (2007): Glaciological investigations in Norway in 2006. Herausgegeben von Norwegian Water Resources and Energy Directorate. Oslo: Norwegian Water Resources and Energy Directorate. (Report, 1/2007).
- Klanderud, K.; Birks, H. J. B. (2003): Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. In: The Holocene, H. 13, 1, S. 1–6.
- Klein, D. R. (1991): Limiting factors in caribou population ecology. In: Rangifer, H. Special Issue 7, S. 31–35.
- Klötzli, F. A. (1989): Ökosysteme. Aufbau, Funktionen, Störungen. 2. völlig überarb. Aufl. Stuttgart: Thieme (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher, 1479).
- Konold, W. (2004): Tradition und Trends im Naturschutz. In: Berichte der ANL, H. 28, S. 5–15.
- Körner, C. (1998): A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. In: Oecologia, H. 115, S. 445–459.
- Körner, C.; Paulsen, J. (2004): A world-wide study of high altitude treeline temperatures. In: Journal of Biogeography, H. 31, S. 713–732.

- Krafft, A. (1981): Distribution and population size of wild reindeer in Norway. Herausgegeben von D. Viltforskningen. Trondheim: DVF Viltforskningen (Viltrapport, 18).
- Krafft, A.; Gaare, E.; Reimers, E. (1971): Villreinen på Hardangervidda. In: Vilt og Viltstell, H. 5, S. 18–43.
- Kryazhinskii, F. V.; Danilov, A. N. (2000): Reindeer in tundra ecosystems: the challenge of understanding system complexity. In: Polar Research, H. 19(1), S. 107–110.
- Kühne, U. (1999): Wissenschaftstheorie. In: Sandkühler, H. J. (Hg.): Enzyklopädie Philosophie. Hamburg: Felix Meiner Verlag, S. 1778–1791.
- Kullmann, L. (1998): Tree-limits and Montane Forests in the Swedish Scandes: Sensitive Biomonitors of Climate Change and Variability. In: Ambio, H. 27, S. 312–321.
- Kullmann, L. (2001): 20th Century Climatic Warming and Tree-limit Rise in the Southern Scandes of Sweden. In: Ambio, H. 30, S. 72–80.
- Kullmann, L. (2002): Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. In: Journal of Ecology, H. 90, S. 68–77.
- Larsson, J. Y. (2004): Skogrensning i Norge - indikator på endringer i klima og arealbruk? Herausgegeben von NIJOS. As: NIJOS (NIJOS dokument, 3/04).
- Lauer, W.; Bendix, J. (2006): Klimatologie. 2. neu bearb. u. korr. Aufl. Braunschweig: Westermann Schulbuchverlag GmbH (Das geographische Seminar).
- Lawler J. (2009): Climate change adaptation strategies for resource management and conservation planning. In: Annals of the New Yorker Academy of Science, H. 1162, S. 79–98.
- Lee, K. N. (1999): Appraising Adaptive Management. In: Conservation Ecology, Jg. 3, H. 2, S. 3.
- Lee, S. E.; Press, M. C.; Lee, J. A.; Ingold, T.; Kurttila, T. (2000): Regional effects of climate change on reindeer: a case study of the Muotkatunturi region in Finnish Lapland. In: Polar Research, H. 19(1), S. 99–105.
- Lenart, E. A.; Bowyer, R. T.; Hoef, J. V.; Ruess, R. W. (2002): Climate change and caribou: effects of summer weather on forage. In: Canadian Journal of Zoology, H. 80, S. 664–678.
- Lenk, H. (1972): Erklärung, Prognose, Planung. Skizzen zu Brennpunktproblemen der Wissenschaftstheorie. Freiburg: Rombach (Rombach-Hochschul-Paperback, 42).
- Levin, S. A. (1992): The problem of pattern and scale in ecology. In: Ecology, H. 73, S. 1943–1967.
- Levin, S. A. (1998): Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems. In: Ecosystems, H. 1, S. 431–436.
- Lilleeng, M. S.; Colman, J. E.; Vigeland, M. D.; Dahle, B.; Reimers, E. (2008): Atferdsrespons hos villrein overfor skiloper og kiter. In: Villreinen, S. 31–34.
- Linne, C. von (1732): Caroli Linnaei Iter Lapponicum dei gratia institutum 1732. Stockholm: s.n.
- Liu, J.; Dietz, T.; Carpenter, S. R.; Alberti, M.; Folke, C.; Moran, E.; Pell, A. N.; Deadman, P.; Kratz, T.; Lubchenco, J.; Ostrom, E.; Ouyang, Z.; Provencher, W.; Redman, C. L.; Schneider, S. H.; Taylor, W. W. (2007): Complexity of coupled human and natural systems. In: Science, H. 317, S. 1513–1516.
- Lloyd, A. H.; Fastie, C. L. (2002): Spatial and temporal variability in the growth and climate response of treeline trees in Alaska. In: Climate Change, H. 52, S. 481–509.
- Löffler, J.; Lundberg, A.; Rössler, O.; Bräuning, A.; Jung, G.; Wundram, R. Pape and D. (2004): The alpine treeline under changing land use and changing climate: Approach and preliminary results from continental Norway. In: Norsk geogr. Tidsskr., H. 58, S. 183–193.
- Lorenzoni, I.; Pidgeon, N. F.; O'Connor, R. E. (2005): Dangerous Climate Change: The Role for Risk Research. In: Risk Analysis, Jg. 25, H. 6, S. 1387–1398.
- Luckman, B.; Kanvanagh, T. (2000): Impact of Climate Fluctuations on Mountain Environments in the Canadian Rockies. In: Ambio, H. 29, S. 371–380.
- Lye, K. A.; Lauritzen, E. M. (1975): Effects of grazing in alpine vegetation on Hardangervidda, South Norway. In: Norwegian Journal of Botany, H. 22, S. 7–13.
- Lyons, J. E.; Runge, M. C.; Laskowski, H. P.; Kendall, W. L. (2008): Monitoring in the Context of Structured Decision-Making and



- Adaptive Management. In: *Journal of Wildlife Management*, Jg. 72, H. 8, S. 1683-1692.
- MacArthur, R.; Wilson, E. O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- Manel, S.; Williams, H. C.; Ormerod, S. J. (2001): Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. In: *Journal of Applied Ecology*, H. 38, S. 921–931.
- Mangerud, J. (2004): Siste istid. In: Helland-Hansen, W. (Hg.): *Naturhistorisk Vegbok, Hordaland*. Bergen, S. 67–73.
- Marchand, P. J. (1996): *Life in the cold: an introduction into winter ecology*. 3. Aufl. Hanover: University Press of New England.
- May, R. (2001): *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- McKenzie, D.; Gedalof, Z.; Peterson, D. L.; Mote, P. (2004): Climatic Change, Wildfire and Conservation. In: *Conservation Biology*, Jg. 18, H. 4, S. 890-902.
- McLain, R. J.; Lee, R. G. (1996): Adaptive management: Promises and pitfalls. In: *Environmental Management*, Jg. 20, H. 4, S. 437–448.
- Meffe, G. K. (Hg.) (1997): *Principles of Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Associates, INC.
- Mehnen, N.; Mose, I.; Strijker, D. (2010): Wer kennt den Begriff „Großschutzgebiet“? – Deutschsprachige Fachtermini als Gefahr für den internationalen Wissenschaftsdiskurs. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*, H. 42(12), S. 380-381.
- Meinke, H.; Nelson, R.; Kokic, P.; Stone, R.; Selvaraju, R.; Baethgen, W. (2006): Actionable climate knowledge: from analysis to synthesis. In: *Climate Research*, H. 33, S. 101–110.
- Melvold, K.; Laumann, T. (2003): Modeling the response of glacier to climate change: Example from Midtdalsbreen southern Norway. In: Cemagref (Hg.): *Survey and prevention of extreme glaciological hazards in European mountainous regions - GLASIORISK. D5: Numerical simulation of the potentially affected areas*, S. 21–29.
- Menzel, A.; Fabian, P. (1999): Growing season extended in Europe. In: *Nature*, H. 397, S. 659.
- Metzner, A. (2002): *Die Tücken der Objekte. Über die Risiken der Gesellschaft und ihre Wirklichkeit*. Frankfurt/Main: Campus-Verlag.
- Meyer-Schönherr, M. (1992): *Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung*. Ludwigsburg: Wissenschaft & Praxis (Schriftenreihe Unternehmensführung, 7).
- Midgley, G. F.; Hannah, L.; Millar, D.; Rutherford, M. C.; Powrie, L. W. (2002): Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. In: *Global Ecology & Biogeography*, H. 11, S. 445–451.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005a): *Ecosystems and human Well-being. Synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington, DC: Island Press (Millennium ecosystem assessment series).
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005b): *Ecosystems and Human Well-being. Scenarios, Volume 2*. Washington, DC: Island Press (Millennium ecosystem assessment series).
- Miller, F. L.; Gunn, A. (2003): Catastrophic Die-off of Peary Caribou on the Western Queen Elizabeth Islands, Canadian High Arctic. In: *Arctic*, H. 56(4), S. 1–10.
- Mißler-Behr, M. (1993): *Methoden der Szenarioanalyse*. Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verlag (DUV).
- Moe, D. (1979): Tregrense-fluktuasjoner på Hardangervidda etter siste istid. In: Nydal, R.; Westin, S.; Hafsten, U.; Gulliksen, S. (Eds.): *Fortiden I Søkelyset*. Trondheim: Laboriet for Radiologisk Datering, S.199-208.
- Moe, D.; Hjelle, K. L. (1999): Mesolithic human adaption to changing alpine/subalpine vegetation in the central and eastern Alps, based on a vegetational historical study from Val Febbraro, Spluga Valley (Italy). In: *Universitätsforschung zur prähistorischen Archäologie*, H. 55, S. 207–214.
- Moe, D.; Indrelid, S.; Fasteland, A. (1988): The Halne Area, Hardangervidda. Use of a High Mountain Area during 5000 Years - An Interdisciplinary Case Study. In: Birks, H. (Hg.): *The cultural landscape: past, present*

- and future. Cambridge: Cambridge University Press, S. 429-444.
- Moe, D.; Indrelid, S.; Kjos-Hanssen, O. (1978): A study of Environment and early man in the Southern Norwegian Highlands. In: Norwegian Archaeological Review, H. 11(2), S. 73–83.
- Moen, J.; Aune, K.; Edenius, L.; Angerbjörn, A. (2004): Potential effects of climate change on treeline position in the Swedish mountains. In: Ecology and Society, H. 9(1), S. 16.
- Mörschel, F. M. (1999): Use of climate data to model the presence of oestrid flies in caribou herds. In: Journal of Wildlife Management, H. 63, S. 588–593.
- Moser, P.; Meyer, B. (2002): Szenarientwicklung und –operationalisierung für die suburbane Kulturlandschaft. Herausgegeben von Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. Leipzig. (UFZ-Berichte, 21/2002).
- Moteff, J. (2005): Risk Management and Critical Infrastructure Protection: Assessing, Integrating, and Managing Threats, Vulnerabilities and Consequences. Herausgegeben von Congressional Research Service. Washington, DC (CRS Report for Congress).
- Moxnes, E.; Danell, Ö.; Gaare, E.; Kumpula, J. (2003): A decision-tool for adaption of reindeer herds to rangelands: The user's manual. Herausgegeben von Institute for Research in Economics and Business Administration. Bergen (SNF Report, 19/03).
- Mysterud, A.; Austrheim, G. (2005): Økologiske effekter av saubeiting i høvfjellet. Korttidseffekter. Herausgegeben von Universitetet i Oslo Biologisk Institutt. Oslo. (Utmarksnæring i Norge, 1-05).
- Mysterud, I. (1997): Rovdyr på Hardangervidda. In: Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse (Hg.): Finse - et senter for Høyfjellsforskning. Et skrift til 25 års jubileet for Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon, Finse, S. 47–48.
- Nellemann, C. (1996): Terrain selection by reindeer in late winter in Central Norway. In: Arctic, H. 49, S. 339–347.
- Nellemann, C.; Fry, G. (1995): Quantitative Analysis of terrain ruggedness in Reindeer winter grounds. In: Arctic, H. 48(2), S. 172–176.
- Nellemann, C.; Jordhøy, P.; Støen, O.-G.; Strand, O. (2000): Cumulative impacts on tourist resorts on wild reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) during winter. In: Arctic, H. 53, S. 9–17.
- Nellemann, C.; Vistnes, I.; Jordhøy, P.; Strand, O. (2001a): Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. In: Biological Conservation, Jg. 101, S. 351–360.
- Nellemann, C.; Kullerud, L.; Vistnes, I.; Forbes, C.; Husby, E.; Kofinas, G. P.; Kaltenborn, B. P.; Rouaud, J.; Magomedova, M.; Bobiwash, R.; Lambrechts, C.; Schei, P. J.; Tveitdal, S.; Grøn, O.; Larsen, T. S. (2001b): GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. Herausgegeben von United Nations Environmental Programme (UNEP). Nairobi: UNEP.
- Nellemann, C.; Vistnes, I.; Jordhøy, P.; Strand, O.; Newton, A. (2003): Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. In: Biological Conservation, H. 113, S. 307–317.
- Nichols, J. D. (2001): Using models in the conduct of science and management of natural resources. In: Shenk, T. M.; Franklin, A. B. (Hg.): Modelling in Natural resource management: Development, Interpretation, and Application. Washington D.C.: Island Press, S. 11–34.
- Nordli, P. Ø.; Lie, Ø.; Nesje, A.; Dahl, S. O. (2003): Spring-Summer temperature reconstruction in western Norway 1734-2003: A data-synthesis approach. In: International Journal for Climatology, H. 23, S. 1821–1841.
- Norges forskningsrad (2006): Nyheter - KLIMAPROG. Norges forskningsrad. Online verfügbar unter <http://forskningsradet.no/servlet/Satellite?c=Nyhet&pagename=klimaprog%2FHovedsidemal&cid=1232959372201&p=1232959282798>, zuletzt geprüft am März 2009.
- Norges Offentlige Utredninger (NOU) (1974): Hardangervidda natur - kulturhistorie – samfunnsliv. Oslo: Universitetsforlaget.
- Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) (2007): Hardangervidda villreinområde - kalvetellingen 2007. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Online



- verfügbar unter http://www4.nina.no/c2002/Web%20Internet/Hjortevilt_NINA/index.htm, zuletzt aktualisiert am 15.08.2007, zuletzt geprüft am 11.01.2008.
- Norsk institutt for skog og landskap (NIJOS) (2006): Beitebruksstatistik: Online verfügbar unter: <http://www.skogoglandskap.no/temaer/Beite>
- Nyaas, A. (2008): Hjernemarken - en klimavinner. In: Villreinen, 2008, S. 101.
- Office of Technology Assessment (OTA) (1993): Preparing for an Uncertain Climate, Vol. I. Herausgegeben von U.S. Congress. Office of Technology Assessment. Washington D.C..
- Opdam, P.; Luque, S.; Jones, K. B. (2009): Changing landscapes to accommodate for climate change impacts: a call for landscape ecology. In: Landscape Ecology, Jg. 24, H. 6, S. 715–721.
- Opdam, P.; Wascher, D. (2004): Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. In: Biological Conservation, H. 117, S. 285–297.
- Oppenheimer, M.; Todorov, A. (2006): Global warming: The psychology of long term risk. In: Climatic Change, H. 77, S. 1–6.
- Oreskes, N. (2003): The role of quantitative models in science. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): Models in Ecosystem Science. Princeton: Princeton University Press, S. 13–31.
- Oreskes, N.; Shrader-Frechette, K.; Belitz, K. (1994): Verification, validation, confirmation of numerical models in the earth sciences. In: Science, H. 263, S. 641–646.
- Østbye, E. (1997): Fugl i fjellet. In: Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse (Hg.): Finse - et senter for Høyfjellsforskning. Et skrift til 25 års jubileet for Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon, Finse, S. 39–42.
- Østbye, E.; Berg, A.; Blehr, O.; Espeland, E.; Gaare, E.; Hagen, A.; Hesjedal, O.; Hågvar, S.; Kjelvik, S.; Lien, L.; Mysterud, I.; Sandhaug, A.; Skar, H.-J.; Skartveit, A.; Skre, O.; Skogland, T.; Solhøy, T.; Stenseth, N.; Wiegolaski, F. E. (1975): Hardangervidda, Norway. In: Rosswall, T.; Heal, O. W. (Hg.): Structure and Function of Tundra Ecosystems. Stockholm: Swedish Natural Research Council (Ecological Bulletin, 20), S. 225–264.
- Østbye, E.; Mysterud, I. (1982): Høyfjellsøkologi. En inføring til kursbruk. Herausgegeben von Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse. Universitetene i Bergen og Oslo. Oslo.
- Ott, K. (1994): Ökologie und Ethik. Ein Versuch praktischer Philosophie. 2. Aufl. Tübingen: Attempto-Verlag.
- Ouellet, J.-P.; Heard, D. C.; Mulders, R. (1996): Population ecology of caribou populations without predators: Southampton and Coats Island Herds. In: Rangifer, H. Special Issue 9, S. 17–25.
- Ouellet, J.-P.; Sirois, L.; Ferron, J. (1991): Cover changes, during the 1954–1990 periode, in the alpine vegetation used by the Gaspésie Provincial Park caribou herd. In: Rangifer, H. Special Issue 7, S. 159.
- Overton, W. S. (1977): A strategy of model construction. In: Hall, Ch. A. S.; Day, J. W., JR. (Hg.): Ecosystem Modeling in Theorie and Practice: An Introduction with Case Histories. Niwot: University Press of Colorado, S. 49–73.
- Ozenda, P.; Borel, J. L. (1991): The possible responses of vegetation to a global climatic change. Scenarios for Western Europe, with special reference to the alps. In: Boer, M. M.; Groot, R. S. de (Hg.): Proceedings of the European Conference on landscape ecological impact of climatic change. Amsterdam: IOS Press, S. 221–249.
- Parmesan, C.; Ryrholm, N.; Stefanescu, C.; Hill, J. K.; Thomas, C. D.; Descimon et al. (1999): Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. In: Nature, H. 399, S. 579–583.
- Paul, W. (1997): Monte Carlo und Fuzzy Methoden zur Behandlung von Modellunsicherheiten. In: Grützner, R. (Hg.): Modellierung und Simulation im Umweltbereich. Braunschweig: Vieweg, S. 265–280.
- Pearson, R. G.; Dawson, T. P. (2003): Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelop models useful? In: Global Ecology and Biogeography Letters, H. 12, S. 361–372.

- Pearson, R. G.; Dawson, T. P. (2004): Bioclimate envelope models: what they detect and what they hid - response to Hampe (2004). In: *Global Ecology & Biogeography*, H. 13, S. 471–473.
- Pease, C. M.; Bull, J. J. (1992): Is science logical? In: *BioScience*, H. 42, S. 293–298.
- Pernetta, J.C.; Leemans, R.; Elder, D.; Humphrey S. (Hg.) (1994): *Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species: Implications for Protected Areas*. Gland: IUCN.
- Pernetta, J. C.; Leemans, R.; Elder, D.; Humphrey, S. (Hg.) (1995): *Impact of Climate Change on Ecosystems and Species: Environmental Context*. Gland: IUCN.
- Peterson, D. L. (1994): Recent Changes in the Growth and Establishment of Subalpine Conifers in Western North America. In: Beniston, M. (Hg.): *Mountain Environments in Changing Climates*. New York/London: Routledge, S. 234–269.
- Peterson, G. D.; Cumming, G. S.; Carpenter, S. R. (2003): Scenario Planning: a Tool for Conservation in an Uncertain World. In: *Conservation Biology*, Jg. 17, H. 2, S. 358–366.
- Peterson, A.T.; Tian, H.Q.; Martínez-Meyer, E.; Soberón, J.; Sánchez-Cordero, V. (2005): Modeling distributional shifts of individual species and biomes. In: Lovejoy, T.E.; Hannah, L. (Hg.) (2005): *Biodiversity and climate change*. Yale University Press, New Haven, S.211-228.
- Pettorelli, N.; Weladji, R. B.; Holand, Ø.; Mysterud, A.; Breie, H.; Stenseth, N. (2005): The role of winter and spring conditions: linking climate and landscape-scale plant phenology to alpine reindeer body mass. In: *biology letters*, H. 1, S. 24–26.
- Piechocki, R. (2007): Beherrschte Natur - bedrohte Natur - beschützte Natur. Genese der Schutzbegriffe als Indikator für Krisenwahrnehmung und Bewusstseinswandel. In: *Natur und Landschaft*, Jg. 82, H. 1, S. 23–29.
- Pielke, R. J. (2003): The Role of Models in Prediction for Decision. In: Canham, Ch. D.; Cole, J. J.; Lauenroth, W. K. (Hg.): *Models in Ecosystem Science*. Princeton: Princeton University Press, S. 111–138.
- Pilkey, O. H.; Pilkey-Jarvis, L. (2007): *Useless arithmetic. Why environmental scientists can't predict the future*. New York: Columbia University Press.
- Piper, J. M.; Wilson, E. B.; Weston, J.; Thompson, S.; Glasson, J. (2006): *Spatial planning for biodiversity in our changing climate*. Peterborough: English Natur (English Nature Research Reports, 677).
- Pollmann, K. (1988): *Die Rentierwirtschaft im südsamischen Raum Skandinaviens sowie außerhalb der traditionellen Rentierweidedistrikte Norwegens*. Bamberg: Selbstverlag des Faches Wirtschaftsgeographie der Universität Bamberg (Bamberger Wirtschaftsgeografische Arbeiten, 5).
- Post, E.; Stenseth, N. C. (1999): Climatic variability, plant phenology, and northern ungulates. In: *Ecology*, H. 80, S. 1322–1339.
- Potthof, K. (2004): Change in mountain summer farming practices: a case study from Stølsheimen, Western Norway. In: *Norsk Geografisk Tidsskrift*, Jg. 58, H. 4, S. 158–170.
- Prentice, I. C.; Monserud, R. A.; Smith, T. M.; Emanuel, R. (1993): Modeling Large-Scale Vegetation Dynamics. In: Solomon, M.; Shugart, H. (Hg.): *Vegetation Dynamics and Global Change*. New York/London: Chapman and Hall, S. 235–250.
- Preston, K.; Rotenberry, J.; Redak, R.; Allen, M. (2008): Habitat shifts of endangered species under altered climate conditions: importance of biotic interactions. In: *Global Change Biology*, H. 14, S. 2501-2515.
- Price, M. F.; Neville, G. R. (2003): Designing strategies to increase the resilience of alpine/montane systems to climate change. In: WWF (Hg.): *Buying Time: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems*. WWF. Berlin, S. 73–94.
- Princee, F. (1997): Populationsmodelle im Management von Reliktbeständen: Den Zufall überlistet? In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) (Hg.): *Populationsgenetik im Artenschutz - Eine Einführung mit Fallbeispielen für die Praxis*. (LÖBF - Schriftenreihe, 14), Bd. 14, S. 131–142.
- Pyke, C. R.; Bierwagen, B. G.; Furlow, J.; Gamble, J.; Johnson, T.; Julius, S.; West, J.



- (2007): A decision inventory approach for improving decision support for climate change impact assessment and adaptation. In: *Environmental Science and Policy*, H. 10, S. 610–621.
- Railsback, S. F. (2001): Concepts from complex adaptive systems as a framework for individual-based modelling. In: *Ecological Modelling*, H. 139, S. 47–62.
- Rangifer (2010): Human Role in Reindeer / Caribou Systems/ Profile of Herds. Herausgegeben von University of Alaska Fairbanks. Online verfügbar unter: <http://www.rangifer.net/rangifer/herds/index.cfm>. Zuletzt geprüft am 6.11.2010.
- Rannow, S.; Böhner J.; Eschholz, N. (2004): Populationsmanagement durch Auswildierung; Wie sinnvoll bei der Großtrappe (Ovis montanus)? In: *Vogelwarte*, H. 42, S. 265.
- Rannow, S.; Dosch, F. (2009): Klimawandelgerechte Stadtentwicklung - Wirkfolgen des Klimawandels. BMVBS / BBSR (Hrsg.). Bonn / Berlin: Selbstverlag BMVBS (BBSR-Online-Publikation, Nr. 23/2009)
- Raskin, P.; Monks, F.; Ribeiro, T.; van Vuuren, D.; Zurek, M. (2005): Global Scenarios in Historical Perspective. In: Carpenter, S. R. (Hg.): *Ecosystems and human well-being. Scenarios: Findings of the Scenarios Working Group*. Washington, DC: Island Press (Millennium ecosystem assessment series), S. 35–44.
- RegClim (2000): Klimaet i Norge om 50 ar. Herausgegeben von Norsk institutt for luftforskning. Online verfügbar unter: www.nilu.no/regclim.
- RegClim (2005): Norges klima om 100 ar. Usikkerheter og risiko. Online verfügbar unter: regclim.met.no.
- Reimers, E. (1983): Reproduction in wild reindeer in Norway. In: *Canadian Journal of Zoology*, H. 61, S. 211–217.
- Reimers, E. (1986): Management of reindeer in Norway. In: *Rangifer, Special Issue*, H. 1, S. 241–246.
- Reimers, E. (1997): Rangifer population ecology: A Scandinavian perspective. In: *Rangifer*, H. 17, S. 105–118.
- Reimers, E. (1999): Foetal sex ratios in wild reindeer Rangifer tarandus in relation to maternal condition and age. In: *Wildlife Biology*, H. 5, S. 49–54.
- Reimers, E.; Colman, J. E. (2003): Behavioural responses of wild Reindeer to direct provocation by a snowmobile or skier. In: *Journal for Wildlife Management*, H. 67(4), S. 747–754.
- Reimers, E.; Dahle B.; Eftestøla, S.; Colman, J. E.; Gaare, E. (2007): Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. In: *Biological Conservation*, Jg. 134, S. 484–494.
- Reimers, E.; Flydal, K.; Stenseth, R. (2000): High voltage transmission lines and their effect on reindeer: a research programme in progress. In: *Polar Research*, H. 19, S. 75–82.
- Reimers, E.; Klein, D. R.; Sørungård, R. (1983): Calving time, growth rate, and body size of Norwegian Reindeer on different ranges. In: *Arctic and Alpine Research*, H. 15 (1), S. 107–118.
- REIN-Prosjektet (2002): Rapport fra REIN-prosjektet. Herausgegeben von Norges forskningsrad. Oslo: Norges forskningsrad.
- Roeckner, E., Baeuml G., Bonaventura L., Brokopf R., Esch M., Giorgetta M., Hagemann S., Kirchner I., Kornblueh L., Manzini E., Rhodin A., Schlese U., Schulzweida U.; Tompkins A. (2003): The Atmospheric General Circulation Model ECHAM5. Part 1: Model Description. Hamburg: Selbstverlag Max-Planck Institut für Meteorologie (Report 349).
- Røed, K. (2007): Taksonomi og opprinnelse til rein. In: *Rangifer Report*, H. 12, S. 17–20.
- Root, T. L.; Price, J. T.; Hall, K. R.; Schneider, S. H.; Rosenzweig, C.; Pounds, J. A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. In: *Nature*, H. 421, S. 57–60.
- Sarewitz, D.; Pielke, R. J. (1999): Prediction in science and policy. In: *Technology in Society*, H. 21, S. 121–133.
- Schlossberg, S.; King, D. (2009): Modeling animal habitats based on cover types: A critical review. In: *Environmental Management*, H. 43, S. 609–618.
- Schmitt, U.; Sulzer, W.; Schardt, M. (Hg.) (1998): Analysis of Settlement Structure by Means of High Resolution Satellite Imagery. ISPRS Commission IV Symposium on GIS - Between Vision and Applications. Stuttgart.

- Schnaars, S. P. (1987): How to develop and use scenarios. In: Long Range Planning, Jg. 20, H. 1, S. 105–114.
- Schneeweiß, C. (1991): Planung 1. System-analytische und entscheidungstheoretische Grundlagen. Berlin/Heidelberg/New York: Springer.
- Schneider, T.; Jacobsen, K.; Seitz, R.; Förster, B. (2001): Remote Sensing Based Parameter Extraction for Erosion Control Purposes in the Loess Plateau of China. ISPRS Workshop "High Resolution Mapping from Space 2001". Hannover.
- Scholles, F. (2001): Planung unter Unsicherheit: Risiko, Risk Assessment. In: Fürst, D.; Scholles, F. (Hg.): Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung. Dortmund: Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur (Handbücher zum Umweltschutz, 4), S. 190–212.
- Schröder, B.; Reineking, B. (2004): Modellierung der Arten-Habitat-Beziehung - ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. In: Dormann, C. F.; Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndergerath, D. (Hg.): Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. Leipzig: Selbstverlag (UFZ-Berichte, 9/2004), S. 5–24.
- Schroeder, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. Wiesbaden: Quelle & Meyer.
- Schürholz, G. (1972): Der Einsatz von Luftbild und Flugzeug in den Bereichen des Wildlife Managements und der Wildbewirtschaftung. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg i. Br..
- Schwartz, P. (1992): Art of the Long View: Scenario Planning - Protect Your Company Against an Uncertain Future. London: Century Business.
- Seitz, R.; Ammer, U.; Fischer, A. (Hg.) (2002): Land-Use Planning and Remote Sensing as Instruments for Erosion Control in the Loess Plateau of Shaanxi Province, P.R. of China. 12th ISCO Conference. Beijing.
- Seldal, T. (1998): Saubeiting i fjellet. In: Villreinen, 1998, S. 64–67.
- Serreze, M. C.; Walsh, J. E.; Chapin, F. S.; Osterkamp, T.; Dyrgerov, M.; Romanovsky, V. et al. (2000): Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment. In: Climate Change, H. 46, S. 159–207.
- Shaffer, M. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. In: Soule, M. E. (Hg.): Viable Populations for Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, S. 69–88.
- Sharma, S.; Couturier, S.; Cote, S. D. (2009): Impacts of climate change on the seasonal distribution of migratory caribou. In: Global Change Biology, H. 15, S. 2549-2562.
- Shenk, T. M.; Franklin, A. B. (Hg.) (2001): Modeling in Natural resource management: Development, Interpretation, and Application. Washington D.C.: Island Press.
- Shugart, H.; French, N. H. F.; Kasischke, E. S.; Slawski, J. J.; Dull, C. W.; Suchman, R. A.; Mwangis, J. (2001): Detection of vegetation change using reconnaissance imagery. In: Global Change Biology, H. 7, S. 247–252.
- Skarin, A. (2000): Interactions between reindeer, humans, topography and weather - spatial patterns of reindeer pellet groups and lichen height. Graduate thesis, SLU, Sweden.
- Skartveit, A.; Ryden, B. E.; Kärenlampi, L. (1975): Climate and Hydrology of Some Fennoscandian Tundra Ecosystems. In: Wiegolaski, F. E. (Hg.): Fennoscandian tundra ecosystems. Part 1. Plants and microorganisms. Berlin/Heidelberg/New York: Springer, S. 41–56.
- Skogland, T. (1978): Characteristics of the snow cover and its relationship to wild mountain reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*, L.) feeding strategies. In: Arctic and Alpine Research, H. 10, S. 569–580.
- Skogland, T. (1980): Comparative summer feeding strategies of arctic and alpine Rangifer. In: Journal of Animal Ecology, H. 49, S. 81–98.
- Skogland, T. (1984): Wild reindeer foraging-niche organization. In: Holarctic Ecology, H. 7, S. 345–379.
- Skogland, T. (1985): The effects of density-dependent resource limitations on demography of wild Reindeer. In: Journal of Animal Ecology, H. 54, S. 359–374.



- Skogland, T. (1989): Bestanddynamisk analyse av villreinen på Hardangervidda. In: Villreinen, H. 1989, S. 54–77.
- Skogland, T. (1993): Villreinenens bruk av Hardangervidda. In: NINA Oppdragsmelding, H. 245, S. 1.23.
- Skogland, T.; Strand, O.; Heim, M. (1992): Ovevåking hjortevilt - rein Årsrapport Hardangervidda og Snøhetta. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Trondheim: NINA (NINA Oppdragsmelding, 122).
- Skre, O.; Baxter, R.; Crawford, R. M. M.; Callaghan, T.; Fedorkov, A. (2002): How will the Tundra-Taiga Interface Respond to Climate Change? In: Ambio Special Report, H. 12, S. 37–46.
- Smit, B.; Burton, I.; Klein, R. J. T.; Street, R. (1999): The Science of Adaptation: A Framework for Assessment. In: Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, H. 4, S. 199–213.
- Smith, J. B.; Schneider, S. H.; Oppenheimer, M.; Yohe, G. W.; Hare, W.; Mastrandrea, M. D. et al. (2009): Assessing dangerous climate change through an update of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) "reason for concern". In: PNAS, Jg. 106, H. 11, S. 4133–4137.
- Soule, M. E. (Hg.) (1987): Viable Populations for Conservation. Cambridge: Cambridge University Press.
- Stachowiak, H. (1973): Allgemeine Modelltheorie. Wien: Springer.
- Stankey, G.H.; Clark, R.N.; Bormann, B.T. (2005): Adaptive Management of Natural Resources: Theory, Concepts, and Management Institutions. Herausgegeben von U.S. Department of Agriculture. Portland: USDA (General Technical Report, PNW-GTR-654).
- Statens Kartverk (2001): Hardangervidda Turkart. M 1:100.000. Hønefoss: Statens Kartverk.
- Statens landbruksvervaltning (SLF); Direktoratet for naturforvaltning (DIRNAT) (2010): Skogsveibygging og hensynet til inngrepsfrie naturområder i Norge (INON). Trondheim/Oslo: SLF & DIRNAT.
- Statistic Sentralbyrå (SSB) (1961): Jordbruksteljinga i Noreg 20. Juni 1959. Hefte 1, Areal, Husdyrhald = Census of agriculture 20. June 1959, Land Area, Livestock etc. Oslo: Statistisk Sentralbyrå (Norges offisielle statistikk, XII 40).
- Statistic Sentralbyrå (SSB) (1983): Landbruksteljing 20. Juni 1979. Hefte 5, husdyr = Census of agriculture and forestry 20. June 1979, livestock and poultry. Oslo: Statistisk Sentralbyrå (Norges offisielle statistikk, B 328).
- Statistic Sentralbyrå (SSB) (1992): Landbruksteljing 01. Juni 1989. Hefte 5 husdyr = Census of agriculture and forestry 01 June 1989, Volume 5, livestock. Oslo: Statistisk Sentralbyrå (Norges offisielle statistikk, NOS C 030).
- Statistic Sentralbyrå (SSB) (2001): Jordbrukstelling 1999. Hordaland. Oslo: Statistisk Sentralbyrå (Norges offisielle statistikk, C 667).
- Statistic Sentralbyrå (SSB) (2004): Jaktstatistikk 2003. Herausgegeben von Statistic Sentralbyrå (SSB). Statistic Sentralbyrå (SSB). Oslo–Kongsvinger.
- Steinmüller, A. & Steinmüller, K. (2003): Ungezähmte Zukunft. Wild Cards und die Grenzen der Berechenbarkeit. München: Gerling-Akademischer-Verlag.
- Stern, N. (2006): The economics of climate change. The Stern review. Reprint. Cambridge: Cambridge University Press.
- Stiens, G. (1982): Zur Methodik und zu dem Ergebnissen raumbezogener Szenarien. Erfahrungsberichte aus der BRD. Herausgegeben von Nationales Forschungsprogramm "Regionalprobleme in der Schweiz". Bern. (Arbeitsberichte, 30).
- Stiens, G. (1996): Prognostik in der Geographie. Braunschweig: Westermann (Das geographische Seminar).
- Stiens, G. (1998): Prognosen und Szenarien in der räumlichen Planung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.): Methoden und Instrumente räumlicher Planung. Handbuch. Hannover, S. 113–145.
- Strand, O. (2008): Forventede klimaendringer og ei framtid for villreinen. In: Villreinen, H. 2008, S. 4–8.
- Strand, O.; Bevanger, K.; Falldorf, T. (2006): Reinens bruk av Hardangervidda. Slutt-rapport fra RV7-prosjektet. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Trondheim: NINA.

- Strand, O.; Gaare, E.; Solberg, E.; J.; Wilmann, B. (2004): Faggrunnlag for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning. Norsk Institutt for Naturforskning. Trondheim: NINA (NINA Minirapport 46).
- Strand, O.; Jordhøy, P.; Solberg, E. (2001): Villreinen og effekter av RV7 over Hardangervidda. Herausgegeben von Norsk Institutt for Naturforskning (NINA). Trondheim: NINA.
- Sträter, D. (1988): Szenarien als Instrument der Vorausschau in der räumlichen Planung. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hg.): Regionalprognose. Methoden und ihre Anwendung. Hannover (Veröffentlichungen der ARL: Forschungs- und Sitzungsberichte, 175), S. 417–440.
- Streich, W. J. (1999): Populationsdynamische Modelle im Artenschutz. In: Statistische Methoden in der empirischen Forschung. Berlin (Band 6). Berlin: Technische Fachhochschule, S. 234-243.
- Sulzman, E. W.; Poiani, K. A.; Kittel, T. G. F. (1995): Modeling human-induced climatic change: A summary for environmental managers. In: Environmental Management, Jg. 19, H. 2, S. 197–224.
- Tchebakova, N. M.; Monserud, R. A.; Leemans, R.; Nazimova, D. I. (1995): Possible Vegetation Shifts in Siberia under Climatic Change. In: Pernetta, J. C.; Leemans, R.; Elder, D.; Humphrey, S. (Hg.): Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species: Terrestrial Ecosystems. Gland: IUCN, S. 67–82.
- TEEB (2008): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: An interim Report. Brüssel: European Commission.
- Termorshuizen, J.W., Opdam, P. (2009): Landscape services as a bridge between landscape ecology. In: Landscape Ecology, Jhg. 2009, H. 24, S. 1037-1052.
- The Heinz Center (2006): Strategies for Managing the Effects of Climate Change on Wildlife and Ecosystems. Herausgegeben von The Heinz Center. Washington D.C: The Heinz Center.
- Thompson, K. M. (2002): Variability and Uncertainty Meet Risk Management and Risk Communication. In: Risk Analysis, Jg. 22, H. 3, S. 647–654.
- Thuiller, W. (2004): Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. In: Global Change Biology, Jg. 10, H. 12, S. 2020–2027.
- Timberlid, J. A. (2002): Utnyttinga av Hardangervidda til for- og beiteføremål. In: Telemark Historie, H. 23, S. 32–44.
- Tischler, W. (1976): Einführung in die Ökologie. Stuttgart: Fischer.
- Tobiassen, A. H. (2002): Driftekyr på Hardangervidda. ressursutnyttelse ok økonomisk system i periode ca. 1850 til 1920. In: Telemark Historie, Jg. 2002, H. 23, S. 19–31.
- Tonn, B. E. (2003): The future of futures decision making. In: Futures, H. 35, S. 673–688.
- Ungar, S. (2000): Knowledge, ignorance and the popular culture: climate change versus the ozone hole. In: Public Understanding of Science, H. 9, S. 297–312.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) (1992): United Nations Framework Convention on Climate Change. Herausgegeben von United Nations Environmental Programme (UNEP). Chatelaine: UNEP.
- United Nations (UN) (2009): Guidance on water and adaptation to climate change. Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes. New York: United Nations.
- Vaa, J. (2002): Dyregraver på Hardangervidda. In: Telemark Historie, H. 23, S. 73–81.
- van Klooster, S. A.; van Asselt, M. B. A. (2006): Practising the scenario-axes technique. In: Futures, Jg. 38, S. 15–30.
- van Notten, P. W. F.; Rotmans, J.; van Asselt, M. B. A.; Rothman, D. S. (2003): An updated scenario typology. In: Futures, H. 35, S. 423–443.
- Vester, F. (1994): Ballungsgebiete in der Krise. Vom Verstehen und Planen menschlicher Lebensräume. München: Deutscher Taschenbuch Verlag (dtv Sachbuch, 30007).
- Vester, F. (2002): Die Kunst vernetzt zu denken. Ideen und Werkzeuge für einen neuen Umgang mit Komplexität; ein Bericht an den Club of Rome. 2. Aufl. München: Deutscher. Taschenbuch Verlag (dtv, 33077).



- Vistnes, I.; Nellemann, C.; Jordhøy, P.; Strand, O. (2001): Wild Reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. In: *Polar Biology*, H. 24, S. 531–537.
- Vogt, M. (2006): Zwischen Wertvorstellung und Weltbild. Naturverständnis in der Moderne. In: *Politische Ökologie*, Jg. 24, H. 99, S. 12–16.
- Vors, L. S.; Boyce, M. S. (2009): Global declines of caribou and reindeer. In: *Global Change Biology*, H. 15, S. 2626–2633.
- Wainwright, J.; Mulligan, M. (Hg.) (2004): *Environmental Modelling - Finding Simplicity in Complexity*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd.
- Walkenhorst, O.; Stock, M. (2009): *Regionale Klimaszenarien für Deutschland. Eine Leseanleitung*. Herausgegeben von Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL). Hannover: ARL (E-Paper der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, 6).
- Walter, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T. J. C. et al. (2002): Ecological responses to recent climate change. In: *Nature*, H. 416, S. 389–395.
- Walters, C. (1986): *Adaptive management of renewable resources*. New York: Macmillan.
- Walters, C.; Hilborn, R.; Peterman, R. (1975): Computer simulation of barren-ground caribou dynamics. In: *Ecological Modelling*, H. 1, S. 303–315.
- Warren, J. T.; Mysterud, I. (1995): Sau, Villrein og ressursbruk på Hardangervidda i tidligere tid og nå. En utredning med særlig vekt på dagens problemer for beitbruk og villreinforvaltning i lokalt og regionalt perspektiv. Oslo: Biologisk Institut, Universitetet i Oslo.
- Warren, T. (1997): Menneskelig aktivitet på Finse og Hardangervidda. In: *Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon Finse* (Hg.): *Finse - et senter for Høyfjellsforskning. Et skrift til 25 års jubileet for Høyfjellsøkologisk forskningsstasjon, Finse*, S. 51–53.
- Weber, E. U. (2006): Experience-based and description-based perceptions of long-term risk: Why global warming does not scare us (yet). In: *Climatic Change*, H. 77, S. 103–120.
- Weclaw, P.; Hudson, R. J. (2004): Simulation of conservation and management of woodland caribou. In: *Ecological Modelling*, H. 177, S. 75–95.
- Weingart, T.; Engels, A.; Pansegrau, P. (2000): Risks of communication: discourses on climate change in science, politics, and the mass media. In: *Public Understanding of Science*, H. 9, S. 261–283.
- Weladji, R. B.; Øystein, H. (2003): Global climate change and reindeer: effects of winter weather on the autumn weight and growth of calves. In: *Oecologia*, H. 136, S. 317–323.
- Weladji, R. B.; Holand, Ø.; Almøy, T. (2003a): Use of climatic data to assess the effect of insect harassment on the autumn weight of reindeer (*Rangifer tarandus*) calves. In: *Journal of Zoology*, H. 260, S. 79–85.
- Weladji, R. B.; Steinheim, G.; Østein, H.; Moe, S. R.; Almøy, T.; Ådnoy, T. (2003b): Temporal Patterns of Juvenile Body Weight Variability in Sympatric Reindeer and Sheep. In: *Ann. Zool. Fennici*, H. 40, S. 17–26.
- Welch, D. (2005): What Should Protected Areas Managers Do in the Face of Climate Change? In: *The George Wright Forum*, Jg. 22, H. 1, S. 75–93.
- White, R. G.; Bunnell, F. L.; Gaare, E.; Skogland, T.; Hubert, B. (1981): Ungulates on arctic ranges. In: Bliss, L. C.; Heal, O. W.; Moore, J. J. (Hg.): *Tundra Ecosystems: A comparative Analysis*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 397–483.
- Wiechmann, T. (2008): *Planung und Adaption. Strategieentwicklung in Regionen, Organisationen und Netzwerken*. Dortmund: Rohn.
- Wilhere, G. F. (2002): Adaptive Management in Habitat Conservation Plans. In: *Conservation Biology*, Jg. 16, H. 1, S. 20–29.
- Willis, K. J.; Birks, H. J. B. (2006): What Is Natural? The Need for a Long-Term Perspective in Biodiversity Conservation. In: *Science*, Jg. 314, H. 24, S. 1261–1265.
- Willows, R. I.; Connell, R. K. (Hg.) (2003): *Climate adaptation: Risk, uncertainty and decision-making*. Oxford: UKCIP.
- Wilson, K. A.; Westphal, M. I.; Possingham, H. P.; Elith, J. (2004): Sensitivity of conservation planning to different approaches to

using predicted species distribution data. In: *Biological Conservation*, H. 122, S. 99–112.

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) (Hrsg.) (1999): *Welt im Wandel: Strategien zur Bewältigung globaler Umwelt Risiken - Jahresgutachten 1998*. Berlin: WBGU.

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU) (Hrsg.) (2003): *Über Kioto hinaus denken - Klimaschutzstrategien für das 21. Jahrhundert. Sondergutachten*. Berlin: WBGU.

Wolfe, S. A.; Griffith, B.; Wolfe, C. A. Gray (2000): *Response of reindeer and caribou to human activities*. In: *Polar Research*, Jg. 19, H. 1, S. 63–73.

World Wildlife Fund (WWF) (2003): *Buying Time: A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems*. Herausgegeben von WWF. Berlin: WWF.

Wu, J.; Hobbs, R. (2002): *Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis*. In: *Landscape Ecology*, H. 17, S. 355–365.

Zentner, R. D. (1982): *Scenarios, Past, Present and Future*. In: *Long Range Planning*, Jg. 15, H. 3, S. 12–20.



8 Verzeichnisse

8.1 *Abbildungsverzeichnis*

Abbildung 1: Darstellung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetationstypen auf dem alpin-arktischen Hochplateau der <i>Hardangervidda</i> als Beispiel für die Umsetzung des Clementian Modells (Eigene Darstellung nach Groot & Ketner 1994: 44).....	18
Abbildung 2: Vergleichende Darstellung von top-down und bottom-up Ansätzen (eigene Darstellung nach Grimm 1999: 140).....	25
Abbildung 3: Darstellung der Entwicklung eines komplexen Systems entlang von Ereignishorizonten.....	33
Abbildung 4: Der Unterschied zwischen dem Reaktions- und dem Vorhersageraum eines Systems (eigene Darstellung nach Overton 1977: 57).....	36
Abbildung 5: Eignung verschiedener Methoden zum Umgang mit Unsicherheiten bei verschiedenen Einflussmöglichkeiten eines Systems (eigene Darstellung nach Peterson et al. 2003: 365)	40
Abbildung 6: Der Kreislauf des Risikomanagements mit seinen verschiedenen Stadien	46
Abbildung 7: Darstellung des Adaptive Management Cycle (eigene Darstellung nach Stankey et al. 2005: 4).....	52
Abbildung 8: Das Rentier und seine Bedeutung für das Nahrungsnetz (Kalusche 1978 zit. n. Finke 1994: 34)	61
Abbildung 9: Entwicklungstrends der weltweiten Rentierbestände (verändert nach Vors & Boyce 2009: 2628)	62
Abbildung 10: Restlebensräume wilder Rentiere (villrein) und domestizierter Rentiere (tamrein) in Südnorwegen (Andersen & Hustad 2004: 24)	63
Abbildung 11: Übersicht über die Vorkommen der verschiedenen Subspecies von <i>Rangifer tarandus</i> (verändert nach Rangifer 2010)	65
Abbildung 12: Karte der Gemeinden in der <i>Hardangervidda</i>	68
Abbildung 13: Karte des Untersuchungsgebiets	70
Abbildung 14: Blick über die zentrale Hochfläche der <i>Hardangervidda</i> in Richtung <i>Hardangerjøkulen</i> (Rannow 2008)	71
Abbildung 15: Blick in das Tal des Veig mit, vom Eis glatt geschliffenen Felsplatten im Vordergrund (Rannow 2006).....	73
Abbildung 16: Moränenlandschaft im zentralen Teil der <i>Hardangervidda</i> (Rannow 2008)	73
Abbildung 17: Simulation der Eisbedeckung des <i>Hardangerjøkul</i> im Zeitraum 1960-2100 (Melvold & Laumann 2003: 28)	76
Abbildung 18: Blick über das vermoorte Becken des Leiro auf die Gletscherzungen des Vestra und Austra Leirbottskåka (Rannow 2006)	77
Abbildung 19: Entwicklung der Zahl an Almen und der Nutztiere in der <i>Hardangervidda</i> (eigene Darstellung nach SSB 1961, 1983, 1992, 2001; NOU 1974).....	82

Abbildung 20: Die verschiedenen Routen der Transportwege (<i>Sleppen</i>) über die <i>Hardangervidda</i> (Tobiassen 2002: 20)	84
Abbildung 21: Vergleich der Bewaldung in der <i>Hardangervidda</i> vor 8000 Jahren und Heute (Moe 1979: 206).....	90
Abbildung 22: Zur Herstellung einer Fallgrube für die Rentierjagd mussten mehr als 10 m ³ Steine aufgeschüttet werden (Vaa 2002: 74)	91
Abbildung 23: Übersicht über die historische Entwicklung des Rentierbestands in der <i>Hardangervidda</i>	93
Abbildung 24: Jahreszeitliches Fressverhalten von wilden Rentieren in der <i>Hardangervidda</i> (Skogland 1983 zit.n. Dierßen 1996: 593)	96
Abbildung 25: Der Lebensrhythmus einer Rentierherde und die Wirkung potentieller Einflussfaktoren	100
Abbildung 26: Möglichkeiten des Austausches zwischen dem Rentierbestand in der <i>Hardangervidda</i> und anderen Beständen (A – vor 1960, B – um 1960, C – zwischen 1975 und 1985, D – zwischen 1990 und 2000; Strand et al. 2001: 16)	104
Abbildung 27: Konzeptionelles Habitatmodell für den Rentierbestand in der <i>Hardangervidda</i>	106
Abbildung 28: Systematik für die Darstellung der Analyse der Einflussfaktoren	107
Abbildung 29: Diagramm des simulierten Populationswachstums (r) im Vergleich zu verschiedenen Abschussquote (a-o).....	115
Abbildung 30: Die derzeitige Waldgrenze am Ufer des <i>Møsvatn</i> (Rannow 2006)	119
Abbildung 31: Darstellung des Vorgehens bei der Untersuchung der Waldgrenze	120
Abbildung 32: Übersicht über die Vexelaufnahmen von der <i>Hardangervidda</i> im Jahr 2004.....	121
Abbildung 33: Beispiel der Fernerkundungsdaten am See <i>Møsvatn</i> : a) CORONA-Szene (1965), b) Vexel-Szene (2004), c) und d) Waldgrenze und Lage der Probeflächen.....	124
Abbildung 34: Übersicht über die Überlagerung der Schafbeweidung mit dem Sommerlebensraum der Rentiere.....	151
Abbildung 35: Blattschnitt und Stand der vorhandenen Kartenblätter	158
Abbildung 36: Entwicklung der Bebauung und ihrer Vergrämungswirkung von 1965 bis 2000	161
Abbildung 37: Übersicht über die Beeinträchtigung saisonaler Migrationsrouten durch die Bauaktivität zwischen 1965 und 2000	167
Abbildung 38: Übersicht über die Entwicklung der unzerschnittenen Lebensräume zwischen 1952 und 2005	172
Abbildung 39: Übersicht über die Auswirkungen der Wanderwege auf den Sommerlebensraum.....	175
Abbildung 40: Übernachtungszahlen in verschiedenen <i>Fylke</i> (nach SSB)	178
Abbildung 41: Darstellung der Übernachtungszahlen in verschiedenen Berghütten im Nationalpark <i>Hardangervidda</i> im Zeitraum 1980 bis 2002 (DIRNAT 2003: 47)	179
Abbildung 42: Übernachtungszahlen der vom <i>Bergen-Turlag</i> betreuten Berghütten in der <i>Hardangervidda</i> im Zeitraum 1965 bis 2004	180
Abbildung 43: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Sommerlebensraum	188
Abbildung 44: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Winterlebensraum	189



Abbildung 45: Übersicht über die bestehenden Konflikte im Kalbungslebensraum	190
Abbildung 46: Zusammenfassende Übersicht über die bestehenden Konflikte	191
Abbildung 47: Mögliche Temperaturveränderung in Skandinavien zwischen der Periode 1961-1990 und 2071-2100 bei Szenario B2 (verändert nach RegClim 2005: 9).....	198
Abbildung 48: Mögliche Veränderung des Niederschlags in Skandinavien zwischen der Periode 1961-1990 und 2071-2100 bei Szenario B2 (verändert nach RegClim 2005: 10).....	199
Abbildung 49: Darstellung der Wechselwirkungen zwischen den Einflussfaktoren	214
Abbildung 50: Übersicht über die möglichen Wirkungen des Klimawandels auf den Rentierlebensraum in der <i>Hardangervidda</i>	215
Abbildung 51: Darstellung der systemaren Bedeutung einzelner Einflussfaktoren des Rentierbestands in der <i>Hardangervidda</i>	220
Abbildung 52: Zusammenfassende Darstellung der vordringlichen Maßnahmen.....	239

8.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einschätzung der Wirkung verschiedener Ausprägungen des Klimawandels auf die Biodiversität (Hansen & Biringer 2003: 10).....	12
Tabelle 2: Verschiedene Ansätze zur Berücksichtigung des Klimawandels im Schutzgebietsmanagement.....	27
Tabelle 3: Risikotyp der Klimafolgen und die geeignete Art der Maßnahmen.....	49
Tabelle 4: Liste der Kriterien für die Auswahl des Forschungsobjektes.....	60
Tabelle 5: Beurteilung der Gefährdung des Rentierbestands in der <i>Hardangervidda</i> durch den Klimawandel (erweitert nach OTA 1993: 259).....	64
Tabelle 6: Rentierarten und ihre verschiedenen ökologischen Nischen (nach White et al. 1981: 399).....	66
Tabelle 7: Die Verwaltungseinheiten der <i>Hardangervidda</i>	67
Tabelle 8: Übersicht der Monatsdurchschnittswerte im Zeitraum 1961-1990 (normal Periode) für die Wetterstationen rund um die <i>Hardangervidda</i> (DNMI).....	74
Tabelle 9: Datum des ersten (D1) und letzten (D2) Tages mit einer permanenten Schneedecke sowie die maximale Mächtigkeit (H) im Metern für <i>Stigstuv</i> (*) und <i>Maurset</i> (**) (nach Skartveit et al. 1975: 47).....	75
Tabelle 10: Die bedeutendsten Vegetationseinheiten der <i>Hardangervidda</i> . Nomenklatur der Pflanzengesellschaften nach Nordhagen und Gjaervoll (nach Østbye et al. 1975: 233; Hesjedal 1975: 75f).....	78
Tabelle 11: Übersicht über die Eingangsparameter für die Populationssimulation.....	111
Tabelle 12: Statistik der Rentierjagd von 1964 bis 2004 in der <i>Hardangervidda</i> (SSB 2004).....	113
Tabelle 13: Ergebnisse der Simulation des Populationswachstums (r) bei verschiedenen Abschussquoten.....	114
Tabelle 14: Die Veränderung der Durchschnittstemperatur an der Wetterstation <i>Geilo</i> , dargestellt als Differenz aus den 10 jährigen Monatsmittelwerten.....	123
Tabelle 15: Abweichungen zwischen den 84 Kontrollpunkten in den Aufnahmen der CORONA-Serie und den digitalen Luftbildern.....	123
Tabelle 16: Shapiro-Wilk W Test auf Normalverteilung (n = Anzahl der verglichenen Fälle, p = Signifikanzniveau, STD = Standardabweichung, hervorgehobene Werte sind signifikant und zeigen eine nicht Normalverteilung der Daten).....	125
Tabelle 17: Ergebnisse des Wilcoxon Testes für zwei Stichproben zur Überprüfung der Signifikanz von Veränderungen der Waldgrenze zwischen 1965 und 2004 (n = Anzahl der verglichenen Fälle, T = Rangsumme, Z = Z-Wert, p = Signifikanzniveau; * Ergebnisse, die das Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$ unterschreiten, ** Ergebnisse, die das Signifikanzniveau von $p \leq 0.01$ unterschreiten).....	126
Tabelle 18: Korrelationsmatrix zum Vergleich der Veränderungen der Waldgrenze und -fläche mit verschiedenen abiotischen Umweltparametern. (P = Person r, S = Spearman's rho, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau; hervorgehobene Werte unterschreiten das Signifikanzniveau von $p \leq 0.05$).....	126
Tabelle 19: Veränderung des Flächenanteils der Vegetationseinheiten (nach Gaare et al. 2005: 12).....	131



Tabelle 20: Werte des North Atlantic Oscillation Index für die Wintersaison (Dezember, Januar, Februar, März) (nach Hurrell 2007).....	133
Tabelle 21: Anteil der Kälber am Bestand der Rentierpopulation in der <i>Hardangervidda</i> , basierend auf den vorliegenden Ergebnissen der Strukturzählungen.....	135
Tabelle 22: Ergebnisse der Korrelation zwischen NAOI und der Reproduktionsrate (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau) .	135
Tabelle 23: Liste der ausgewählten Messwerte der meteorologischen Stationen für die Analyse des Einflusses der winterlichen Witterungsverhältnisse.....	136
Tabelle 24: Zusammenfassung der Korrelationsanalyse zwischen den Tagesmittelwerten der Wetterstation <i>Geilo</i> (810 m o.h.) und weiteren Wetterstationen im UG. (TAM = Durchschnittstemperatur, RR = Niederschlag, SA = Dicke der Schneedecke, n = Anzahl verwertbarer Messungen, r = Korrelationskoeffizient).....	137
Tabelle 25: Tagesmittelwerte der Wetterstation <i>Geilo</i> (810 m o.h.) für die Wintermonate (1.12.-28.2.) (TAM = Durchschnittstemperatur, RRM = durchschnittlicher Tagesniederschlag, SAM = durchschnittliche Dicke der Schneedecke)	138
Tabelle 26: Vergleich der winterlichen Witterung im Zeitraum 1964-2005 mit dem NAOI (DJFM) (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizienten, p = Signifikanzniveau, hervorgehoben sind stark signifikante Werte mit $p \leq 0,01$)	138
Tabelle 27: Produkt-Moment-Korrelation nach Pearson für den Vergleich von Reproduktionsrate mit den Indikatoren für die winterlichen Witterungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet. (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau, hervorgehoben sind signifikante Werte mit $p \leq 0,05$).....	139
Tabelle 28: Grenzwerte für die Bestimmung des Insect-Harassment-Index (IHI) in Norwegen (nach Weladji et al. 2003a: 81)	141
Tabelle 29: Zusammenfassung der Korrelationsanalyse zwischen den Tagesmittelwerten der Wetterstation <i>Geilo</i> (810 m o.h.) und weiteren Wetterstationen im Untersuchungsgebiet. (TAM = Durchschnittstemperatur, FFM = durchschnittliche Windgeschwindigkeit, NNM = durchschnittliche Wolkenbedeckung, n = Anzahl verwertbarer Messungen, r = Korrelationskoeffizient, alle Werte sind stark signifikant)	143
Tabelle 30: Liste der ausgewählten Messwerte der meteorologischen Stationen für die Analyse des IHI.....	143
Tabelle 31: Ergebnisse des Insect-Harassment-Index (IHI) für die Tagesmittelwerte der Wetterstation <i>Geilo</i>	144
Tabelle 32: Ergebnisse der Korrelationsanalyse der Reproduktionsrate und dem Insect-Harassment-Index (IHI). (n = Anzahl der verglichenen Fälle, r = Korrelationskoeffizient, p = Signifikanzniveau).....	144
Tabelle 33: Zahl der in den staatlichen Statistiken aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebietes von 1949 bis 1999 (nach SSB 1961, 1983, 1992, 2001).....	147
Tabelle 34: Anzahl der in der Statistik des NIJOS aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebiets von 1992 bis 2004 (nach NIJOS 2006).....	148
Tabelle 35: Anzahl der in der NOU aufgeführten Schafe in den Gemeinden des Untersuchungsgebiets in den Jahren 1950 und 1972 (nach NOU 1974: 162f)	148

Tabelle 36: In der Untersuchung verwendete Distanzen (nach Vistnes et al. 2001; Nellemann et al. 2000, 2001a; Reimers et al. 2000; Reimers & Colman 2003; REIN-Projekt 2002; Wolfe et al. 2000)..... 157

Tabelle 37: In der Untersuchung verwendete Kartenserien mit ihren Quellen und der Art der Auswertung 157

Tabelle 38: Unterschiede in der Entwicklung des Gebäudebestands einzelner Gemeinden 160

Tabelle 39: Veränderung der Beeinträchtigung durch den Gebäudebestand (* prozentualer Anteil der beeinflussten Fläche an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets) 160

Tabelle 40: Veränderung der Beeinträchtigung besonders sensibler Lebensräume (* prozentualer Anteil der beeinflussten Fläche an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes) 163

Tabelle 41: Bewertungsstufen für die Veränderung der Beeinträchtigungsintensität von Flächen durch Bauaktivitäten im Untersuchungszeitraum 165

Tabelle 42: Beeinträchtigung von Flächen durch Gebäude entlang der saisonalen Wanderwege 166

Tabelle 43: Veränderung des Wegenetzes von 1952 bis 2005..... 171

Tabelle 44: Historische Entwicklung der Zahl und Größe unzerschnittener Räume in der *Hardangervidda* von 1952 bis 2005 173

Tabelle 45: Übersicht über die vom *Bergen-Turlag* betreuten Berghütten in der *Hardangervidda* 177

Tabelle 46: Bisherige Trends in der Entwicklung des Rentierlebensraums und ihre Auswirkungen auf den Bestand 186

Tabelle 47: Ergebnisse der RegClim Modellrechnungen für die Veränderung der Temperatur zwischen den Perioden 1980 bis 2000 und 2030 bis 2050 für das Emissionsszenario IS92a. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2000: 6) 196

Tabelle 48: Ergebnisse der Prudence Modellrechnungen für die Veränderung der Temperatur (°C) zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario A2 und B1 (RegClim 2005: 6)..... 197

Tabelle 49: Vergleichende Mittelwerte aus den Modellrechnungen des MPI-M und HAD für die Veränderung der Temperatur zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario B2. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2005: 10)..... 197

Tabelle 50: Ergebnisse der RegClim Modellrechnungen für die Veränderung der Niederschläge (mm) zwischen den Perioden 1980 bis 2000 und 2030 bis 2050 für das Emissionsszenario IS92a. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2000: 6) 197

Tabelle 51: Ergebnisse der Prudence Modellrechnungen für die Veränderung der Niederschläge (%) zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario A2 und B1. (RegClim 2005: 6)..... 197

Tabelle 52: Vergleichende Mittelwerte aus den Modellrechnungen des MPI-M und HAD für die Veränderung des Niederschlags zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2071 bis 2100 für das Emissionsszenario B2. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen. (RegClim 2005: 10)..... 198

Tabelle 53: Ausgangsdaten der vier Einzugsgebiete (nach Engen-Skaugen et al. 2008b: 11).... 200



Tabelle 54: Veränderung der monatlichen Durchschnittstemperatur in K, zwischen den Perioden 1961-1990 und 2021-2050 für A1B. (In Klammern dargestellt ist das 90 %-Konfidenzintervall als Fehlerschätzung. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.) (nach Engen-Skaugen et al. 2008b: 25).....	201
Tabelle 55: Temperaturveränderungen des GSDIO-Experiments für das Szenario IS92a (nach Engen-Skaugen et al. 2008c: 32-ff, Engen-Skaugen 2008d: 32-ff)	201
Tabelle 56: Veränderung des monatlichen Durchschnittsniederschlags in %, zwischen den Perioden 1961 bis 1990 und 2021 bis 2050 für A1B. (In Klammern dargestellt ist das 90%-Konfidenzintervall als Fehlerschätzung. Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.) (Nach Engen-Skaugen et al 2008b: 25)..	202
Tabelle 57: Niederschlagsveränderung des GSDIO-Experiments für das Szenario IS92a (nach Engen-Skaugen et al. 2008c: 32-ff, Engen-Skaugen 2008d: 32-ff)	202
Tabelle 58: Zusammenfassung der Klimatrends aus den Klimaszenarien für die <i>Hardangervidda</i> (Die farbige Hervorhebung markiert die Stärke der Veränderungen.)	204
Tabelle 59: Zusammenfassung der potentiellen Auswirkungen des Klimawandels auf den Rentierbestand in der <i>Hardangervidda</i>	211
Tabelle 60: Einflussmatrix der verschiedenen Elemente des Habitat-Demographie-Verhältnisses des Rentierbestands in der <i>Hardangervidda</i> unter besonderer Berücksichtigung der Wirkung von klimatischen Veränderungen.	219
Tabelle 61: Bewertung der Hebelwirkung von Maßnahmen an einzelnen Einflussfaktoren.....	221
Tabelle 62: Bewertung der Einflussmöglichkeiten verschiedener Faktoren durch das Schutzgebietsmanagement.....	222
Tabelle 63: Ergebnis der Bewertung der potentiellen Einflüsse des Klimawandels auf die zukünftige Entwicklung einzelner Faktoren	223
Tabelle 64: Prioritäten-Matrix zur Identifikation vordringlicher Handlungsfelder im Schutzgebietsmanagement in der <i>Hardangervidda</i>	224
Tabelle 65: Zusammenfassung der Maßnahmenempfehlungen für das Management des Rentierbestands in der <i>Hardangervidda</i> unter Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels.....	236

8.3 Abkürzungsverzeichnis

A1B	DOM
Szenario aus dem Special Report on Emissions Scenarios aus der Szenariofamilie	Digitales Oberflächenmodell
A1	DNMI
Szenariofamilie aus dem Special Report on Emissions Scenarios	Det norske meteorologiske institutt
A2	DNT
Szenariofamilie aus dem Special Report on Emissions Scenarios	Den Norske Touristforening
ACIA	ECHAM4
Arctic Climate Impact Assessment	Globales Atmosphärenmodell entwickelt vom Max-Planck-Institut für Meteorologie (Hamburg)
B1	ERA40
Szenariofamilie aus dem Special Report on Emissions Scenarios	Der ERA-40 Datensatz beschreibt die Klimasituation zwischen 1979 und 2001
B2	ESD
Szenariofamilie aus dem Special Report on Emissions Scenarios	Empirical Statistical Downscaling
BCCR	GCM
Bjerknessenteret for klimaforskning	Global Circulation Modell
BP	GLOBIO
Before Present	Global Methodology for Mapping Human Impacts on the Biosphere
CAS	GSDIO
Complex Adaptive Systems	Greenhouse gas and ocone experiment
CICERO	HAD
Center for International Climate and Environmental Research – Oslo	Met Office Hadley Centre for Climate Change
DIRNAT	HadAm3H
Direktoratet for Naturforvaltningen	Globales Atmosphärenmodell entwickelt vom Hadley Centre (Hadley Centre Coupled Model, Version 3)
DGVM	HI
Dynamische Globale Vegetationsmodelle	Haveforskningsinstituttet



HIRAM-I

Regionales Klimamodell für Norwegen in der Auflösung 55x55km

NERSC

Nansensenteret for miljø og fernmåling

HIRAM-II

Regionales Klimamodell für Norwegen in der Auflösung 25 x 25km

NIJOS

Norsk institutt for skog og landskap / Institut für Wald und Landschaft

HIRHAM

Globales Atmosphärenmodell entwickelt vom Danish Meteorological Institut

NILU

Norsk institutt for luftforskning

IHI

Insect Harassment Index

NINA

Norsk Institutt for Naturforskning/ Norwegisches Institut für Naturforschung

IMRD

Introduction-Methods-Results-Discussion

NOU

Norges offentlige Utredninger

IPCC

Intergovernmental Panel on Climate Change

NOK

Norwegische Kronen

IS92a

Emissionsszenario des IPCC aus dem Jahr 1992

NorACIA

Norwegian Arctic Climate Impact Assessment

IUCN

International Union for Conservation of Nature

NorClim

Climate of Norway and the Arctic in the 21st Century

KlimaProg

Research Programme on Climate and Climate Change

NORKLIMA

Climate change and impacts in Norway

m o.h.

meter over havet

NP

Norsk Polarinstitut

MD

Miljøverndepartementet

NVE

Norges vassdrags-og energidirektorat

Met

Metrologisk institutt, Oslo

PET

Potentielle Evapotranspiration

MPI-M

Max-Planck-Institut für Meteorologie, Hamburg

PFT

plant functional types

NAOI

Nord Atlantischer Oszillations Index

PGA

Populations-Gefährdungs-Analysen

PHD

Potential Harassment Days

RegClim

Regional Climate Development under Global Warming

RCM

Regional Atmospheric Climate Model

SFT

Statens forurensningstilsyn

SRES

Special Report on Emissions Scenarios

SSB

Statistisk sentralbyrå / Statistics Norway

UD

Utenriksdepartementet

UG

Untersuchungsgebiet

UIB

Universitetet i Bergen

UIO

Universitetet i Oslo

UNEP

United Nations Environmental Program

USGS

United States Geological Surveys

