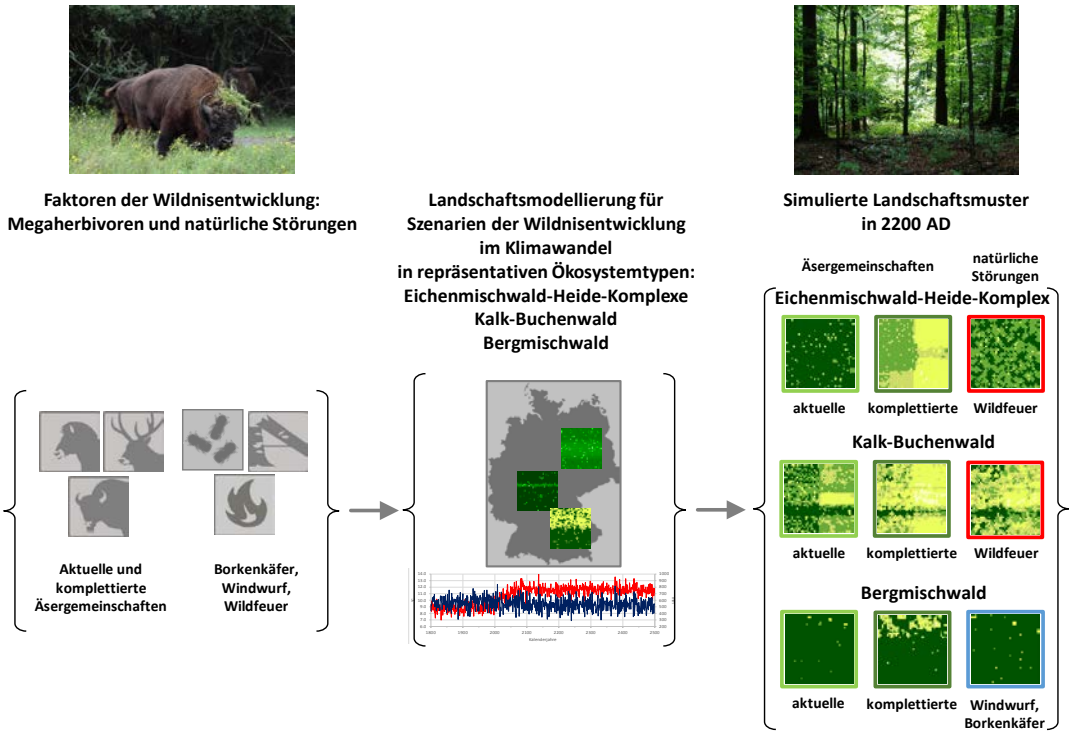
Alexander Peringer, Kiowa Alraune Schulze,
Eugen Giesbrecht, Nils Stanik und Gert Rosenthal

„Wildes Offenland“

Bedeutung und Implementierung von „Störungen“ für den Erhalt von Offenlandökosystemen in ansonsten nicht gemanagten (Schutz-)Gebieten



BfN-Skripten 526

2019

„Wildes Offenland“

Bedeutung und Implementierung von „Störungen“ für den Erhalt von Offenlandökosystemen in ansonsten nicht gemanagten (Schutz-)Gebieten

Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3515 85 0500, Laufzeit 10/2015 bis 12/2017)

Alexander Peringer
Kiowa Alraune Schulze
Eugen Giesbrecht
Nils Stanik
Gert Rosenthal

BfN
Bundesamt für Naturschutz

Titelbild: links oben: Wisentbulle in Altenwalde (K.A. Schulze); rechts oben: Waldlichtung in Uholka/ Karpathen (A. Peringer); unten: Graphical Abstract des Untersuchungsansatzes (aus Schulze et al. 2018, Ecological Modelling: https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.04.002)

Adressen der Autorin und der Autoren:

Prof. Dr.-Ing. Alexander Peringer
Landschaftsökologie und Ressourcenschutz
Fakultät FLUS-HKT
Hochschule für Wirtschaft und Umwelt Nürtingen-Geislingen
Campus CB1 108
Schelmenwasen 4-8, 72622 Nürtingen
E-Mail: alexander.peringer@hfwu.de

Prof. Dr. Gert Rosenthal
Kiowa Alraune Schulze
Eugen Giesbrecht
Nils Stanik
Landschafts- und Vegetationsökologie
Universität Kassel
Gottschalkstr. 26a, 34127 Kassel
E-Mail: rosenthal@asl.uni-kassel.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Uwe Riecken
Abteilung II 2 „Biotopschutz und Landschaftsökologie“
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn
E-Mail: Uwe.Riecken@bfn.de

Mit Unterstützung der projektbegleitenden Arbeitsgruppe aus

Dr. Uwe Riecken (BfN), Dr. Peter Finck (BfN), Dr. Heiko Schumacher (jetzt Heinz-Sielmann-Stiftung), Dr. Silvana Hudjetz (GAIAC, RWTH Aachen), Dr. Gottfried Lennartz (GAIAC, RWTH Aachen), Dr. Hans-Joachim Mader (Stiftung Naturlandschaften Brandenburg), Peter Nitschke (Heinz-Sielmann-Stiftung), Prof. Dr. Albert Reif (Univ. Freiburg), Dr. Thomas Wohlgemuth (WSL, Schweiz)

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (FKZ 3515 85 0500, Laufzeit 10/2015 bis 09/2017).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter http:// www.bfn.de/skripten.html heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-263-1

DOI 10.19217/skr526

Bonn - Bad Godesberg 2019

Zusammenfassung

Das Vorhaben untersucht grundlegende Fragen der Landschafts- und Ökosystemdynamik durch natürliche Störungen in großflächigen potentiellen Wildnisentwicklungsgebieten Deutschlands. Dabei steht die Frage im Mittelpunkt, ob unter Prozessschutzbedingungen auch bedrohte Arten des Offenlandes Lebensraumpotentiale haben können. Sie ist insbesondere für solche Gebiete des Naturschutzes relevant, die sich aktuell in der Sukzession von (Halb-) Offenland zu (potentiell natürlichem) Wald befinden und für die jedoch neben dem Prozessschutz (gleichrangig) der Erhalt von Offenlandbiotopen als Zielstellung vorgegeben ist und die nicht anderweitig gemanagt werden können oder sollten (u.a. die ehemaligen Truppenübungsplätze des Nationalen Naturerbes mit ihrer Munitionsbelastung).

Die Analyse unterscheidet zwischen **potentiell-natürlicherweise von Wald geprägten und störungsarmen Landschaften** (zonale Waldökosysteme) und **natürlicherweise von intensiven und häufigen Störungen geprägten Landschaften** (Auen, Küsten, Hochgebirge) und **durch abiotischen Stress geprägten Landschaften** (Moore)**.** In den zonalen Waldökosystemen wurde auch der **Einfluss wildlebender großer Pflanzenfresser im Sinne der Megaherbivoren-Theorie** untersucht, wobei vorhandene Äsergemeinschaften selektiv mit dem Wisent ergänzt wurden um intermediäres (kombiniertes Grazing und Browsing) Äsungsverhalten zu untersuchen. Um quantitative Aussagen über Lebensraumdynamik und -kontinuität für wertgebende Wald- und Offenlandarten unter kombinierten Störungs-, Megaherbivoren- und Klimawandel-Einflüssen zu erzielen wurden langfristige **Computersimulationen** von Wildnisentwicklungen in Beispiellandschaften für Eichenmischwald-Heide-Komplex, Kalk-Buchenwald und Bergmischwald durchgeführt. Für die Auen, Küsten und Moore wurde **Literatur** ausgewertet.

In allen untersuchten **zonalen Waldökosystemtypen** zeigten die Simulationen, dass **Störungen allein zwar immer wieder Offenland erzeugen** können, dieses jedoch ohne Megaherbivoren-Effekte, insbesondere ihrer Grazing-Aktivität, **von geringer Lebensraumqualität und -kontinuität** ist. Ebenso gilt das für Initialmaßnahmen wie einmalige Waldöffnung und Entbuschung. Ohne die Einflüsse intermediärer Äsergemeinschaften sind Regenerationssukzessionen zu Brachestadien zu erwarten, wie sie auch kleinparzelliert bei Landnutzungsaufgabe entstehen. Demgegenüber **stabilisierte die kombinierte Grazing- und Browsing-Aktivität intermediärer wildlebender Megaherbivore** (u.a. Wisent und Rothirsch) **teilweise initial vorhandenes Offenland** in Form von Weide- und Magerrasen. Langfristig zeigten sich in initial vorhandenem **Wäldern Effekte der Auflichtung und der Baumartendiversifizierung**. Das simulierte **Zusammenwirken von natürlichen Störungen und Megaherbivoren** erzeugte eine landschaftsstrukturelle Diversifizierung in **größere Offenland- und Waldpatches** und ihren Übergängen (Ökotone). Auf einigen Offenland- und Waldflächen stellte sich langfristige **Habitatkontinuität** ein (insbesondere alte Waldbestände mit spätsukzessionalen Baumarten), weil die Megaherbivoren die brennbare Biomasse (für Wildfeuer) und Fichtentotholzmengen (für Borkenkäfer) soweit reduzierten, dass die Flächen ungestört von Feuer bzw. Kalamitäten blieben. In den untersuchten **zonalen Waldökosystemtypen** ergab sich daraus eine spezifische **Selbstregulation der störungs-induzierten Landschaftsdynamik durch intermediäre Megaherbivoren-Effekte**, während ohne intermediäre Megaherbivore die simulierten Störungsregime die Landschaft flächenhaft erfassten und damit die Lebensraumdiversität in Raum (Mosaike) und Zeit (früh- und spätsukzessionale Stadien) geringer war.

Die Ergebnisse der Studie unterstreichen damit die Forderung nach einem **ganzheitlichen Ansatz in der Entwicklung von Wildnisgebieten** unter Berücksichtigung der Megaherbivoren mit intermediärem Äsungsverhalten. Insbesondere für viele ehemalige Truppenübungsplätze mit aktuellen Eichenmischwald-Heide-Komplexen wird eine **Lösung der naturschutzfachlichen Konflikte zwischen Prozessschutz und dem Erhalt gesetzlich geschützter Offenlandlebensräume** aufgezeigt. Das Zulassen natürlicher Störungsregime allein erreicht dieses Ziel nicht. In ungestörten Wildnisgebieten ohne intermediäre Äsergemeinschaft entstehen naturschutzfachliche Werte der Wälder, wobei natürliche Störungen in katastrophalerem Umfang wahrscheinlich sind, als mit Megaherbivoren.

Deswegen sollte wo immer bei ausreichender Flächengröße, geeignetem Zuschnitt und Lage möglich die Chance genutzt werden, die aktuellen Äsergemeinschaften mit intermediär äsenden Megaherbivoren zu komplettieren und natürliche Störungen zuzulassen. Auch wenn **anfänglich katastrophale Entwicklungen irritierend wirken** können, so sind sie ein Schritt hin zur **Entwicklung einer, aufgrund veränderter Randbedingungen** (intermediäre Megaherbivore und Störungsregime) **neuartigen Ökosystemdynamik**, in der sich **regulierende Rückkopplungsmechanismen** erst einstellen müssen, wie sie von dieser Studie aufgezeigt wurden.

Große kompakte Flächen sind unabdingbare Voraussetzung, weil natürliche Störungen und das Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore vom Menschen unbeeinflusst nur in großen Wildnisgebieten zugelassen werden können. Weiterhin ist die **charakteristische Wirkung** beider Faktoren von einer räumlichen Differenzierung abhängig, die sich aus **standörtlichen Unterschieden und des teilweise zufälligen räumlichen Musters von Störungseffekten** (Windwurf, Wildfeuer) ergibt. Sie sind die Grundlage für die Bildung von Mosaiken unterschiedlicher wertgebender Lebensräume. Eine solche topographische und edaphische Differenzierung können nur große Flächen in ausreichendem Maß bieten. Ebenso werden dann **Rückzugsräume für Tiere bei katastrophalen Ereignissen** (Wildfeuer) natürlicherweise bereitgestellt und menschliche Eingriffe (Löschen, Anlegen von Feuerschneisen) können weitgehend unterbleiben.

Für die **Auen, Küsten, Moore und das Hochgebirge** gilt zusammengefasst, dass in diesen intensiv durch Störungen oder abiotischen Stress geprägten Landschaften die **Restauration natürlicher Störungsregime ausreicht** um im Zuge der folgenden (Re-) Dynamisierung die jeweils charakteristischen Offenlandlebensräume zu erzeugen. Für die Auen und Moore wären von einer **Komplettierung der vorhandenen Äsergemeinschaften** ähnlich positive Effekte wie in den zonalen Waldökosystemen zu erwarten. Auch hier ist Großflächigkeit aufgrund des Raumnutzungsverhaltens wildlebender Herden und notwendiger Rückzugsräume und Ersatzäsungsflächen bei periodischer Überflutung und vereistem Winterhochwasser eine Voraussetzung.

Summary

We investigated fundamental questions regarding the role of natural disturbance regimes in German potential wilderness areas. Central to our research was, if endangered species that depend on open landscapes might find habitats in areas that develop according to their own principles and therefore without human interference. This question especially arises in landscapes that currently undergo transitions from an open to forested state and where conservation of open habitats is an equal aim to wilderness development and where management is not an option, e.g. in former military training grounds of the German Natural Hertiage Sites.

We distinguished sites for which potential natural vegetation is assumed to be forest (zonal forest ecosystems) from places where frequent and severe disturbances or abiotic stress are known to create and maintain open habitats (floodplains, coastal areas, the high alpine zone and peatbogs). In the zonal forest ecosystems (mixed oak forest and heathlands, beech forest on limestone, subalpine mixed forest as examples), we investigated the potential of wild mega-herbivores to create and maintain open habitats following the megaherbivore theory. We compared the currently occurring herbivore community with a completed community to which European wisent was added. Wisent was used as a representative for intermediate foraging herbivores having strong effects on vegetation due to combined grazing and browsing activity. We used computer simulations to project future wilderness development in zonal forest ecosystems with current and completed herbivore communities and for climate change time scales, i.e. several centuries, and considered the specific disturbance regimes of forest ecosystems, i.e. wildfire, windthrow and bark beetle outbreaks respectively. For floodplains, coastal areas, the high alpine zone and peatbogs, we performed a literature survey.

In all zonal forest ecosystems, natural disturbance was able to create open habitats from time to time, i.e. just after the disturbance impact. However, these open habitats were of poor quality for nature conservation when grazing by herbivores was absent. Initial clear-cuts prior to long-term wilderness development showed the same. Without the grazing pressure of intermediate herbivores, vegetation development leads to fallow succession similar to abandonend fields.

In the presence of intermediate herbivores, two effects occurred simultaneously: Their grazing stabilized open habitat and developed meadows and lawns. In the long-term, tree cover in the forest was thinned by browsing on regeneration. The establishment of light demanding tree species was facilitated towards the development of a species rich mixed forest community. Additional disturbance increased open habitats and structurally diversified the mosaic of open and forest habitats and interconnecting ecotones. In the case of wildfire scenarios in mixed oak forest, heathlands and beech forest, the devastating effect of fire was regulated by herbivores due to their consumption of biomass in the herb and sapling layer. In a mosaic to frequently burned heathlands and pine stands, so-called fuel breaks emerged that allowed the persistence of fire sensitive species and old (oak) forest stands. In the case of bark beetle scenarios, the promotion of mixed forest instead of spruce dominated subalpine stands by herbivores hindered outbreaks, because stem density of susceptible spruce was low even after windthrow.

These self-regulating ecosystem dynamics increased habitat diversity and appeared to depend on complete landscape ecosystems regarding natural disturbance regimes and intermediate herbivore communities. In scenarios, where one factor lacked (either herbivores or

wildfire, bark beetles respectively), comparatively simple landscape patterns emerged that were preconditioned by topography and soil, as it is known from forest-grassland segregation in wood-pastures and from fire-dominated landscapes and bark beetle outbreaks.

Our results call for an ecosystem approach to the establishment of wilderness areas. Intermediate herbivore communities in combination with wildfire point towards a solution for former military training areas with conflicting goals of nature conservation: conservation of FFH-protected heathlands and wilderness development. Wildfires alone did not succeed here, nor did herbivores alone satisfactorily for fire-dependent heath. Wilderness ecosystems without herbivores tend towards forest, which later on is prone to catastrophic disturbance, because regulation by herbivores lacks.

We therefore argue to complete current herbivore communities with intermediates and to allow natural disturbances wherever possible in wilderness areas of sufficient size, shape and habitat conditions. Initial catastrophic events should be considered as a first step towards a novel sort of ecosystem dynamics, in which self-regulating feedbacks are on the way to develop.

Large compact areas are a pre-requisite here, because free ranging herds and catastrophic events need to be bufferd to the surrounding landscape. Moreover, the emerging habitat mosaics require heterogeneity in soil conditions, topography and initial conditions, which altogether form mosaics at a larger scale. Even stochastic disturbance impacts may not create habitat mosaics if areas are too small and will be entirely devastated by fire or bark beetles without leaving parts untouched. Especially herbivores need such refuge areas in times of disturbance.

In floodplains, coastal areas, the high alpine zone and peatbogs altogether, the restoration of the natural disturbance regimes (floods and avalanches) or abiotic stress (high water tables) appears to be sufficient for wilderness development. The re-established natural ecosystem dynamics will create open habitats and mosaics of various succession stages as it did in the past before human intervention. Moreover, upcoming climate change is expected to increase disturbance frequencies and severity (floods) and to thereby promote landscape openness. In peatlands and floodplains, the completion of herbivore communities with wild grazers adapted to these environments has the potential to create and maintain open habitats similar as in the case of zonal forest ecosystems. However, large areas are required to ensure refuge areas in times of floods of long duration, which are characteristic to large lowland rivers.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung **3**

Summary **5**

Abbildungsverzeichnis **11**

Tabellenverzeichnis **16**

Abkürzungsverzeichnis **19**

Vorwort **20**

1 Einführung **20**

1.1 Problemstellung 21

1.1.1 Naturschutzfachliche Herausforderungen 21

1.1.2 Wissenslücken zur Bedeutung von Störungen in Wildnisgebieten 21

1.1.3 Räumlich-zeitliche Dynamiken in Wildnisgebieten und die Rolle von Megaherbivoren 23

1.1.4 Einflüsse auf Wildnisentwicklungen auf großer Fläche 23

1.2 Zielsetzung des Projektes und Teilfragestellungen 24

2 Wildnisgebiete im Sinne der NBS Deutschlands **26**

3 Untersuchungsansätze des Vorhabens und Umfänge der Teilstudien **27**

4 Stand des Wissens zum Offenlandpotential natürlicher Störungsregime und wilder Megaherbivoren-Gemeinschaften (Literaturrecherche) **29**

4.1 Ansatz 29

4.2 Methode 29

4.3 Ergebnisse 30

4.3.1 Auswirkungen des Störungsereignisses Flut (und künstliche Überschwemmung) in Auen und Feuchtwiesen 31

4.3.2 Auswirkungen der Störungsereignisse Sturm in Binnendünen und Sturmflut an Küsten 32

4.3.3 Auswirkungen des Störungsereignisses Feuer (künstlich) in Kalkmagerrasen und Sand-Trockenrasen 32

4.3.4 Das Störungsereignis Sturm oder Windwurf in Laubwäldern 33

4.3.5 Das Störungsereignis Windwurf und Borkenkäfer in Fichten-Buchen-Bergmischwald 33

4.4 Synthesen 34

4.4.1 Die Störungsregime Windwurf und Wildfeuer im Vergleich 34

4.4.2 Wildfeuerregime, Vegetation und Landschaftsstruktur 36

4.4.3 Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Wildfeuer 37
4.4.4 Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Windwurf 38
4.5 Wissenslücken zur Wald-Offenland-Dynamik 38
5 Aktuelle Wald-Offenland-Verteilung in den Ökosystemtypen der Kulisse potentieller Wildnisgebiete (GIS-Analysen) 40
5.1 Ansatz 40
5.2 Methode 40
5.3 Ergebnisse 41
5.4 Auswahl von bedeutsamen Ökosystemtypen für die Simulationsstudien 47
6 Übergreifender Ansatz der Simulationsstudien in Eichenmischwald-Heide-Komplexen, in Buchen- und Bergmischwäldern 49
6.1 Gliederung in die Arbeitsschritte Modellierung und Szenariosimulation 50
6.1.1 Das Computermodell WoodPaM 50
6.1.2 Gliederung in die Arbeitsschritte Modellierung und Szenariosimulation und Plausibilitätskontrollen 51
6.1.3 Entwicklung von Szenariobäumen zur alternativen und überlagerten Wirkung von Störungsregimen und Megaherbivoren-Effekten 52
6.2 Zum Potential prospektiver prozess-basierter Modellierung und Szenariosimulation 56
7 Simulationsstudie Eichenmischwald-Heide-Komplex (Wildnisgebiet Döberitzer Heide) 58
7.1 Zusammenfassung 58
7.2 Einbettung in den Projektrahmen 59
7.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen 61
7.4 Untersuchungsansatz 61
7.5 Modelllandschaft und Szenarien 61
7.5.1 Modelllandschaft 61
7.5.2 Äsergemeinschaft 62
7.5.3 Klima, Trockenstress, Wildfeuer 63
7.5.4 Modell Spin-up und Kalibrierung 66
7.5.5 Störungsregime und Szenariodefinitionen 66
7.6 Ergebnisse 68
7.6.1 Modellierung 68
7.6.2 Simulierte Landschaftsentwicklungen 69
7.6.3 Unsicherheitsanalyse 75

7.7 Schlussfolgerungen 75
8 Simulationsstudie Kalk-Buchenwald 77
8.1 Zusammenfassung 77
8.2 Einbettung in den Projektrahmen 78
8.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen 80
8.4 Untersuchungsansatz 81
8.5 Modelllandschaft und Szenarien 81
8.5.1 Modelllandschaft 81
8.5.2 Ästergemeinschaften 82
8.5.3 Klima, Trockenstress, Wildfeuer 84
8.5.4 Modell Spin-up und Kalibrierung 87
8.5.5 Störungsregime und Szenariodefinitionen 89
8.6 Ergebnisse 91
8.6.1 Modellierung 91
8.6.2 Simulierte Landschaftsentwicklungen 92
8.6.3 Unsicherheitsanalyse 97
8.7 Schlussfolgerungen 97
9 Simulationsstudie Bergmischwald 99
9.1 Zusammenfassung 99
9.2 Einbettung in den Projektrahmen 100
9.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen 102
9.4 Untersuchungsansatz 102
9.5 Modelllandschaft und Szenarien 102
9.5.1 Modelllandschaft 102
9.5.2 Ästergemeinschaften 103
9.5.3 Klima und Populationsdynamik des Borkenkäfers 105
9.5.4 Modell Spin-up und Kalibrierung 107
9.5.5 Störungsregime und Szenariodefinitionen 110
9.6 Zusammenfassung der Ergebnisse 111
9.6.1 Modellierung 111
9.6.2 Simulierte Landschaftsentwicklungen 112
9.6.3 Unsicherheitsanalyse 117

9.7 Schlussfolgerungen 117
10 Zukünftiges Offenlandpotential in Mooren, Auen, Küsten und Hochgebirgen ... 119
10.1 Einbettung in den Projektrahmen 119
10.2 Moore 120
10.3 Auen 122
10.4 Küsten 124
10.5 Hochgebirge 125
10.6 Schlussfolgerungen 126
11 Synthesen 128
11.1 Untersuchungsansätze des Vorhabens 128
11.2 Zonale Waldökosysteme 129
11.3 Auen, Küste, Hochgebirge 134
11.4 Moore 135
Literatur 136
Anhänge 144
Anhang 1 Literaturrecherche zu Störungsregimen und Megaherbivoren 144
Anhang 2 GIS-Analysen der Wildniskulisse 144
Anhang 3 Simulationsstudie Eichenmischwald-Heide-Komplex 144
Anhang 4 Simulationsstudie Kalk-Buchenwald 144
Anhang 5 Simulationsstudie Bergmischwald 144

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Legende zur Karte in Abbildung 2. 42

Abbildung 2 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete auf die aggregierten PNV-Typen (Legende in Abbildung 1). 43

Abbildung 3 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete und Jahresmitteltemperaturen (in °C * 10) aus Beobachtungsdaten der Periode 1950-2000. 44

Abbildung 4 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete und Jahresniederschläge (in mm) aus Beobachtungsdaten der Periode 1950-2000. 45

Abbildung 5 Die Struktur des Ökosystemmodells WoodPaM. Dargestellt sind die Teilmodelle mit ihren hauptsächlichen Prozessinteraktionen auf den räumlich-hierarchischen Ebenen Landschaft und Rasterzelle. 50

Abbildung 6 Unterteilung der Arbeitsschritte in Modellierung der maßgebenden Faktoren für die Wildnisentwicklung am Beispiel des Eichenmischwald-Heide-Komplex (Datengrundlage Döberitzer Heide) und in die Simulation von Wildnisentwicklungsszenarien für diesen Ökosystemtyp. Der Ansatz der Szenariosimulationen ist in Abbildung 7 weiter aufgeschlüsselt. Nur für die Döberitzer Heide (und nicht für die Nationalparke) wurde eine Projektion der Simulationsergebnisse in die Reallandschaft versucht und insbesondere zu den dort vorhandenen FFH-Lebensraumtypen. Dabei wurden der aktuelle Zustand (Biotopkartierung) und die edaphischen Bedingungen (Bodenkarten, Extrem-, insbesondere Trockenstandorte berücksichtigt (Masterarbeit von Eugen Giesbrecht). 52

Abbildung 7 Schematische Darstellung des Szenarioansatzes. Jeder der drei Ausgangszustände (Offenland, Waldrand, geschlossener Wald) wurde in einer synthetischen Modelllandschaft der Größe 1 Kilometer mal 1 Kilometer konzeptualisiert. Sie enthält Sonderstandorte, hier einen zentralen Bereich mit Böden geringerer Feldkapazität, repräsentativ für einen Trockenstandort auf Binnendüne im Eichenmischwald-Heide-Komplex (vgl. Abbildung 9). Die Simulationen wurden jeweils unter Präsenz bzw. Absenz einer komplettierten Megaherbivorengemeinschaft, der Ökosystemtyp-spezifischen Störungsregime (Altbaummortalität, Wildfeuer, Borkenkäfer) und von initialer Waldöffnung sowie den Kombinationen aus diesen Faktoren der Wildnisentwicklung gerechnet (Szenariobäume). Die Simulationsergebnisse im 1 km-Quadrat wurden strukturell (Wald-Offenland-Verteilung, dunklere Grüntöne zeigen höheren Baumdeckungsgrad an) und hinsichtlich Baumarten- und Phytodiversität der Feldschicht ausgewertet. 55

Abbildung 8 Die Döberitzer Heide im Luftbild mit den wichtigsten landschaftsstrukturellen Elementen. Datenquellen: Luftbild (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent), Biotoptypenkartierung des Landes Brandenburg mit FFH-LRT-Zuordnungen (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2016); Abgrenzung Untersuchungsgebiet: (Sielmann Stiftung 2017)..60

Abbildung 9 Die edaphischen Bedingungen und die Wasserstelle in der Modelllandschaft, sowie die Ausgangszustände der Modelllandschaft für die Szenario-Simulationen. Von links nach rechts: flachgründige Böden mit erhöhtem Trockenstress für das Baumwachstum und die Krautschicht in hellgrau angegeben. Tiefgründige Böden in schwarz. Die Wasserstelle in der südlichen Landschaftshälfte, dessen Anziehung auf die Megaherbivoren mit zunehmender Distanz, angegeben durch eine geringere Blautönung, abnimmt. Die drei

Ausgangszustände der Modelllandschaft sind gehölzfreies Offenland, Waldrand mit einer Landschaftshälfte geschlossenem Wald und gehölzfreiem Offenland, und geschlossener Wald. Die Zusammensetzung der Waldgesellschaft in diesen Ausgangszuständen wurde aus der Spin-up Simulation generiert (siehe Abbildung 12) und ihre Deckung wurde nach Habitattypen klassifiziert (definiert in Anhang 3). Legende der Habitattypen in Abbildung 13. 62

Abbildung 10 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume im Eichenmischwald-Heide-Komplex. 64

Abbildung 11 Zeitliche Entwicklung der Waldbrandgefahr während der Simulationszeiträume im Eichenmischwald-Heide-Komplex basierend auf dem maximalen Ariditätsindex des Monats eines Jahres (Indexwerte größer als 1 zeigen höhere potentielle Verdunstung als Niederschlag und somit Aridität an). Ab einem Indexwert von 30 wird in den Simulationen mit Wildfeuerregime ein Brand ausgelöst, der sich allerdings nur ausbreitet, wenn ausreichend Fuel in der Landschaft vorhanden ist. Für Details zur Modellierung der Wildfeuer siehe Anhang 3. 65

Abbildung 12 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Eichenmischwald-Heide-Komplex von 1800 bis 1990 zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; beech: Buche (*Fagus sylvatica*); hornbeam: Hainbuche (*Carpinus betulus*); oak: Traubeneiche (*Quercus petraea*); pine: Waldkiefer (*Pinus sylvestris*); birch: Hängebirke (*Betula pendula*); poplar: Zitterpappel (*Populus tremula*); shrub: Heide (*Calluna vulgaris*) und Ginster (*Cytisus scoparius*). Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad. 66

Abbildung 13 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgenden Seiten) Landschaftsdynamik im Eichenmischwald-Heide-Komplex im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 3 dokumentiert. 72

Abbildung 14 Das Studiengebiet „Hainich“ im Luftbild (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent and Landsat/ Copernicus, Flächenzuschnitt aus Wildniskulisse des F+E-Vorhabens „2 % Wildnis“). Die Punkte verorten die Referenzpunkte der Studie in Offenland und Wald. 79

Abbildung 15 Landbedeckung des Studiengebietes „Hainch“ (Flächenzuschnitt aus Wildniskulisse des F+E-Vorhabens „2 % Wildnis“ (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent and Landsat/ Copernicus; LBM 2012); Landbedeckungsmodell: LBM-DE2012,

vom BfN zur Verfügung gestellt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie). Die Punkte verorten die Referenzpunkte der Studie in Offenland und Wald. 80

Abbildung 16 Topographie, edaphische Bedingungen und die Wasserstelle in der Modelllandschaft sowie die drei Ausgangszustände der Modelllandschaft. Von links nach rechts: Das Tälchen ist in grün angegeben, die höhergelegen Flachebenen in braun. Die Hanglangen zwischen Höhen- zu Tallage angegeben in orange bis rot. Hanglagen mit einer Neigung von 10° bis 30° in orange, und ab 30° rot. In den Bereichen stärkster Hangneigung (rot) und Südexposition herrsche erhöhte potentielle Evapotranspiration und Trockenstress vor, am Nordhang umgekehrt. Die Kolluvialböden sind in schwarz angegeben. Sie sind umgeben von flachgründigen Böden mit erhöhtem Trockenstress auf das Baumwachstum und die Krautschicht (in grau). Die Wasserstelle liegt in der Mitte des Tälchens, ihre Anziehung auf die Megaherbivoren nimmt mit zunehmender Distanz, indiziert durch eine geringere Blautönung, ab. Die drei Ausgangszustände der Modelllandschaft sind gehölzfreies Offenland, Waldrand mit einer Landschaftshälfte geschlossenem Wald und gehölzfreiem Offenland, und geschlossener Wald. Die Zusammensetzung der Waldgesellschaft in diesen Ausgangszuständen wurde aus der Spin-up Simulation generiert (Abbildung 20) und ihre Deckung wurde nach Habitattypen klassifiziert (Anhang 4). Legende der Habitattypen in Abbildung 19.....82

Abbildung 17 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume im Kalk-Buchenwald. 84

Abbildung 18 Monatsmitteltemperatur (rot) und Monatsniederschlag (blau) im Hainich (durchgezogene Linien) für die Jahre 2070-2100 des Klimawandelszenarios (rcp45) und in Lugano (Tessin) für die Periode 1961-90 (Datenquelle: DWD). Es zeigen sich ähnliche Temperaturverläufe und wesentlich geringere Niederschläge im Hainich als im Tessin (die Jahressummen sind 684 mm gegenüber 1605 mm). 86

Abbildung 19 Zeitliche Entwicklung der Waldbrandgefahr während der Simulationszeiträume im Kalk-Buchenwald basierend auf dem maximalen Ariditätsindex des Monats eines Jahres (Indexwerte größer als 1 zeigen höhere potentielle Verdunstung als Niederschlag und somit Aridität an). Ab einem Indexwert von 30 wird in den Simulationen mit Wildfeuerregime ein Brand im Offen- und Halboffenland ausgelöst, der sich allerdings nur ausbreitet, wenn ausreichend Fuel in der Landschaft vorhanden ist.....86

Abbildung 20 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Kalk-Buchenwald von 1800 bis 2015 AD zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; beech: Buche (*Fagus sylvatica*); hornbeam: Hainbuche (*Carpinus betulus*); oak: Traubeneiche (*Quercus petraea*); maple: Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*); rowan: Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*, hier auch die Rollen der Hasel und Elsbeere übernehmend, die nicht im Modell enthalten sind); shrub: (Dorn-)Sträucher Weißdorn (*Crataegus spec.*) und Schlehe *(Prunus spinosa*, beide im Wald so gut wie nicht vorkommend). Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad. 88

Abbildung 21 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgenden Seiten) Landschaftsdynamik im Kalk-Buchenwald im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 4 dokumentiert. 94

Abbildung 22 Landbedeckung im Studiengebiet „Nationalpark Bayerischer Wald“ differenziert in Offenland, Verbuschungsstadien und Wald mit unterschiedlicher Zusammensetzung aus Nadel- und Laubbäumen und mit Punkten gekennzeichnete Untersuchungsschwerpunkte. Die Modelllandschaft (Abbildung 23) deckt den Gradienten der Waldgesellschaften zwischen den Untersuchungsschwerpunkten 1 bis 3 ab (1: Buchenwälder, 2: Buchen-Fichten-Mischwälder und 3: Hochlagenfichtenwälder). Inkonsistente Daten zur Evapotranspiration des DWD (Anhang 5) ließen die Verortung in der direkten Umgebung des Rachelsees nicht zu, der durch eine Wasserstelle in der Modelllandschaft abgebildet wird (Abbildung 23). Quellen: Luftbild: (NES/Airbus, DigitalGlobe, GEODIS Brno, Geobasis DE/BKG, GeoContent, Landsat/Copernicus); Landbedeckungsmodell: LBM-DE2012, vom BfN zur Verfügung gestellt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie). 101

Abbildung 23 Topographie, edaphische Bedingungen und Wasserstelle in der Modelllandschaft für den Bergmischwald und die zwei Ausgangszustände der Modelllandschaften für die Szenariosimulationen. Von links nach rechts: Relief mit den Tallagen auf 1050 m NN. in grün und die Höhenlagen auf 1250 m NN. in braun angegeben. Die Steigungen am Steilhang sind angegeben in orange bis rot, Hänge mit einer Steigung von 10° bis 30° in orange und höher als 30° in rot. An steilen Südhanglagen ist die potentielle Evapotranspiration und damit der Trockenstress erhöht. Flachgründige Böden erhöhen den Trockenstress auf das Baumwachstum und die Krautschicht weiter (angegeben in grau), tiefgründige Kolluvien in schwarz. Die Wasserstelle in Tallage ist repräsentativ für die Lage des Rachelsees. Die anziehende Wirkung auf die Megaherbivoren nimmt mit größer Distanz ab, angegeben durch eine geringere Blautönung. Die zwei Ausgangszustände der Modelllandschaften sind ein Borkenkäfer-Wald mit natürlicher Totholzmenge und ein geschlossener Wald (keine Borkenkäfernester, geringe Totholzmenge). Die Waldzusammensetzung in diesen Ausgangszuständen wurde mit den Spin-up Simulationen generiert und in Habitattypen klassifiziert (Anhang 5). Legende der Habitattypen siehe Abbildung 24. 103

Abbildung 24 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume. 106

Abbildung 25 Zeitliche Entwicklung der Mitteltemperaturen des Mai während der Simulationszeiträume im Bergmischwald 107

Abbildung 26 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Bergmischwald von 1000 bis 2015 AD zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; Spruce: Gemeine Fichte (*Picea abies*); Beech: Buche (*Fagus sylvatica*); Shrub: Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) mit höheren Deckungen vor allem in den Borkenkäfer-Flächen. Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad. 110

Abbildung 27 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgende Seite) Landschaftsdynamik im Bergmischwald im Ausgangszustand Borkenkäfer-Wald. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 5 dokumentiert. 115

Abbildung 28 Ausgewählte Simulationsergebnisse für Wildnisentwicklungsszenarien zum Vergleich des Offenlandpotentials (Open Habitat Cover, durchgezogene Linien) und der landschaftsstrukturellen Diversität (Aggregation Index, gepunktete Linien, kleinere Werte zeigen höhere Diversität an). Verglichen werden jeweils die Effekte der aktuellen, Browser-dominierten Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community) und einer mit Wisent komplettierten Äsergemeinschaft (Completed Herbivore Community), sowie die Effekte Ökosystemtyp-spezifischer natürlicher Störungsregime bei aktueller Äsergemeinschaft. Die Linienfarben der Diagramme sind über die Umrandung der Habitatkarten legendiert. Die Simulationen im Eichenmischwald-Heide-Komplex und dem Kalk-Buchenwald starteten in der abstrakten Waldrand-Landschaft mit der linken Hälfte rezente Waldgesellschaft und der rechten Hälfte gehölzfreies Offenland um sowohl progressive als auch regressive Sukzessionen zu zeigen. Die Simulation des Bergmischwalds startete mit einer Borkenkäferkalamität im Hochlagenfichtenwald. Die Trajektorien des open Habitat Cover fassen die Lebensräume mit Gehölzdeckung bis 50 % Baumdeckungsgrad zusammen. Für Details zu Modelllandschaften und Szenarien siehe die jeweiligen Kapitel zu den Simulationsstudien. 130

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Schlüsselwörter aus den einzelnen Hauptgruppen, die in der Sucheingabe verwendet wurden. Der Asterisk kennzeichnet das optionale Vorkommen des Begriffes.....30

Tabelle 2 Im Vergleich die Effekte von Windwurf und Wildfeuer auf Landschaftsebene und Bestandsstruktur. Vertikale Auswirkungsrichtung von Windwurf ist Top-Down und von Wildfeuer ist Bottom-Up im Waldbestand. 35

Tabelle 3 Ausgewählte Ökosystemtypen für die Simulationsstudien mit ihren Studiengebieten und deren klimatischen Randbedingungen (Höhenlage, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und potentiell natürlicher Vegetation. NP: Nationalpark, Ehem. TrÜP: ehemaliger Truppenübungsplatz. Quellen: Ehem. TrÜP Döberitzer Heide: Anders et al. (2004); NP Hainich: Nationalparkverwaltung (2010); NP Bayerischer Wald: Nationalparkverwaltung (1995).....48

Tabelle 4 Tierarten und -dichten der Ästergemeinschaft (Complete Herbivore Community) der Döberitzer Heide. Der Futterbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: J. Fürstenow, van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009. 63

Tabelle 5 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Eichenmischwald-Heide-Komplex. 65

Tabelle 6 Definition der Szenarien und ihre Parametrisierung im Eichenmischwald-Heide-Komplex. Im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland wurde kein initialer Kahlschlag simuliert, weshalb es hierfür keine Szenarien-Kennung 1.3 und 1.4 gibt (vgl. 2.3 und 2.4 bzw. 3.3 und 3.4 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien). Die Wildfeuerszenarien sind mit 1.5 und 1.6 (vgl. 2.5 und 2.6 bzw. 3.5 und 3.6 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien) gekennzeichnet, so dass eine symmetrische Szenarien-Kennung zwischen den Ausgangszuständen erhalten bleibt. Die artspezifische Zusammensetzung der Ästergemeinschaft und ihrer Dichte werden in Tabelle 4 gezeigt. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand, gehölzfreies Offenland (Open landscape), Waldrand (Forest edge), geschlossener Wald (Forest); Scenario ID = Szenarien-Kennung; Herbivore Community = keine Ästergemeinschaft (none) oder komplettierte Ästergemeinschaft (completed); Start of fire regime [year] = Simulationsbeginn für das Zulassen von Wildfeuern; Clear cutting [year] = Simulationsjahr für die Initialmaßnahme Kahlschlag.....68

Tabelle 7 Tierarten und -dichten der natürlich vorkommenden Ästergemeinschaft (Common Herbivore Community, oben) und nach Komplettierung mit Wisent (Completed Herbivore Community, unten) für den Lebensraumtyp Kalk-Buchenwald auf Datengrundlage des Studiengebiets Hainich. Der Nahrungsbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der

Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: J. Wilhelm, van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009. 83

Tabelle 8 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Kalk-Buchenwald. 85

Tabelle 9 Definition der Szenarien und Parametrisierungen im Kalk-Buchenwald. Im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland wurde kein initialer Kahlschlag simuliert, weshalb es hierfür keine Szenarien-Kennung 1.3 und 1.4 gibt (vgl. 2.3 und 2.4 bzw. 3.3 und 3.4 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien). Die Wildfeuerszenarien sind mit 1.5 und 1.6 (vgl. 2.5 und 2.6 bzw. 3.5 und 3.6 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien) gekennzeichnet, so dass eine symmetrische Szenarien-Kennung zwischen den Ausgangszuständen erhalten bleibt. Die artspezifische Zusammensetzung der Äsergemeinschaft und ihrer Dichte werden in Tabelle 4 gezeigt. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand, gehölzfreies Offenland (Open landscape), Waldrand (Forest edge), geschlossener Wald (Forest); Scenario ID = Szenarien-Kennung; Herbivore community = Äsergemeinschaft, entweder die aktuell vorkommende (common) oder mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft (completed); Start of fire regime [year] = Simulationsbeginn für das Zulassen von Wildfeuern; Clear cutting [year] = Simulationsjahr für die Initialmaßnahme Kahlschlag.....90

Tabelle 10 Tierarten und -dichten der aktuellen Äsergemeinschaft für den Lebensraumtyp Bergmischwald auf Datengrundlage des Rachel-Lusengebiets (Common Herbivore Community, oben) und nach Komplettierung mit Wisent (Completed Herbivore Community, unten). Der Futterbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: Hraba and Linner (2010), van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009.....104

Tabelle 11 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Bergmischwald. 107

Tabelle 12 Definition der Szenarien und ihre Parametrisierung im Bergmischwald. Die Szenario-Familie 1 (gehölzfreies Offenland), vgl. die Simulationsstudien zum Eichenmischwald-Heide-Komplex und Kalk-Buchenwald, wurde nicht simuliert. Die Szenario-Familie 2 (Borkenkäfer-Waldlandschaft) entspricht mit den Kalamitätsflächen im Hochlagen-Fichtenwald den Waldrand-Szenarien. Die Szenario-Familie 3 (geschlossener Wald) entspricht den Wald-Szenarien in diesen Studien. Auch die Szenario-ID wurde symmetrisch zu gehalten. Durch die Präsenz der Borkenkäfer in allen Szenarien der Familie 2 entfielen die IDs 2.1 bis 2.4. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand der Modelllandschaft; Scenario ID = Szenarien-

Kennung; Herbivore community = Äsergemeinschaft, entweder die aktuell vorkommende (common) oder mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft (completed); Bark beetle impact = Zulassen oder Unterdrückung von Borkenkäfer-Kalamitäten; Windthrow = Wiederkehrintervall für Windwurfereignisse. 109

Abkürzungsverzeichnis

%	Prozent
°C	Grad Celsius
AD	Anno domini
BfN	Bundesamt für Naturschutz
Browsing	Aufnahme holziger Biomasse durch Pflanzenfresser
CO_2	Kohlendioxid
d	Tag
DWD	Deutscher Wetterdienst
FFH	Fauna-Flora-Habitat
GIS	Geographisches Informationssystem
Grazing	Aufnahme krautiger Biomasse durch Pflanzenfresser (Grasen)
ha	Hektar
I2C	IMPACT2C-Project: Quantifying projected impacts under 2°C
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kelvin
kg	Kilogramm
Lat/long	Geographische Breite/Länge
LBM-DE2012	Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland
LRT	Lebensraumtyp
m	Meter
m ü NN	Meter über Normalnull
mm	Millimeter
PNV	Potentielle natürliche Vegetation
rcp	representative concentration pathway für die Entwicklung der atmosphärischen Treibhausgaskonzentration
SRES	Special Report on Emissions Scenarios
UBA	Umweltbundesamt
WoodPaM	Wooded Pasture Model

Vorwort

Natürliche Entwicklungsprozesse von Ökosystemen verlaufen nicht linear von einem Pionier- zu einem Klimaxstadium. Durch vielfältige natürliche Störereignisse wird diese Entwicklung immer wieder unterbrochen oder zurückgesetzt. Je nach betrachtetem Ökosystemtyp können solche Ereignisse seltener oder häufiger auftreten. Bei Art und Intensität der natürlichen Störungen gibt es dabei eine große Bandbreite mit jeweils unterschiedlichen Auswirkungen für die betroffenen Gebiete. Vor diesem Hintergrund war es von Interesse zu untersuchen, ob durch natürliche Störungen auch in Prozessschutzgebieten Offenlandarten und -biotope dauerhaft existieren können. Im Ergebnis der Modellierung von Entwicklungsszenarien, die im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsvorhabens durchgeführt wurden, zeigt sich, dass einzelne Störereignisse nicht oder nur eingeschränkt diesen Effekt aufweisen. In der Kombination von singulären Störungen (z. B. Wildfeuer) mit dem Einfluss vollständiger Pflanzenfressergemeinschaften zeigten die durchgeführten Simulationen, dass durchaus auch großflächige Offenlandlücken entstehen und über einen längeren Zeitraum existieren können.

Die über die im Wesentlichen durch Literaturauswertung und Langzeitsimulationen in diesem Vorhaben gewonnenen Erkenntnisse sind dabei insbesondere auch für solche Naturschutzflächen interessant, in denen wertvolle Offenlandlebensräume vor allem der FFH-Richtlinie durch Sukzession betroffen sind und auf denen weder eine adäquate Nutzung noch eine Pflege möglich sind. Dies betrifft z. B. viele ehemalige militärische Liegenschaften, in denen „explosive“ Altlasten die Möglichkeiten für eine mechanische Pflege oder eine Beweidung einschränken oder unmöglich machen. Hier können die in diesem Vorhaben gewonnen Ergebnisse wertvolle Hinweise geben für den gezielten Einsatz von Störungen (u.a. Feuer, mechanische Störungen, Beweidung mit Wildtieren) als Managementmaßnahme des Naturschutzes.

Aber auch für großflächige Bereiche, in denen die Kapazitäten für Pflegemaßnahmen an ihre Grenzen stoßen kann es von Interesse sein, durch zielgerichtete Störungen Sukzessionsprozesse aufzuhalten oder zurückzudrehen.

Besonders hervorzuheben ist weiterhin, dass im Rahmen der Langzeitsimulationen die derzeit wahrscheinlichsten Klimawandel-Szenarien integriert wurden, so dass auch Aussagen dahin gehend getroffen werden konnten, wie sich die Häufigkeit und Intensität bestimmter Störereignisse (z. B. Feuer) in der Zukunft verändern könnten.

Insgesamt handelt es sich bei dem hier dokumentierten Forschungsvorhaben um eine grundlagenorientierte Untersuchung. Nichts desto trotz weisen die Ergebnisse eine unmittelbare Bedeutung für die o.g. Bereiche des Naturschutzmanagements auf.

Dr. Uwe Riecken, Bundesamt für Naturschutz

1 Einführung

1.1 Problemstellung

1.1.1 Naturschutzfachliche Herausforderungen

Die Ziele des Naturschutzes in Deutschland haben sich in den letzten Jahren so ausdifferenziert, dass großflächige Ansätze in möglichst unberührten Gebieten gegenüber dem konventionellen arten- oder biotopbezogenen Naturschutz auf relativ kleinen Flächen gestärkt wurden. Dies hat u.a. Niederschlag gefunden in entsprechenden Zielaussagen der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) der Bundesregierung, Definitionen von Wildnisgebieten für Deutschland (Finck et al. 2013, Rosenthal et al. 2015), der Ausweisung weiterer großer Nationalparke (u.a. Schwarzwald) sowie der Übertragung von bundeseigenen Flächen an Länder, Naturschutzverbände und -stiftungen im Rahmen des Nationalen Naturerbes.

Der in der NBS avisierte Wildnisansatz (2 % Ziel Wildnis in Deutschland) unterscheidet sich vom klassischen Naturschutzansatz durch drei wesentliche Punkte 1.) Er ist ergebnisoffen, d.h. nicht in dem Maße zielgeleitet und auf die Erhaltung und Entwicklung von Objekten (sog. Schutzgütern) wie zum Beispiel Populationen von Zielarten, Biotopen und Ökosystemen konzentriert, 2.) Er fokussiert auf eine vom Menschen weitgehend unbeeinflusste natürliche Ökosystemdynamik und nicht auf die (heute meist) pflegebedürftigen halbnatürlichen Ökosysteme der historischen Kulturlandschaft. Demzufolge sollen 3.) natürliche ökologische Prozesse im Mittelpunkt stehen, die sich in großen Gebieten möglichst unbeeinflusst von menschlicher Intervention entfalten.

Der Wildnis- und Prozessschutzansatz ist somit im Kontext der Erhaltung und Entwicklung von Biodiversität in einem gegenüber dem Pflegeansatz modifizierten und darüber hinaus umfassenderen Sinne zu sehen. Einerseits soll mit dem Wildnisansatz neuen Herausforderungen begegnet werden, die dadurch entstehen, dass große Flächen ein naturschutzfachlich optimiertes und gleichermaßen ökonomisch tragfähiges Management i.w.S. erfordern. Mit der Umsetzung eines Wildniskonzepts wird jedoch andererseits die Erhaltungsproblematik für (offene und halboffene) anthropogene Nichtwaldformationen der FFH Lebensraumtypen virulent, denn auf den meisten Standorten erfolgt ohne regelmäßige Nutzung eine Entwicklung zum Wald. In dem Zielkonflikt zwischen Offenhaltung und Waldentwicklung (durch Prozessschutz) bieten der gezielte Einsatz bzw. das Zulassen natürlicher Störungen neue, bisher kaum berücksichtigte Optionen für den Erhalt von offenen oder halboffenen Ökosystemen und Landschaften, darunter auch der FFH relevanten Lebensraumtypen. Neben katastrophenartigen Störungsereignissen zählt dazu auch der Einfluss großer Pflanzenfresser im Sinne der Megaherbivoren-Theorie. Die Erreichung naturschutzfachlicher Zielsetzungen und populationsökologischer Notwendigkeiten für Zielarten (Habitatqualität, -diversität und -kontinuität) in den entstehenden dynamischen Landschaften ist bei der Betrachtung unterschiedlicher Standortverhältnisse, langer Zeitmaßstäbe und von Klimawandeleinflüssen allerdings hochkomplex.

1.1.2 Wissenslücken zur Bedeutung von Störungen in Wildnisgebieten

Während die klassischen Naturschutzansätze auf eine lange ökologische Forschungstradition zurückgreifen können, sind landschaftsbezogene großflächige Wildnisansätze, in denen Prozesse mit großem Raumbedarf am Werke sind, in mitteleuropäischen Landschaften bisher kaum untersucht, vor allem nicht im notwendigen langfristigen Zeitmaßstab. Dies gilt ins-

besondere für die Rolle der wilden Megaherbivoren. Rezente Re-Etablierungen (z.B. Rothaargebirge, Döberitzer und Oranienbaumer Heide) liefern zwar schon erste Erkenntnisse, jedoch bislang nur zu Kurzzeiteffekten und nicht zu langfristigen Interaktionen mit natürlichen Störungsregimen auf großer Fläche (Mosaikzyklen).

Zu Alternativen der traditionellen Bewirtschaftung liegen Zeitreihen aus der Naturschutzpflege Forschung vor, mit deren Hilfe die naturschutzfachliche Bedeutung von Störungen (z.B. von Feuer) für verschiedene FFH Lebensraumtypen abgeschätzt werden kann (z.B. Anders et al. 2004, Finck et al. 2009, Schreiber et al. 2009, Rosenthal 2010, Rosenthal et al. 2012). Sofern es sich um natürliche „wildnistaugliche" Störungsregime handelt, können die Ergebnisse wertvolle Beiträge für die Beurteilung ihrer Effekte in großen Wildnisgebieten liefern. In jedem Falle bieten die jeweiligen Referenzflächen dieser Versuchsreihen einen wertvollen Beurteilungsmaßstab für die Frage der Sukzessionsgeschwindigkeit und der Dauerhaftigkeit von bestimmten Sukzessionsstadien (z.B. Offen- und Halboffenland), die ohne den Einfluss von Menschen zu erwarten sind. Für die Parametrisierung und/oder Evaluierung von Sukzessionsmodellen für Wildnisgebiete sind solche Daten daher besonders wertvoll. Da die Erkenntnisse in der Regel Parzellenversuchen entstammen, ist allerdings ein modellgestütztes „Upscaling" notwendig, um die Konsequenzen der beobachteten lokalen Dynamiken im langfristig-dynamischen und großräumig-heterogenen Landschaftsmaßstab beurteilen zu können.

Weitere Forschungslücken beziehen sich auf die durch den Klimawandel bedingten Veränderungen in der Auftretenswahrscheinlichkeit und Intensität von seltenen Extremereignissen (wie z.B. Überflutungen, s. Elbehochwasser 2003). Zum einen gilt dies für die kumulativen Wirkungen von verschiedenen, sich auf ein und derselben Fläche überlagernden Störungsereignissen, wie z.B. Überflutungen, Erosion, Windwurf und Insektenkalamitäten, auch wenn Erkenntnisse zu Einzelwirkungen dieser Störungen bereits vorliegen (z.B. Kompa und Schmidt 2005). Zum anderen werden die häufiger zu erwartenden Sommerdürren die Kolonisation großer, durch Störungen frei gelegter Flächen durch Gehölze hemmen, womit längere Offenlandphasen in Waldsukzessionen vorstellbar werden. Unter Klimawandelgesichtspunkten sind somit grundlegende Veränderungen der Landschaftsdynamik möglich, deren komplexe Steuerungsmechanismen erst ansatzweise verstanden sind.

Für die Weiterentwicklung des Prozessschutz-Gedankens ist es daher notwendig die Wirkungsmechanismen natürlicher Störungsregime und die Effekte wildlebender Megaherbivore in den verschiedenen Wildnisgebietskategorien (Rosenthal et al. 2015) zu untersuchen. Dabei steht die Frage im Mittelpunkt, ob unter Prozessschutzbedingungen auch bedrohte Arten des Offenlandes Lebensraumpotentiale haben können und mit welchen Flächenumfängen, Persistenzen und Qualitäten zu rechnen ist. Sie ist insbesondere für solche Gebiete des Naturschutzes relevant, die sich aktuell in der Sukzession von (Halb-) Offenland zu (potentiell natürlichem) Wald befinden und für die jedoch neben dem Prozessschutz (gleichrangig) der Erhalt von Offenlandbiotopen als Zielstellung vorgegeben ist und die nicht anderweitig gemanagt werden können oder sollten (u.a. die ehemaligen Truppenübungsplätze des Nationalen Naturerbes mit ihrer Munitionsbelastung). Auch ist die Frage zu klären, welche Effekte Initialmaßnahmen des klassischen Naturschutzmanagements im langfristigen Kontext der Wildnisentwicklung erzeugen können und welche Interaktionen mit den natürlichen Störungsregimen entstehen können (z.B. Schwächung oder Förderung von Wildfeuer durch Reduzie-

rung bzw. Akkumulation von brennbarer Biomasse, der sog. „Fuel Load“, Danell 2006, Hobbs 2006).

1.1.3 Räumlich-zeitliche Dynamiken in Wildnisgebieten und die Rolle von Megaherbivoren

Die Notwendigkeit von räumlichen Analysen der Dynamik in Wildnisgebieten im Landschaftsmaßstab ergibt sich aus der (i) räumlich heterogenen Wirkung von Störungen in der Landschaft, (ii) der hohen Bedeutung von Nachbarschaftsprozessen im Regenerationsgeschehen und (iii) dem selektiven Raumnutzungsverhalten von Megaherbivoren. Selbst großflächige und intensive Störungsereignisse hinterlassen in der (zerstörten) Fläche aufgrund standörtlicher und vegetationsstruktureller Heterogenitäten Keimzellen der Regenerationssukzession, wenn nicht sogar nur kaum gestörte Vegetation. Um diese bilden sich erste Patches der Pioniervegetation und später die am weitesten fortgeschrittenen Sukzessionsstadien, weil das Kolonisationsvermögen von Pflanzenarten in der Regel mit der Entfernung rasch abnimmt und bereits von Beginn an spätsukzessionale (überlebende) Arten anwesend sein können.

Als Konsequenz dieser dynamischen Musterbildung verändert sich das Nahrungsangebot für Megaherbivore, womit sich auch ihr sukzessionssteuernder Einfluss mit voranschreitender Vegetationsentwicklung qualitativ verändert und räumlich umverteilt. Er kann demzufolge weder losgelöst von Störungswirkung und Regenerationsdynamik betrachtet werden, noch flächenhomogen oder zeitlich konstant. Die Komplexität wird erhöht durch die Überlagerung langfristiger Vegetationsentwicklung mit kurzfristigem Witterungsgeschehen (z.B. Sommerniederschläge bzw. -trockenheit und Schneehöhen bzw. -dauern) mit seinen Folgen für das saisonale Nahrungsangebot und entsprechende Weidewirkungen (z.B. Gehölzverbiss im Winter). Somit kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Regeneration nach regelmäßig in ähnlicher Art und Intensität auftretenden Störungen (z.B. Überflutungen oder Wildfeuer) immer in gleicher Weise erfolgt. Auch Klimawandeleinflüsse können hier unerwartete Entwicklungen hervorrufen. Für das Verständnis und die Prognose von Landschaftsveränderungen in Wildnisgebieten müssen daher sowohl lokale Vegetationsdynamiken als auch ihre Konsequenzen für die Bildung von Landschaftsmustern (Nachbarschaftsebene) im Zusammenhang mit dem Verhalten, sukzessionssteuernder Megaherbivore berücksichtigt werden.

Diese Zusammenhänge sind spezifisch für die verschiedenen Ökosystem- und Landschaftstypen zu betrachten. In Abhängigkeit von den Landschafts- und Vegetationsfaktoren, dem Kolonisationsvermögen der Pionierarten, dem Äsungsverhalten der Megaherbivorengemeinschaften und ihren jeweiligen Nahrungsressourcen sowie den vorherrschenden Störungsregimen entstehen landschafts- und ökosystemspezifische Lebensraummuster bzw. -dynamiken. Die Interaktion dieser Faktoren und Prozesse ist jedoch speziell im Kontext der natürlichen Störungsregime (Windwurf, Feuer, Überschwemmung und Megaherbivore) noch nicht ausreichend verstanden.

1.1.4 Einflüsse auf Wildnisentwicklungen auf großer Fläche

Das Konzept der Wildnis impliziert die natürliche, vom Menschen unbeeinflusste Interaktion von progressiver Sukzession (Waldentstehung) und regressiver Sukzession (Auflichtung bzw. Zerstörung von Wäldern) durch Megaherbivore und Störungsereignisse, wobei auf die Entwicklung raum-zeitlich diverser Lebensraummuster gesetzt wird. Offenland existiert in solchen Mosaikzyklen zunächst nur temporär und an ständig wechselnden Orten. Unter dem

Einfluss von Megaherbivoren und klimatischen Veränderungen (Trockenstress) ist es jedoch vorstellbar, dass Offenland räumlich und zeitlich persistieren und sogar aus Wald entstehen kann.

Mit der Wildnis-Idee ist nun aus naturschutzfachlicher Perspektive die Hypothese verknüpft, dass solche Lebensraummosaiken eine biodiversitätsfördernde Wirkung besitzen und dass eine solche Wirkung durch natürliche Störungsprozesse nur in „ausreichend großen“ (s. Def. von Wildnis lt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2008 S. 3) Gebieten und über lange Zeiträumen hinweg entfaltet werden kann, das heißt in langfristig gesicherten, großen Schutzgebieten. Für die Wildnisentwicklung stellt sich somit (i) aufgrund der Vielzahl der in Ökosystemen und Landschaften interagierenden Prozesse, (ii) aufgrund ihrer großräumig-heterogenen und schwer erfassbaren Wirkungen, und (iii) aufgrund der Langzeitwirkung von Störungsprozessen, die gängige Planungshorizonte übersteigen die Frage, welche Prozesse (Störung und Regeneration, Megaherbivoren-Einflüsse) unter welchen Randbedingungen (Klimawandel, Flächengröße) naturschutzfachlichen Mehrwert erzeugen ohne dass direkt vom Menschen Einfluss genommen wird. Hier ist im Kontext des Prozessschutzgedankens einerseits an gezielte Initialmaßnahmen in aktuell naturfernen Gebieten zu denken, zum anderen können vorhandene Megaherbivorengemeinschaften mit Arten ergänzt werden um Offenland-förderliche Entwicklungen in den Lebensraummosaiken anzustoßen. Hier ist insbesondere an die Freisetzung von sog. „Grazern“ (z.B. Wildpferd) und intermediären Äsertypen (z.B. Rotwild und Wisent) zu denken, deren kombinierte Einflüsse durch „Grazing“ und „Browsing“ auf die Feld- und die Strauchschicht diesbezüglich bekannt sind.

1.2 Zielsetzung des Projektes und Teilfragestellungen

Das Vorhaben soll fachliche Grundlagen und konkrete Handreichungen für die Etablierung von Störungsregimen und die Komplettierung von Äsergemeinschaften im Rahmen von Naturschutzgroßvorhaben und in solchen Liegenschaften ergeben, für die der Bund eine (Mit-)Verantwortung trägt und in denen die üblichen Managementverfahren (z.B. wg. Übungsbetrieb, Munitionsbelastung oder aus Kostengründen) nicht eingesetzt werden können. Das Vorhaben untersucht, welche Effekte natürliche Störungen und der Einfluss Megaherbivore in (potenziellen) Wildnisgebieten bzw. Wildnisentwicklungsgebieten (vgl. Rosenthal et al. 2015) im Hinblick auf die zeitliche und räumliche Landschaftsdynamik und das mögliche Vorkommen von Offenlandbiotopen mit gefährdeten Arten haben. Damit soll das Vorhaben einen Beitrag zur Auflösung des in großen Bereichen erkennbaren Zielkonfliktes zwischen dem Erhalt wertvoller Offenlandlebensräume auf der einen und der sich aus der 2007 verabschiedeten NBS ergebenden Prozessschutzzielstellung auf der anderen Seite leisten. Dazu werden in der Kulisse potenzieller Wildnisgebiete Deutschlands (Rosenthal et al. 2015) bedeutende Ökosystemtypen ausgewählt und anhand von Studiengebieten mit guter Datenverfügbarkeit untersucht. Es sollen für die Ökosystemtypen grundlegende Zusammenhänge zwischen Störungsregimen, Megaherbivoren und den entstehenden Lebensraumstrukturen erarbeitet werden, wobei ein besonderer Fokus auf das mögliche Auftreten von Offenland mit gefährdeten Arten liegt.

Im Einzelnen sollen folgende Fragen beantwortet werden:

- Welche natürlichen Störungsregime sind in welchen Ökosystemtypen charakteristisch und - unter Berücksichtigung des Klimawandels - zukünftig zu erwarten?

- Welche Sukzessionspfade werden in Wildnisgebieten ausgehend vom Offenland (progressiv) und Wald (regressiv) beschritten, wie lange dauern diese Sukzessionen, gibt es intermediäre Dauerstadien, was sind stabilisierende bzw. regulierende Faktoren und Mechanismen?
- Welche landschafts- bzw. lebensraumgestaltenden Funktionen besitzen diese Störungsregime, insbesondere in Interaktion mit Megaherbivoren?
- Welche Quantitäten und Qualitäten von Offenland sind daraus zu erwarten, insbesondere in solchen Gebieten des Naturschutzes, die sich in der Sukzession befinden, für die jedoch neben dem Prozessschutz (gleichrangig) der Erhalt von Offenlandbiotopen als Zielstellung vorgegeben ist und die nicht anderweitig gemanagt werden können oder sollten?
- Welche Effekte haben initiale anthropogene Eingriffe um naturschutzfachlich wünschenswerte, langfristig jedoch durch natürliche Störungsregime und wildlebende Megaherbivoren zu erhaltende Lebensraummuster zu erzeugen?
- Welche zeitliche Konstanz besitzen die Lebensraummuster unter dem Einfluss von natürlichen Störungsregimen und wildlebenden Megaherbivoren? Werden die Anforderungen an Habitatkontinuität von bedrohten Arten gesichert?
- Welche Anforderungen sind angesichts der grundlegende Zusammenhänge zwischen Störungsregimen, Megaherbivoren und den entstehenden Lebensraumstrukturen an die Großflächigkeit von Wildnisgebieten zu stellen (sog. minimum dynamic area MDA, Pickett and Thompson 1978)?

2 Wildnisgebiete im Sinne der NBS Deutschlands

Ausgangspunkt für das Vorhaben sind die Wildnisgebietskategorien des abgeschlossenen F+E Vorhabens „Umsetzung des 2 % Ziels für Wildnisgebiete aus der NBS“ (Rosenthal et al. 2015), in dem von Mindestgrößen von > 500 bzw. > 1.000 ha sowie Zerschneidungsfreiheit und Ungestörtheit (im Sinne fehlender anthropogener Infrastrukturen) ausgegangen wurde (Definition von Wildnisgebieten im Sinne der NBS). In der zugehörigen Flächenkulisse der Wildnisgebiete sind als bereits bestehende Wildnis die Nationalparke enthalten. Darüber hinaus wurden die den Naturschutzstiftungen übereigneten großen Gebiete des Nationalen Naturerbes (ehemalige Truppenübungsplätze, Bergbaufolgelandschaften), die Biosphärenreservate und die Naturschutzgebiete mit einer Flächengröße von > 100 ha berücksichtigt.

Somit stand dem Vorhaben bereits ein weitreichender Katalog von Landschafts- und Ökosystemtypen für Wildnisgebiete zur Verfügung. Trotzdem musste zu Projektbeginn geprüft werden, welche Ökosystemtypen hinsichtlich Repräsentativität und Übertragbarkeit herangezogen werden um Schwerpunkträume für das weitere Vorgehen festzulegen, insbesondere für die Formulierung von Szenarien, ihre Simulation und die Generalisierung von Ergebnissen.

Schon jetzt zeigt sich, dass ein großer Teil der Wildnis- und Wildnisentwicklungsgebiete in Waldflächen liegen, von denen viele derzeit naturferne Forsten (Kiefer, Fichte) sind. Für diese Gebiete haben insbesondere die kontinuierlichen Effekte von Megaherbivoren im Zusammenspiel mit seltenen katastrophenhaften Störungen (z.B. Feuer in Kiefernforsten, Borkenkäferkalamitäten in Fichtenwäldern) ein hohes Offenlandpotential im Wildnisentwicklungsprozess. In regelmäßig und intensiv gestörten Landschaften (z.B. die Auen durch Überschwemmungen), sind es im Wesentlichen die häufigen Störungsereignisse, die in der Lage sind Offenlandsituationen zu erzeugen und zu stabilisieren. Diese Unterschiede wurden bei der Konkretisierung der Untersuchungsansätze berücksichtigt.

3 Untersuchungsansätze des Vorhabens und Umfänge der Teilstudien

Das Vorhaben analysiert grundlegende Zusammenhänge zwischen Störungsregimen, Megaherbivoren und den entstehenden Lebensraumstrukturen in potentiellen Wildnisgebieten, wobei ein besonderer Fokus auf das mögliche Auftreten von Offenland mit gefährdeten Arten liegt. Über langfristige Zeiträume der Wildnisentwicklung im Klimawandel werden zu erwartende Naturschutzqualitäten dargestellt. Das Vorhaben verfolgt dazu drei aufeinander aufbauende Untersuchungsansätze, eine Literaturrecherche zur Störungsökologie, GIS-Analysen zum aktuellen Zustand der potentiellen Wildnisgebiete und Computersimulationen bzw. Literaturauswertung zu Wildnisentwicklungsszenarien und schließt mit einer Synthese über die betrachteten Ökosystemtypen hinweg.

Die Literaturrecherche (Kapitel 4) trägt vorhandenes Wissen zum Offenlandpotential natürlicher Störungsregime in den Lebensraumtypen der vorhandenen Kulisse potentieller Wildnisgebiete Deutschlands zusammen (Rosenthal et al. 2015). Es sollen die Störungscharakteristiken (Frequenz, räumliches Ausmaß, Intensität) in Bezug zu den Lebensraumtyp-spezifischen ökologischen Konsequenzen gesetzt werden. Die Ergebnisse dieser Literaturrecherche dienen als Grundlage für die Prozessbeschreibung und Parametrisierung in der Modellierung und für die Interpretation der Simulationsergebnisse (Realitätsbezug).

Deutschlandweite **GIS-Analysen** (Kapitel 5) der potentiell natürlichen Vegetation und der aktuellen Landbedeckung hinsichtlich Waldzusammensetzung und Offenlandstrukturen innerhalb der vorhandenen Kulisse potentieller Wildnisgebiete Deutschlands (Rosenthal et al. 2015) zielen auf die Auswahl repräsentativer Untersuchungsräume in den zonalen Waldökosystemtypen. Anhand der charakteristischen Wald-Offenland-Verteilung werden relevante Ausgangszustände für die Simulation von Wildnisentwicklungsszenarien festgelegt.

Für ausgewählte zonale Waldökosystemtypen werden **Simulationsstudien** zur Interaktion von Ökosystemtyp-spezifischen Störungsregimen und Äsergemeinschaften in der langfristigen Wildnisentwicklung durchgeführt. Gemeinsam mit der projektbegleitenden Arbeitsgruppe wurde die Fokussierung auf die Übergänge des in Deutschland dominanten Buchenwaldes hin zu den subkontinentalen Eichen-Standorten (Eichenmischwald-Heide-Komplex-Studie) und den subalpinen Fichtenwäldern (Bergmischwald-Studie) und auf einen gegenwärtigen Optimalstandort für die Buche (Kalk-Buchenwald-Studie) festgelegt. Diese Vorgehensweise beruhte auf der Hypothese, dass an den Grenzen der Buchendominanz durch kombinierte Einwirkung von Störungen, Megaherbivoren und Klimawandel größeres Offenlandpotential besteht, als im Buchenwald selbst. Der Ansatz der Modellbildung und Szenariosimulation ist zusammen mit einer kritische Würdigung des Potentials prospektiver prozessbasierter Modellierung in Kapitel 6 dargestellt. Den Simulationsstudien ist jeweils ein eigenes Kapitel gewidmet: dem Eichenmischwald-Heide-Komplex Kapitel 7, dem Kalk-Buchenwald Kapitel 8 und dem Bergmischwald Kapitel 9.

Für die **Auen, Küsten, Moore und das Hochgebirge** erfolgte eine **literaturbasierte Auswertung** der Wald-Offenland-Dynamik unter kombiniertem Störungs- und Megaherbivoren-Effekten. Simulationsstudien wurden nicht durchgeführt, weil die Flächen dieser Ökosystemtypen in der vorhandenen Wildniskulisse so gering waren, dass eine zukünftige gebietsspezifische Analyse praktikabel und ein großräumiger, mit Hilfe der Modellunterstützung ge-

neralisierender Vergleich über Vegetationszonen hinweg nicht sinnvoll erscheinen (azonale bzw. Extremstandorte)

Die Ergebnisse der Analysestränge wurden in den **Synthesen** zusammengeführt (Kapitel 11).

4 Stand des Wissens zum Offenlandpotential natürlicher Störungsregime und wilder Megaherbivoren-Gemeinschaften (Literaturrecherche)

4.1 Ansatz

Es wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, um das Offenlandpotential natürlicher Störungsregime in unterschiedlichen Lebensraumtypen und die Störungsökologie bestimmter Störungsarten zu verstehen. Die Ergebnisse dieser Literaturrecherche waren für die Prozessbeschreibung und Parametrisierung in der Modellierung und für die Interpretation der Simulationsergebnisse relevant.

Bezüglich der unterschiedlichen Lebensraumtypen war es zentral, Kenntnis über die Sukzessionspfade in natürlich gestörten Offenlandökosystemen in Mitteleuropa und vor allem die progressiven Sukzessionen (Verbuschung, Verwaldung) zu gewinnen, weil sie die Persistenz von Offenland verhindern. Des Weiteren wurde recherchiert wie sich Interaktionen zwischen natürlichen Störungsregimen und Megaherbivoren (Huftieren) oder Biber in diesen Offenlandökosystemen ausprägen.

Zentral für die erfolgreiche Modellierung der Störungsregime war es, die Ausprägungen und Auswirkungen der unterschiedlichen natürlichen Störungsarten in den Lebensraumtypen, aber vor allem ihre Effekte auf die Vegetationseinheiten und ihre Struktur zu verstehen. Für die Modellierung und Ergebnisinterpretation wurden deshalb qualitative und quantitative Daten über die Sukzessionsgeschwindigkeiten, die (Dauer-)Stadien und die stabilisierenden Faktoren recherchiert, zudem welche Auswirkungen natürliche Störungsregime auf Offenlandzielarten oder Populationen haben und welche Endgesellschaften erwartet werden können. Zusammenfassend, richtete sich die Literaturauswahl danach, Daten und Informationen folgender Faktoren zu beschreiben:

- Sukzessionsgeschwindigkeiten, Sukzessionsstadien, stabilisierende Auswirkungen
- Störungsauswirkungen auf Art-, Populations- und Gesellschaftsebene
- Störungsauswirkungen in Offenlandlebensräumen (und Waldlebensräumen)
- Auswirkungen der Interaktionen natürlicher Störungen und Megaherbivoren

4.2 Methode

Zu Beginn der Projektphase wurde eine Literaturrecherche zunächst nur auf der Ebene der Lebensraumtypen durchgeführt, für die eine spezifische Recherchemethode entwickelt wurde. Anschließend erfolgte eine breit angelegte Literaturrecherche bezüglich der Störungsökologie und der Interaktionen natürlicher Störungen und Megaherbivoren. Die detaillierte Vorgehensweise ist im Anhang 1 dokumentiert.

Die Literaturrecherche von Oktober bis Dezember 2015 analysierte hauptsächlich das ISI Web of Science, die dnl-online und Google-Scholar als Datenbanken. Basierend auf bestimmten Auswahlkriterien wurde in einem vierstufigen Verfahren, methodisch-spezifisch die Literatur selektiert und analysiert. Auswahlkriterien waren z.B. ein natürliches Störungsregime, Erscheinungsjahr, naturnahes Weidesystem.

Um das Verhalten und die Effekte einer Störungsart verstehen und in Parametern beschreiben zu können, wurden in der Analyse der Studien für jede untersuchte Störungsart ihre Eigenschaften und Auswirkungen gesammelt. Für jedes Störungsregime (Turner et al. 1997), wurden Daten gesammelt zu Frequenz, Intensität und Flächengröße. Darüber hinaus wurden die Auswirkungen auf die Vegetationsdynamik und die Landschaftsstruktur erfasst. Die Schlüsselbegriffe hierzu dokumentiert in Tabelle 1.

Tabelle 1 Schlüsselwörter aus den einzelnen Hauptgruppen, die in der Sucheingabe verwendet wurden. Der Asterisk kennzeichnet das optionale Vorkommen des Begriffes.

Störung	Ökosystem		Vegetationsdynamik	(Pflegemaßnahme)
disturbance*	open*	forest*	-	wild*
fire	(semi-)	woodland	succession*	conservation*
flood	mosaic	mosaic	regressive	national park
		(mixed-)	progressive	
storm*	grassland*	decidous		restoration
(wind) storm	(dry-)	coniferous	encroachment	regeneration
windthrow	matgrass		enforestment	renaturation
avalanche	Nardus	beech	reforestation	retention
	(grey-) hair-	Fagus*		
beaver	grass	(sylvestris)	erosion	biodiversity*
castor fiber	Corynephorus		sedimentation	
	bentgrass	oak	drift*	
(FFH-Numbers)	Agrostis	Quercus*		
6230		(petraea,	patch*	
2330	dunes*	robur)	mosaic	
6210	(inland-)		large-scale	
6410	Corynephorus	alder	small-scale	
6440	Agrostis	Alnus*		
7210		ash*		
	meadow*	Fraxinus*		
	alluvial	(excelsior)		
	Molinia			
	peat*	Pine		
		Pinus*		
	fens*	(sylvestris)		
	calcareous			
	Cladium	Spruce		
	Caricium	Picea*		
		(abies)		

4.3 Ergebnisse

Zunächst werden zusammenfassend die Ergebnisse der methodisch-spezifischen Recherche für Störungseinflüsse in unterschiedlichen Lebensraumtypen dokumentiert und dann exemplarisch jeweils für die Lebensraumtypen in einer kurzen Zusammenschau vorgestellt. Daraufhin erfolgt eine Zusammenfassung der Ergebnisse nur für die Störungsökologie von Windwurf und Wildfeuer. Es werden Interaktionen zwischen den Störungsarten und Megaherbivoren soweit Ergebnisse dafür vorhanden sind, bezüglich der Lebensraumtypen oder der Störungsart mit vorgestellt.

Für die Störungseinflüsse in unterschiedlichen Lebensraumtypen ergab sich die Einstufung von 42 Referenzen von insgesamt 183 gesammelten Referenzen als nützlich. Die Studien beinhalten qualitative oder quantitative Ergebnisse, welche der Parametrisierung dienlich sein konnten. Für jeden der Offenland- und Waldlebensräume wurden mindestens vier nütz-

liche Referenzen gefunden. Eine Ausnahme bildet der Lebensraum Küste, für den die Daten nur einer Studie als ausreichend eingeschätzt wurden.

Im Folgenden wird nun eine kurze Zusammenschau der recherchierten Auswirkungen und Einflüsse der Störungsarten auf die Vegetationseinheiten und ihrer Struktur für den jeweiligen Lebensraumtyp vorgestellt.

4.3.1 Auswirkungen des Störungsereignisses Flut (und künstliche Überschwemmung) in Auen und Feuchtwiesen

In Feuchtwiesen und Auen wurde beobachtet, dass das Störungsereignis Flut sowohl regressive und progressive Sukzessionen auf Vegetations- und Habitatsebene hervorrufen kann. Ein Rückgang an Pflanzenarten nach Flut wurde besonders für mesophile Grünlandarten beobachtet, aber sogar auch für flutungstolerante Pflanzenarten wie *Agrostis stolonifera* oder *Alopecurus aequalis* (Glaeser et al. 2009). Bei langanhaltender Flut überdauern flutungstolerante Arten zwar, aber für bestimmte Pflanzenarten konnte festgestellt werden, dass ihre Vitalität abnimmt anhand von zunehmenden Biomasseverlust (van Eck et al. 2005). Außerdem kann die Regenerationsfähigkeit und das Etablierungspotential von Pflanzenarten durch das Störungsereignis Flut vermindert werden, wenn es zu Überlagerungen durch Sanddepositionen und Sedimentationen kommt, was besonders Keimlinge oder lichtliebende Pflanzenarten betrifft (van Eck et al. 2005). Progressive Sukzessionstendenzen zeigen sich vor allem für Seggenriede und Röhrichte, die sich nach dem Störungsereignis Flut stark ausbreiten. Darüber hinaus wurde auch eine geringe Zunahme an Rote Liste Arten festgestellt (Schaich und Konold 2006; Bormann et al. 2011). Progressive Gehölzsukzession wurde nur selten berichtet, Schaich und Konold (2006) erwähnen allerdings eine leichte Zunahme von Weißdorn und Eiche (*Crataegus monogyna, Quercus robur*).

Neben Veränderungen in der Vegetation, wird durch das Störungsereignis Flut die Struktur des Lebensraums insgesamt verändert. Es treten Sedimentationen auf und Verlagerungen, so dass sich auch neue Ufertypen entwickeln. Durch diesen Prozess entstehen u. A. Prellufer, natürliche Ufer und Flusswatt (Bormann et al. 2011; van Eck et al. 2005). Insgesamt wurde beobachtet, dass nach einem Flutereignis die Komplexität und Strukturvielfalt auf Habitatsebene anstieg (Schaich et al., 2010).

Ebenfalls lösen Flutereignisse in Kombination mit dem Megaherbivoren Biber sowohl Veränderungen auf Vegetations- und Habitatsebene aus. In einer Aue in Finnland wurde beobachtet, dass sich die Deckung und Verteilung sowohl innerhalb der krautigen Pflanzenarten, aber eben auch innerhalb der Baumarten veränderte (Nummi und Kuuluvainen, 2013). Ebenfalls kam es zur Besiedlung neu entstandener Ufer und somit zur vermehrten Ausbreitung fluttoleranter Pflanzenarten, und durch Vernässung Rückgang flutintoleranter Arten (*Calamgrostis* spec., *Carex* spec.). Wesentliche Veränderungen in der Gehölzschicht riefen die Browsing-Aktivität des Bibers und der veränderte Grundwasserpegel hervor. Eine erhöhte Baummortalität und somit Zunahme an Totholz unter Laubbäumen (Altbäume) wurden durch die Browsing-Aktivität des Bibers ausgelöst, und unter Nadelbäumen wurde dies durch den erhöhten Wasserpegel ausgelöst. Es kam zum Rückgang von Nadelbäumen, aber auch Birken und Erlen, und die höchste Toleranz zeigten Weiden-Arten. Langfristig kommt es zur Rückbesiedlung des entstandenen Offenlandes durch ursprüngliche Laubbaumarten, nach Aufgabe der Biberwiese.

4.3.2 Auswirkungen der Störungsereignisse Sturm in Binnendünen und Sturmflut an Küsten

In hauptsächlich von Silbergras (*Corynephorus canescens*) geprägten Binnendünensystemen werden durch Sturm Sedimentationen und Sanddepositionen ausgelöst, die Offenlandhabitate entstehen lassen. In diese kolonisiert die Pionierpflanze Silbergras, so dass es zu einer raschen Ausbreitung der Bestände kommt. Ebenfalls progressiv breiteten sich Seggen (*Carex arenaria*) und das kleine Habichtskraut (*Hieracium pilosella*) in den konkurrenzarmen Sanddepositionen aus. Insgesamt wird in den Studien aber darauf hingewiesen, dass die Vegetationsdynamik durch die kombinierte Wirkung von Sanddeposition und klimabedingten Trockenstress begünstigt werden. Das unbesiedelte Offenland stellt zwar einen konkurrenzarmen Besiedlungsraum dar, die interspezifische Konkurrenz wird aber auch dadurch verringert, dass Trockenstress eine erhöhte Mortalität unter den Pflanzenarten hervorruft (Hasse und Daniëls 2006; Jentsch und Beyschlag 2003; Tschöpe und Tielbörger 2010).

Durch ein Sturmereignis in einem Küstenlebensraum verringert sich die Vielfalt im Pflanzenartenspektrum zwar temporär, es kommt allerdings auch zur progressiven Ausbreitung der lebensraumtypischen Pflanzenarten (z.B. *Schizachyrium maritimum, Physalis angustifolia),* die auch bereits schon vor dem Störungsereignis eine hohe Deckung hatten und auch zur Stabilisierung von Beständen (z.B. *Paspalum vaginatum, Phyla nodiflora, Uniola paniculata*), (Miller et al., 2010). Durch das Sturmereignis werden durch Flut und Versandung Pflanzenbestände temporär zerstört, aber nachhaltig wirken eher die sich anschließenden starken Niederschläge und Dauerregen negativ auf die Pflanzenbestände und wahrscheinlich Habitatkontinuität aus.

4.3.3 Auswirkungen des Störungsereignisses Feuer (künstlich) in Kalkmagerrasen und Sand-Trockenrasen

Durch das Störungsereignis Feuer (kontrollierte Brandversuche) in Kalkmagerrasen und Sandtrockenrasen kann kleinflächig vegetationsfreies Offenland entstehen und vorhandenes Offenland stabilisiert werden (Deák et al. 2014; Bornkamm 2006). In Abhängigkeit vom Wiederkehrintervall des Feuers wurde nach dem Störungsereignis regressive und progressive Sukzessionen in der Vegetation beobachtet. In Flächen mit jährlichen Feuerereignis wurde festgestellt, dass die Artenvielfalt temporär insgesamt zunimmt und dass die relative Deckung einzelner Arten in der Kraut- und Grasschicht enorm anstieg. Unter den Gräsern erhöhte sich u. A. die Deckung besonders von Landreitgras (*Calamagrostis epigejos*) und der Fieder-Zwencke (*Brachypodium pinnatum*), aber auch von Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*). Die Biomasse-Produktion der Gras- und Krautschicht nahm in gebrannten Flächen enorm zu. Auch für bestimmte Gehölze wie *Prunus spinosa, Rubus idaeus Genista sagittalis,* und *Vaccinium myrtillus* wurde eine Zunahme unter jährlichen Feuer beobachtet (Schreiber et al., 2013; Deák et al. 2014). Hingegen stellte man für Eichen und Ahorn unter jährlichen Feuer einen Rückgang, aber ein progressives Wachstum (Stockausschlag, Verjüngung) bei einem zweijährigen Wiederkehrintervall des Feuers fest. Allgemein werden die Baumarten *Robinia pseudoacacia, Populus alba, Rosa canina* und *Quercus robur* in diesen Systemen als feuertolerante Gehölze bewertet (Deák et al. 2014; Bornkamm, 2006). Es zeigt sich, dass die Intensität von jährlichem Feuer zu stark oberirdische Stolone und Rosetten von ausdauernden krautigen Pflanzen schädigt und auch z.B.

Baumkeimlinge von Eichen. Aufgrund der hohen Biomasseproduktion in gebrannten Flächen wird deutlich, dass Feuer allein nur temporär Offenland schaffen kann.

4.3.4 Das Störungsereignis Sturm oder Windwurf in Laubwäldern

Das Störungsereignis Sturm oder Windwurf ruft in Laubwäldern unterschiedliche Sukzessionsdynamiken hervor. Die Degeneration des Laubwaldes steht natürlich in direktem Zusammenhang mit der Intensität des Sturmereignisses, und kann im Falle eines Tornados zu einer Zerstörung der Strauchschicht und Kronenschicht, mit einer Reduktion von 76 % auf 24,7 % führen. In Kombination mit Feuer, kann die Baummortalität unter den Jungbäumen bis zu 71 % betragen (Cannon und Bewer, 2013). In großflächigen Sturmflächen kann eine progressive Sukzession der Strauchschicht stattfinden, die langsam die sekundäre Sukzession hin zum Birken-Pionierwald einleitet. So beobachteten Schmidt und Heinrichs (2012) nach 4 – 13 Jahren eine Zunahme von ca. 60 % an Sträuchern und erst nach 13 Jahren regenertieren sich die Baumarten. Zudem beobachtet man eine Zunahme u. A. von *Acer pseudoplatanus, Carpinus betulus, Rubus ideaus* und eine Art dauerhaften Übergangsstadium von *Urtica-Rubus* in hoch zerstörten Flächen. Auch Fischer et al. (2002) beobachteten eine Zunahme an *Rubus ideaus* nach fünf und nach 10 – 15 Jahren eine Entwicklung hin zum Pionierwald in Sturmflächen. Allgemein wurde für die Buche eine hohe Resilienz gegenüber Stürmen beobachtet.

4.3.5 Das Störungsereignis Windwurf und Borkenkäfer in Fichten-Buchen-Bergmischwald

Das kombinierte Störungsereignis von Windwurf und Borkenkäferbefall im Fichten-Buchen-Bergmischwald des Bayerischen Waldes soll hier kurz erläutert werden. Der massenhafte Befall durch Borkenkäfer ist temperaturabhängig, wirtsbaumspezifisch und hängt von Totholz ab. Der primäre Wirtsbaum des Borkenkäfers ist die Fichte. Für den Bayerischen Wald wurde beobachtet, dass es sich um einen differenzierten Befall je nach Höhenlage handelte: Hochlagen 85 % (1.922 ha), Oberen Hanglage 26 % (1.110 ha), Unteren Hanglage 10 % (355 ha), Tallage 11 % (309 ha) der Totholzflächen. Die Höhenlagen unterscheiden sich sowohl in den durchschnittlichen Temperaturen, dem Altersaufbau der Bestände und ihrer Menge an vorkommenden Totholz (durch Sturm). Der Borkenkäfer hat einen temperaturabhängigen Entwicklungszyklus und der Schwärmflug der Käfer beginnt ab einer Lufttemperatur von 18 bis 20°C. In Hitzejahren wie in 1994 (Jahrhundertsommer) stieg der Befall von 63 ha auf 367 ha. Während sich in höheren Lagen klimatisch bedingt typischerweise nur eine Generation pro Jahr mit Flug von Mai bis Juli ausbilden, kam es im Hitzejahr 2003 in tiefen Lagen sogar zur Ausbildung einer 3. Generation (Heurich, 2001).

Der Zusammenhang zwischen Baumalter und einer Befallswahrscheinlichkeit besteht darin, dass sie sich erhöht, wenn die Widerstandskraft der Bäume geschwächt wird durch Störungsereignisse wie Windwurf, Schneebruch oder Trockenstress. Letztere ist ein wichtiger Faktor, der die Einlagerung von Harzen (Abwehrstoff) limitiert und dadurch steigt die Befallsrate durch Borkenkäfer (Gaylord et al., 2013). Nach Sturmereignissen kommt es zu einer hohen Menge an Totholzvorkommen und Anzahl geschwächter Bäume. In diesem Sturmholz bauen die Borkenkäfer ihre Populationen auf und breiten sich von dort in den Fichtenbestand aus. Nach Nierhaus-Wunderwald (2004) gibt es die Faustregel: „ausgehend von einem mit Käfern besetzten Baum, können zehn weitere Bäume befallen werden.“ Es wurde beobach-

tet, dass die Grazing-Aktivität von Hirschen in den Störflächen intensiv ist, aber nicht langfristig eine Offenhaltung bewirkt.

Die Auswirkungen von Wildfeuer auf Laub- oder Nadelbaumarten wird in die folgende Synthese integriert dargestellt, wo auch die Effekte von Windwurf und Wildfeuer auf Landschaftsebene und Bestandsstruktur verglichen werden.

4.4 Synthesen

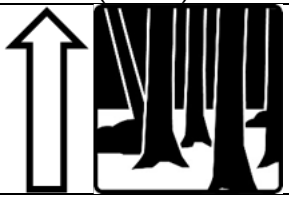
4.4.1 **Die Störungsregime Windwurf und Wildfeuer im Vergleich**

Aus den Ergebnissen der Literaturrecherche zu Windwurf und Wildfeuer stellten sich deutliche Unterschiede zwischen den das Verhalten steuernden Faktoren und den Auswirkungen der beiden Störungsregime im Vergleich heraus. So sind das Auftreten und der Impact (Störungsausmaß) von Windwurf stärker exogen und abiotisch beeinflusst, als es bei Wildfeuer der Fall ist. Das Auftreten, die Ausbreitung und der Impact von Wildfeuer sind stark endogen und biotisch beeinflusst.

Beiden Störungsregimen ist gemeinsam, dass Windwurf und Wildfeuer beide durch räumliche Faktoren gesteuert werden (Topographie, Bestandsstruktur). Insbesondere das räumliche und zeitliche Verhalten von Wildfeuer (Ausbreitung, Häufigkeit) hängen stark von der Landschaftsstruktur und dem Waldunterwuchs ab (Menge und Qualität der Biomasse in der Feld- und Strauchschicht, sog. Fuel Load), die durch biotische Faktoren geformt werden (Gras- und Straucharten, Megaherbivore). Im Gegensatz zu Windwurf, wird das Ausmaß und die Intensität von Wildfeuer stärker bestimmt vom Zustand der Landschaft und insbesondere von früheren Wildfeuerereignissen. Dieser Vergleich der Faktoren basiert u.a. auf Seidl et al. (2011) und Xanthopoulos et al. (2012).

Großflächiger Windwurf ist hinsichtlich räumlicher Verteilung und gestörter Flächengröße und -form sehr stark abiotisch geprägt durch die Windgeschwindigkeit, lokale Turbulenzen, durch Bodenart und Wasserhaushalt, wenn auch die Bestandsstruktur eine gewisse Rolle spielt insbesondere für das Wiederkehrintervall (alte Bäume, Baumart). Kleinflächiger Windwurf alter Bäume findet regelmäßig statt (Buchenurwald, Ukraine) und wird stärker von biotischen Faktoren wie Überalterung der Baumstruktur geprägt. Demgegenüber hängt die räumliche Ausbreitung und das Ausmaß von Wildfeuer stark von der Vegetation ab, der Art, Menge und räumliche Verteilung von Fuel Load, erfassbar in der Landschaftsstruktur (Wald-Offenland-Verteilung, Struktur der Grasschicht). Die Auswirkungen von Windwurf und Wildfeuer auf Landschafts- und Bestandsebene vergleicht Tabelle 2.

Tabelle 2 Im Vergleich die Effekte von Windwurf und Wildfeuer auf Landschaftsebene und Bestandsstruktur. Vertikale Auswirkungsrichtung von Windwurf ist Top-Down und von Wildfeuer ist Bottom-Up im Waldbestand.

Ebenen	Windwurf / Sturm	Wildfeuer
Landschaft	Mosaike unterschiedlicher Waldbestände (Sukzessionsstadien, Struktur- und Gehölzvielfalt) Lokale Erhöhung der Wildfeuer-Wiederkehrwahrscheinlichkeit Lokale Reduzierung der Windwurf-Wiederkehrwahrscheinlichkeit	
Bestand	Ansammlung von Totholz Auflichtung und Zerstörung des Kronenraums Lichtverfügbarkeit und Wärme am Boden für Schösslinge, Keimlinge, Samen, Krautige, Flechten Ansiedlung von frühsukzessionalen und vegetativen Gehölzen Verlagerung von Baummaterial (Rinde, Laub, Äste) Inversion und Exposition des Bodenprofils Liegende Kronen als Verbissschutz für Keimlinge und Schösslinge Erhöhtes Verjüngungspotential der Hauptbaumarten (Nachrücken in den Kronenraum)	Zerstörung von Baummaterial, Freisetzung von Nährstoffen Schwächung oder Zerstörung des Wurzelraums, Unterholz Vernichtung von Wurzel- und Blattorganen, Diasporen und Knospen Kolonisation von Stauden und Gräsern Regeneration durch Stock- und Wurzelausschlag (Eiche, Pappel) und Samen (Kiefern)
Wirkungsrichtung der Störungseffekte im Vertikalprofil		

Daraus wurde ebenfalls deutlich, dass für die Simulation von Wildnisszenarien der Ausgangszustand der Studiengebiete und aktuelle Sukzessionstendenzen (Deckung- und Altersstrukturen) der Vegetation bekannt sein müssen. Shorohova et al. (2008) behaupten, dass nach einem natürlichen Störungsereignis die Mortalität, das Verjüngungs- und Regenerationspotential der Vegetation (Post-disturbance Succession) davon bestimmt werden, welche Sukzessionstendenzen vor dem Ereignis auf Landschaftsebene vorherrschten. Aus ungenauen Informationen zum aktuellen Zustand ergibt sich, dass zwar zukünftige Entwicklungen der Vegetation postuliert werden können, aber dass sich im Unterschied zu Entwicklungen in Renaturierungsgebieten aus natürlichen Störungen in Wildnisgebieten eben auch unerwartete Sukzessionen eintreten können. Um also Aussagen darüber zu treffen, welche nachhaltigen Auswirkungen ein Störungsregime auf die Wald- oder Offenlandvegetation in einem Studiengebiet haben könnte, müssen zumindest Strukturparameter wie der Vegetationsdeckungsgrad, das Baumartenspektrum, Altersstrukturen, Standortheterogenität und

vorkommende Megaherbivoren bekannt sein. Die Schwere und das sich ergebende Zerstörungsmuster eines Störungsregimes werden sowohl von dem Ausgangszustand der Vegetation und den standörtlichen Bedingungen, sowie natürlich von den Eigenschaften (Qualitäten) des Störungsereignisses an sich bestimmt.

4.4.2 **Wildfeuerregime, Vegetation und Landschaftsstruktur**

Das Auftreten eines Wildfeuers hängt vom Waldtyp (Laub- bzw. Nadelwald) und dem Vorhandensein von Strauchformationen ab (Fernandes 2009). Die Struktur eines Waldbestands beeinflusst seine Entflammbarkeit. Der Grad des Kronendachschlusses bestimmt das Artenspektrum und die Menge an Bodenvegetation und Strauchschicht und ebenso das Bestandsklima, was wiederum den Feuchtegehalt der Fuel Load beeinflusst. Somit hängen die Quantität und die Qualität des Fuels von der Bestandsstruktur ab. Somit ist reiner Kiefernwald stark feuersensitiv. Die Einmischung von Laubbaumarten (Birke, Eiche) verringert das Wildfeuerrisiko deutlich. Für Graslandbrache wird das Wildfeuerrisiko genauso hochgeschätzt wie für reinen Kiefernwald, während gemanagtes (extensiv oder intensiv beweidet mit Megaherbivoren) Grasland ein geringfügig geringeres Wildfeuerrisiko hat.

Das Zerstörungsmuster nach einem Wildfeuerregime steht im Zusammenhang mit der Feuertoleranz der Pflanzenarten. Die Feuertoleranz einer Pflanzenart setzt sich aus unterschiedlichen Eigenschaften zusammen, die sich aus der Fähigkeit einer Pflanzenart Wildfeuer weitgehend unbeschadet zu überleben und ihrer Regenerationsfähigkeit aus Stockausschlägen und Diasporen nach einem Wildfeuerereignis ergeben. Die Einlagerung von Inhaltsstoffen wie Harze erhöht die Entflammbarkeit, morphologische Anpassungen wie sekundäres Dickenwachstum (dicke Borke) reduzieren die Entflammbarkeit, das Regenerationspotential wird durch die Diasporenbank und Keimfähigkeit nach Feuer (Kiefer, Obligate Seeders) und durch Stockausschlagfähigkeit (Eichen) bestimmt, usw.

Moreira et al (2011) zeigten im Vergleich zwischen dem Ausmaß und Regenerationsverhalten von Kiefern zu Eichen in Wäldern, dass Kiefern ein gutes Regenerationspotential durch ihre Diasporenbank und angepassten Keimungsverhalten an Feuerstörungen haben. Allerdings das Regenerationspotential sehr gering ist, wenn die Störungsfrequenz des Wildfeuers zu hoch ist und während der stärksten Reproduktionsphase (15 – 20 Alter) auftritt. Hingegen können Eichen sich einerseits durch Stockausschlag wieder regenerieren, wenn Stämme das Feuer überleben. Wenn nicht sind sie aufgrund fehlender Samenbank auf Long-Distance Seed-Dispersal aus benachbarten ungebrannten Patches angewiesen. Moreira et al (2011) berichten, dass in der Initialphase von 20 Jahren nach einem Wildfeuerereignis ein Eichenwald stark homogen erscheint und von Sträuchern dominiert wird, (was auch verstärkt wird durch die aus dem Stock ausgeschlagenen Eichen mit buschförmigem Wuchs). In beiden Waldtypen kommt zu einer Zunahme an Gräsern und Sträuchern während der Post-Disturbance Succession.

Wildfeuer öffnet somit den Wald und eröffnet somit den Sukzessionspfad in Richtung Gras- und Buschland. Ist die Wildfeuerfrequenz nicht zu hoch, so kann sich Wald regenerieren. Der Anteil an Sträuchern nimmt mit zunehmender Wildfeuerfrequenz zu. Bei zu hoher Frequenz wird das Gras- und Buschlandstadium stabilisiert, da durch das Wildfeuerereignis Offenland geschaffen wird. Damit wird die von Hobbs (2006) bezeichnete Rückkopplungs-Dynamik beschrieben, der so genannte Post-Fire Recovery Response und der Shrub-Fire-Feedback. Nach einem Wildfeuerereignis nimmt die Produktion der Biomasse in der Gras- und Kraut-

schicht zu und kann den Wert vor dem Wildfeuerereignis sogar übersteigen (Post-Fire Recovery Response). Ebenfalls kommt es in gebrannten Flächen zu vermehrten Auftreten von Sträuchern oder strauchartigen Baumhabitus nach einem Wildfeuerereignis (Shrub-Fire-Feedback).

Im Kontext des Klimawandel-bedingten zunehmenden Trockenstress, wirkt sich die Zunahme an Sträuchern und durch Trockenstress bedingte Baummortalität günstig auf die Wildfeuerintensität und auch auf das Widerkehrintervall aus. Trockenstress und Wildfeuer zusammen bewirken eine Zunahme an Totholzmenge, welche entzündliche Biomasse darstellt. Moreira et al. (2011) beschreiben dieses Phänomen als Positive-Fire-Feedback-Loop. Das Wildfeuerrisiko und Ausbreitungsverhalten hängen somit nicht nur vom aktuellen Vegetationstyp ab, sondern zukünftig insbesondere von der Landschaftsstruktur und dem Vorhandensein von Fine Fuels aus der Feld und Strauchschicht und Coarse Fuels aus der Baumschicht, die beide wiederum von Megaherbivoren beeinflusst werden (Fire-Herbivore-Interaktionen, nächstes Kapitel).

4.4.3 **Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Wildfeuer**

In Hinblick auf die Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Wildfeuerregime zeigte sich, dass die Interaktionen stark determinierend bzw. kontrollierend auf das Ausmaß des Wildfeuerregimes und die Landschaftsstruktur wirken kann. Die Bedeutung der Fire-Herbivore-Interaktionen wird unter anderen von Hobbs (2006) zusammengefasst. Megaherbivore beeinflussen die Quantität und Qualität der entzündlichen Biomasse (Fuel Load) in einem Ökosystem direkt und nehmen somit Einfluss auf die Entzündlichkeit und das Ausbreitungsmuster und –rate eines Wildfeuers. Durch ihr Grazing- und Browsing-Aktivität nehmen Megaherbivore auch Einfluss auf die räumliche Verteilung der Fuel Load (Gras vs. Strauchschicht, Offenland vs. Gebüsch und Wald).

Generell erfolgt durch das Äsungsverhalten eine Entnahme von brennbarer Biomasse aus der Kraut- und Gehölzschicht (Nadeln, Blätter, Zweige, Gräser usw.). Aber Grazing-Aktivität und Browsing-Aktivität rufen unterschiedliche landschaftsstrukturelle Veränderungen hervor und nehmen daher unterschiedlich Einfluss auf das Wildfeuerregime. Während Grazing-Aktivität hemmend auf die räumliche Ausbreitung von Wildfeuern wirken kann (Fuel Breaks, Feuerschneisen), kann Browsing-Aktivität auf die räumliche Wildfeuerintensität förderlich wirken (Fire Pathways). Die Grazing-Aktivität der Megaherbivore diversifiziert die Landschaftsstruktur im ganzen Bereich von Offenland zu Wald (Segregations-Effekt). Grazing-Aktivität schafft große zusammenhängende Offenlandflächen mit Vegetation geringer Wuchshöhe und geringem Fuel Angebot und damit große Feuerschneisen (Fuel Breaks). Ebenso schließen sich Wälder, die für die Grazing-Aktivität nicht aufgesucht werden, ihr Unterwuchs dünnt aus und die Fuel Load und Entflammbarkeit sinken (feuchtes Bestandsklima). Die Grazing-Aktivität führt weiterhin zu einer nachhaltigen Offenlandhaltung gebrannter Flächen, weil es hier zu einer starken Produktion von junger und schmackhafter Biomasse der Gras- und Krautschicht kommt, die selektiert wird.

Demgegenüber bewirkt die Browsing-Aktivität zwar quantitativ eine Reduktion entzündlicher Biomasse, aber durch den Gehölzverbiss (Bäumen, Sträuchern) verbleiben Gehölze in der bodennahen Feuerzone und stellen entzündliches Dickicht dar, sodass in der Summe Fire Pathways entstehen. Auch wird der so genannte „Laddering-Effect“ unterstützt, der beschreibt, dass auch wenig intensive Wildfeuer ins Kronendach alter Bäume überschlagen

können, wenn eine Zwischenebene aus halbhoher (verbissener) Gehölzschicht vorhanden ist. Das steigert die Intensität eines Wildfeuers und führt hin zur Schädigung der Altbäume. Die Browsing-Aktivität und Wildfeuer wirken somit zusammen beschleunigend in der Wald-degeneration hin zu Gras- und Buschland.

Wildfeuer öffnen somit den Wald und eröffnen den Sukzessionspfad in Richtung Gras- und Buschland. Aber nur in Kombination mit der Grazing- und Browsing-Aktivität von Megaherbivoren kann sich die Landschaft nachhaltig umstrukturieren und der progressiven Gehölsukzession der Strauch- und Baumschicht in den gebrannten Flächen entgegenwirken.

4.4.4 **Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Windwurf**

Zu Interaktionen zwischen Megaherbivoren und Windwurf liegen nur wenige quantitative und langfristige Beobachtungen vor. Rebertus et al. (1997) fassen zusammen, dass intermediär äsende Megaherbivore (Lama) in der Tierra del Fuego (Anden) zur dauerhaften Offenhaltung von durch Sturm induzierte Bestandslücken und zur Konversion in Wiesen beitrugen. In der Bestandsaufnahme von 1991 zeigte es sich, dass die Baumregeneration in einer 130,7 ha (41,5 %) Windwurffläche von 1915 durch den Gehölzverbiss unterdrückt wird. Zudem, dass die Browsing-Aktivität an Stämmen und im Wuchs noch in Windwurfflächen von 1972 zu 62,4 %, in Flächen von 1940 – 1965 zu 61,5 % und in einer Fläche von 1924 noch zu 6,9 % sichtbar waren. Allerdings fassen die Autoren zusammen, dass die Browsing-Aktivität allein keine der untersuchten Windwurfflächen langfristig absolut offengehalten hat. Jedoch hat die Browsing-Aktivität nachhaltig auf den Gehölzhabitus gewirkt, in hoch frequentierten Windwurfflächen bildeten die Scheinbuchen hecken-artige Formationen aus und auch der Ginster im Offenland erreichte dauerhaft nur geringe Wuchshöhe. Besonders wichtig ist die Beobachtung von Rebertus et al (1997), dass es durch die Kombination von intermediär äsenden Lama und Windwurf zu einer Verschiebung der Baumgrenze kommt (um 200 m), weil der Verbissdruck am stärksten in Nähe der Baumgrenze ist.

Aus dem Wisent-Auswilderungsprojekt im Rothaargebirge wird berichtet, dass die Wisente bevorzugt Störflächen im Wald nutzten (C. Herbst, persönliche Kommunikation).

Aus Białowieża liegen Beobachtungen zur Nutzung von Kahlschlagflächen durch die dortige natürlich vorkommende Äsergemeinschaft vor (Wisent, Rothirsch, Reh, Elch in Kuijper et al. 2009). Die Häufigkeit der Nutzung der Störflächen durch die Tiere war doppelt so hoch wie im umgebenden geschlossenen Wald. Die Aufenthaltszeit war ebenfalls höher. Aus der Studie wird eine Fokussierung der Browsing-Aktivität der Tiere auf die Gaps gefolgert.

Zusammenfassend sind ähnliche Langfrist-Effekte durch Browsing auf die Baumregeneration und temporäre Offenhaltung von Windwurfflächen, wie von Rebertus et al. (1997) in den Anden durch Lamas beobachtet, auch in Białowieża nicht unwahrscheinlich. Die Beobachtungen im Rothaargebirge unterstützen die Annahme ähnlicher Effekte durch Rothirsch und Wisent auch in mitteleuropäischen Wäldern.

4.5 Wissenslücken zur Wald-Offenland-Dynamik

Während der Recherche ist deutlich geworden, dass die Untersuchungen zu natürlichen Störungen besonders in Europa eher selten sind und besonders in Bezug auf Offenlandlebensräume. So war Feuer ausgeführt als kontrolliertes Brennen, die am häufigsten untersuchte Art der „natürlichen Störung“ in z.B. in Heiden, Trockenrasen. Untersuchungen zu Wildfeuern

oder Bibern stammen hauptsächlich aus den USA. Schließlich befassen sich die Ergebnisse und Erkenntnisse der Studien in Offenlandlebensräumen selten mit natürlichen Störungsregimen und sich anknüpfende Sukzessionspfaden, denn es dominiert der Einsatz von Störungen zum zielgerichteten Reset progressiver Sukzession. In Waldlebensräumen wird vor allem das Regenerationspotential des ursprünglichen Baumbestands oder bestimmter Zielarten betrachtet und wie dieses nach Störungen gefördert werden kann (Nutzwald-Aspekt). Es besteht somit grundlegender Forschungsbedarf an Untersuchungen, die die Vegetationsentwicklung durch natürliche Störungen ohne den vorab gesteckten Rahmen gewünschter Regenerationssukzessionen untersuchen und die Wildnis-Idee ohne Zielvorstellungen untermauern.

Auch deshalb ist es notwendig, natürliche Störungsregime (Wildfeuer, Windwurf, aber auch Überschwemmungen) in Wildnisgebieten Entfaltungsmöglichkeiten zu geben, denn diese Flächen werden zu Freilandlaboratorien, in denen die genannten Wissenslücken geschlossen werden können. Für Mitteleuropa gilt das noch viel mehr für die Interaktionen mit Megaherbivoren und das sich daraus ergebende Potential für Offenlandlebensräume.

5 Aktuelle Wald-Offenland-Verteilung in den Ökosystemtypen der Kulisse potentieller Wildnisgebiete (GIS-Analysen)

5.1 Ansatz

Die Kulisse der potentiellen Wildnisgebiete Deutschlands (F+E-Vorhabens „2 % Wildnis“, Rosenthal 2015) umfasst neben großen Waldlebensräumen aus den sog. „Unzerschnittenen Funktionsräumen“ (Heiland et al. 2017) auch große offene und halboffene Lebensräume, die aufgrund einheitlich prägender Standortfaktoren abgegrenzt wurden, so z.B. Auen und Feuchtgebiete und alpine Ökosysteme. Weiterhin sind existierende Großschutzgebiete enthalten, die vielfältige Mosaiklandschaften sein können, z.B. die ehemaligen Truppenübunsplätze.

Potentielle Wildnisentwicklungen in diesen Flächen sind neben den standörtlichen Voraussetzungen, die zusammenfassend in der PNV dargestellt sind, stark durch die jeweilige Ausgangssituation geprägt. Aktuell naturnahe Wälder lassen bereits jetzt oder in naher Zukunft „wildnistypische“ Lebensräume durch Eintritt in Seneszenzphasen erwarten (z.B. Biotopbäume, Totholz und Verjüngung in Lücken im Kronendach). Für diesen Prozess ist bei Forsten insbesondere aus standortfremden Baumarten ein längerer Zeitraum anzusetzen, weil die erforderlichen Baumarten und Altersstruktur fehlen und aktuell noch nicht hiebreife Bäume jung gegenüber ihrem potentiellen Maximalalter sind. In aktuell offenen und halboffenen Landschaften auf potentiell waldfähigen Standorten sind Wildnisentwicklungen zunächst durch Brachesukzessionen der Feldschicht und durch die Kolonisation von Offenland durch Gehölze geprägt. Hier hängt die Wildnisentwicklung von der Struktur des aktuell vorhandenen Wald-Offenland-Mosaikes ab.

Die flächenhafte Bedeutung solch unterschiedlicher Ausgangssituationen für potentielle Wildnisentwicklungen muss für ihre Priorisierung in Simulationsstudien und für die Auswahl von repräsentativen Studiengebieten bekannt sein. Allerdings liegen für die vorhandene Wildniskulisse keine entsprechenden Informationen vor. Es fehlen insbesondere:

- die Wald-Offenland-Verteilung
- das Verhältnis von Laub- und Nadelbäumen
- Nutzungsintensitäten von Wald und Offenland
- lokales Klima (Jahrestemperatur und Jahresniederschlag)

Für die Priorisierung wurde deswegen eine Analyse des aktuellen Zustands der Landschaften innerhalb der Wildniskulisse durchgeführt, um die Auswahl von Studiengebieten für Wildnisszenarien und -simulationen zu unterstützten.

5.2 Methode

In einem dreistufigen Verfahren werden die PNV-Typen der Wildniskulisse aggregiert und durch Verschneidung mit dem aktuellen Landbedeckungsmodell für Deutschland, mit einem Höhenmodell und Klimainformationen unterlegt. Für die sich ergebenden Kombinationen aus PNV-Typen, Landbedeckung und -nutzung, Temperatur- und Niederschlagsbändern wurden abschließend Flächenbilanzen ausgewertet (Pivot-Tabellen).

Schritt 1: Aggregation der PNV

Innerhalb der Wildniskulisse wurden bislang Informationen zur PNV in einem Detailliertheitsgrad ausgewertet, der v.a. bei den Buchenwäldern den Wald-Unterwuchs stark differenziert. Es resultieren viele Typen, die schwer übersichtlich darzustellen und zu analysieren sind (vgl. Diagramme im Bericht zu „2 % Wildnis“, (Rosenthal et al. 2015). Durch identische Baumarten geprägte Wälder unterscheiden sich jedoch kaum in ihren Wald-Offenland-Sukzessionen, sodass redundante Information unter Beachtung von Substrat und der Rolle frühsukzessionaler Baumarten zusammengefasst werden kann. Demzufolge wurden die PNV-Typen zu 10 Gruppen mit unterschiedlichen Hauptbaumarten zusammengefasst. Orientierung gaben die PNV-Typen der Übersichtsdarstellung in Bohn and Weiß (2003).

Schritt 2: Landbedeckung und -nutzung

Das Digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE2012, vom BfN zur Verfügung gestellt) wurde der Wildniskulisse unterlegt und die Landbedeckungskategorien (LB_AKT) zur übersichtlichen Darstellung der Wald-Offenland-Anteile in 5 Kategorien zusammengefasst. Die Landnutzungskategorien (LN_AKT) wurden auf Informationen hinsichtlich Nutzungsintensität reduziert.

Schritt 3: Klima

Monatsmitteltemperaturen und monatliche Niederschläge aus dem globalen Datensatz des WorldClim (Hijmans et al. 2005) wurden für die Perioden 1950-2000 (Beobachtungsdaten interpoliert zwischen Wetterstationen) für Deutschland aufbereitet. Aus den daraus berechneten Jahresmitteltemperaturen und –niederschlagssummen für ca. 1 km^2-Rasterzellen (30 Bogensekunden Lat/Long) wurden für jede Fläche der Wildnisgebietskulisse ein Mittelwert berechnet. Die Klassifikation der Werte ergab eine Gruppierung der Wildnisgebiete in Temperatur- und Niederschlagsbändern“ der Breite 1 °C bzw. 100 mm.

5.3 Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt hier stark aggregiert, eine detaillierte Dokumentation wurde erstellt (Anhang 2).

Räumliche Verteilung der potentiellen Wildnisgebiete und klimatische Lagen

Im Süden Deutschlands konzentrieren sich die Wildnisgebiete weitgehend auf die Gebirgslagen mit potentiell Bergmischwald auf saurem und basenreichem Substrat (Abbildung 2, Abbildung 3 und Abbildung 4). Einzelne Gebiete liegen in Auen (Donau) und im Frankenjura (Buchen- bzw. Eichenmischwald). In der Mitte Deutschlands dominiert Buchen- und Buchenmischwald auf ebenfalls unterschiedlichen Standorten (basenarm und basenreich) in Mittelgebirgslagen. Im Norden Deutschlands liegt eine gleichmäßige Verteilung von der Nordseeküste bis in den Osten vor.

Die Klimate der Wildnisgebiete unterscheiden sich im Süden somit im Wesentlichen durch die Höhenlage und damit sehr stark in sowohl in Temperatur als auch Niederschlag (Abbildung 3 und Abbildung 4). Dies gilt ebenso in der Mitte Deutschlands. Hier hat jedoch die Buche ihren Optimalbereich und dominiert über einen breiten Klimagradienten vom Berg- bis ins Tiefland. Im Norden prägt die nach Osten zunehmende Kontinentalität mit abnehmenden Niederschlägen bei ähnlichen, wenn nicht sogar ansteigenden Jahresmitteltemperaturen (warme ostdeutsche Tieflagen). Im Osten wurde deswegen potentiell Eichen-

Kiefernwald postuliert (wenn sich auch auf vielen Standorten die Buche gut verjüngt). Die Eichenmischwälder im Westen sind substratbedingt (trockene Sande).

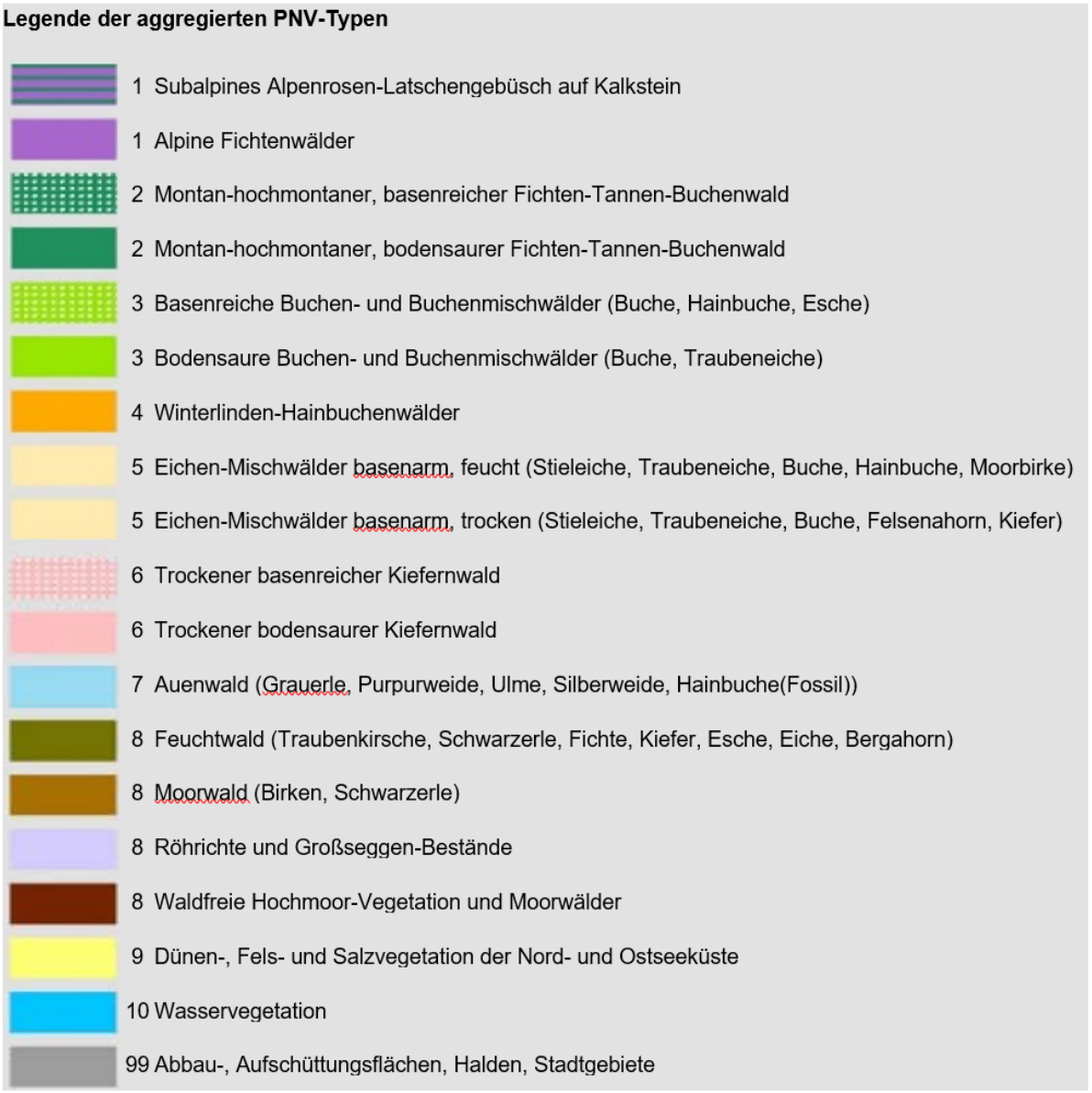


Abbildung 1 Legende zur Karte in Abbildung 2.

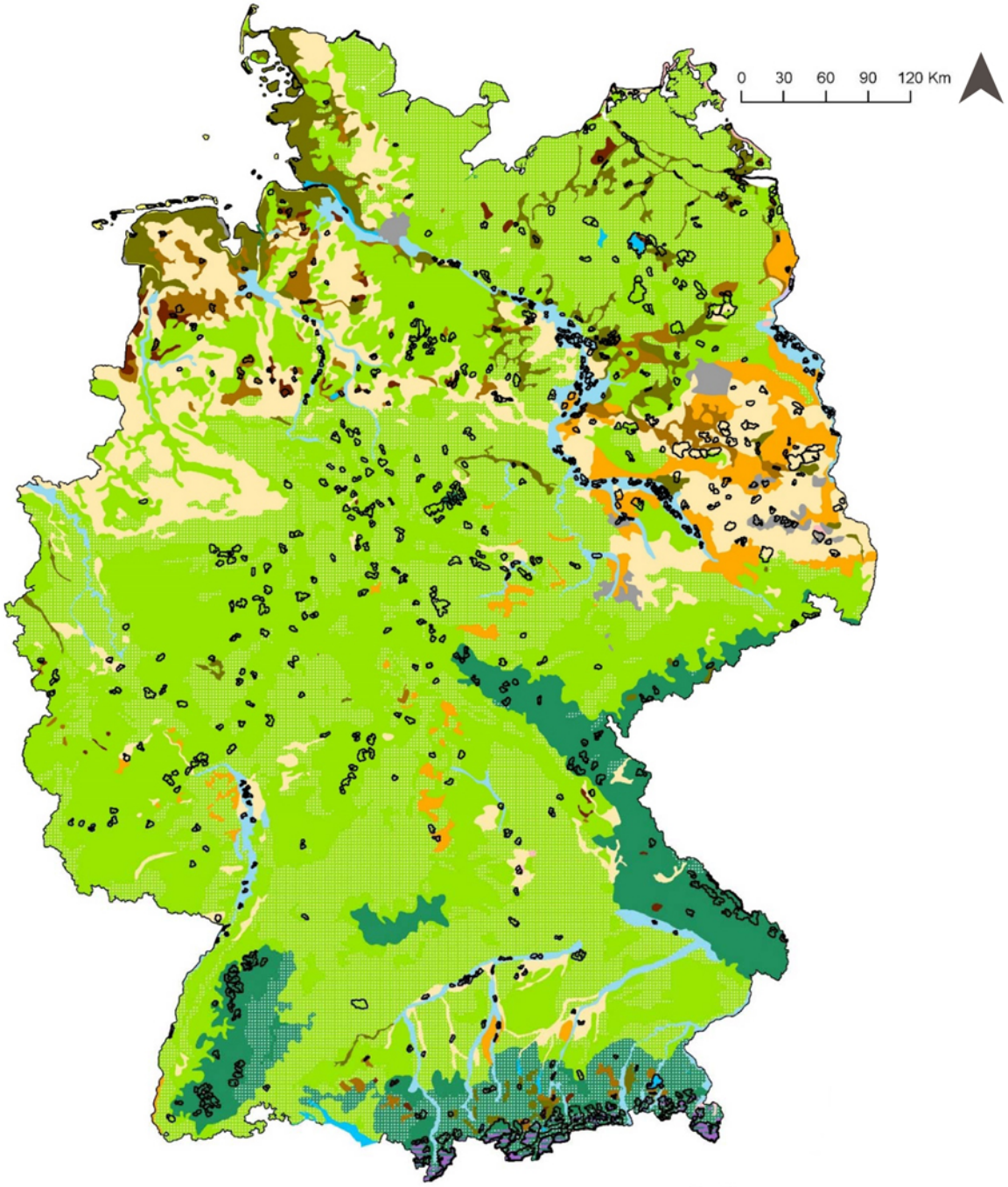


Abbildung 2 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete auf die aggregierten PNV-Typen (Legende in Abbildung 1).

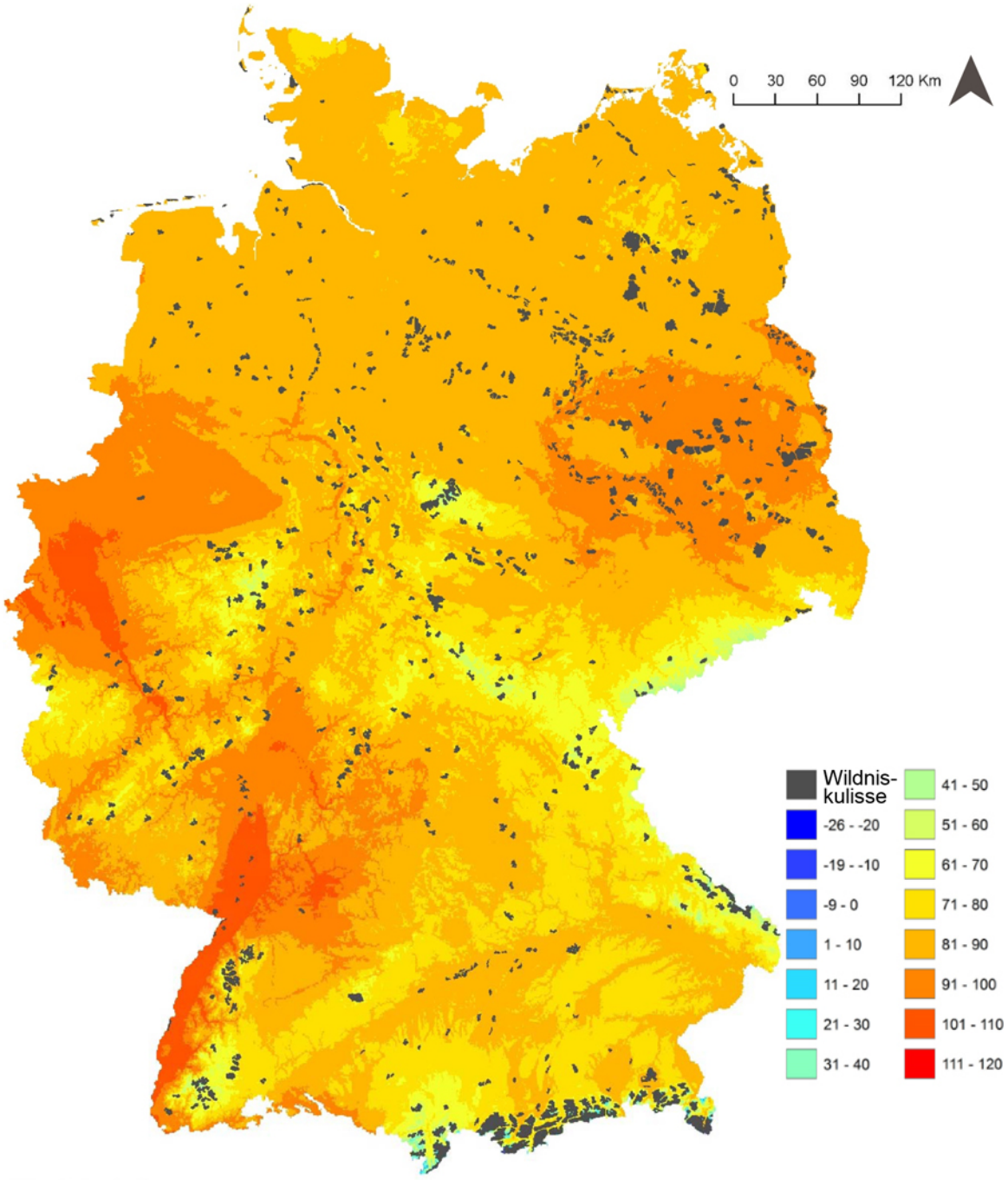


Abbildung 3 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete und Jahresmitteltemperaturen (in °C * 10) aus Beobachtungsdaten der Periode 1950-2000.

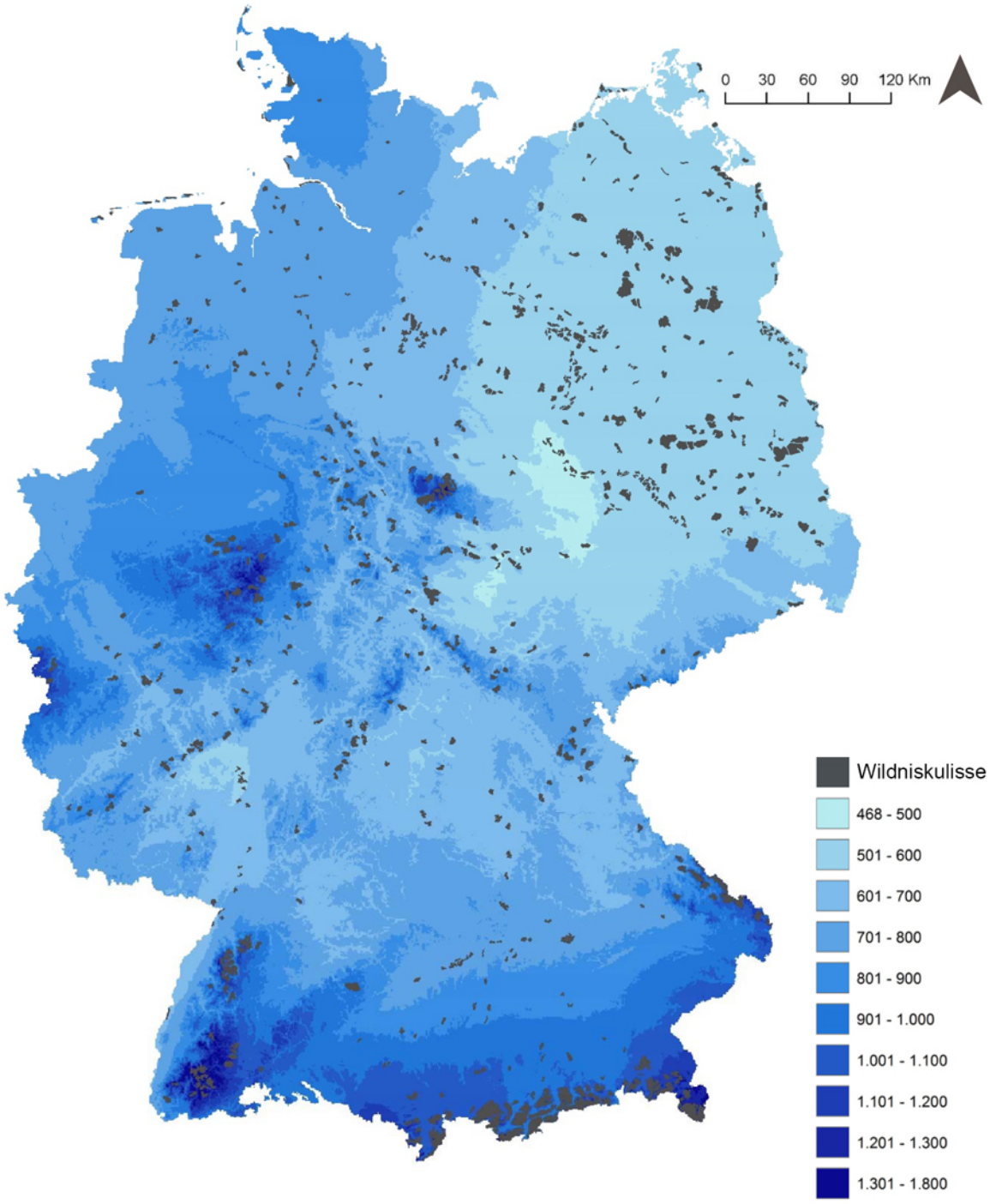


Abbildung 4 Räumliche Verteilung der Wildnisgebiete und Jahresniederschläge (in mm) aus Beobachtungsdaten der Periode 1950-2000.

Flächenmäßige Bedeutung der PNV-Typen

In der Wildniskulisse dominieren Buchenmischwälder (bodensauer 26 %, basenreich 13 %) und montan-hochmontane Bergmischwälder (bodensauer 14 %, basenreich 9 %). Die trockenen Eichenmischwälder (8 %), die Auen (9 %), die alpinen Fichtenwälder (6 %) und die Moore (mit Anmoor zusammen 9 %) nehmen ebenfalls noch große, im Vergleich jedoch geringere Flächen ein. Die Küsten (1 %), die trockenen Kiefernwälder (0,25 %) und die feuchten Eichenmischwälder (3,5 %) treten flächenmäßig zurück.

Zustand der PNV-Typen: Landschaftsstrukturen und Baumarten

In der Wildniskulisse existieren zu 66 % Wald (834.000 ha) und zu 30 % Offen- und Halboffenland (381.000 ha). Es dominieren Wälder mit hohem Nadelbaumanteil (37 %) gegenüber Wäldern mit hohem Laubbaumanteil (19 %) oder Mischwald (nur 10 %). Die Flächen des Offenlandes verteilen sich auf Acker (7 %) und homogenes Grasland (7 %), sowie von Flächen inhomogenen Graslands (mit Gebüsch) und Heide mit Gehölzen (6 %).

Vergleicht man die Wald-Offenland-Anteile in den PNV-Typen, so zeigt es sich, dass in den potentiellen Buchenwäldern, den montan-hochmontanen Bergmischwäldern und den montanen Fichtenwäldern sowie den Eichen- und den Kiefernwäldern durchweg kleinere Offenlandanteile um die 20 % existieren, in den alpinen Fichtenwäldern und den basenarmen feuchten Eichenmischwäldern allerdings bis zu 50 %. Eine weitgehend offene Struktur besitzen die Auen und Feuchtgebiete. Während in den Auen und auf Anmoor (potentieller Feuchtwald) Acker und Grünland dominieren, so sind es auf den Mooren Grünland oder Brache.

Auf den potentiellen Standorten für Buchen-, Bergmisch- und Eichenwald ist somit aktuell auch größtenteils Wald vorhanden. Kleine Offenlandanteile erklären sich auch methodisch durch die Ableitung der potentiellen Wildnisgebiete aus den Aggregaten der Unzerschnittenen Funktionsräume (Heiland et al. 2017), wobei geringe Abstände zwischen Waldgebieten toleriert wurden. Dem stehen die aktuell großflächig waldfreien Auen und Moore gegenüber.

Viele PNV-Typen sind durch forstliche Nutzung großflächig mit hohen Nadelbaumanteilen überprägt. Die Bergmischwälder haben hohe (reine) Nadelwaldanteile. Auf basenreichem Substrat 40 % ihrer potentiellen Fläche, auf basenarmem Substrat sogar 68 %. In den potentiellen Buchenmischwäldern sind auf basenreichem Substrat 39 % und auf sauren Standorten sogar 66 % Nadelbaum-dominiert. In den potentiellen trockenen Eichenwäldern liegen die Nadelwaldanteile bei über 69 %.

Auf allen flächenmäßig bedeutsamen waldfähigen Standorten in der Wildniskulisse sind somit große Teile des aktuellen Waldbestandes als naturfern einzustufen. Dies gilt besonders in den potentiellen trockenen Eichenwäldern (ersetzt durch Kiefernforste) und den potentiellen Buchenmischwäldern (in höheren Lagen ersetzt durch Fichte, im Tiefland durch Kiefer). In den potentiellen Bergmischwäldern sind die reinen Nadelwaldanteile noch größer, allerdings ist hier natürlicherweise der Nadelbaumanteil höher.

Nutzungsintensitäten im Offenland und Sukzession unter Wildnisbedingungen

Die Nutzungsintensitäten im Offenland bestimmen bei der Wildnisentwicklung die Sukzessionsgeschwindigkeit zum Wald. Im Bergmischwald ist das Offenland meist extensiv genutzt mit viel inhomogenem Grasland (mit Gebüsch), weiterhin Naturverjüngung Wald. In den basenreichen Buchenmischwäldern ist das Offenland zu großen Teilen intensiv genutzt und homogenes Grasland. In den bodensauren Buchenmischwäldern nehmen landwirtschaftliche Nutzungen nur 1/4 der Fläche ein mit intensivem Grasland und Heiden. In den trockenen Eichenmischwäldern ist das Offenland durch ungenutzte Heide dominiert, teils auch bereits Gebüsch und Naturverjüngung Wald. In den Auen und Mooren ist das Offenland zu ca. 2/3 intensiv und zu ca. 1/3 extensiv genutzt, der Rest ohne Nutzung. Es dominieren homogenes Grasland bzw. gehölzfreies Moor, Gebüsch und Naturverjüngung treten zurück.

In den Bergmischwäldern kann sich der Wald somit unter Wildnisbedingungen ohne größere Widerstände auf vorhandenes Offenland ausbreiten, da Extensivnutzungen und vorhandenes Gebüsch bzw. Naturverjüngung überwiegen und dies befördern. In den bodensauren Buchenmischwäldern und den trockenen Eichenmischwäldern ist dies ebenso zu erwarten. In den basenreichen Buchenmischwäldern jedoch stehen dem größerflächige Intensivnutzungen entgegen. Das gilt ebenso für die Auen und Feuchtgebiete. Heutige Intensivnutzungen bilden aufgrund des Nährstoffreichtums bei Nutzungsaufgabe unter Wildnisbedingungen zunächst meist dichte Grasfilze von Brachearten, die die Gehölzsukzession für Jahrzehnte hemmen können. Allerdings bleibt das Offenland damit meist auch naturschutzfachlich von geringem Wert, wohingegen die Artenzahlen auf frühsukzessionalem Extensivgrünland für die ersten Jahre zunehmen können (artenreiche Ökotone).

5.4 Auswahl von bedeutsamen Ökosystemtypen für die Simulationsstudien

Die Ergebnisse der ersten Sitzung der projektbegleitenden Arbeitsgruppe und die darauffolgende Analyse der Wildniskulisse hinsichtlich Ausgangszustände und standörtlicher Randbedingungen für potentielle Wildnisentwicklungen führte zur Priorisierung von PNV-Typen aufgrund ihrer flächenmäßigen Bedeutsamkeit in der Wildniskulisse, ihres aktuellen Zustandes und Lage im Klimagradienten. Verglichen wurden die Übergänge des in Deutschland dominanten Buchenwaldes hin zu den subkontinentalen Eichen-Standorten (Eichenmischwald-Heide-Komplexe) und den subalpinen Fichtenwäldern (Bergmischwälder) mit einem gegenwärtigen Optimalstandort für die Buche (Kalk-Buchenwald). Diese Auswahl testete die in der projektbegleitenden Arbeitsgruppe formulierte Hypothese, dass an den Grenzen der Buchendominanz durch die kombinierte Einwirkung von Störungen, Megaherbivoren und Klimawandel ein Offenlandpotential besteht, das gegenwärtig im Buchenwald auf Optimalstandorten nicht vermutet wird. Für diese zonalen Waldökosysteme wurden Studiengebiete ausgewählt, die repräsentativ für den PNV-Typ und ausreichend voruntersucht waren um ein Datengrundlage für die Modellierung zu bieten (Tabelle 3).

Die Ökosystemtypen und ihre Studiengebiete sind entlang des Höhen- und Kontinentalitätsgradienten verteilt, der Kalkbuchenwald markiert den klimatischen Optimalbereich der Buche mit dem Studiengebiet Nationalpark Hainich. Im Eichenmischwald-Heide-Komplex markiert die Döberitzer Heide die Trockengrenze der Buche mit Übergang zum Eichen-Birken-Kiefernwald. Für den Bergmischwald repräsentiert der Nationalpark Bayerischer Wald lange Höhengradienten mit dem Übergang vom Bergmischwald zum Hochlagen-Fichtenwald, wo sich die charakteristischen Muster in Wald-Offenland-Mosaiken mit den Vegetationszonen im

Klimawandel verschieben. Weitere Auswahlkriterien waren Gebietskenntnis und gute Datengrundlage über Walddynamiken und Sukzessionsreihen (u.a. aus Nationalpark-Managementplänen und spezifischer Nationalparkforschung zum historischen und aktuellen Zustand, zu Vegetationsdynamik, Störungen und Megaherbivoren).

Tabelle 3 Ausgewählte Ökosystemtypen für die Simulationsstudien mit ihren Studiengebieten und deren klimatischen Randbedingungen (Höhenlage, Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und potentiell natürlicher Vegetation. NP: Nationalpark, Ehem. TrÜP: ehemaliger Truppenübungsplatz. Quellen: Ehem. TrÜP Döberitzer Heide: Anders et al. (2004); NP Hainich: Nationalparkverwaltung (2010); NP Bayerischer Wald: Nationalparkverwaltung (1995).

Ökosystemtyp	Studiengebiet	PNV-Typ	Größe [ha] Höhenlage [m üNN]	Klima [C°, mm/Jahr]
Eichenmischwald-Heide-Komplex	Ehem. TrÜP Döberitzer Heide	Straußgras-Traubeneichen-Buchenwälder	3.600 50	9,5 °C, 572 mm subkontinental
Kalk-Buchenwald	NP Hainich	Basenreiche Buchen- und Buchenmischwälder	7.500 225 – 494	~8,1°C; 553 mm subatlantisch
Bergmischwald	NP Bayerischer Wald	Bodensaurer montan-hochmontaner Fichten-Tannen-Buchenwald	10‘000 (Rachel-Lusen-Gebiet) 600 - 1500	6,6°C, 1024mm subkontinentales Mittelgebirgsklima

In Feuchtgebieten (Auen, Küste, Moore) und im Hochgebirge wurden keine Studiengebiete für Simulationsstudien ausgewählt. Sie besitzen eine flächenmäßig geringe Bedeutung. Die Anpassung des Simulationsmodells an diese azonalen bzw. extremen Standorte, also die Implementierung der hydrologischen Bedingungen und Störungsdynamiken (Überflutungsdauern), stellt derzeit leider einen zu hohen zeitlichen Aufwand dar. Allerdings werden ihre potentiellen Wildnisentwicklungen im Kapitel Synthesen (Kap. 11) literaturbasiert diskutiert.

6 Übergreifender Ansatz der Simulationsstudien in Eichenmischwald-Heide-Komplexen, in Buchen- und Bergmischwäldern

Die Simulationsstudien untersuchen in abstrakten Beispiellandschaften für die ausgewählten zonalen Waldökosystemtypen die Interaktion von Ökosystemtyp-spezifischen Störungsregimen und Äsergemeinschaften für Szenarien der langfristigen Wildnisentwicklung über Klimawandelzeiträume hinweg. Die jeweiligen Studiengebiete dienen nur als Datengrundlage, die Szenarien und simulierten Landschaftsdynamiken sind nicht direkt auf die Studiengebiete übertragbar, insbesondere nicht auf die Nationalparke Hainich und Bayerischer Wald. Auswahlkriterien für die Studiengebiete waren vor allem der Fundus an Vorarbeiten und Literatur zu Vegetation, Störungsregimen und Äsergemeinschaften, die für eine Modellierung und Szenarioformulierung unerlässlich sind.

Die ausgewählten Ökosystemtypen vergleichen die Übergänge des in Deutschland dominanten Buchenwaldes hin zu den subkontinentalen Eichen-Standorten (Eichenmischwald-Heide-Komplexe) und den subalpinen Fichtenwäldern (Bergmischwälder) mit einem gegenwärtigen Optimalstandort für die Buche (Kalk-Buchenwald). Diese Auswahl greift die Hypothese der projektbegleitenden Arbeitsgruppe auf, dass an den Grenzen der Buchendominanz durch kombinierte Einwirkung von Störungen, Megaherbivoren und Klimawandel ein Offenlandpotential besteht, das gegenwärtig im geschlossenen Buchenwald nicht vermutet wird (vgl. Kapitel 5.4).

Während alle Landschaftssimulationen in abstrakten Beispiellandschaften durchgeführt wurden, so wurden für das Klima die jeweiligen Zeitreihen des Lokalklimas der Studiengebiete (historisch und Szenarien) vom Potsdam Institut für Klimafolgenforschung basierend auf dem F & E Projekt des Bundesamtes für Naturschutz „Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel - Risiken und Handlungsoptionen“ (FKZ 806 82 270 - K1, Laufzeit: 21.8.2006-20.8.2009) verwendet und uns zur Verfügung gestellt (herzlichen Dank nochmals dafür an Frau Ylva Hauf).

Das in langjährigen Vorarbeiten entwickelte **dynamische Computermodell zur Landschaftsentwicklung in Waldweide-Ökosystemen WoodPaM** (Wooded-Pasture Model, (Gillet 2008; Peringer et al. 2013, 2015, 2016, 2017) wurde an die topographischen, edaphischen und klimatischen Bedingungen der Ökosystemtypen und Studiengebiete angepasst. Für jeden Ökosystemtyp wurden **Ausgangszustände für zukünftige Wildnisentwicklungen** definiert (repräsentativ basierend auf den GIS-Analysen in Kapitel 5) und darauf aufbauend unter Variation der Äsergemeinschaften und typ-spezifischen Störungsregime **Szenariobäume** formuliert (basierend auf den Ergebnissen der Literaturrecherche, Kapitel 4).

Zugunsten der Vergleichbarkeit erfolgten alle Simulationen in **abstrakten und synthetischen Beispiellandschaften** der Größe 1 km mal 1 km, denen nur wesentliche topographische und edaphische Charakteristiken zugrunde gelegt wurden, die ausreichen, um die Vegetationsentwicklung auf Sonderstandorten zu integrieren (landschaftliche Diversität durch die Integration standörtlicher Heterogenität, z.B. flachgründige Böden, Steppenheidetheorie). Die **Wildnisentwicklungsszenarien wurden über Klimawandelzeiträume hinweg** (bis 2100 AD) und darüber hinausunter Beibehaltung der klimatischen Bedingungen von 2100 langfristig (bis 2500 AD) ausgewertet um die angestoßenen Sukzessionstendenzen zu pointieren, die erst nach mehreren Baumgenerationen (ca. 100 Jahre) offenbar werden.

6.1 Gliederung in die Arbeitsschritte Modellierung und Szenariosimulation

6.1.1 **Das Computermodell WoodPaM**

Das **prozess-basierte Modell WoodPaM** verknüpft durch seine Weiterentwicklung im Projekt „WildesOffenland“ (Schulze et al. 2018 und Anhänge 3 bis 5) die wesentlichen ökosystemaren Prozesse miteinander, die die Wald-Offenland-Verteilung in Wildnislandschaften bestimmen. Diese sind die Verbisswirkungen von intermediären Megaherbivoren auf die Feld- und Strauchschicht, die Störung der Baumschicht durch Windwurf, Borkenkäfer und Holzeinschlag als Initialmaßnahme, die Wirkungen von Wildfeuer auf die Feldschicht und auf Gehölze und die sukzessionale Dynamik der Feldschicht und das Wachstum von Gehölzen.

Abbildung 5 zeigt die räumlich-hierarchische und die Prozessstruktur des Modells WoodPaM.

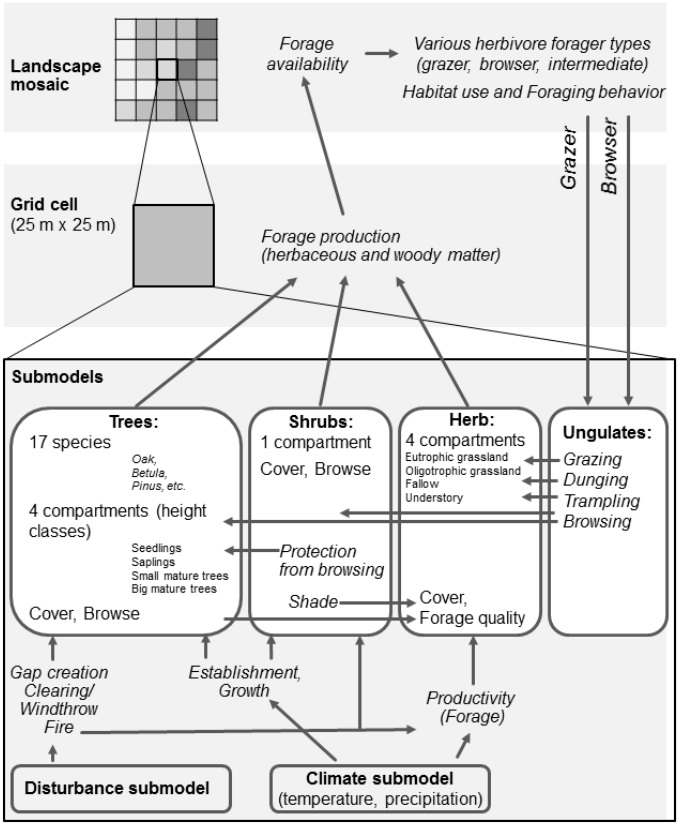


Abbildung 5 Die Struktur des Ökosystemmodells WoodPaM. Dargestellt sind die Teilmodelle mit ihren hauptsächlichen Prozessinteraktionen auf den räumlich-hierarchischen Ebenen Landschaft und Rasterzelle.

Das Ökosystemmodell WoodPaM (Wooded-Pasture Model) ist ein Rasterzellen-basiertes Modell (Zellengröße 25m x 25m), das in einem jährlichen Zeitschritt die Vegetationsdynamik pro Rasterzelle simuliert. Auf der Ebene der Rasterzelle werden die Ausbreitung, Etablierung und das Wachstum der Gehölzschicht (Bäume, Sträucher) simuliert. Auf der Landschaftsebene werden die baumarten-spezifische Fernausbreitung über Long-Distance Seed-Dispersal in benachbarte Rasterzellen und das selektive Raumnutzungsverhalten von Me-

gaherbivoren simuliert, welches sich entsprechend den Präferenzen des Äsertyps (Grazer, Browser, Intermediate) am Nahrungsangebot in der Kraut- und Gehölzschicht in der Modelllandschaft orientiert und von der Deckung der Gehölzschicht beeinflusst wird. Ursprünglich wurde das Modell auf das selektive Raumnutzungsverhalten von Milchkühen (Grazern) hin parametrisiert, die produktive Wiesen bevorzugen und Habitate mit dichter Gehölzdeckung meiden, wie es in den Bergweiden des Schweizer Jura beobachtet wurde (Kohler et al. 2006). Basierend auf diesem Ansatz besteht eine starke Rückkoppelung zwischen der räumlichen Verteilung des Nahrungsangebotes und der Gehölze auf Landschaftsebene und dem Äsungsverhalten der Megaherbivoren, die wiederum durch ihren Äsungsdruck lokal auf Rasterzellenebene Sukzessionsdynamiken in der Krautschicht auslösen.

Das Modell wurde für die Wildnis-Simulationen dahingehend erweitert, dass es das Äsungsverhalten intermediärer wildlebender Megaherbivoren wie Wisent und Hirsch abbilden kann. Hierfür wurde das Äsungsverhalten für Browsing neu implementiert (detaillierte Modellierung in Schulze et al. in Ecological Modelling, Schulze Dissertationsschrift). Weiterhin wurden die natürlichen Störungsregime Wildfeuer und Borkenkäfer-Kalamitäten neu implementiert, um natürlich vorkommende Störungen in Wäldern zu simulieren.

Die hierarchische und prozessbasierte Struktur im Modell WoodPaM, ermöglicht es Rückkopplungen, die für die raumzeitliche Musterbildung während der Landschaftsdynamik verantwortlich sind, darzustellen. Diese Landschaftsdynamik wird nun verursacht durch die Interaktionen zwischen natürlichen Störungen, Megaherbivoren und der Vegetation entlang zeitlicher oder räumlicher Klimagradienten (Klimawandel, Höhenstufen der Vegetation). Eine detaillierte Ausführung der grundlegenden Prozessformulierungen im Modell WoodPaM ist dargestellt in Gillet (2008); Peringer et al. (2013); Peringer et al. (2015); Peringer et al. (2016); Peringer et al. (2017). Alle Modellerweiterungen und die Studiengebiets-spezifische Kalibrierung des Modells sind in den Anhängen 3, 4 und 5 (Eichenmischwald-Heide-Komplex, Kalk-Buchenwald, Bergmischwald) dokumentiert.

6.1.2 Gliederung in die Arbeitsschritte Modellierung und Szenariosimulation und Plausibilitätskontrollen

Im Vorfeld der Szenariosimulationen wurde die **Modellierung** jedes Prozesses auf die **Reproduktion prozess-spezifischer beobachteter Muster hin in jedem Ökosystemtyp kalibriert**. Im Zuge der Parameteroptimierung fand auch eine **Sensitivitätsanalyse** statt. Der Abgleich simulierter Muster mit den (teilweise in anderen Landschaften unter vergleichbaren Bedingungen) beobachteten Phänomenen prüfte dabei auch die **Plausibilität** derjenigen Prozessformulierungen im Modell, die sich für die mathematisch-quantitative Formulierung bekannter ökologischer Zusammenhänge bei Datenmangel zwangsweise auf Annahmen stützen musste. Die Kalibrierung bzw. Plausibilitätskontrolle wird zu jedem Ökosystemtyp in den Anhängen dokumentiert (Anhänge 3, 4, 5).

Modellierung und Szenariosimulation verkörpern die **sequentielle Durchführung von zwei aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten** (Abbildung 6). Im ersten Arbeitsschritt der Modellierung erfolgten Datenanalyse, Modellierung und Plausibilitätskontrolle mit Fokus auf die neu in das Modell aufgenommenen Prozesse (Browsing-Aktivität, Wildfeuer, Borkenkäfer; das Windwurfregime war bereits im Modell etabliert, vgl. Peringer et al. 2017). Die vorhandenen Daten zu Prozessen und zu Referenzmustern ihrer Effekte entstammten der Vergangenheit, weswegen die Kalibrierung retrospektiv erfolgte. Demgegenüber formulierte der

zweite Arbeitsschritt Zukunftsszenarien für potentielle Wildnisentwicklungen und untersuchte sie in prospektiven Simulation.

Die Diskussion der **Ergebnisse fokussierte die Landschaftsebene** und ihre Dynamik. **Für zukünftige Landschaften fehlen uns Referenzmuster auf der Landschaftsebene. Darin begründet sich der prospektive Charakter der Simulationsstudien, denn sie untersuchen die Ökosystemdynamik unter zum Teil bislang unbekannten Faktorenkonstellationen** (z. B. mitteleuropäisch-intermediäre Ästergemeinschaft, Klimawandel, mediterranes Wildfeuerregime in den bislang von Wildfeuer weitgehend verschont gebliebenen Ökosystemtypen Eichenmischwald-Heide-Komplex und Kalk-Buchenwald). Der zweite Arbeitsschritt der Szenariosimulationen kann somit nicht mit einer Plausibilitätskontrolle im gewohnten Sinne schließen, er hat extrapolierenden Charakter. **Die Plausibilität der Szenarioergebnisse verlässt sich dabei auf die vorausgegangene plausible Modellierung der unterliegenden Prozesse** (erster Arbeitsschritt).

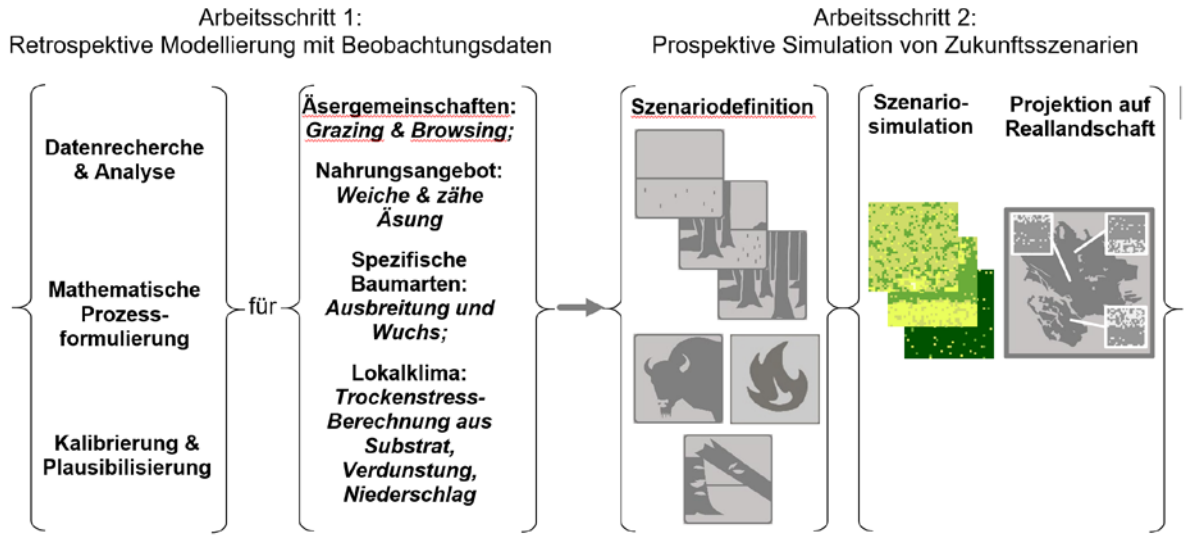


Abbildung 6 Unterteilung der Arbeitsschritte in Modellierung der maßgebenden Faktoren für die Wildnisentwicklung am Beispiel des Eichenmischwald-Heide-Komplex (Datengrundlage Döberitzer Heide) und in die Simulation von Wildnisentwicklungsszenarien für diesen Ökosystemtyp. Der Ansatz der Szenariosimulationen ist in Abbildung 7 weiter aufgeschlüsselt. Nur für die Döberitzer Heide (und nicht für die Nationalparke) wurde eine Projektion der Simulationsergebnisse in die Reallandschaft versucht und insbesondere zu den dort vorhandenen FFH-Lebensraumtypen. Dabei wurden der aktuelle Zustand (Biotopkartierung) und die edaphischen Bedingungen (Bodenkarten, Extrem-, insbesondere Trockenstandorte berücksichtigt (Masterarbeit von Eugen Giesbrecht).

6.1.3 Entwicklung von Szenariobäumen zur alternativen und überlagerten Wirkung von Störungsregimen und Megaherbivoren-Effekten

Generell versucht die Prospektion durch Szenariotechnik mögliche zukünftige Entwicklungsräume auszuloten und Extreme zu pointieren, sie ist deswegen nicht als Prognose zu verstehen. Nicht die simulierten Landschaften selbst sind jede für sich allein ein Ergebnis. Die wesentlichen **Erkenntnisse werden aus dem Vergleich der simulierten Landschaften** in unterschiedlichen Szenarien gewonnen und aus den **Ursachen für die jeweiligen Unterschiede**. Zieht man den Vergleich zu etablierten statistischen Analyseverfahren, so entspricht die prospektive Simulation der explorativen Statistik, denn sie stellt wesentliche Zu-

sammenhänge entlang von Gradienten bzw. Faktoren dar, ohne dabei jedoch im klassischen Sinne Signifikanztests auszuführen. Ungewohnt bei der Aufteilung der Arbeitsschritte des Projektes ist, dass im Vergleich zur klassisch-statistischen Vorgehensweise die Abfolge von explorativer und schließender Statistik vertauscht sind: Bei klassischen Ansätzen folgt die schließende Statistik auf die explorativen Verfahren, die als Screening dienen. Wir verwendeten signifikante Zusammenhänge und insbesondere Regressionsfunktionen für die Kalibrierung des Modells und nutzten dieses Wissen für die weitere Exploration.

Die verwendeten **synthetischen Modelllandschaften** tragen diesem Abstraktionsgrad unserer Simulationen Rechnung. Zugunsten der Vergleichbarkeit erfolgten alle Simulationen in **Landschaftsausschnitten** der Größe 1 km mal 1 km, was 40 mal 40 Rasterzellen des Modells entspricht. Damit war die Anzahl der Rasterzellen ausreichend um die Entstehung von Mosaiklandschaften aus Nachbarschaftsprozessen der Vegetationssukzession (räumlich limitierte Samenausbreitung) und heterogenen Einwirkungen von Störungen (kleinräumiger Windwurf durch Windhosen, Wildfeuerentzündung und Ausbreitung entsprechend der Verteilung brennbarer Biomasse, Borkenkäfernester und ihr Zusammenwachsen zu Kalamitätsflächen) und Megaherbivoren (räumliches Äsungsverhalten) nachzuvollziehen. Die Modelllandschaften beschränkten sich auf die wesentlichen topographischen und edaphischen Charakteristiken der Ökosystemtypen, die ausreichen, um die Vegetationsentwicklung auf Sonderstandorten zu integrieren. Dadurch können die Simulationsergebnisse auch die Rolle landschaftlicher Diversität aufgrund standörtlicher Heterogenität abbilden, z.B. die Entwicklung spezieller Vegetationsformationen auf flachgründigen Böden (u.a. Steppenheidetheorie), wie sie das Merkmal von Großschutzgebieten sind.

In jedem Ökosystemtyp starteten die Wildnisentwicklungsszenarien in **systematisch variierten Ausgangszuständen der Landschaft**, die sich in der Wald-Offenland-Verteilung unterschieden. Im Eichenmischwald-Heide-Komplex (Studiengebiet Döberitzer Heide) und im Kalk-Buchenwald (Studiengebiet Hainich) wurden mit Hilfe der folgenden drei Ausgangszustände die folgenden Fragen adressiert:

Ausgangszustand „Offenland“: Eine gehölzfreie Fläche auf der die Waldentwicklung allein durch *Long-Distance Seed Dispersal* der Baumarten beginnt. Frage nach Geschwindigkeit und -mustern der progressiven Sukzession, insbesondere Patch-Formation durch O*utpost-Tree* Kolonisation auf großen Offenlandflächen.

Ausgangszustand „Waldrand“: Eine Fläche zur Hälfte bewaldet mit aktueller Vegetation und zur Hälfte gehölzfrei. Frage nach der Geschwindigkeit der Saumentwicklung, des Voranschreitens von Waldrändern und der Wirkungen von Störungen und des Verhaltens von Megaherbivoren in Wald-Offenland Mosaiken.

Ausgangszustand „Wald“: Eine Fläche vollständig bewaldet mit aktueller Vegetation. Frage nach Geschwindigkeit und Muster der regressiven Sukzession und der Entwicklung potentiell natürlicher Vegetation im Klimawandel. Dabei besaß der Ausgangszustand zunächst geringe Totholzmengen, wie sie in heute bewirtschafteten Wäldern bzw. jungen Naturwaldreservaten üblich sind.

Diese Fragen sind bedeutend auf ehemaligen Truppenübungsplätzen, in der Döberitzer Heide die Entwicklung des Offenlandes der Großen Wüste, im Hainich die Entwicklung der Schießbahnen, und in beiden Gebieten die Effekte ansteigenden Trockenstresses im Klima-

wandel auf die Waldentwicklung auf trockenen Sand- und Muschelkalk-Böden. Im Ökosystem Bergmischwald trat anstelle des „Waldrand"-Szenarios eine Reproduktion der Borkenkäferkalamitätsflächen im Studiengebiet Bayerischer Wald um die potentielle Weiterentwicklung solcher Flächen auch unter Megaherbivoren-Einflüssen auszuloten. Das „Offenland"-Szenario wurde aufgrund mangelnder Bedeutung des Offenlandes im Bergmischwald ausgeschlossen (Kapitel 5.3).

Für jeden Ausgangszustand wurden die **Effekte unterschiedlicher Äsergemeinschaften und -dichten und Ökosystemtyp-spezifischer Störungsregime** auf die Wildnisentwicklung im Format von Szenariobäumen untersucht, die in der Dokumentation der Simulationsstudien definiert sind (zum Eichenmischwald-Heide-Komplex in Kapitel 7, zum Kalk-Buchenwald in Kapitel 8 und zum Bergmischwald in Kapitel 9). Die Variation der Äsergemeinschaft zielte in allen Ökosystemtypen auf die Ergänzung der vorhandenen Äsergemeinschaft mit intermediären wildlebenden Megaherbivoren, die in unserer Normallandschaft fehlen. Die Erfahrungen mit dem Rothirsch (*Cervus elaphus*) im Truppenübungsplatz Grafenwöhr und mit dem Wisent (*Bison bonasus*) in der Döberitzer Heide unterstellen einen potentiell großen Einfluss intermediärer Pflanzenfresser auf Offenlandlebensräume unter Wildnisbedingungen. Für die Modellierung wählten wir den Wisent als Repräsentant zur Komplettierung vorhandener Äsergemeinschaften, weil seine Grazing- und Browsing-Effekte, sein Nahrungsbedarf und seine Nahrungszusammensetzung in Wildnislandschaften gut untersucht sind, während zum Verhalten des Rothirsches im Halb-Offenland (Grafenwöhr) die Untersuchungen noch laufen. Die Abbildung 7 stellt den Szenarioansatz schematisch dar.

Die **Wildnisentwicklungsszenarien wurden über Klimawandelzeiträume hinweg** (bis 2100 AD) und darüber hinaus (bis 2500 AD) ausgewertet um langfristige Sukzessionstendenzen zu pointieren, die erst nach mehreren Baumgenerationen (ca. 100 Jahre) offenbar werden. Wir verwendeten in allen Ökosystemtypen das sehr moderate Klimawandelszenario rcp4.5. Die RCP-Szenarien sind Sozioökonomie- und Atmosphärenkonzentrations-Szenarien von Treibhausgasen (Representative Concentration Pathways RCP), die sich nach den resultierenden Strahlungsantrieben der Erderwärmung im Jahr 2100 durch ansteigende Treibhausgaskonzentrationen gegenüber den vorindustriellen Werten von 1850 unterscheiden (die RCP-Szenarien ersetzen die SRES-Szenarien aus dem Intergovernmental Panel On Climate Change 2000). Nach dem IPCC Fifth Assessment Report (IPCC AR5 WG1) liegt im Szenario rcp4.5 der Spitzenwert der CO_2-Emissionen um 2040, die Emissionen gehen danach zurück. Das globale Temperaturniveau steigt relativ zur Periode 1986 - 2005 um ca. 2°C. Die aktuelle weltpolitische Lage lässt jedoch einen Rückgang der CO_2-Emissionen bis 2040 wenig wahrscheinlich erscheinen, sodass zukünftig mit einem ausgeprägteren und rascheren Klimawandel als von uns simuliert zu rechnen ist. Eine Studie des UBA zur Ökosystemintegrität von Wäldern (Umweltbundesamt 2013) zeigte kaum Effekte für das Szenario 2.6, das Szenario 8.5 provozierte jedoch sehr deutliche Verschiebungen von Vegetationszonen im Gebirge und sehr starken Trockenstress in den Tieflagen Brandenburgs mit entsprechend veränderten Baumartenzusammensetzungen. Das von uns gewählte moderate Klimawandelszenario stellt den Versuch dar Klimawandeleffekte zu berücksichtigen, ohne jedoch Klimawandel zum dominanten Faktor zukünftiger Vegetationsentwicklung zu machen.

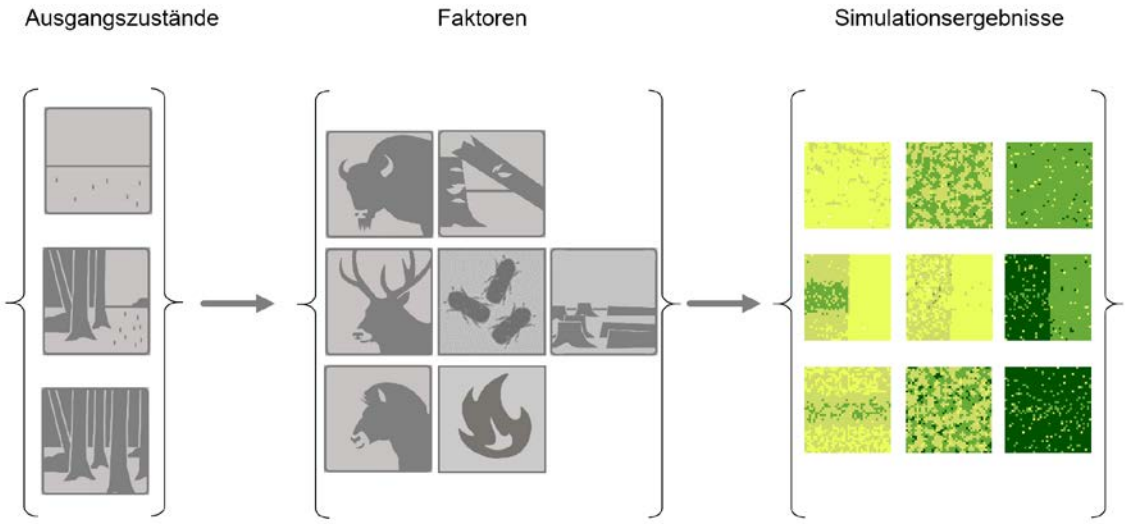


Abbildung 7 Schematische Darstellung des Szenarioansatzes. Jeder der drei Ausgangszustände (Offenland, Waldrand, geschlossener Wald) wurde in einer synthetischen Modelllandschaft der Größe 1 Kilometer mal 1 Kilometer konzeptualisiert. Sie enthält Sonderstandorte, hier einen zentralen Bereich mit Böden geringerer Feldkapazität, repräsentativ für einen Trockenstandort auf Binnendüne im Eichenmischwald-Heide-Komplex (vgl. Abbildung 9). Die Simulationen wurden jeweils unter Präsenz bzw. Absenz einer komplettierten Megaherbivorengemeinschaft, der Ökosystemtyp-spezifischen Störungsregime (Altbaummortalität, Wildfeuer, Borkenkäfer) und von initialer Waldöffnung sowie den Kombinationen aus diesen Faktoren der Wildnisentwicklung gerechnet (Szenariobäume). Die Simulationsergebnisse im 1 km-Quadrat wurden strukturell (Wald-Offenland-Verteilung, dunklere Grüntöne zeigen höheren Baumdeckungsgrad an) und hinsichtlich Baumarten- und Phytodiversität der Feldschicht ausgewertet.

Obwohl das Modell WoodPaM in Teilen stochastische Prozesse enthält wurde **für jedes Szenario nur ein Simulationslauf ausgewertet**. Die stochastisch modellierten Prozesse sind die Gehölzetablierung durch *Long-Distance Seed Dispersal* der Baumarten und die räumliche Allokation von Störungswirkungen auf die Vegetation, d.h. der Ort der Entzündung von Wildfeuern, des Auftretens von Borkenkäfernestern und des initialen Einschlags von Bäumen (vgl. Anhang 3 und die Kap. 7.5.3, 7.5.5, 9.5.3). Die Stochastizität in diesen Prozessen ist notwendig um realitätsnahe Landschaftsmuster mit der spezifischen Heterogenität zu erzeugen. So bewirkt die stochastische *Outpost-Tree-Colonization* die heterogene Verteilung von Gehölzpatches bei der Kolonisation von Offenland. Die zufällige Verteilung von Brandherden lässt Mosaike aus gebrannten und ungebrannten Flächen in räumlicher Verzahnung entstehen, für den Borkenkäfer und initialen Holzeinschlag gilt Entsprechendes. Die Stochastizität ist dabei so kalibriert, dass zwar realistisch-heterogene Landschaftsmuster entstehen, der angestoßene sukzessionale Trend jedoch eindeutig ist und die Landschaftsmuster langfristig strukturell zu ähnlichen räumlichen Verteilungen der Lebensräume konvergieren. Bei wiederholten Simulationen liegen die Trajektorien des Deckungsgrades der Lebensraumtypen und der strukturellen Kennwerte (Abbildungen in den Anhängen) auf jeweils gleichen Niveaus, auch wenn die Lokation von einzelnen Wald- bzw. Offenlandpatches, Brandflächen und Borkenkäfernestern in den simulierten Landschaftsmustern um einige Rasterzellen (25 Meter) differiert (Abbildungen 13, 21, 27). Die Beobachtung wiederholter Simulationen bei den vielen für die Kalibrierung notwendigen Testläufen des Modells sicher-

ten diese Vorgehensweise ab und der Realismus der erzeugten Muster ist im Expertenkreis anerkannt (anonymer Reviewer zu Peringer et al. 2017).

6.2 Zum Potential prospektiver prozess-basierter Modellierung und Szenariosimulation

Die **Reproduktion bekannter Ökosystemdynamik** unter gebiets-spezifischen Bedingungen im Zuge der Kalibrierung bzw. Plausibilitätskontrolle brachte für sich alleine nur einen bedingten Erkenntnisgewinn hinsichtlich der Fragestellungen dieses Vorhabens. Zwar ergab auch der erste Arbeitsschritt der Modellierung und Kalibrierung mit der Kondensation ökologischen Wissens aus unterschiedlichen Quellen hinein in eine konsistente mathematische Formulierung bereits wissenschaftlichen Fortschritt. Der für das Projekt relevante **Mehrwert der Modellierung** entstand jedoch durch die **dynamische und räumliche Verknüpfung der kalibrierten Einzelprozesse** im **Rahmen von Szenarien** über **Klimawandelzeiträume** hinweg und in **einer standörtlich heterogenen Landschaft.** Erst in diesem zweiten Arbeitsschritt machte das Modell zusammen mit den Szenarien die Komplexität handhabbar, die sich aus den Prozessinteraktionen in einem Raumausschnitt und in Nachbarschaftsverhältnissen sowie durch die exogene und endogene Veränderlichkeit von Standortfaktoren ergibt. Beispiele hierfür sind: für lokale Interaktionen: Gehölzverbiss und -regeneration; für Nachbarschaftsinteraktionen: Ausbreitung von Gehölzdiasporen, Wildfeuer und Borkenkäfern, von Megaherbivoren präferierte Weidegründe in der Nähe von Wald und Gebüsch als Deckung; für exogene Standortvariabilität: Klimawandel und Gradienten im Bodenwasserhaushalt; für endogene Standortvariabilität: durch Gehölzsukzession, Windwurf und Borkenkäfer verändertes Licht- und Feuchtigkeitsklima (Interzeption und Transpiration der Gehölze), durch Wildfeuer veränderte Nährstoff- und Nahrungsverfügbarkeit für Pflanzen und Tiere in der Feldschicht.

Die Ergebnisse eines Teils der Szenariosimulationen waren **plausibel bis trivial** und stärkten das **Vertrauen in die modellierten Prozessinteraktionen** (die isolierte Analyse der Prozesse war Teil der Kalibrierung)**.** Dies galt meist für Szenarien, in denen nur wenige Prozesse miteinander kombiniert wurden (z. B. Megaherbivore und initiale Waldöffnung ohne zusätzliche Störungsregime) und ihr Ergebnis durch Analogieschlüsse z. B. aus extensiven Weidelandschaften (Weidepflege) oder dem feuerbeeinflussten Mittelmeerraum vorhersehbar war (Feuerregime im Klimawandel ohne Megaherbivore). Ein anderer Teil der Ergebnisse zeigte **vorher nicht gedachte Entwicklungen** auf, indem er **die Interaktionen in den Ökosystemtypen neu auftretender Prozesse gegeneinander abwog** oder ihre **kombinierten Effekte** zeigte (u.a. intermediäre Megaherbivore und Klimawandel im Eichenmischwald-Heide-Komplex, Wildfeuer und intermediäre Megaherbivore im Kalk-Buchenwald, intermediäre Megaherbivore und Borkenkäfer im Bergmischwald). Die Konsequenzen von Prozessinteraktionen in komplexer Umwelt wurden in Form der simulierten Dynamiken und Muster offenbar und anhand der **mechanistischen Modellstruktur kausal verständlich**. Auch **unrealistische Landschaftsmuster** waren hier wertvolle Simulationsergebnisse, denn in der Regel pointierten sie extreme Entwicklungen, die zwar so in Reinform unwahrscheinlich sind, jedoch als unterliegende Trends ein Teil der Ökosystemdynamik sind oder kleinräumig auftreten könnten (z.B. Wildfeuer im Kalk-Buchenwald). Erkenntnisse ergaben sich dann aus der Analyse der Ursache-Wirkungs-Ketten, die z. B. zu unnatürlich homogenen oder segregierten Landschaftsmustern oder zum Baumartenwechsel führten, und nicht aus den Landschaftsmustern selbst. Daraus konnte u.a. geschlossen werden, welche Faktoren-

konstellationen problematisch für die Lebensraumvielfalt und -qualitäten in wilden Wald-Offenland-Mosaiken werden können (vgl. die Vorgehensweise in Peringer et al. 2016 und Peringer et al. 2017).

Die **unerwarteten Simulationsergebnisse und ihre Kausalanalyse zusammen erzielen somit den eigentlichen Fortschritt** in zwei Punkten. Erstens wurde das bislang erkennbare Spektrum möglicher zukünftiger Entwicklungen ganzer Wildnislandschaften (über den Erhalt bestimmter FFH-Lebensraumtypen hinausgehend, vgl. die Erkenntnisse u.a. aus der Oranienbaumer Heide, z.B. in Lorenz et al. 2016) erweitert. Zweitens konnte die relative Bedeutung von Prozessen für die zukünftige Landschaftsdynamik abgewogen werden. Die Prozesse selbst waren zwar bereits bekannt (und dieses Wissen Grundlage für die Modellierung/Kalibrierung), nicht jedoch ihre Interaktion über Klimawandelzeiträume hinweg (u.a. die Kombination einer mitteleuropäischen Äsergemeinschaft mit einem natürlichen, in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts einsetzenden Wildfeuerregime, wie es bislang aus dem Mittelmeerraum bekannt war). Das Modell leistete hier mit der logisch und quantitativ stringenten Darstellung der Prozessinteraktionen seine Hauptarbeit. Mit vergleichbarer Nachvollziehbarkeit ist ein solches Vorgehen zumal in raumzeitlich variabler Umwelt verbal-argumentativ wohl kaum zu leisten.

Die Modellbildung und prospektive Szenariosimulation erzielte somit ihre **wesentlichen Ergebnisse dort, wo uns in zukünftigen Entwicklungsräumen bislang Referenzen fehlen** und wo direkte Extrapolationen aufgrund multifaktorieller und Systemkomplexität schwierig sind. Da mangels Referenzen eine Plausibilitätskontrolle auf Landschaftsebene (top-down) unmöglich ist, setzt die Nutzung der Ergebnisse das **Vertrauen in die Plausibilität der modellierten Einzelprozesse und ihrer Verknüpfungen** voraus (Bottom-Up Ansatz). Der Kalibrierung/Validierung bzw. Plausibilitätskontrolle auf Prozessebene sind deswegen die ausführlichen Anhänge gewidmet (Kapitel 3, 4, 5). Zusätzlich wurde in einer **Methodenkritik** zu jeder Simulationsstudie abgeschätzt, welche Prozesse tendenziell unter- oder überschätzt wurden. Anhand dieser **Unsicherheitsanalysen** konnte abschließend gesagt werden, ob die dargestellten Offenlandpotentiale durch Megaherbivore und natürliche Störungen konservativ abgeschätzt wurden (Kapitel 7.6.3, 8.6.3, 9.6.3).

7 Simulationsstudie Eichenmischwald-Heide-Komplex (Wildnisgebiet Döberitzer Heide)

7.1 Zusammenfassung

Herden natürlich vorkommender Megaherbivore mit intermediärem Äsungsverhalten (insbesondere Wisent) haben in den subkontinentalen ostdeutschen Heidelandschaften bzw. Eichen-Hainbuchenwäldern das Potential in Wildnisgebieten Lebensräume mit Habitatqualitäten des Halboffenlandes, der Weiderasen und Wald-Offenland-Ökotone, langfristig zu erhalten und aus heute geschlossenem Wald zu erzeugen. Maßnahmen der initialen Waldöffnung wirken beschleunigend und können vorhandene Wald-Offenland-Grenzen in Patch-Mosaike auflösen helfen. Damit kann in Gebieten, in denen der Offenlanderhalt als Ziel neben dem Prozessschutz festgeschrieben ist, der hohe Aufwand der Komplettierung von Äsergemeinschaften mit wildlebenden, bevorzugt grasenden Megaherbivoren (Wisent, Wildpferd) gerechtfertigt werden, die heute kaum in unserer Landschaft vorkommen.

Das weitere Zulassen eines natürlichen Wildfeuerregimes zusätzlich zu einer intermediären Äsergemeinschaft steigert das Lebensraumangebot Mosaike insbesondere für die feuerfolgende Heide (FFH-LRT 4030) und Arten der Trockenrasen. Ohne Wildfeuer werden die armen Trockenstandorte tendenziell unterbeweidet und verwalden genauso wie Heideflächen. Die Komplettierung von Wildnisökosystemen mit intermediären Megaherbivoren und Wildfeuer erzeugt damit wichtige Habitatqualitäten und erzeugt auch die am reichsten strukturierten Landschaften mit kleinteiligen Mosaiken aus Patches mit unterschiedlichem Gehölzdeckungsgrad und unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung. Ohne Wildfeuer bleiben Offenland und Wald räumlich und zeitlich gering verzahnt. Ohne Megaherbivore entstehen keine Lebensräume für feuer-intolerante und spätsukzessionale Arten. Dann reduziert sich die Baumartendiversität und auch alte Eichenwälder (FFH-LRT 9190) verschwinden zugunsten einer von der Kiefer dominierten Landschaft.

Die Interaktionen zwischen Megaherbivoren, Wildfeuer und der Vegetationsdynamik sind jedoch komplex und ihre Effekte sehr sensibel hinsichtlich des Zustandes von Wildnisgebieten im Sinne der heutigen Verteilung von Wald und Offenland und der Standortheterogenität. Je nach der Dominanz von Wald oder Offenland und der flächenmäßigen Bedeutung von trockenen und frischen bis nassen Standorten können mittel- bis langfristig progressive oder regressive Sukzessionen überwiegen, sodass Einzelfallbetrachtungen notwendig sind.

Können keine Megaherbivoren eingebracht werden, so kann das Zulassen eines natürlichen Wildfeuerregimes eine Alternative sein, um Lebensraumpotential für Heiden zu erzeugen (FFH-LRT 4030). Allerdings muss dann auf die Magerrasenhabitate verzichtet werden. Sie werden durch Brachegesellschaften ersetzt, wie sie auf ungenutzten Parzellen des Wirtschaftsgrünlandes vorhanden sind. Ebenso muss auf alte Eichenwälder (FFH-LRT 9190) verzichtet werden, weil großflächig-katastrophale Feuer allein die Kiefer zulassen.

Einmalige initiale Waldöffnung in Absenz von Megaherbivoren und Wildfeuer hat nur kurzfristige Effekte, beschleunigt die Anpassung der Waldgesellschaft an den Klimawandel durch die Regeneration von angepassten Baumarten und reduziert damit das längerfristige Potential für Waldlichtungen, die in initial ungestörten Beständen durch den Zusammenbruch unangepasster Altbäume insbesondere auf Trockenstandorten entstehen können. Natürlich

entstehen in unbeweideten und ungestörten Wildnisgebieten naturschutzfachliche Werte der Wälder.

Die Szenarien zukünftiger Landschaftsdynamik zeigen das naturschutzfachliche Potential der Entwicklung neuer Naturlandschaften mit kompletten Ökosystemen hinsichtlich Megaherbivoren und natürlichen Störungsregime auf. In den subkontinentalen ostdeutschen Heidelandschaften bzw. Eichen-Hainbuchenwäldern kann sich langfristig ein breites Lebensraumangebot für Zielarten des Offen- und Halboffenlandes entwickeln. Voraussetzung dafür sind jedoch große Flächen mit unterschiedlichen Standorten, weil sich nur hier die Feedbacks zwischen Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore und dem Störungsregime räumlich differenziert ausprägen und eine hohe Lebensraumvielfalt in Raum und Zeit erzeugen. In den großflächigen potentiellen Wildnisgebieten der Heidelandschaften und Eichenwälder Nordostdeutschlands sollte deswegen wo immer möglich die Chance genutzt werden, die Ökosysteme mit beiden Faktoren zu komplettieren, intermediären Ästergemeinschaften und einem natürlichen Wildfeuerregime.

7.2 Einbettung in den Projektrahmen

In den subkontinentalen trockenen Heidelandschaften und Eichenmischwäldern im Osten Deutschlands liegen aussichtsreiche Bedingungen für die Entstehung bzw. den Erhalt von Halboffenlandschaften durch natürliche Störungen und Megaherbivorengemeinschaften in einem Wildnisgebiet vor. Beispiele für durch Megaherbivore geschaffene lichte Eichenwälder geben im mediterranen Raum die spanischen sog. „Dehesas“, Weidelandschaften mit verstreuten Stein- und Korkeichen (*Quercus ilex, Q. suber*). Allerdings sind hier die Landschaftsstrukturen stark von menschlichen Nutzungen geprägt, die Tierdichten hoch und die Anzahl Bäume gering (etwa 40 Bäume pro Hektar, (Plieninger et al. 2003; Pulido et al. 2001).

Aus der Oranienbaumer Heide liegen sehr positive Erfahrungen zu Megaherbivoren-Effekten auf den Erhalt von Heide und Magerrasen vor (u.a. Lorenz et al. 2016). Allerdings sind hier die Tierdichten ebenfalls hoch, sodass Winterfütterung notwendig ist, und die Ästergemeinschaft von Grazern dominiert.

Demgegenüber gibt die Wildniskernzone der Döberitzer Heide mit ihrer Ästergemeinschaft aus Wisent, Pferd, Hirsch und Reh mit in der Summe 0,1 Individuen pro Hektar (Tabelle 4) zusätzlich zu den in Nationalparken üblichen Rothirschen, Rehen und Wildschweinen eine initiale Referenz für Wildnisökosysteme. Da jedoch die Ästergemeinschaft in dieser Zusammensetzung erst seit 2010 auf der Fläche wirkt, kann mit den bisherigen Beobachtungen noch keine Extrapolation auf die langfristig-zukünftige Landschaftsentwicklung mit ihren spezifischen FFH-Lebensraumtypen gewagt werden. Trotzdem sind die Rahmenbedingungen der Döberitzer Heide im Licht des Wildniskonzepts betrachtet einmalig in Deutschland, weswegen sie als Studiengebiet für die Parametrisierung des Modells mit Klima, Standorteigenschaften und der Ästergemeinschaft ausgewählt wurde.

Der ehemalige Truppenübungsplatz „Döberitz“ (im Folgenden die „Döberitzer Heide“) westlich von Berlin und nördlich von Potsdam liegt an der Buchen-Eichen-Grenze in bereits subkontinentalem Klima. Vom zukünftigen Klimawandel sind erhöhte Sommertrockenheit und Waldbrandgefahr zu erwarten. Aktuell verjüngt sich zwar die Buche noch rege (P. Nitschke, persönliche Mitteilung). Die rasche Selbstregeneration von Buchenwäldern nach Störungen

in ihrem Optimalbereich („auf Buche folgt Buche“) ist jedoch nicht zu erwarten. Zukünftig wird die Buche durch Trockenstress gehemmt und ein Wechsel der Dominanzverhältnisse hin zur Eiche und Hainbuche ist anzunehmen (Umweltbundesamt 2013).

Der aktuelle Zustand der Döberitzer Heide ist naturschutzfachlich im Wesentlichen durch alte Eichenwälder (FFH-LRT 9190) und trockene Heiden (4030) gekennzeichnet (Abbildung 8), sowie durch den großen Offenland- und Rohbodenbereich der sog. „Großen Wüste“ mit Pionierlebensräumen. Die Große Wüste und große Teile der Eichenwälder liegen in einem breiten, von Nordwest nach Südost verlaufenden Bereich mit Grobsubstrat geringer Feldkapazität. Durch Trockenstress ist hier eine differenzierte Vegetationsentwicklung gegenüber dem Nord und dem Südteil der Döberitzer Heide zu erwarten.

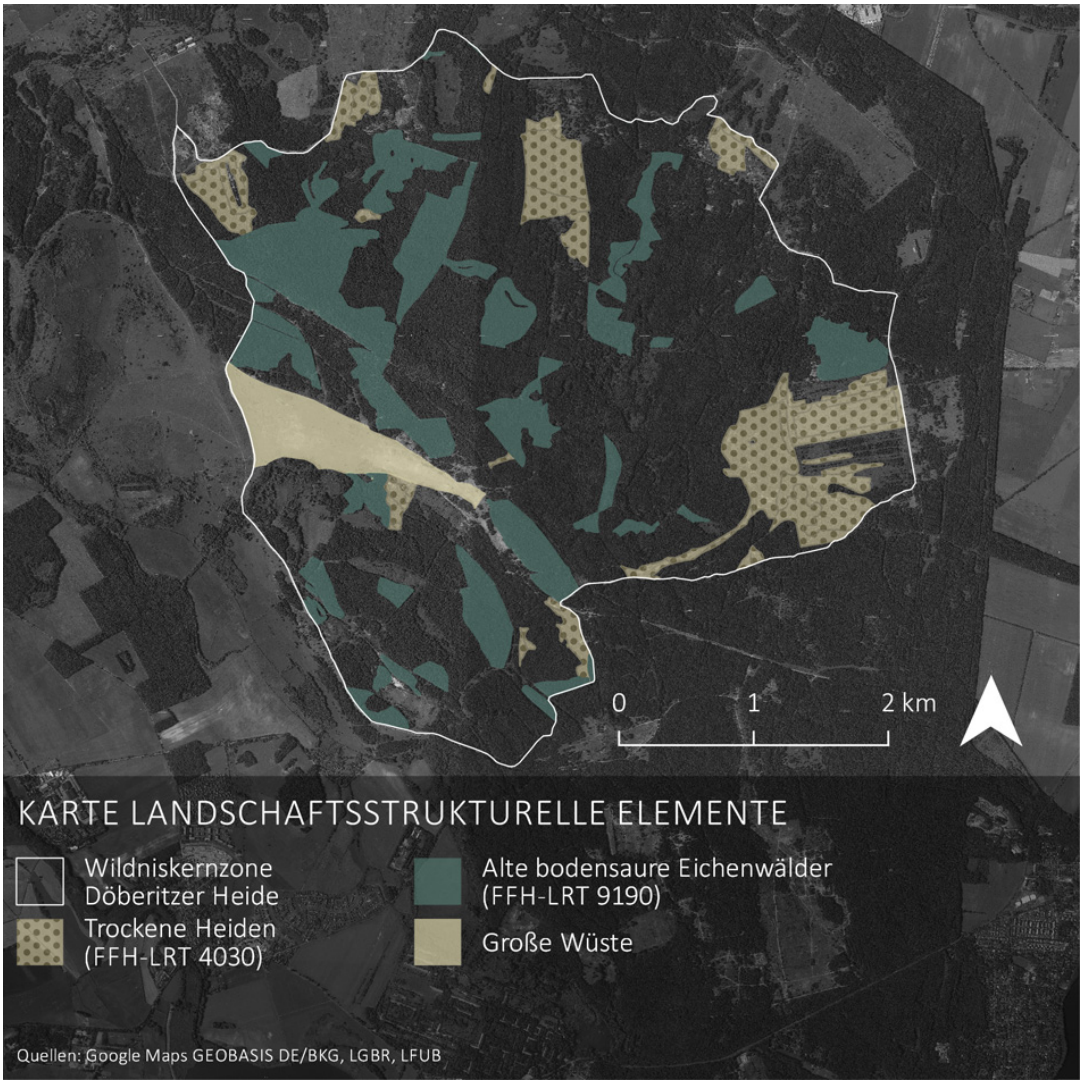


Abbildung 8 Die Döberitzer Heide im Luftbild mit den wichtigsten landschaftsstrukturellen Elementen. Datenquellen: Luftbild (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent), Biotoptypenkartierung des Landes Brandenburg mit FFH-LRT-Zuordnungen (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2016); Abgrenzung Untersuchungsgebiet: (Sielmann Stiftung 2017)

In der Döberitzer Heide traten bereits vereinzelt Wildfeuer auf (J. Fürstenow, persönliche Mitteilung), die in Zukunft auch auf größerer Fläche zugelassen werden sollen (P. Nitschke,

persönliche Mitteilung). Die Kombination aus Äsergemeinschaft, bereits erkennbarem Wildfeuerpotential, standörtlich bedingtem (Böden mit sehr geringer nutzbarer Feldkapazität) und im Klimawandel steigendem Trockenstress auf das Baumwachstum prädestiniert die Döberitzer Heide als Studiengebiet.

7.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen

Frage 1: Wie gestalten die aktuelle Äsergemeinschaft, das absehbare Wildfeuerregime und initiale Waldöffnung einzeln und in Kombination die langfristige Landschaftsdynamik über Klimawandelzeiträume hinweg? Welche Entwicklungen treten in ungestörter Landschaft mit dem Klimawandel auf?

Frage 2: Welche Habitate und Dynamiken entstehen durch progressive Sukzession im gehölzfreiem Offenland, durch regressive Sukzession aus geschlossenem Wald und durch die Kombination beider Trends an Waldrändern einer Halboffenlandschaft? Welches Lebensraumpotential für trockene Heiden (FFH-LRT 4030) und alte Eichenwälder (9190) kann erwartet werden?

Frage 3: Welche Empfehlungen hinsichtlich Äsergemeinschaften, Initialmaßnahmen und dem Zulassen eines Wildfeuerregimes können für trockene Heidelandschaften bzw. Eichenwälder gegeben werden, insbesondere für Gebiete, in denen der Offenlanderhalt als Ziel neben dem Prozessschutz festgeschrieben ist?

7.4 Untersuchungsansatz

7.5 Modelllandschaft und Szenarien

7.5.1 **Modelllandschaft**

In der abstrakten Modelllandschaft wird auf 1 km² die edaphische Heterogenität abgebildet, die repräsentativ ist für die standörtlichen Bedingungen in Eichenmischwald-Heide-Komplexen. Das Studiengebiet Döberitzer Heide wurde als Datengrundlage verwendet (Abbildung 8). Es wird eine standörtliche Heterogenität von edaphischen Bedingungen abgebildet, in welcher sich ein zentraler Bereich trockenstress-geprägter flachgründiger Böden von Ost nach West erstreckt, der umgeben ist von tiefgründigen Böden in der nördlichen und südlichen Landschaftshälfte (Abbildung 9). In der südlichen Landschaftshälfte wurde außerdem eine Wasserstelle modelliert, welche als Attraktor das Raumnutzungsverhalten der Megaherbivoren beeinflusst, jedoch keine Auswirkungen auf die Wachstumsbedingungen der Vegetation nimmt (kein Grundwasseranschluss).

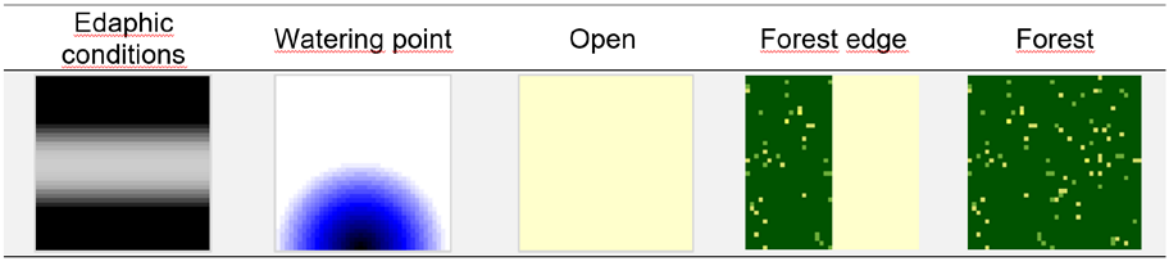


Abbildung 9 Die edaphischen Bedingungen und die Wasserstelle in der Modelllandschaft, sowie die Ausgangszustände der Modelllandschaft für die Szenario-Simulationen. Von links nach rechts: flachgründige Böden mit erhöhtem Trockenstress für das Baumwachstum und die Krautschicht in hellgrau angegeben. Tiefgründige Böden in schwarz. Die Wasserstelle in der südlichen Landschaftshälfte, dessen Anziehung auf die Megaherbivoren mit zunehmender Distanz, angegeben durch eine geringere Blautönung, abnimmt. Die drei Ausgangszustände der Modelllandschaft sind gehölzfreies Offenland, Waldrand mit einer Landschaftshälfte geschlossenem Wald und gehölzfreiem Offenland, und geschlossener Wald. Die Zusammensetzung der Waldgesellschaft in diesen Ausgangszuständen wurde aus der Spin-up Simulation generiert (siehe Abbildung 12) und ihre Deckung wurde nach Habitattypen klassifiziert (definiert in Anhang 3). Legende der Habitattypen in Abbildung 13.

7.5.2 **Äsergemeinschaft**

Ab dem Simulationsjahr 2010 AD wurde die aktuell im Studiengebiet Döberitzer Heide vorkommende Äsergemeinschaft mit 90 Individuen Wisent (*Bison bonasus*), 29 Przewalski Pferden (*Equus ferus przewalskii*), und 90 Rothirschen (*Cervus elaphus*) simuliert (Tabelle 4). Aufgrund des Vorhandenseins von Wisent und Wildpferd wird sie als komplettiert (Completed Herbivore Community) bezeichnet. Bezogen auf die Nahrungszusammensetzung und den Nahrungsbedarf der Gesamtherde, ergab sich in der Summe ein intermediäres Äsungsverhalten für die Gesamtherde mit einer Nahrungszusammensetzung von 67 % aus der Krautschicht und 33 % aus der Gehölzschicht. Obwohl die Dichte an Individuen pro Fläche gering ist (in der Summe 0,1 Individuen / Hektar), ist aber aufgrund des Wisents der durchschnittlich tägliche Nahrungsbedarf pro Individuum hoch (14,8 kg).

Es wurde keine Populationsdynamik simuliert, weil es dafür keine gebiets-spezifische Datengrundlage gab. Eine detaillierte Beschreibung der Modellierung des intermediären Äsungsverhaltens (siehe Schulze et al. in Ecological Modelling, Schulze in Dissertationsschrift und Anhang 3).

Tabelle 4 Tierarten und -dichten der Äsergemeinschaft (Complete Herbivore Community) der Döberitzer Heide. Der Futterbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: J. Fürstenow, van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009.

Completed Herbivore Community	Anzahl	Pro Individuum			Pro Herde		
Tierart	Individuen	Futter kg/d	% krautig	% holzig	Futter kg/d	kg krautig	kg holzig
Wisente	90	22,5	0,67	0,33	2025	1356,8	668,2
Rothirsche	90	9,0	0,61	0,39	810	494,1	315,9
Pferde	29	9,0	0,84	0,16	261	219,2	41,8
Summen	209	40,5			3096	2070,1	1025,9
Pro 100 ha	10						
Pro ha	0,10						
Pro Individuum der Herde					14,8	9,9	4,9
						(67 %)	(33 %)

7.5.3 **Klima, Trockenstress, Wildfeuer**

Abbildung 10 zeigt die Verläufe von Monatsmitteltemperaturen und Monatsniederschlägen für die Simulationszeiträume des Modell Spin-ups hin zu den Ausgangslandschaften (1800 AD bis 1990 AD) und für die anschließenden Szenarien (1991 bis 2500 AD).

Als Datengrundlagen wurden verwendet:

- Stochastische Witterung (basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 1961 bis 1990 AD) für 1800 bis 1960 AD entlang von Temperaturfluktuationen der Nordhalbkugel nach (Moberg et al. 2005),
- Beobachtungsdaten von 1961 bis 2014,
- das moderate Klimawandelszenario rcp4.5 von 2015 bis 2100,
- ein stochastisch generiertes Kima ab 2100 AD basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 2090 bis 2100 AD. Diese stochastische Klimazeitreihe wiederholt die klimatischen Bedingungen (Fluktuationen von Temperatur, Niederschlag, Trockenstress, Waldbrandgefahr) zum Ende dieses Jahrhunderts wieder und ist somit die Grundlage um in den Simulationszeiträumen nach 2100 AD die langfristigen Sukzessionstendenzen zu verdeutlichen.

Die Beobachtungsdaten und das Klimawandelszenario wurden vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung zur Verfügung gestellt (herzlichen Dank an Frau Ylva Hauf). Die Beobachtungsdaten basieren auf einer Interpolation von Originaldaten des DWD (209 synoptische Klimastationen und 1184 Niederschlagsstationen) auf den zum Studiengebiet nächstgelegenen Gittermittelpunkt des I2C-Gitters (impact2c.hzg.de). Die Klimawandelszenarien sind die (im Januar 2017) neuesten Rechnungen des PIK am gleichen Gittermittelpunkt.

Deutlich ist die Erwärmung bereits seit 1850 zu erkennen (rekonstruierte Daten), die sich mit dem rezenten Klimawandel (1900 bis 2014, Beobachtungsdaten) und dem Klimawandelszenario (2015 bis 2100, moderates Szenario rcp 4.5) rasant beschleunigt. Die Jahresmitteltemperaturen liegen Anfang des letzten Jahrhunderts noch bei 9,0°C, aktuell bei 9,4°C, in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts bei 10,6°C und in der zweiten Hälfte bei 11,7°C (Tabelle 5).

Der Trockenstressindex (Abbildung 10) erhöht sich zwar nur geringfügig, die Indexwerte für immergrüne und laubabwerfende Baumarten zeigen jedoch ab Mitte dieses Jahrhunderts (2050 AD) größere Abweichungen mit Tendenz zu niedrigeren Werten für immergrüne Baumarten (Tabelle 5). Darin zeigt sich die Verlagerung der Niederschläge ins Winterhalbjahr (feuchte Wintermonate werden im Trockenstressindex für laubabwerfende Baumarten nicht berücksichtigt, weil sie außerhalb der Wachstumsphase liegen). Immergrüne Baumarten können feuchte milde Winter zum Wachstum und Erholung von sommerlichem Trockenstress nutzen und gewinnen damit einen Vorteil gegenüber laubabwerfenden Baumarten.

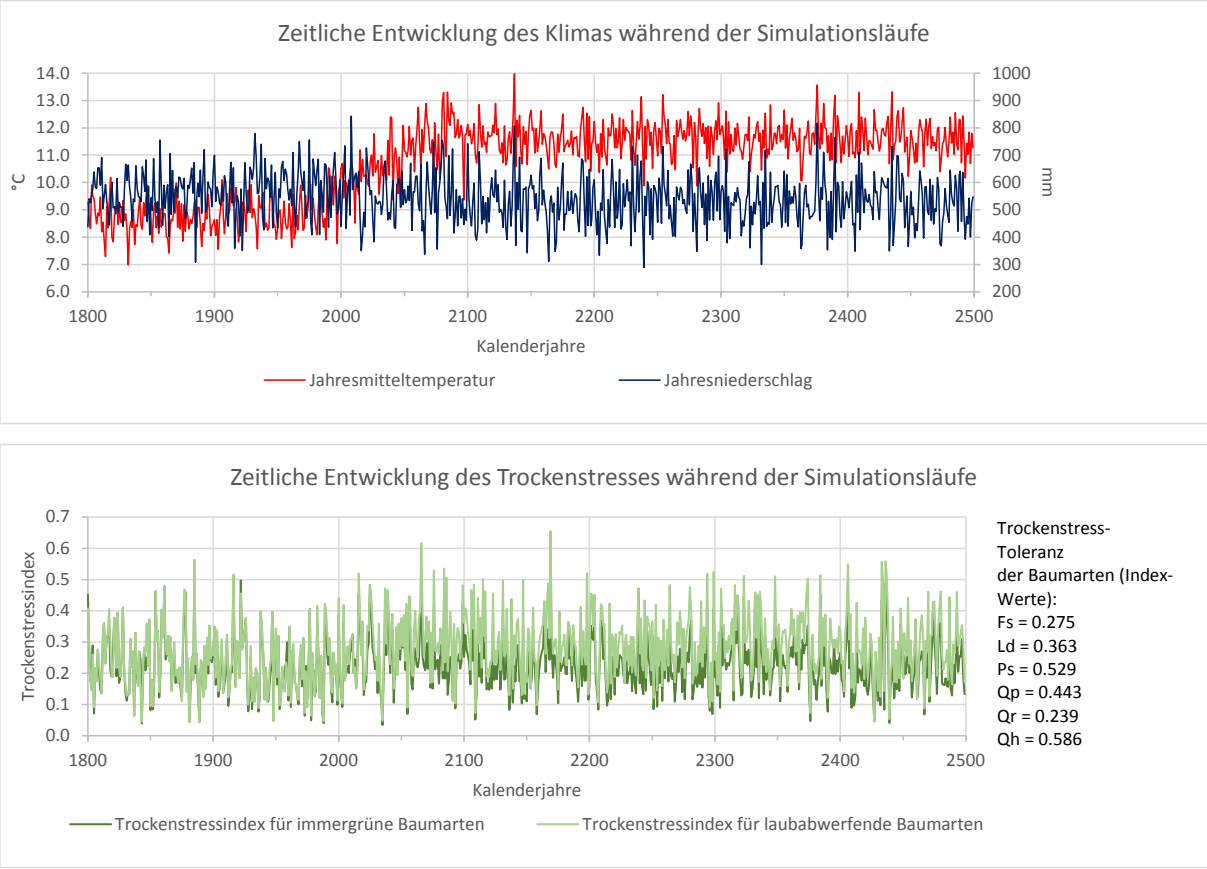


Abbildung 10 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume im Eichenmischwald-Heide-Komplex.

Tabelle 5 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Eichenmischwald-Heide-Komplex.

Periode und Datengrundlage	Jahres-mittel-temperatur [°C]	Jahres-niederschlag [mm]	Trockenstress-index für immergrüne Baumarten	Trockenstress-index für laub-abwerfende Baumarten	Länge der Vegetations-periode [Tage]
1900 - 1930 (rekonstruiert)	9,0	548	0,238	0,251	242
1961 - 2014 (beobachtet)	9,4	582	0,212	0,225	253
2015 - 2050 (Szenario)	10,6	535	0,262	0,301	287
2050 - 2100 (Szenario)	11,7	553	0,251	0,322	316

Für die Beobachtungsdaten und das Klimawandelszenario wurde die Aridität des trockensten Monats eines Jahres als Indikator für die Waldbrandgefahr ausgewertet (Abbildung 11). Von 1961 bis 2014 ergeben sich bei einem Schwellenwert von 30 (30-fach höhere potentielle Evapotranspiration als Niederschlag), der bei dem Brandereignis in den Kaarßer Sandbergen 2009 erreicht wurde, drei potentielle Brandjahre: 1988, 2007 und der trockene Frühling in 2009 (Kaarßer Sandberge Ereignis).

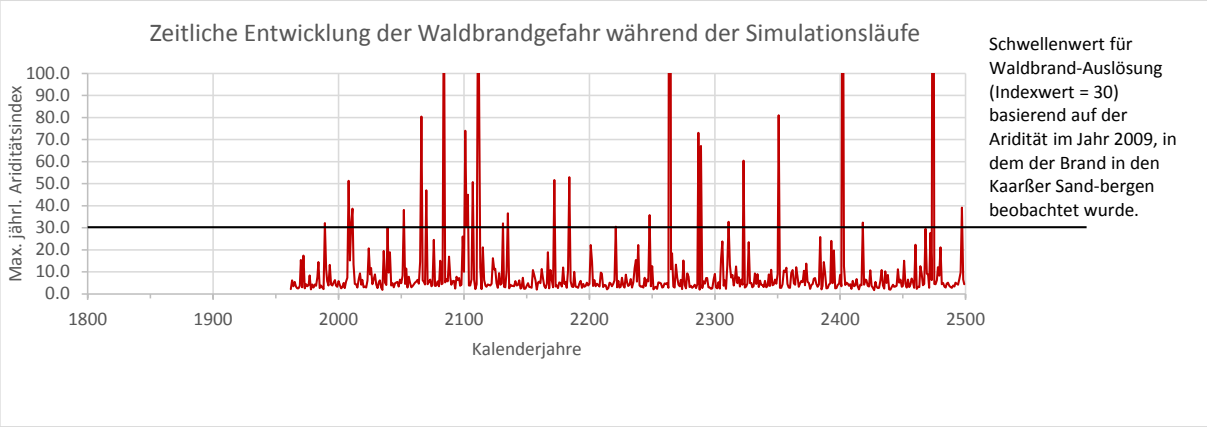


Abbildung 11 Zeitliche Entwicklung der Waldbrandgefahr während der Simulationszeiträume im Eichenmischwald-Heide-Komplex basierend auf dem maximalen Aridtätsindex des Monats eines Jahres (Indexwerte größer als 1 zeigen höhere potentielle Verdunstung als Niederschlag und somit Aridität an). Ab einem Indexwert von 30 wird in den Simulationen mit Wildfeuerregime ein Brand ausgelöst, der sich allerdings nur ausbreitet, wenn ausreichend Fuel in der Landschaft vorhanden ist. Für Details zur Modellierung der Wildfeuer siehe Anhang 3.

In naher Zukunft sind im Klimawandelszenario bis 2050 vorerst keine ausreichend trockenen Monate um das Brandereignis in den Kaarßer Sandbergen wieder wahrscheinlich werden zu lassen in Aussicht. Erst wieder im Jahr 2051 wird der Schwellenwert von 30 überschritten, in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts werden dann allerdings insgesamt 5 Brände ausgelöst (einschließlich 2100).

Die stochastische Klimazeitreihe nach 2100, die statistisch die klimatischen Bedingungen am Ende dieses Jahrhunderts (Referenzperiode ist 2090-2100) bis 2500 wiederholt, beinhaltet regelmäßig Brandereignisse in allerdings unregelmäßigem Abstand. Das potentielle Wildfeuerregime entspricht somit nach 2100 in etwa dem Regime von 2050 bis 2100 und ist geeignet die langfristigen Sukzessionstendenzen zu verdeutlichen.

7.5.4 **Modell Spin-up und Kalibrierung**

Für die Modellkalibrierung wurde das Studiengebiet Döberitzer Heide als Datengrundlage verwendet und eine Spin-up Simulation von 1800 bis 1900 AD durchgeführt mit dem Ziel die aktuelle Waldzusammensetzung zu reproduzieren. Wir initialisierten die Ausgangslandschaft für den Spin-up mit zehn Keimlingen jeder Baumart pro Rasterzelle. In dieser Simulation verwendeten wir eine kombinierte Klimazeitreihe aus rekonstruierten und Beobachtungskennwerten (Kapitel 7.5.3). Zusätzlich wurde die natürliche Mortalität von Altbäumen und Sträuchern berücksichtigt (Anhang 3). Die sich entwickelnde Waldzusammensetzung in der Spin-up Simulation war somit das Ergebnis des Konkurrenzverhalten simulierter Baumarten unter historischen Klimabedingungen. Das Simulationsergebnis des Spin-ups war plausibel. **Wie in der Biotopkartierung** des Landes Brandenburg (Landesamt für Umwelt Brandenburg 2016) ausgewiesen ergab sich **auf frischen Standorten ein Eichen-Buchen-Hainbuchen-Wald** mit nur wenig Pionierbaumarten (Kiefer, Birke und Pappel). **Auf den Trockenstandorten** (zentraler Bereich) **bleiben Buche und Hainbuche zurück** und es gesellen sich **Kiefer, Birke und Pappel zur Eiche**. Sträucher (Ginster und Heide) kommen im geschlossenen Wald praktisch nicht vor (Abbildung 12).

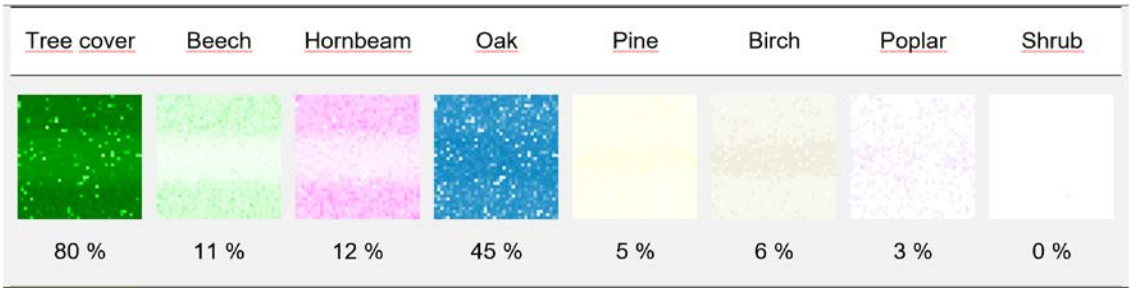


Abbildung 12 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Eichenmischwald-Heide-Komplex von 1800 bis 1990 zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; beech: Buche (*Fagus sylvatica*); hornbeam: Hainbuche (*Carpinus betulus*); oak: Traubeneiche (*Quercus petraea*); pine: Waldkiefer (*Pinus sylvestris*); birch: Hängebirke (*Betula pendula*); poplar: Zitterpappel (*Populus tremula*); shrub: Heide (*Calluna vulgaris*) und Ginster (*Cytisus scoparius*). Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad.

Diese realistische Verteilung ergab sich alleine aus der Interaktion der Wuchsdynamiken der Baumarten und ihrer Regeneration über 190 Jahre hinweg. Für diese Abbildung des Konkurrenzgefüges waren entsprechende Modifikationen in der Berechnung des monatlichen Trockenstressindex und den zugehörigen artspezifischen Schwellenwerten notwendig. **Das Spin-up-Ergebnis bestätigte damit die korrekte Abbildung der Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten**, insbesondere die **wechselnden Dominanzverhältnisse entlang des Trockenstressgradienten in der Modelllandschaft**. Somit ist auch für ansteigenden Trockenstress durch Klimawandel eine realistische Modellreaktion zu erwarten.

7.5.5 **Störungsregime und Szenariodefinitionen**

Basierend auf dem Ergebnis der Spin-up Simulation wurden drei unterschiedliche Ausgangszustände der Modelllandschaften für die Szenario-Simulationen entwickelt, welche ein gehölzfreies Offenland, ein Waldrand und ein geschlossener Wald waren (Abbildung 9). Für

den Ausgangszustand des Waldes wurde die Waldzusammensetzung gemäß den edaphischen Bedingungen verwendet, die sich aus dem Spin-up ergab. Für den Ausgangszustand des gehölzfreien Offenlands und in der gehölzfreien Hälfte der Waldrand-Landschaft wurden die Baumindividuen aller Sukzessionsstadien (Keimlinge, Schösslinge, Altbäume) entfernt und entsprechend ersetzt mit den vier unterschiedlichen Grasgesellschaften der Krautschicht.

In diesen drei Ausgangszuständen simulierten wir die langfristige Vegetationsdynamik in unterschiedlichen Wildnisszenarien von 1990 bis 2500 AD. In den Wildnisszenarien wurden die folgenden Faktoren entweder isoliert oder kombiniert simuliert (Tabelle 6):

- Ab dem Simulationsjahr 2010 AD die komplettierte Äsergemeinschaft intermediärer Megaherbivoren (Completed Herbivore Community Scenario)
- Ab dem Simulationsjahr 2020 AD das Auftreten von Wildfeuern mit natürlichen unregelmäßigen Widerkehrintervall (erstes Wildfeuer bricht im Jahre 2051 AD aus, siehe Abbildung 11)
- Im Simulationsjahr 2020 AD ein initialer Kahlschlag auf 50 % der Waldfläche (Untersuchung der Effektivität der Initialmaßnahme auf einen nachhaltigen Erhalt von Offenland und mit dem Ziel Bestandslücken und Shifting-Mosaics-Dynamics zu initiieren)

Tabelle 6 Definition der Szenarien und ihre Parametrisierung im Eichenmischwald-Heide-Komplex. Im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland wurde kein initialer Kahlschlag simuliert, weshalb es hierfür keine Szenarien-Kennung 1.3 und 1.4 gibt (vgl. 2.3 und 2.4 bzw. 3.3 und 3.4 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien). Die Wildfeuerszenarien sind mit 1.5 und 1.6 (vgl. 2.5 und 2.6 bzw. 3.5 und 3.6 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien) gekennzeichnet, so dass eine symmetrische Szenarien-Kennung zwischen den Ausgangszuständen erhalten bleibt. Die artspezifische Zusammensetzung der Äsergemeinschaft und ihrer Dichte werden in Tabelle 4 gezeigt. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand, gehölzfreies Offenland (Open landscape), Waldrand (Forest edge), geschlossener Wald (Forest); Scenario ID = Szenarien-Kennung; Herbivore Community = keine Äsergemeinschaft (none) oder komplettierte Äsergemeinschaft (completed); Start of fire regime [year] = Simulationsbeginn für das Zulassen von Wildfeuern; Clear cutting [year] = Simulationsjahr für die Initialmaßnahme Kahlschlag.

Scenario family	Initial landscape state	Scenario ID	Herbivore community	Start of fire regime [year]	Clear cutting [year]
1	Open landscape	1.1	None	-	-
		1.2	Completed	-	-
		1.5	None	2020 AD	-
		1.6	Completed	2020 AD	-
2	Forest edge	2.1	None	-	-
		2.2	Completed	-	-
		2.3	None	-	2020 AD
		2.4	Completed	-	2020 AD
		2.5	None	2020 AD	-
		2.6	Completed	2020 AD	-
		2.7	None	2020 AD	2020 AD
		2.8	Completed	2020 AD	2020 AD
3	Forest	3.1	None	-	-
		3.2	Completed	-	-
		3.3	None	-	2020 AD
		3.4	Completed	-	2020 AD
		3.5	None	2020 AD	-
		3.6	Completed	2020 AD	-
		3.7	None	2020 AD	2020 AD
		3.8	Completed	2020 AD	2020 AD

7.6 Ergebnisse

7.6.1 **Modellierung**

Das Modell wurde erfolgreich an die subkontinentalen Klimabedingungen des Eichenmischwald-Heide-Komplex angepasst. Intermediäres Äsungsverhalten von Megaherbivoren (Wisent, Rothirsch, Wildpferd) und ein natürliches Wildfeuerregime wurden neu implementiert.

Die Effekte aller wesentlichen Faktoren und Prozesse wurden auf Plausibilität geprüft (Anhang 3).

Die Reproduktion der aktuell vorhandenen, durch Trockenstress geprägten Baumartenzusammensetzung gelang durch die Kalibrierung zentraler klimasensitiver Wachstumsparameter der Baumarten anhand von Daten des Deutschen Wetterdienstes zur Evapotranspiration. Für die spezielle Dynamik der Gehölzsukzession auf Offenland, insbesondere zur Abbildung stochastischer Einzelbaumkolonisation durch Long-Distance Seed-Dispersal, wurden validierte Prozessformulierungen aus eigenen Vorarbeiten implementiert. Intermediäres Äsungsverhalten wurde durch ausschließlich datenbasierte Modellierung der Nahrungskette bezüglich Grazing-Aktivität und Browsing-Aktivität umgesetzt. Der Verbissdruck auf die Vegetation resultiert aus der Bilanz des Aufkommens und der Nachfrage an weicher (Gräser, Kräuter) und zäher Äsung (Gehölze) in Kilogramm Trockenmasse. Das natürliche Wildfeuerregime orientiert sich hinsichtlich der Auftretenshäufigkeit von Wildfeuern an Ereignissen der Vergangenheit und bildet Wechselwirkungen zwischen Wildfeuer, Vegetation und Megaherbivoren ab, die in feuer-dominierten Ökosystemen dokumentiert wurden (Savannen und Mittelmeerraum, Nordamerika). Holzeinschlag als Initialmaßnahme wurde mit Hilfe des vorhandenen Teilmodells zum forstlichen Management umgesetzt. Die Prozesse sind in Anhang 3 dokumentiert.

7.6.2 **Simulierte Landschaftsentwicklungen**

Folgende Aussagen beziehen sich hinsichtlich landschaftsstruktureller Entwicklungen auf Abbildung 13. Die detaillierten Ergebnisdarstellungen in Anhang 3 veranschaulichen Informationen zur Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der krautigen Vegetation sowie Angebot an Zäher Äsung und das daraus resultierende Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore.

Grundsätzlich zeigen die Simulationen **ohne Megaherbivoren und ohne natürliches Wildfeuerregime** die Persistenz **geschlossener Wälder** bzw. ihre Entwicklung nach ca. Hundert Jahren (d.h. ungefähr eine Baumgeneration) auch auf heute gehölzfreiem Offenland. Die Waldzusammensetzung und die Bestandsdichte auf Trockenstandorten fluktuiert durch Klimawandeleinflüsse (Sommertrockenheit) für einige Dekaden ab 2050 AD. Danach gewinnt hier die gegen Trockenstress robuste Kiefer Dominanz. (Halb-) Offenlandhabitate mit weniger als 50 % Baumdeckungsgrad bleiben nicht erhalten, selbst wenn sie durch initiale Waldöffnung auf Teilflächen geschaffen werden. Naturschutzfachliche Werte entstehen durch die Entwicklung bzw. Persistenz (**alter) Eichen-Hainbuchenwälder**, weil die Buche mit dem Klimawandel ausfällt **(FFH-LRT 9190)**.

Das **natürliche Wildfeuerregime** ab 2050 AD erzeugt auch ohne Megaherbivore für ca. **ein Jahrhundert großflächig Halboffenland** mit Baumdeckungsgraden unter 50 % sowohl in den bis dahin entstandenen Pionierwäldern auf heutigem Offenland, als auch in heute schon existenten alten Wäldern. Sobald jedoch die Kiefer ab ca. 2150 AD an Dominanz gewinnt, ist der Wald an die veränderten Umweltfaktoren angepasst und Halboffenland tritt nur noch kurzfristig und direkt nach Bränden auf (Szenarien 1.5, 2.5 u. 3.5 in Abbildung 13). Naturschutzfachliche Werte entstehen durch Wildfeuer nur vorübergehend in Form von feuerfolgenden Strauchgesellschaften, z. B. der **trockenen europäischen Heide (FFH-LRT 4030)**. Unter den für 2100 AD projizierten Klimabedingungen dominieren langfristig Kiefernbestände mit mehr als 70 % Kronendeckung. Sollte sich die Häufigkeit von Trockenperioden und damit die **Wiederkehrhäufigkeit von Wildfeuern mit fortschreitendem oder extremerem Kli-**

mawandel erhöhen, so kann durchaus die **großflächige Persistenz von Heidestadien** zwischen Kiefernwald erwartet werden. Lebensräume für Arten der Weide- und Magerrasen sind jedoch nicht zu erwarten, weil ohne Megaherbivoren-Effekte die Feldschicht von Brachearten dominiert wird (Anhang 3).

Demgegenüber zeigen die Szenarien mit **Megaherbivoren-Effekten** das Potential **Halboffenland** mit Lebensraumqualitäten für Arten der **Magerrasen** zu erhalten (Szenarien 1.2 u. 2.2 in Abbildung 13) bzw. aus heute geschlossenem Eichen-Hainbuchenwald innerhalb einiger Dekaden zu erzeugen (Szenarien 2.2 u. 3.2 in Abbildung 13). **Initiale Waldöffnung** wirkt hier **beschleunigend** und fördert rasch offene Habitate mit weniger als 20 % Baumdeckung. Dichte Gehölzbestände mit mehr als 50 % Baumdeckung bleiben unter Megaherbivoren-Einfluss langfristig unter 50 % Flächenanteil (Szenarien 2.4 u. 3.4 in Abbildung 13). **Heutiges Offenland** wird langfristig mit unter 20 % Gehölzdeckung **stabilisiert** und zeigt hier **Magerrasen** und Strauchgesellschaften an (Ginster und **Heide FFH-LRT 4030**). Die eingemischten Brachegesellschaften (Landreitgras) überschreiten kaum 50 % Deckung (Anhang 3).

Ohne zusätzliches Wildfeuerregime segregieren allerdings arme (Trocken-) Standorte und von attraktiven Hauptnahrungsgründen abgelegene Bereiche und bewalden sich langfristig. Einerseits fokussieren sich damit die die Effekte der Grazer-Aktivität der Äsergemeinschaft auf zunehmend kleinere Flächen, erzeugen hier Weiderasen und halten diese in kompaktem Flächenzuschnitt gehölzarm. Andererseits **verlieren Trockenrasenarten Lebensraum** (Szenarien 1.2, 2.2, 2.4, 3.2 und 3.4 in Abbildung 13).

Die **Kombination von Äsergemeinschaft mit einem natürlichen Wildfeuerregime wirkt dem entgegen**, weil Trockenstandorte und Verbuschungsstadien in abgelegenen Bereichen aufgrund hoher Mengen brennbarer Biomasse bevorzugte Brandflächen sind (sog. Fire Pathways, Kapitel 4.4.3). Diese werden nach Brandereignissen bevorzugt beweidet (sog. Fire-Vegetation-Herbivore-Feedback, siehe Kapitel 4.4.3). Insbesondere auf den **Trockenstandorten** bleiben dadurch **Magerrasen** erhalten bzw. entstehen neu und können Lebensraum für bedrohte Offenlandarten bieten. Auch die **Heide (FFH-LRT 4030**) wird hier gefördert. Unter dem aufgelichteten Kiefernschirm ist für sie langfristig und großflächig von Habitatkontinuität auszugehen (keine Lebensräume mit mehr als 70 % Baumdeckung mehr in Szenarien 1.6, 2.6 u. 3.6 in Abbildung 13; Anhang 3).

Eichenwälder (FFH-LRT 9190) verschwinden langfristig unter dem Wildfeuerregime zugunsten einer von Kiefern dominierten Landschaft, **nicht jedoch durch den Browsing-Druck der intermediären Äsergemeinschaft oder initialer Waldöffnung allein** (für Abbildungen zur Baumartenverteilung siehe Anhang 3). Im Gegenteil, die **Megaherbivoren ermöglichen beim Auftreten von Wildfeuern die Persistenz von alten Eichenbestände**, weil sie auf ihren Hauptnahrungsgründen die Biomasse der Feld- und Strauchschicht soweit reduzieren, dass Wildfeuer sich nicht ausbreiten können (sog. Fuel Breaks, Kapitel 4.4.3). Langfristig sind auf diesen Flächen **halboffene und reich strukturierte Parklandschaften** zu erwarten (Patch-Mosaike mit variierendem Gehölzdeckungsgrad, Szenario 3.6 in Abbildung 13), wie sie ohne Wildfeuer nicht entstehen. Sie bieten **Lebensraum für feuerintolerante Arten** (in den Simulationen angezeigt durch die Einmischung der Birke und Pappel, Anhang 3). Sehr langfristig ist auch die Neugründung von Eichenbeständen in heutigem Offenland zu erwarten. **Lebensraum für die an die Eiche gebundenen Tiere, Pflanzen und**

Pilze wird somit weder durch die Kombination von Megaherbivoren und Wildfeuer noch durch Initialmaßnahmen gefährdet, wohl jedoch durch eine Wildnisentwicklung, in der sich Wildfeuer unkontrolliert durch Megaherbivore entfalten können. Bei gemeinsamer Präsenz von Megaherbivoren und Wildfeuer entsteht kein, durch katastrophale Feuer geprägter großflächiger Kiefernwald (Szenarien 1.5, 2.5, 3.5). Nur die Trockenstandorte werden dann von Kiefer dominiert, weil auf ihnen durch tendenzielle Unterbeweidung Fuel akkumuliert, dass regelmäßige Brände ermöglicht. Hier entsteht dann speziell Lebensraum für die feuerfolgenden Heidegesellschaften (FFH-LRT 4030).

Die **Interaktionen zwischen Äsergemeinschaft, Wildfeuer und Vegetationsdynamik** sind jedoch komplex und in ihren Effekten **sensitiv und ambivalent** gegenüber der heutigen **Wald-Offenland Verteilung und dem Wildfeuerregime**. Das zeigen die unterschiedlichen Offenlandanteile in den Szenarien 1.2, 2.2, 1.6, 2.6). Die Öffnung von aktuellen Waldbeständen durch Wildfeuer eröffnet alternative Nahrungsgründe zum heutigen Offenland, reduziert den Verbissdruck im Offenland, sodass hier Gehölzsukzession hin zu Halboffenland einsetzt (Szenarien 1.2 vs. 1.6 und 2.2 vs. 2.6). Die **heutige Offenlandfläche** wird damit in ihrer Fläche **reduziert**, Lebensräume mit mittlerer Baumdeckung (20 bis 50 %) überwiegen und gehölzarme Lebensräume (<20 %) schwinden (Szenarien 1.6, 2.6 u. 3.6 in Abbildung 13; Anhang 3). I, umgekehrten Fall, existieren zu Beginn der Wildnisentwicklung große Offenlandflächen mit hohem Nahrungsangebot im Vergleich zur Megaherbivorendichte, so setzt in unzugänglichen Bereichen Verwaldung ein (Szenario 1.2). Höhere Megaherbivorendichte relativ zur Offenlandfläche unterbindet dies (Szenario 2.2). Damit wird die Notwendigkeit angezeigt, bei der Komplettierung von Äsergemeinschaften von Anfang an die Tragekapazität der Landschaft heranzugehen, damit nach einer späteren Öffnung der Landschaft durch Störung zumindest kleine Offenlandhabitate durch ausreichenden Megaherbivorendruck stabilisiert werden können, bis die Megaherbivorenpopulation an die Tragekapazität herangewachsen ist (vgl. das Geschehen in vgl. Oostvaardersplassen). Die Abstimmung der Herdengrößen auf eine initiale Waldöffnung ist ebenfalls erforderlich.

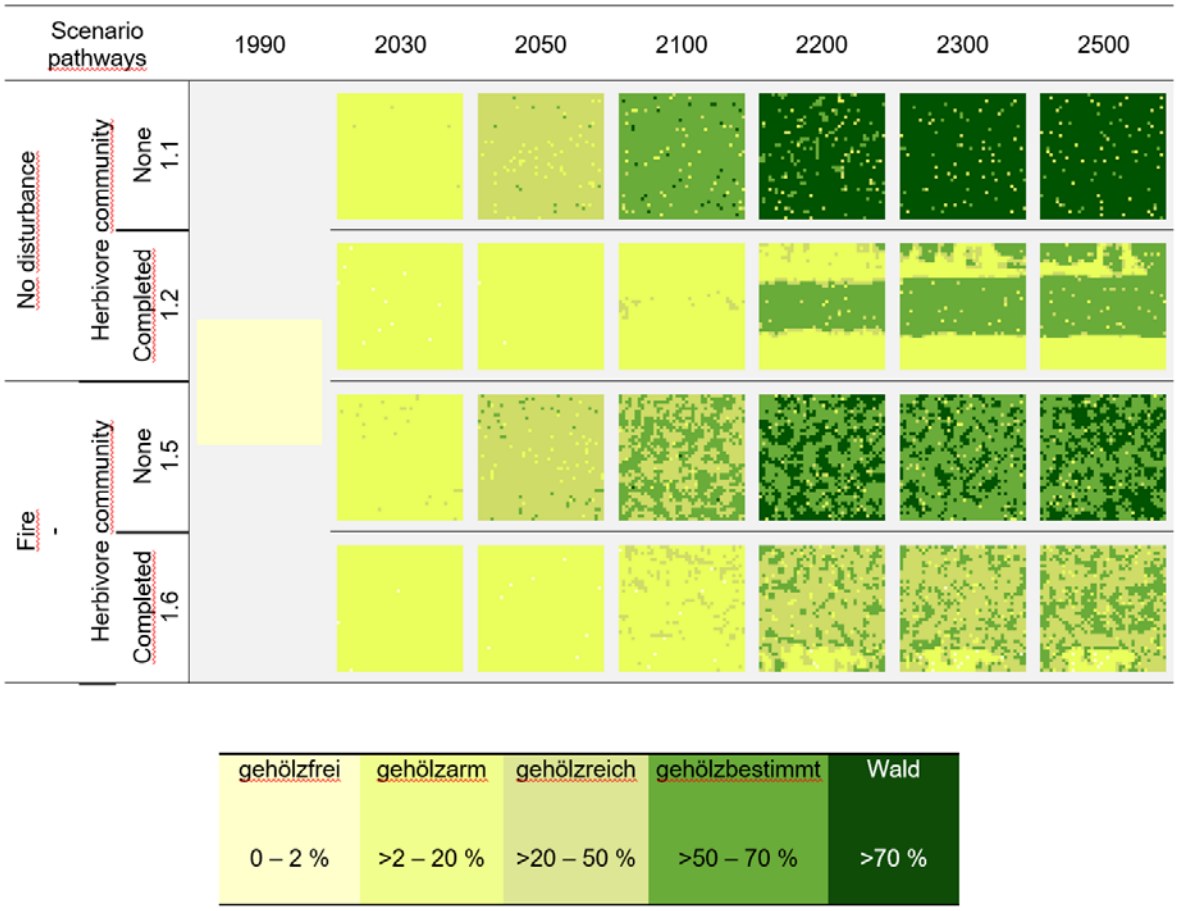


Abbildung 13 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgenden Seiten) Landschaftsdynamik im Eichenmischwald-Heide-Komplex im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 3 dokumentiert.

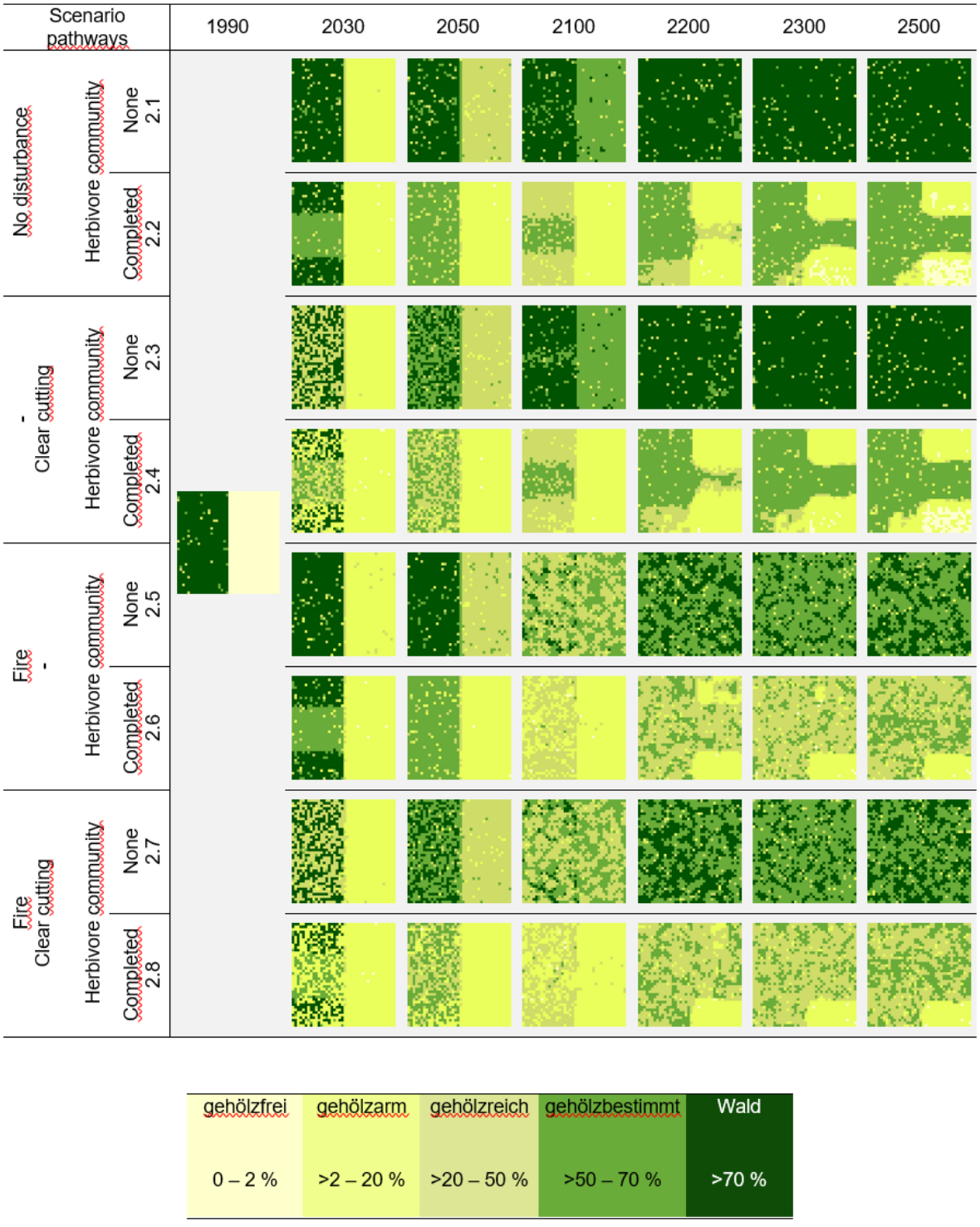


Abbildung 13-(Fortsetzung) Landschaftsdynamik im Eichenmischwald-Heide-Komplex im Ausgangszustand Waldrand.

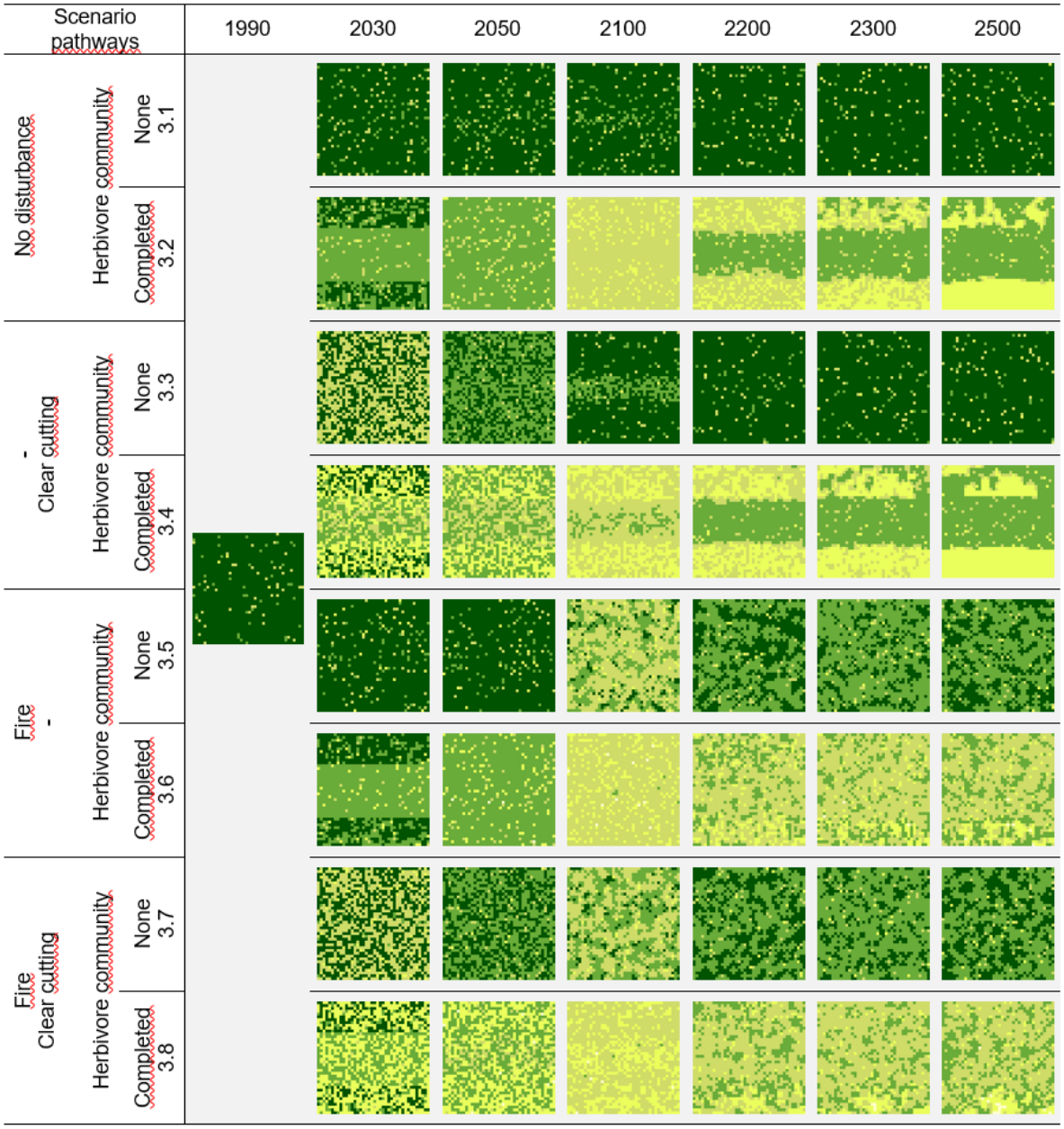


Abbildung 13-(Fortsetzung) Landschaftsdynamik im Eichenmischwald-Heide-Komplex im Ausgangszustand geschlossener Wald.

7.6.3 **Unsicherheitsanalyse**

Die dargestellte, durch Megaherbivoren und Wildfeuer erzeugte Landschaftsdynamik ergibt sich aus der **Balance zwischen Gehölzausbreitung und -wachstum** (progressive Sukzession) **und den modellierten Verbiss- und Störungseffekten** auf die Vegetation (regressive Sukzession). Die **Parameter** dieser Prozesse wurden **soweit als möglich mit direktem Datenbezug** gesetzt. Besonders hervorzuheben ist hier die Ableitung des **Verbissdrucks** auf die Vegetation aus der **quantitativen Bilanz** zwischen dem **Nahrungsbedarf der Megaherbivoren** und dem **Aufkommen an weicher** (Gräser, Kräuter) **und zäher Äsung** (Gehölze) jeweils in Kilogramm Trockenmasse. Trotzdem waren Abschätzungen notwendig in Fällen, wo entweder keine Beobachtungsdaten vorlagen oder Beobachtungsdaten verallgemeinert werden mussten um in der abstrakten Modellformulierung verwendet werden zu können.

Die Parametrisierung und Formulierung der wesentlichen Prozesse wurde einer **Plausibilitätskontrolle** unterzogen (Anhang 3). Die Diskussion der verbleibenden Unsicherheiten ergab eine **Überschätzung der sukzessional progressiven Prozesse** und eine **Unterschätzung der sukzessional regressiven Prozesse**. Folgende Prozesse wurden tendenziell überschätzt: die Wuchskraft und Wachstumsgeschwindigkeit der Baumarten, die Gehölzetablierung im Klimawandel, die Regeneration der Gehölze nach Verbiss. Folgende Prozesse wurden tendenziell unterschätzt: der Verbiss der Vegetation durch ansteigende Megaherbivorenpopulation, der Verbiss der Vegetation durch Futterknappheit bei Sommertrockenheit, die Häufigkeit von Wildfeuer und der Beginn des Wildfeuerregimes (detaillierte Diskussion in Anhang 3). Damit sind die **angezeigten Offenlandpotentiale konservativ** zu betrachten, d.h. mit **sich natürlicherweise vermehrenden Megaherbivorenpopulationen** (vgl. Oostvaardersplassen) und **verschärftem Klimawandel** ist mit **mehr Offenland** zu rechnen als durch unsere Simulationen angezeigt.

7.7 Schlussfolgerungen

In trockenen Heidelandschaften bzw. Eichenmischwäldern kann sich durch Megaherbivore und ein natürliches Wildfeuerregime die größte Habitatvielfalt mit Lebensraum für bedrohte Arten aus dem Halboffenland entwickeln und auch über Klimawandelzeiträume kontinuierlich erhalten. Initialmaßnahmen wirken beschleunigend.

Bereits die von uns simulierten geringen Tierzahlen, die sich das ganze Jahr aus der Fläche ernähren können ohne dass Anzeichen von Nahrungsengpässen erkennbar sind, reichen aus um Weiderasen zu erzeugen, die bedrohten Offenlandarten aus Extensivweidesystemen Lebensraum bieten können. Voraussetzung dafür ist allerdings eine Äsergemeinschaft mit in der Summe zumindest intermediärem Äsungsverhalten (mehr als 50 % Grasfresser, wie Wisent, Hirsch und Pferd), die sich in ihrer Raumnutzung auf wenige Hauptnahrungsgründe konzentrieren kann.

Lebensraum für die trockenen Heiden (FFH-LRT 4030) ist langfristig an ein Wildfeuerregime gebunden, dass die Heide regelmäßig von der Konkurrenz der Pionierbaumarten befreit und immer wieder große Offenland-Heideflächen erzeugt. Auf großer zusammenhängender Fläche ist Heide jedoch dauerhaft nur im Unterwuchs von Kiefernwäldern zu erwarten, deren Lebensraumqualität durch Auflichtung Megaherbivoren-Effekten steigt.

Alte Eichenwälder (FFH-LRT 9190) bleiben auch unter dem Browsing-Druck der intermediären Äsergemeinschaft und initialer Waldöffnung erhalten, bei Wildfeuer allerdings nur wenn auch Megaherbivoren regulierend wirken und mit sog. Fuel Breaks Lebensraum für Feuerintolerante Arten schaffen. Habitatkontinuität für die an die spätsukzessionale Eiche gebundenen Tiere, Pflanzen und Pilze wird somit durch unkontrollierte Wildfeuer nicht gefährdet, wenn die Wildnisökosysteme neben dem Störungsregime auch mit intermediären Megaherbivoren komplettiert werden.

Die Simulationen zeigten auch, dass die Entstehung von Halboffenland-Mosaiken aus Weiderasen und lichten Wäldern und der Erhalt von Magerrasen auf Trockenstandorten der langfristigen und über große Flächen wirkenden Interaktionen zwischen dem Raumnutzungsverhalten von Megaherbivoren, standörtlich differenzierter Vegetationsdynamik und dem Wildfeuerregime bedürfen. Der Mehrwert der Koppelung dieser landschaftsgestaltenden Prozesse hin zu reich strukturierten Landschaften mit hoher Lebensraumvielfalt und -dynamik ist somit nicht innerhalb heutiger Planungszeiträume und kleinen Prozessschutzgebieten abschöpfbar, sondern an große Raum- und Zeitmaßstäbe gebunden.

8 Simulationsstudie Kalk-Buchenwald

8.1 Zusammenfassung

In Buchenwald-Wildnisgebieten ist auch bei Individuen-reichen Browser-dominierten Äsergemeinschaften und auf zukünftig Trockenstress-gefährdeten Rendzinen (bei moderatem Klimawandel) kein Offenlandpotential zu erwarten. Die zukünftigen klimatischen Veränderungen machen die Einmischung von Eiche und Hainbuche in heute geschlossenen Buchenwäldern wahrscheinlich. Die Entwicklung hin zum Mischwald steigert langfristig die Robustheit des Waldökosystems.

Heutiges Offenland auf reichen Kalkböden ist unter den gleichen Bedingungen zunächst aufgrund der Unterdrückung der Gehölzansiedlung durch den dichten Grasfilz von Brachevegetation für viele Dekaden stabil. Die Offenlandlebensraumtypen sind dann jedoch in schlechtem Erhaltungszustand. Die langfristige Sukzession auf Offenland tendierte in unseren Simulationen Klimawandel-bedingt hin zu Eichen-Hainbuchen-Wäldern, in die sich die Buche nur verzögert einmischte.

Die Wildnisentwicklung nach Komplettierung von Browser-dominierten Äsergemeinschaften mit Wisent hin zu summarisch intermediärem Äsungsverhalten der Wildtierpopulationen und das Zulassen eines mit dem Klimawandel wahrscheinlich aufkeimenden Wildfeuerregimes erzeugten in solchen Wald- und Offenlandflächen hohe Dynamik. Es entstanden grundlegend neue Lebensraumstrukturen und -mosaike, Baumartenvergesellschaftungen und Vegetationstypen der Feldschicht.

Die kombinierten Grazing- und Browsing-Effekte des intermediär-äsenden Wisent hielten auch bei den simulierten geringen Tierzahlen zumindest kleinflächig Offenland in gutem Erhaltungszustand. Darin wurden Weide- und Magerrasen angezeigt. Heutige Buchenwälder wurden durch den Wisent (und Klimawandel-Effekte) nach einer Baumgeneration (ca. 100 Jahren) aufgelichtet, sodass sich verstärkt Eiche, Birke, Pappel und Kiefer einmischten. Damit wurde das Lebensraumangebot auch im Wald erhöht. Initiale Waldöffnung beschleunigte den Effekt jedoch kaum, weil im gegenwärtigen Klima die Buche sich (noch) stark verjüngen konnte.

Ein ab der Mitte dieses Jahrhunderts aufkeimendes Wildfeuerregime führte zu wiederholten Bränden die Flächen langfristig gehölzarm hielten und Grasfilz entfernten. Auf den Brandflächen wurden teilweise Weiderasen durch den Wisent stabilisiert. Aufgrund des wüchsigen Standortes und der großen, durch Brand entstandenen Offenlandflächen blieb jedoch ausreichend Biomasse in der Feldschicht ungefressen, sodass sich Wildfeuer großflächig wiederholen konnten und kaum Fuel Breaks entstanden. Davon sind gute Erhaltungszustande von Offenland-Lebensraumtypen zu erwarten. Diese Effekte konnten durch Waldöffnung als Initialmaßnahme schneller erreicht werden, weil mit den Kahlschlagflächen sofort große, Feuer-empfängliche Flächen zur Verfügung standen (Fire Pathways mit viel Biomasse in der Feld- und Strauchschicht).

Im Wildfeuer-Szenario verschwand die Buche fast vollständig, weil sich ihr keine Refugien in Fuel Breaks boten. Eichen-Birken-Kiefern-Wälder mit Strauch- und Rasengesellschaften im Unterwuchs entwickelten sich auf großer Fläche. Es entstand eine Landschaft mit reichem Angebot an unterschiedlichen, mosaikartig verteilten Lebensräumen von beweidetem Offen-

land zu lichten Eichen-Kiefern-Wäldern mit kleinräumig variierender Bestandszusammensetzung.

Damit könnten durch eine intermediäre Äsergemeinschaft auch in Buchenwald-Wildnisgebieten Strukturen entstehen, die Arten des Offenlandes und historisch genutzter Eichenwälder ein Überleben ermöglichen. Die Voraussetzung dafür sind jedoch Standorte, auf denen die Buche Klimawandel-bedingt in ihrer Konkurrenzkraft zukünftig geschwächt und gegenüber Verbiss sensibel wird. Wiederkehrende Wildfeuer verändern ein Buchenwaldökosystem tiefgreifend. Die Regulation des Wildfeuerregimes durch Megaherbivoren-Effekte würde auf wüchsigen Kalk-Standorten große Herden erfordern.

8.2 Einbettung in den Projektrahmen

Im gegenwärtigen „Optimalbereich“ der Buche wird kein Offenlandpotential durch natürliche Störungen erwartet, wenn die Wuchs- und Regenerationskraft der Buche zukünftig erhalten bleibt („auf Buche folgt Buche“). Auch zeigen langjährige Untersuchungen in Osteuropa (Korpel 1995, eigene Exkursion nach Uholka), dass großflächige natürlich Bestandszerstörungen in Buchenwäldern auf Optimalstandorten die große Ausnahme darstellen.

Da jedoch die Buchenwälder in der Flächenkulisse potentieller Wildnisgebiete großen Raum einnehmen und langfristige Erfahrungen zur Buchenwalddynamik unter dem Einfluss intermediärer Megaherbivoren fehlen, sind sie hier Untersuchungsgegenstand. Hinsichtlich natürlicher Störungen sind Windwurf-Effekte gut untersucht, auf Trockenstress-gefährdeten Standorten erscheint jedoch mit dem Klimawandel auch Wildfeuer wahrscheinlich. Kontrolliertes Brennen ist seit Jahren erfolgreich im Management von Kalkmagerrasen (Schreiber et al. 2009) und aus dem Tessin ist die Mortalität von Buchen nach Waldbrand bekannt (Maringer et al. 2016). Beide Faktoren - intermediäre Megaherbivore und Wildfeuer - lassen somit in Buchen-dominierten Wildnisgebieten auf flachgründigen Standorten ein gewisses Offenlandpotential erwarten (Kapitel 4.3.3 und 4.4.1), das im Folgenden untersucht wird.

Zwar sind die Buchenwaldstandorte in der Flächenkulisse potentieller Wildnisgebiete heute zum großen Teil auch geschlossene Wälder (Kapitel 5.3), verzahntes Offenland ist jedoch häufig von großem naturschutzfachlichen Wert (Kalkmagerrasen). Somit sind in der Wildnisentwicklung nicht nur regressive Sukzession geschlossener Wälder, sondern auch progressive Offenland-Sukzession interessant. Als Studiengebiet mit Wald- und Offenlandanteilen und Referenzdaten wurde deswegen der Nationalpark Hainich gewählt. In ihm ist die Walddynamik gut untersucht (Huss and Butler-Manning 2006). Auf den durch früheren Militärbetrieb entstandenen Offenlandbereichen fand in den letzten Jahrzehnten eine raumgreifende Gehölzetablierung statt (Abbildung 14 und Abbildung 15). Gemäß optimaler Standortbedingungen für die Buche wird im Nationalpark zukünftig flächenhafte Waldentwicklung erwartet. „Der Hainich braucht nur noch Zeit um seine Naturschutzziele zu erreichen“ ist ein Leitsatz des Nationalparks.

Allerdings ist der Hainich mit Rendzinen auf Muschelkalk seit historischen Zeiten als dürregefährdet bekannt und die Analyse vorhandener Bodenkarten zeigt entsprechend geringe Feldkapazitäten an (Anhang 4). Zwar erwarten Forstfachleute für die Zukunft keinen Dominanzverlust der Buche bei ungestörter Waldentwicklung und bislang wurden auch keine typischen Erkrankungen der Buche beobachtet (z. B. der sog. Schleimfluss). In diese Erwartungen geht jedoch die langfristige Überlagerung von Trockenstress mit den Einflüssen einer

intermediären Äsergemeinschaft und ein potentielles Wildfeuerregime nicht ein. Wie schon im Eichenmischwald-Heide-Komplex gezeigt, können aus dieser Faktorenkombination langfristig auch unerwartete Entwicklungen entstehen, insbesondere hinsichtlich der Struktur von Wald-Offenland-Mosaiken und der Baumartenzusammensetzung (Kapitel 7.6.2). Die rezenten Erfahrungen mit der Auswilderung von Wisent in Buchenwäldern aus dem Rothaargebirge sind bislang zu kurzfristig um Extrapolationen zuzulassen. Auch sind dort die Tierdichten so gering, dass keine regressive Sukzession von Wald zu Offenland zu erwarten ist, die Begleitforschung zielt abweichend von unserem Projekt auf die gestaltende Wirkung von Wisent auf Wald-Habitate (Kuijper et al. 2010; Samokilik und Kuijper, 2013). Auch machen die Standorteigenschaften im Rothaargebirge (Substrat und Klima) zukünftig signifikanten Trockenstress unwahrscheinlich. Bei besserer Wasserversorgung (grusige Verwitterung, hohe Niederschläge auf 600 m Meereshöhe) stellt sich die Frage nach dem kombinierten Klimawandel-Effekt von Trockenstress und Wildfeuer zusammen mit der ebenfalls Bestand und Regeneration schädigende Äsergemeinschaft nicht.

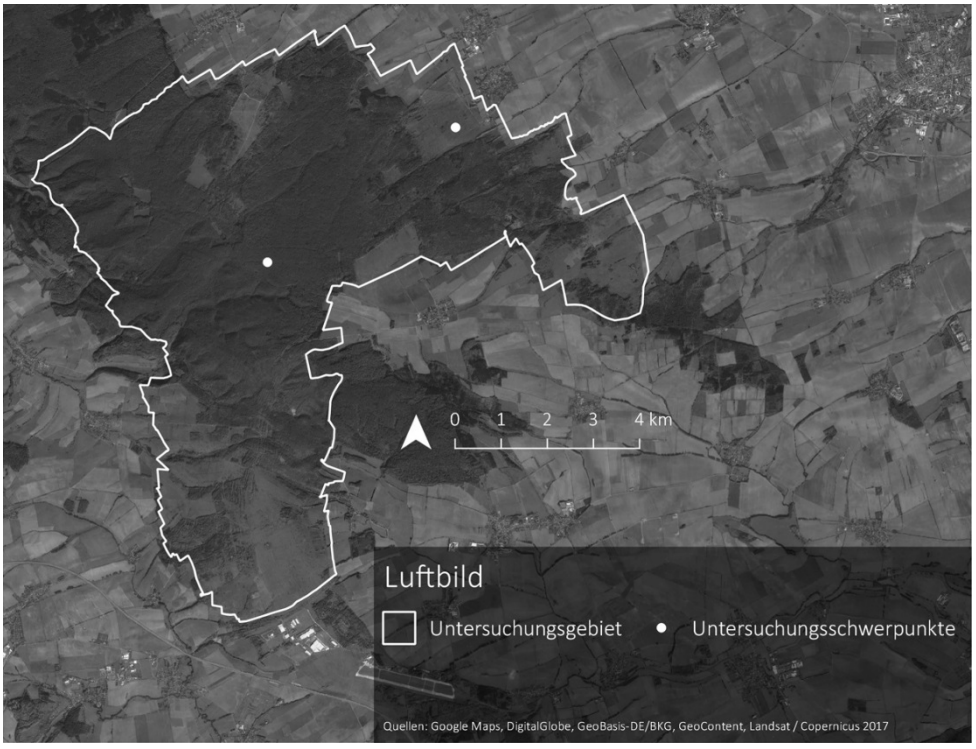


Abbildung 14 Das Studiengebiet „Hainich“ im Luftbild (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent and Landsat/ Copernicus, Flächenzuschnitt aus Wildniskulisse des F+E-Vorhabens „2 % Wildnis“). Die Punkte verorten die Referenzpunkte der Studie in Offenland und Wald.

Die vorliegende Studie fokussiert diese Zusammenhänge basierend auf den ökologischen Daten des Nationalparks Hainich und setzt nach gemeinsamer Begehung mit dem Forstrevierleiter zwei Referenzpunkte: die Offenlandfläche und ihre Waldränder im Norden (ehemalige Schießbahn) und das zentrale Waldgebiet. Der Hainich prädestinierte sich als Studiengebiet durch sein aktuelles Wald-Offenland-Mosaik, seinen dürregefährdeten Standort und die vorhandenen umfangreichen Voruntersuchungen, die für die Modellkalibrierung erforderlich waren (Baumartenzusammensetzung und artspezifische Verjüngung, Nutzungsgeschichte, Zusammensetzung der aktuellen Äsergemeinschaft). Sowohl Szenarien als auch Simula-

tionsergebnisse sind jedoch für vergleichbare Kalk-Buchenwälder zu verallgemeinern und nicht konkret auf den Nationalpark zu beziehen.

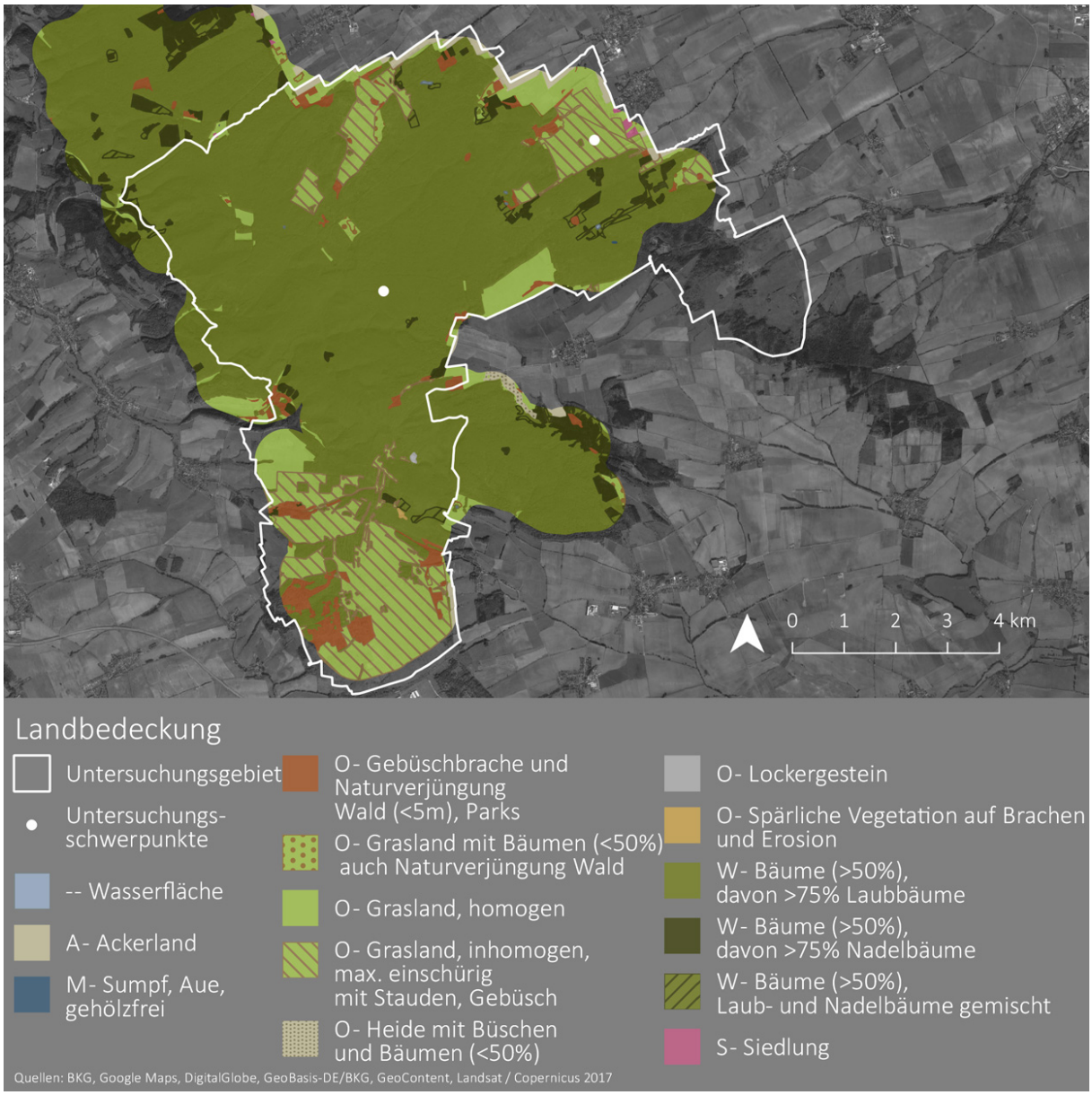


Abbildung 15 Landbedeckung des Studiengebietes „Hainch“ (Flächenzuschnitt aus Wildniskulisse des F+E-Vorhabens „2 % Wildnis“ (DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent and Landsat/ Copernicus; LBM 2012); Landbedeckungsmodell: LBM-DE2012, vom BfN zur Verfügung gestellt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie). Die Punkte verorten die Referenzpunkte der Studie in Offenland und Wald.

8.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen

Frage 1: Wie gestalten Browser-dominierte und intermediäre Ästergemeinschaften, Wildfeuer und initiale Waldöffnung einzeln und in Kombination die langfristige Landschaftsdynamik über Klimawandelzeiträume hinweg? Bleibt die Buche auch unter multiplen Stressoren (mit

Wisent komplettierter Äsergemeinschaft, Wildfeuerregime) herrschend und dominant den Lebensraum gestaltend?

Frage 2: Welche Habitate und Dynamiken entstehen durch diese Faktoren im Zuge progressiver Sukzession im gehölzfreiem Offenland, regressiver Sukzession aus geschlossenem Wald und durch die Kombination beider Trends an Waldrändern einer Halboffenlandschaft? Wie stark unterscheiden sich alte und unter Trockenstress und Wildfeuer im Klimawandel neu entstehende Wälder in der Baumartenzusammensetzung, strukturell und damit im Habitatangebot?

Frage 3: Welche Empfehlungen hinsichtlich der Komplettierung von Äsergemeinschaften, Initialmaßnahmen und dem Zulassen eines Wildfeuerregimes können für Buchenwaldstandorte gegeben werden? Wie kann auch Lebensraumpotential für Offenlandarten entstehen?

8.4 Untersuchungsansatz

Der Ansatz dieser Studie folgt den Prinzipien der Studie für den Eichenmischwald-Heide-Komplex (Kapitel 7). Die Vorgehensweise für die Modellierung Ökosystemtyp-spezifischer Prozesse und die Plausibilitätskontrolle (Anhang 4), für das Szenario-Design hinsichtlich Ausgangszuständen der Modelllandschaft (Kapitel 8.5.1) und Klimawandel (Kap. 8.5.3) und hinsichtlich Variation der Faktoren Äsergemeinschaft (Kap. 8.5.2), Wildfeuerregime (Kap. 8.5.3) und initialer Waldöffnung und für die Szenariosimulationen sind identisch (Definition der Szenarien in Kap. 8.5.5).

Die Besonderheiten von Kalk-Buchenwäldern wurden anhand der Datengrundlage für den Hainich in der Zusammensetzung der Äsergemeinschaft, der Landnutzungshistorie, der Topographie der Modelllandschaft, der Pflanzengesellschaften der Feldschicht, dem Wildfeuerverhalten in dichtem Buchenwald und der Gap-Dynamics in alterndem Buchen-(Ur-)Wald berücksichtigt.

8.5 Modelllandschaft und Szenarien

8.5.1 **Modelllandschaft**

Die Topographie und die edaphischen Bedingungen der Modelllandschaft spiegeln auf 1 km² wesentliche Charakteristiken von Muschel- oder Jurakalk-Landschaften wieder (Kap. 8.5.1): Eine Hochfläche mit flachgründigen Rendzinen auf 300 Metern Meereshöhe ist durch ein 10 Meter tief einschneidendes Tälchen geteilt, das bis zu 40° steile Hänge und eine Talsohle mit tiefgründigen Kolluvien aufweist (Abbildung 16). An den Hängen stellt sich das für Nord- und Südhänge entsprechende Mesoklima ein (feucht und kühl vs. warm und trocken) und sie werden von den Megaherbivoren für die Nahrungssuche gemieden, was schlechte Fluchtmöglichkeiten vor Räubern (nicht modelliert) abbildet. Auf den Rendzina-Hochflächen herrscht angespannter Wasserhaushalt, im Tälchen liegen bei guter Wasserversorgung die Hauptnahrungsgründe für das Grazing der Äsergemeinschaft. Um einen zusätzlichen Attraktor für das Äsungsverhalten zu schaffen wurde in der Mitte des Bachtälchens eine Wasserstelle modelliert (Abbildung 16). Damit ergeben sich zusätzlich zur edaphischen und vegetationsstrukturellen Differenzierung der Modelllandschaft häufig genutzte und abgelegene Bereiche im Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore. Die Modelllandschaft orientiert sich damit an der dominanten Hochfläche des Hainich mit ihren Sonderstandorten (Tälchen, Abbildung 14 und Abbildung 15).

Der Futterwert der Pflanzengesellschaften der Feldschicht bestimmt wesentlich das Nahrungsangebot, damit den Verbissdruck und Offenhaltungseffekt durch Grazing. Anhand von Literatur aus der Grünlandwirtschaft wurden die Futterwerte der modellierten Pflanzengesellschaften der Feldschicht an die Bedingungen des Hainich angepasst (Höhenlage und Substrat, Anhang 4). Das Nahrungsangebot für Browsing aus der Gehölzschicht ist durch die Baumarten bestimmt, deren Biomasse und Attraktivität in der Studie für die Döberitzer Heide parametrisiert wurden (einschließlich der auch Kalk hinzutretenden Esche und Bergahorn).

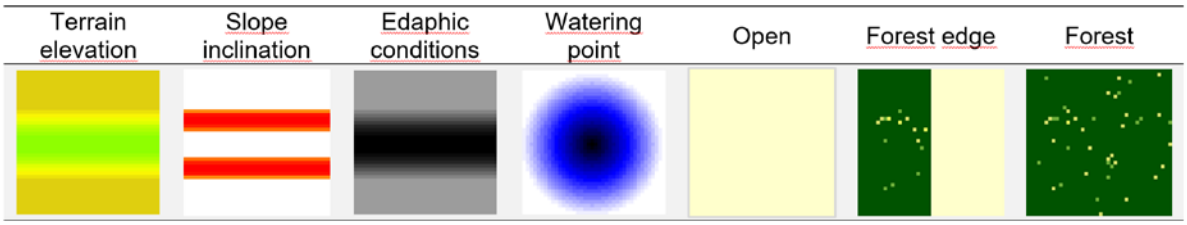


Abbildung 16 Topographie, edaphische Bedingungen und die Wasserstelle in der Modelllandschaft sowie die drei Ausgangszustände der Modelllandschaft. Von links nach rechts: Das Tälchen ist in grün angegeben, die höhergelegen Flachebenen in braun. Die Hanglangen zwischen Höhen- zu Tallage angegeben in orange bis rot. Hanglagen mit einer Neigung von 10° bis 30° in orange, und ab 30° rot. In den Bereichen stärkster Hangneigung (rot) und Südexposition herrsche erhöhte potentielle Evapotranspiration und Trockenstress vor, am Nordhang umgekehrt. Die Kolluvialböden sind in schwarz angegeben. Sie sind umgeben von flachgründigen Böden mit erhöhtem Trockenstress auf das Baumwachstum und die Krautschicht (in grau). Die Wasserstelle liegt in der Mitte des Tälchens, ihre Anziehung auf die Megaherbivoren nimmt mit zunehmender Distanz, indiziert durch eine geringere Blautönung, ab. Die drei Ausgangszustände der Modelllandschaft sind gehölzfreies Offenland, Waldrand mit einer Landschaftshälfte geschlossenem Wald und gehölzfreiem Offenland, und geschlossener Wald. Die Zusammensetzung der Waldgesellschaft in diesen Ausgangszuständen wurde aus der Spin-up Simulation generiert (Abbildung 20) und ihre Deckung wurde nach Habitattypen klassifiziert (Anhang 4). Legende der Habitattypen in Abbildung 19.

8.5.2 **Äsergemeinschaften**

In den Szenariosimulationen ab 2015 AD wurden entweder die aktuell im Hainich vorkommende Äsergemeinschaft, oder eine Komplettierung mit Wisent simuliert. Die aktuelle Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community in Tabelle 7) setzt sich zusammen aus Rehen (*Capreolus capreolus*, 750 Individuen), Rotwild (*Cervus elaphus*, 150 Individuen) und Damwild (*Dama dama*, 180 Individuen) (pers. Mitteilung J. Wilhelm). Bezogen auf die bevorzugte Nahrungszusammensetzung handelt es sich um eine Browser-dominierte Äsergemeinschaft, die sich zu 41 % aus der Krautschicht und zu 59 % aus der Gehölzschicht ernährt. In der Summe ergab sich ein täglicher Nahrungsbedarf von 4,3 kg Trockenmasse und eine Dichte von 0,14 Individuen / Hektar (Tabelle 7).

Basierend auf dem Ansatz von „Rewilding Europe“ (Jepson 2016; Vera 2009), der die Idee verfolgt u. A. Megaherbivore in Wildnisgebiete zu implementieren oder eine natürliche Rückkehr zu erlauben, simulierten wir ab dem Simulationsjahr 2020 AD eine komplettierte Äsergemeinschaft mit 112 Individuen des Wisents (*Bison bonasus*). Diese Äsergemeinschaft (Completed Herbivore Community in Tabelle 7) entspricht 1,5 Individuen pro 100 ha und liegt weit unter der Wisentdichte in der Döberitzer Heide (vgl. Tabelle 4), sodass keine Futterknappheit zu erwarten ist. Die Komplettierung zielte auf die Einstellung eines ausgeglichenen Nahrungsbedarfs der gesamten Äsergemeinschaft aus 50 % Grazing-Aktivität und 50 %

Browsing-Aktivität, wie sie in einer von dichtem Wald-dominierten Landschaft realisierbar erscheint, die einem zu hohen Anteil an Grazern dauerhaft keinen Lebensraum bietet (Kap. 8.5.1). In der Summe ergab sich für die komplettierte Äsergemeinschaft ein täglicher Nahrungsbedarf von 6,0 kg Trockenmasse und eine Dichte von 0,16 Individuen / Hektar (Tabelle 7).

Es wurde keine Dynamik der Wildtierpopulationen simuliert, weil es dafür keine gebietsspezifische Datengrundlage gab. Für die detaillierte Beschreibung der Modellierung des intermediären Äsungsverhaltens siehe Schulze et al. in Ecological Modelling, Schulze in Dissertationsschrift und Anhang 4.

Tabelle 7 Tierarten und -dichten der natürlich vorkommenden Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community, oben) und nach Komplettierung mit Wisent (Completed Herbivore Community, unten) für den Lebensraumtyp Kalk-Buchenwald auf Datengrundlage des Studiengebiets Hainich. Der Nahrungsbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: J. Wilhelm, van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009.

Common Herbivore Community	Anzahl	Pro Individuum			Pro Herde		
Tierart	Individuen	Futter kg/d	% krautig	% holzig	Futter kg/d	kg krautig	kg holzig
Rehe	750	3	0,22	0,78	2250	495,0	1755,0
Rothirsche	150	9	0,61	0,39	1350	823,5	526,5
Damwild	180	6	0,57	0,43	1080	615,6	464,4
Summen	1080				4680	1934,1	2745,9
Pro 100 ha	14						
Pro ha	0,14						
Pro Individuum der Herde					4,3	1,8	2,5
						(41 %)	(59 %)
Completed Herbivore Community	Anzahl	Pro Individuum			Pro Herde		
Tierart	Individuen	Futter kg/d	% krautig	% holzig	Futter kg/d	kg krautig	kg holzig
Rehe	750	3	0,22	0,78	2250	495,0	1755,0
Rothirsche	150	9	0,61	0,39	1350	823,5	526,5
Damwild	180	6	0,57	0,43	1080	615,6	464,4
Wisent	112,5	22,5	0,67	0,33			
Summen	1192,5				7211	3630,0	3581,2
Pro 100 ha	16						
Pro ha	0,16						
Pro Individuum der Herde					6,0	3,0	3,0
						(50 %)	(50 %)

8.5.3 **Klima, Trockenstress, Wildfeuer**

Abbildung 17 zeigt die Verläufe von Monatsmitteltemperaturen und Monatsniederschlägen für die Simulationszeiträume des Modell Spin-ups hin zu den Ausgangslandschaften (1800 AD bis 2015 AD) und für die anschließenden Szenarien (2015 bis 2500 AD).

Als Datengrundlagen wurden verwendet:

- Stochastische Witterung (basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 1961 bis 1990 AD) für 1800 bis 1960 AD entlang von Temperaturfluktuationen der Nordhalbkugel nach (Moberg et al. 2005),
- Beobachtungsdaten von 1961 bis 2014,
- das moderate Klimawandelszenario rcp4.5 von 2015 bis 2100,
- ein stochastisch generiertes Kima ab 2100 AD basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 2090 bis 2100 AD. Diese stochastische Klimazeitreihe wiederholt die klimatischen Bedingungen (Fluktuationen von Temperatur, Niederschlag, Trockenstress, Waldbrandgefahr) zum Ende dieses Jahrhunderts wieder und ist somit die Grundlage um in den Simulationszeiträumen nach 2100 AD die langfristigen Sukzessionstendenzen zu verdeutlichen.

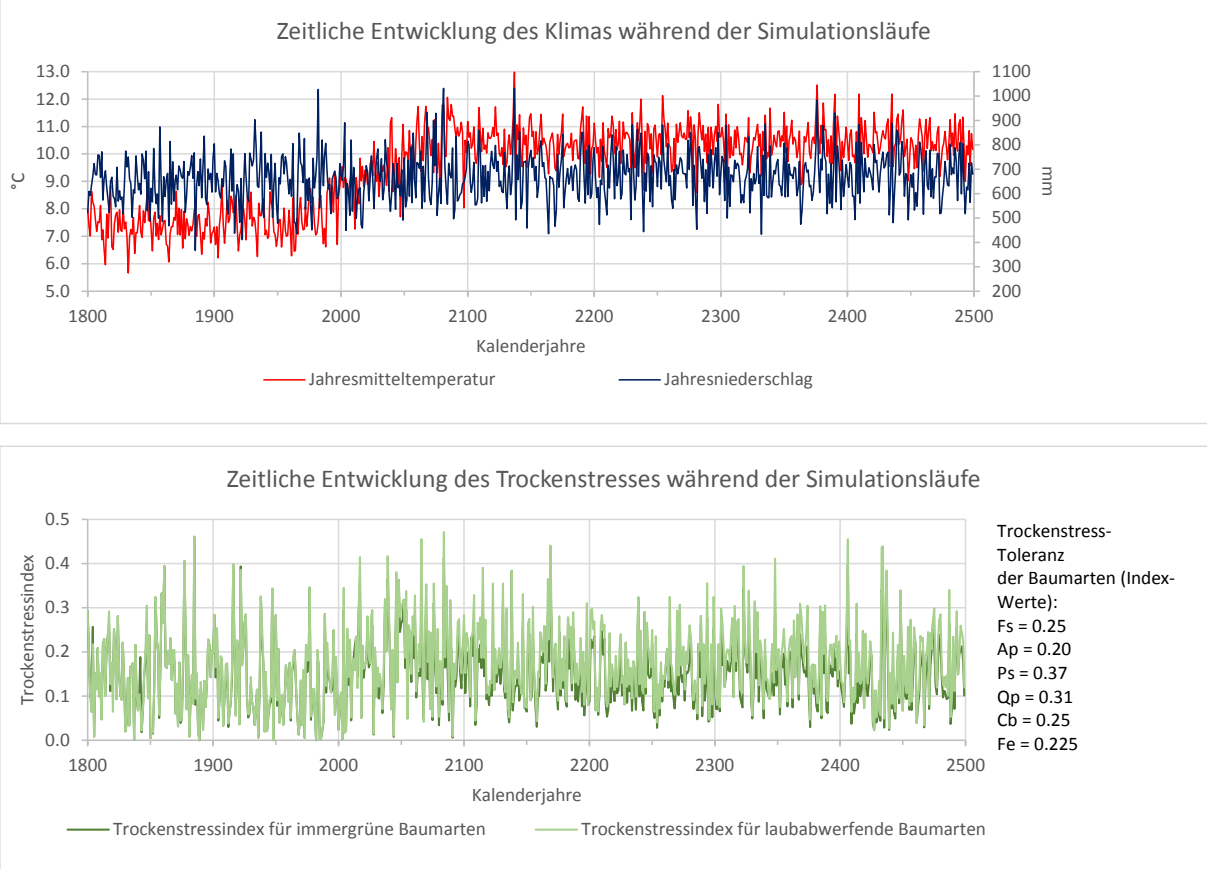


Abbildung 17 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume im Kalk-Buchenwald.

Die Beobachtungsdaten und das Klimawandelszenario wurden vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung zur Verfügung gestellt (herzlichen Dank an Frau Ylva Hauf). Die Beobachtungsdaten basieren auf einer Interpolation von Originaldaten des DWD (209 synoptische Klimastationen und 1184 Niederschlagsstationen) auf den zum Studiengebiet nächstgelegenen Gittermittelpunkt des I2C-Gitters (impact2c.hzg.de). Die Klimawandelszenarien sind die (im Januar 2017) neuesten Rechnungen des PIK am gleichen Gittermittelpunkt.

Die Klimadaten besitzen als Referenz die Meereshöhe 308 m und liegen damit in der Mitte des collin bis submontanen Bereichs (für den Hainich auf 225 - 494 m ü NN werden 6,5 – 8,0°C Jahrestemperatur und 600 - 750 mm Jahresniederschlag angegeben). Deutlich ist im langfristigen Temperaturverlauf **bereits seit 1850** die **Erwärmung** zu erkennen (rekonstruierte Daten), die sich **mit dem rezenten Klimawandel** (1900 bis 2014, Beobachtungsdaten) **und dem Klimawandelszenario** (2015 bis 2100, moderates Szenario rcp 4.5) **rasant beschleunigt**. Die Jahresmitteltemperaturen liegen Anfang des letzten Jahrhunderts noch bei 7,6°C, aktuell bei 8,1°C, in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts bei 9,5°C und in der zweiten Hälfte bei 10,5°C (Tabelle 8).

Tabelle 8 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Kalk-Buchenwald.

Periode und Datengrundlage	Jahres-mittel-temperatur [°C]	Jahres-niederschlag [mm]	Potentielle Evapotranspiration [mm]	Trockenstress-index für immergrüne Baumarten	Trockenstress-index für laub-abwerfende Baumarten
1900 - 1930 (rekonstruiert)	7,6	635	509	0,154	0,158
1961 - 2014 (beobachtet)	8,1	653	530	0,122	0,127
2015 - 2050 (Szenario)	9,5	645	618	0,192	0,210
2050 - 2100 (Szenario)	10,5	685	650	0,172	0,208

Der **Trockenstressindex für das Baumwachstum** (Abbildung 17) **erhöht sich deutlich** und die Indexwerte für immergrüne und laubabwerfende Baumarten zeigen ab Mitte dieses Jahrhunderts (2050 AD) größere Abweichungen mit Tendenz zu niedrigeren Werten für immergrüne Baumarten (Tabelle 8). Darin zeigt sich die **Verlagerung der Niederschläge ins Winterhalbjahr** (feuchte Wintermonate werden im Trockenstressindex für laubabwerfende Baumarten nicht berücksichtigt, weil sie außerhalb der Wachstumsphase liegen). Immergrüne Baumarten können feuchte milde Winter zum Wachstum und Erholung von sommerlichem Trockenstress nutzen und gewinnen damit einen Vorteil gegenüber laubabwerfenden Baumarten.

Die Wahrscheinlichkeit für ein ausbrechendes **Wildfeuerregime** steigt **mit dem Klimawandel**. Im Zeitraum 2070-2100 entsprechen die Monatsmitteltemperaturen im Hainich den heutigen in Lugano (Abbildung 18). Im Tessin brannten in der Vergangenheit regelmäßig Buchenwälder (Maringer et al. 2016). Hinzu kommen die wesentlich geringeren prognostizierten Niederschläge im Hainich als im Tessin (ca. ein Drittel, vor allem im Sommer). Ein Wildfeuerregime erscheint somit nicht unwahrscheinlich.

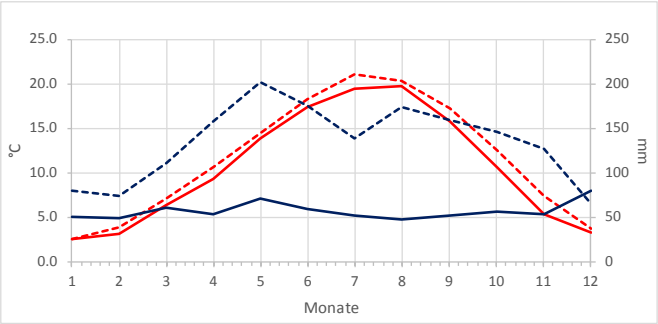


Abbildung 18 Monatsmitteltemperatur (rot) und Monatsniederschlag (blau) im Hainich (durchgezogene Linien) für die Jahre 2070-2100 des Klimawandelszenarios (rcp45) und in Lugano (Tessin) für die Periode 1961-90 (Datenquelle: DWD). Es zeigen sich ähnliche Temperaturverläufe und wesentlich geringere Niederschläge im Hainich als im Tessin (die Jahressummen sind 684 mm gegenüber 1605 mm).

Als **Indikator für die Waldbrandgefahr** in einem Simulationsjahr wurde wie schon im Eichenmischwald-Heide-Komplex in der Klimazeitreihe die Aridität des trockensten Monats eines Jahres ausgewertet (Abbildung 19). Anhand des Brandereignisses in den Kaarßer Sandbergen in 2009 wurde der Schwellenwert von 30 abgeleitet (30-fach höhere potentielle Evapotranspiration als Niederschlag). **Von 1961 bis 2014** ergibt sich damit **im Hainich kein potentielles Brandjahr**, was Beobachtungen entspricht. Ein **erstes potentielles Brandjahr** sagt das Klimawandelszenario für **2025 AD** voraus. Diese bleibt jedoch in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts das einzige Ereignis. Erst wieder im Jahr 2051 wird der Schwellenwert von 30 überschritten (analog zum Wildfeuerregime im Eichenmischwald-Heide-Komplex in Kapitel 7.5.3), in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts werden dann insgesamt 4 Brände ausgelöst. Für Details zur Modellierung der Wildfeuer siehe Anhang 4.

Die stochastische Klimazeitreihe nach 2100, die statistisch die klimatischen Bedingungen am Ende dieses Jahrhunderts (Referenzperiode ist 2090-2100) bis 2500 wiederholt, beinhaltet regelmäßig Brandereignisse in allerdings unregelmäßigem Abstand. Das potentielle Wildfeuerregime entspricht somit nach 2100 in etwa dem Regime von 2050 bis 2100 und ist geeignet die langfristigen Sukzessionstendenzen zu verdeutlichen.

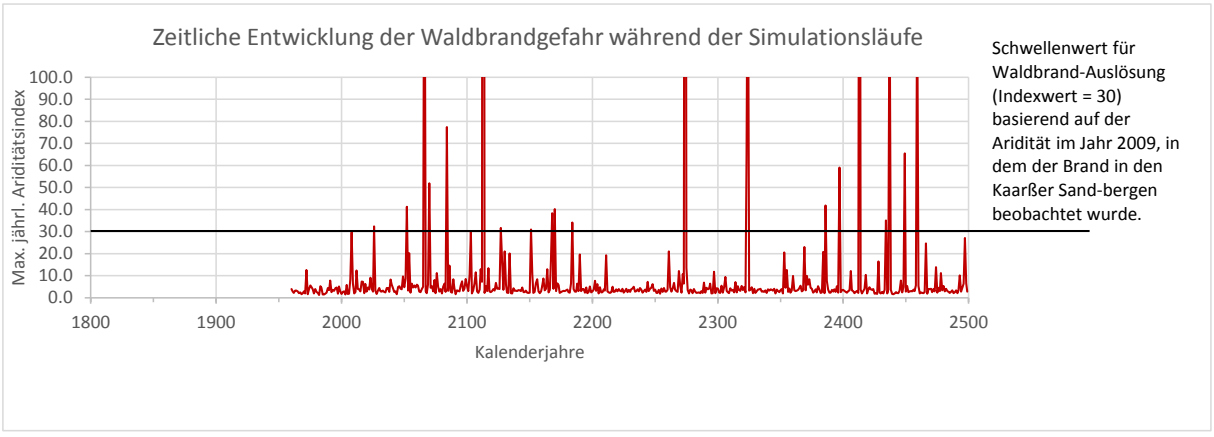


Abbildung 19 Zeitliche Entwicklung der Waldbrandgefahr während der Simulationszeiträume im Kalk-Buchenwald basierend auf dem maximalen Ariditätsindex des Monats eines Jahres (Indexwerte größer als 1 zeigen höhere potentielle Verdunstung als Niederschlag und somit Aridität an). Ab einem

Indexwert von 30 wird in den Simulationen mit Wildfeuerregime ein Brand im Offen- und Halboffenland ausgelöst, der sich allerdings nur ausbreitet, wenn ausreichend Fuel in der Landschaft vorhanden ist.

8.5.4 **Modell Spin-up und Kalibrierung**

Für die Modellkalibrierung wurde das Studiengebiet Hainich als Datengrundlage verwendet und eine Spin-up Simulation von 1800 bis 2015 AD durchgeführt mit dem Ziel die aktuelle Waldzusammensetzung zu reproduzieren. Wir initialisierten die Ausgangslandschaft für den Spin-up mit zehn Keimlingen jeder Baumart pro Rasterzelle. In dieser Simulation verwendeten wir eine kombinierte Klimazeitreihe aus rekonstruierten und Beobachtungskennwerten (Kapitel 8.5.3). Zusätzlich wurde die natürliche Mortalität von Altbäumen und Sträuchern berücksichtigt (Anhang 4). Die räumliche Ausdehnung der Lücken im Waldbestand, die jährlich durch Altbaummortalität entstehen, setzten wir auf den Wert von 0,38 %. Dieser Wert beruht auf dem aktuellen Beobachtungswert von 3,8 % Lücken im Kronendach (Huss and Butler-Manning 2006) der angenommenen Dauer von zehn Jahren für die Schließung einer Bestandslücke, was hauptsächlich durch laterale Kronendachüberlappung erfolgt.

Kalibrierung auf die aktuelle Waldgesellschaft

Für die Spin-up-Simulationen wurde die historische Mittelwaldwirtschaft berücksichtigt um eine möglichst realitätsnahe Waldgesellschaft als Ausgangspunkt für die Szenarien zu erzeugen und das Modell daran zu verifizieren (Anhang 4). Darüber hinaus wurde keine Äsergemeinschaft im Spin-up simuliert, da es hierfür keine gebiets-spezifische Datengrundlage gab und historische Dichten sehr variabel und ungenau sein können (Neumann 2012).

Im Spin-up Simulationszeitraum von 1825 bis 1950, wurde ein jährlicher Holzeinschlag von 1 % der Waldfläche simuliert (ca. 1 ha Waldfläche und 144 Altbäume). Zusätzlich wurde selektiver Holzeinschlag repräsentativ für die Brennholz- und Bauholzgewinnung simuliert, bei welcher 100 % der Hainbuchen und Buchen entfernt wurden (Brennholz), hingegen 90 % des Eichen und Eschenbestands verschont blieben (Bauholz) (Bittingmaier 2005).

Die sich entwickelnde Waldzusammensetzung in den Spin-up-Simulationen war somit das Ergebnis des Konkurrenzverhalten simulierter Baumarten unter historischen Klimabedingungen und unter historischer Mittelwaldwirtschaft. Anhand dieser Waldgesellschaft konnte geprüft werden, ob die Modellierung valide war bezüglich baumart-spezifischen Konkurrenzverhaltens und Klimasensitivität. Das Simulationsergebnis im Jahre 2015 AD war plausibel. Es wurde ein dichter Buchen-Eichen-Hainbuchen-Eschen Mischwald reproduziert, mit Birken und Vogelbeere auf trocknen Marginalstandorten in südlicher Hanglage und Ahorn auf der klimatisch kühleren gegenüberliegenden Hanglage (Abbildung 20, Anhang 4).

Die Waldzusammensetzung entspricht damit den Beobachtungen von Mölder et al. (2009) und ist repräsentativ für die gebiets-typischen Lebensraumtypen der Kalk-Buchenwälder (FFH-LRT 9150) und Waldmeister-Buchenwälder (FFH-LRT 9130). Auf den trocknen Marginalstandorten des Südhangs mit der lichtliebenden Birke und Vogelbeere, entwickelte sich der charakteristische wärmeliebende Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (FFH-LRT 9179) und auf dem gegenüberliegenden feucht-kühleren Nordhang mit seinem dichten Ahornbestand, entwickelte sich der gebiets-typische „Schluchtwald“ (FFH-LRT 9180). Allerdings wurde kein gebiets-typischer Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (FFH-LRT 9160) reproduziert, weil die Modelllandschaft keine Standorte mit erhöhtem Grundwasserspiegel auf tiefgründigen Böden spiegelt, wie sie im Tälchen zu erwarten wäre (Kap. 8.5.1), weshalb im Tälchen der

Buchenwald vorherrscht. Die mosaikartige Verteilung der Eiche ist eine Folge der simulierten Mittelwaldwirtschaft in welcher Eichen als Überhälter stehenblieben. Zusammenfassend wurde das Modell erfolgreich auf die heutige Baumartenzusammensetzung, ihre Verteilung auf Sonderstandorte und historische Störungen durch Mittelwaldnutzung kalibriert. Damit ist von einer realistischen Reaktion des Modells auf Klimawandel-induzierten Trockenstress und Initialmaßnahmen auszugehen.

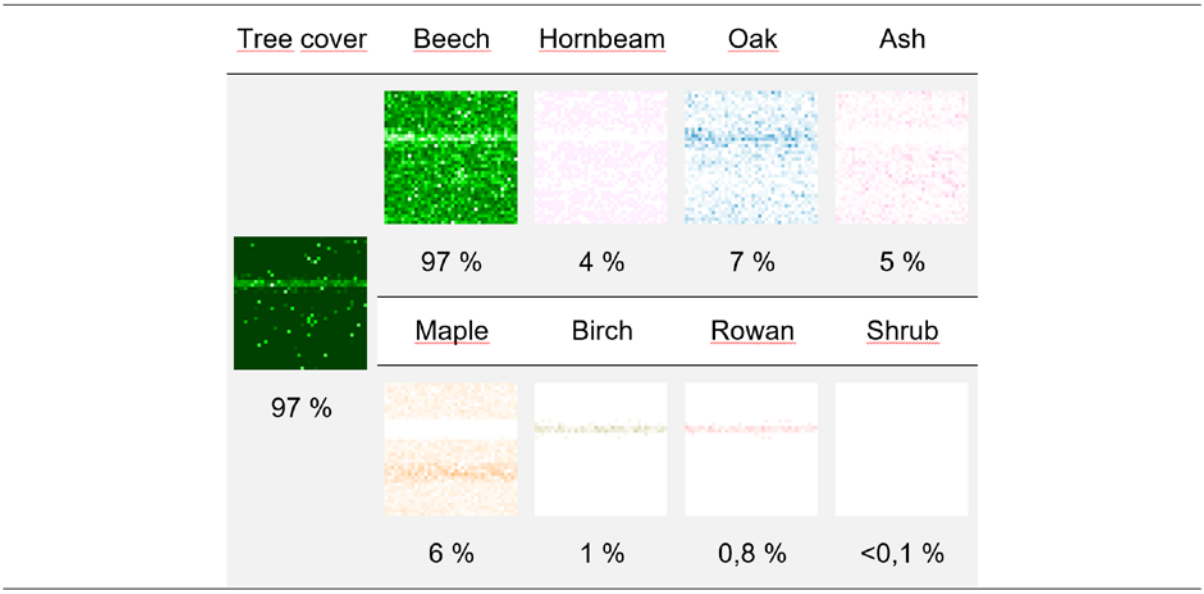


Abbildung 20 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Kalk-Buchenwald von 1800 bis 2015 AD zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; beech: Buche (*Fagus sylvatica*); hornbeam: Hainbuche (*Carpinus betulus*); oak: Traubeneiche (*Quercus petraea*); maple: Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*); rowan: Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*, hier auch die Rollen der Hasel und Elsbeere übernehmend, die nicht im Modell enthalten sind); shrub: (Dorn-)Sträucher Weißdorn (*Crataegus spec.*) und Schlehe *(Prunus spinosa*, beide im Wald so gut wie nicht vorkommend). Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad.

Reproduktion der Bestandsstruktur

Die Spin-up-Simulationen ergaben zwar eine ähnliche Dichte an Keimlingen im Unterwuchs wie sie aktuell beobachtet wurde, allerdings war die simulierte Baumartendiversität im Unterwuchs geringer als die in den Makroplots von Huss und Butler-Manning (2006). Die Autoren berichteten von sechs Keimlingen und Jungbäumen pro m² (3750 Keimlinge / 25 m²), was dem Simulationsergebnis von 3780 / 25 m² entspricht. Im Gegensatz zu Huss und Butler-Manning (2006) war in den Simulationsergebnissen aber die Buche die vorherrschende Baumart im Unterwuchs. Die höhere Baumartendiversität in einigen Makroplots kann eine Folge von Waldnutzung und Wildtierverbiss sein, leider wurde dies aber nicht näher diskutiert von den Autoren (vgl. Mölder et al. 2009). Das Regenerationsverhalten der Buche in unseren Simulationsergebnissen spiegelt ihr Potential wieder, Bestandslücken nach Störungen (Baumfall, Windwurf) rasch schließen zu können, wie es typischerweise für Buchen auf Optimalstandorten beobachtet wurde (Strukturanalyse von osteuropäischen Buchenwäldern und im Hainich, Schliemann and Bockheim 2011; Zeibig et al. 2005, Huss and Butler-

Manning, 2006). Wir führten daher keine weitere Kalibrierung durch, um eine in Bezug auf den Hainich realistischere Baumartendiversität im Unterwuchs zu erhalten.

8.5.5 **Störungsregime und Szenariodefinitionen**

Basierend auf dem Ergebnis der Spin-up Simulation wurden drei unterschiedliche Ausgangszustände der Modelllandschaften für die Szenario-Simulationen entwickelt, welche ein gehölzfreies Offenland, ein Waldrand und ein geschlossener Wald waren (Abbildung 16). Für den Ausgangszustand des gehölzfreien Offenlands und in der gehölzfreien Hälfte der Waldrand-Landschaft wurden die Baumindividuen aller Sukzessionsstadien (Keimlinge, Schösslinge, Altbäume) entfernt und entsprechend ersetzt mit den vier unterschiedlichen Grasgesellschaften der Krautschicht. In diesen drei Ausgangszuständen simulierten wir die langfristige Vegetationsdynamik in unterschiedlichen Wildnisszenarien von 2015 bis 2500 AD. In den Wildnisszenarien wurden die folgenden Faktoren entweder isoliert oder kombiniert simuliert (Tabelle 9):

- Ab dem Simulationsjahr 2015 AD die aktuell vorkommende Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community Scenarios)
- Ab dem Simulationsjahr 2020 AD die aktuell vorkommende Äsergemeinschaft komplettiert mit einer Herde Wisente (Completed Herbivore Community Scenarios)
- Ab dem Simulationsjahr 2020 AD das Auftreten von Wildfeuern in einem natürlichen unregelmäßigen Wiederkehrintervall (das erste Wildfeuerereignis tritt im Jahre 2025 AD ein, siehe Abbildung 18)
- Im Simulationsjahr 2020 AD ein Kahlschlag auf 50 % der Waldfläche als Initialmaßnahme mit dem Ziel Bestandslücken und Shifting-Mosaic-Dynamics zu initiieren.

In den aktuell jungen Buchenbeständen des Hainich ergaben strukturelle Analysen das Vorherrschen von kleinen Lücken im Kronendach, die durch Altbaummortalität und Windwurf entstanden waren. Aus osteuropäischen Buchenurwäldern sind wesentlich größere Lücken in größerer Häufigkeit bekannt. Für die Reproduktion der aktuellen Waldgesellschaft mit den Spin-up-Simulationen orientierten wir die räumliche Ausdehnung der Lücken an den aktuellen Werten des Hainich. Für die Zukunftsszenarien ab dem Simulationsjahr 2015 AD nahmen wir größere Lücken an, um der Alterung der Bäume und der Urwaldentwicklung Rechnung zu tragen (Kap. 8.5.4). Weshalb die räumliche Ausdehnung der Lücken von ursprünglich 0,38 % auf den Wert 0,5 % erhöht wurde, so wie es entsprechend für Altbäume in osteuropäischen Buchenwäldern beobachtet wurde (Schliemann and Bockheim 2011; Zeibig et al. 2005). Dementsprechend entstehen mit zunehmenden Simulationszeitraum und somit älteren Waldbestand, langfristig größere Bestandslücken.

Tabelle 9 Definition der Szenarien und Parametrisierungen im Kalk-Buchenwald. Im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland wurde kein initialer Kahlschlag simuliert, weshalb es hierfür keine Szenarien-Kennung 1.3 und 1.4 gibt (vgl. 2.3 und 2.4 bzw. 3.3 und 3.4 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien). Die Wildfeuerszenarien sind mit 1.5 und 1.6 (vgl. 2.5 und 2.6 bzw. 3.5 und 3.6 in den Waldrand- bzw. Wald-Szenarien) gekennzeichnet, so dass eine symmetrische Szenarien-Kennung zwischen den Ausgangszuständen erhalten bleibt. Die artspezifische Zusammensetzung der Äsergemeinschaft und ihrer Dichte werden in Tabelle 4 gezeigt. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand, gehölzfreies Offenland (Open landscape), Waldrand (Forest edge), geschlossener Wald (Forest); Scenario ID = Szenarien-Kennung; Herbivore community = Äsergemeinschaft, entweder die aktuell vorkommende (common) oder mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft (completed); Start of fire regime [year] = Simulationsbeginn für das Zulassen von Wildfeuern; Clear cutting [year] = Simulationsjahr für die Initialmaßnahme Kahlschlag.

Scenario family	Scenario	Scenario ID	Herbivore community	Fire regime [starting year]	Clear cutting [year]
1	Open landscape	1.1	common	-	-
		1.2	completed	-	-
		1.5	common	2020 AD	-
		1.6	completed	2020 AD	-
2	Forest edge	2.1	common	-	-
		2.2	completed	-	-
		2.3	common	-	2020 AD
		2.4	completed	-	2020 AD
		2.5	common	2020 AD	-
		2.6	completed	2020 AD	-
		2.7	common	2020 AD	2020 AD
		2.8	completed	2020 AD	2020 AD
3	Forest	3.1	common	-	-
		3.2	completed	-	-
		3.3	common	-	2020 AD
		3.4	completed	-	2020 AD
		3.5	common	2020 AD	-
		3.6	completed	2020 AD	-
		3.7	common	2020 AD	2020 AD
		3.8	completed	2020 AD	2020 AD

Erfahrungen aus Osteuropa (Korpel 1995, eigene Exkursion nach Uholka) zeigen, dass großflächige Bestandszerstörungen in Buchenwäldern auf Optimalstandorten die große Ausnahme darstellen. Huss und Butler-Manning (2006) zeigen, dass auch im Hainicher Beobachtungsbestand die Altbuchen im Regelfall einzeln umfielen, bzw. abbrachen und manchmal weitere Bäume mitrissen oder sie beschädigten. In allen Fällen entstanden daraus jedoch nur kleine Lücken, die durch Sturm gelegentlich zu geringfügigen Erweiterungen führten, bisher jedoch nicht zu wesentlichen Vergrößerungen. Allerdings ist mit der Alterung der bislang immer noch großenteils jungen Bäume eine Vergrößerung von Lücken zu erwar-

ten, weil die Kronen dieser Altbäume größere Fläche einnehmen. Heute sind im Hainich die Lücken nur klein und oft nicht einmal ausreichend für bereits im Unterwuchs wartende Schösslinge von Esche, Ahorn und Buche, weil die Phase günstigen Lichtklimas durch laterales Kronenwachstum der Nachbarbäume rasch beendet wird (Gap-Closure without Regeneration in einem zu engen „Lichtschacht“). In der Folge sind durch Lichtmangel abgestorbene Jung-Eschen und Ahorne oft zu sehen. Der zukünftige Alterungsprozess wird größere Lücken bringen in der Größenordnung von vielen Hundert Quadratmetern, wie auch aus osteuropäischen Urwäldern berichtet (Schliemann and Bockheim 2011; Zeibig et al. 2005). Für die Zukunft wird somit die Größe einer Rasterzelle des Modells (625 m^2) gut der erwarteten Ausdehnung eines Gaps entsprechen.

Die Auslösung und Ausbreitung von Wildfeuer wurde an die Bedingungen im Buchenwald angepasst (Anhang 4). Im kühl-feuchten Klima in dichten Waldbeständen ist zwar im Unterwuchs viel Biomasse vorhanden, diese ist jedoch im Gegensatz zu lichten Eichen-Kiefernwäldern schwer entzündlich. Die Ausprägung dieses Bestandsklimas wurde anhand vorhandener pflanzensoziologischer Untersuchungen am Baumdeckungsgrad festgemacht. Die Auslösung von Wildfeuern war somit nur in Lücken im Kronendach möglich.

8.6 Ergebnisse

8.6.1 **Modellierung**

Das Modell wurde erfolgreich an die standörtlichen Bedingungen im collin-submontanen Kalk-buchenwald angepasst. Alle in der vorausgegangenen Studie im Eichenmischwald-Heide-Komplex modifizierten Faktoren und Prozesse wurden auf Ökosystemtyp-spezifische Plausibilität geprüft (insbesondere Wildfeuerdynamik in dicht geschlossenem Buchenwald, Anhang 4). Nach der Kalibrierung des Modells auf das Lokalklima und der entsprechenden Anpassung der Trockenstresstoleranzen von Esche und Bergahorn auf Kalkstandorten konnte die aktuelle Waldgesellschaft unter Berücksichtigung des historischen Mittelwaldbetriebs erfolgreich reproduziert werden (Kapitel 8.5.4). Damit wurde das Konkurrenzverhältnis der Baumarten untereinander bestmöglich an Beobachtungsdaten festgemacht. Auch die Bestandsstruktur wurde in ihren Grundzügen nachgebildet (Anzahl Schösslinge im Unterwuchs) und damit auch die Präsenz der Verjüngung im Bestand (Anhang 4). Diese bestimmt unter anderem die Geschwindigkeit der Bestandsregeneration nach Störungen, sodass dieser Prozess in den Zukunftsszenarien als realistisch einzustufen ist.

Auf den Rendzinen der Hochflächen ergaben sich in Übereinstimmung mit rezenten Erhebungen im Nationalpark Hainich gemischte Buchen-Hainbuchen-Eschen-Bergahorn-Eichen-Bestände mit starker Buchendominanz und einer Patch-artigen Einmischung der anderen Baumarten. Insbesondere die verstreute Präsenz der Eiche und Esche war durch die Simulation des historischen selektiven Holzeinschlags im Mittelwald bestimmt (Eiche und Esche wurden als Überhälter geschont, Buche und Hainbuche geschlagen).

Auf den Sonderstandorten blieben am dürregefährdeten Südhang des Tälchens die Buche, Hainbuche, Esche und Bergahorn zurück und machten der Eiche und Pionierbaumarten (Birke, Vogelbeere) Platz. Am feuchten Nordhang des Tälchens hatte der Bergahorn leichte Gewinne. Dieses realistische Verhalten entlang der standörtlichen Gradienten wurde durch die Kalibrierung der Trockenstresstoleranz von Esche und Ahorn erreicht, die notwendig wurde, weil die ursprünglich aus dem Waldmodell LandClim übernommene sehr geringe

Trockenstress-Toleranz der Esche offenbar die Fähigkeit des Typs der sog. Kalk-Esche, auf Rendzinen sehr gute Wuchsleistungen zu erzielen, für die Bedingungen des Hainich nicht akkurat abbildete. Insbesondere die Sensitivität der Buche gegenüber erhöhtem Trockenstress in Südhanglage in historischem Klima plausibilisiert ihre Reaktion auf erhöhten Trockenstress im Klimawandelszenario.

Das Raumnutzungsverhalten der aktuellen Äsergemeinschaft zeigte realistische Muster in Bezug auf die komplementäre Nutzung von Offenland und Wald (Anhang 4). Während sich die Grazing-Aktivität (im Wesentlichen durch Rot- und Damwild) auf das Offenland und Gaps im Wald konzentrierte, so verteilte sich die Browsing-Aktivität (im Wesentlichen durch Rehwild) relativ gleichmäßig in der Landschaft, wo wenigstens lichter Gehölzbestand Deckung und Nahrung bot.

Aktuell sind zwar großflächige Waldbrände im Hainich schwer vorstellbar. Trotzdem ergab sich aus der Analyse der Randbedingungen zum Ende des Klimawandelszenarios im Vergleich zum Tessin, wo Buchenwaldbrände in der Vergangenheit häufig waren, eine hohe Wahrscheinlichkeit für ein zukünftiges Wildfeuerregime (Maringer et al., 2016). Durch die Anpassung der Entzündung und Ausbreitung von Wildfeuer in dichten Buchenwaldbeständen ergab sich das realistische Anwachsen von Brandflächen im Wald ausgehend von wenigen vorhandenen Gaps mit leicht entzündlicher Biomasse in der Feld- und Strauchschicht. Damit wurde der sog. Feuer-Feuer-Feedback reproduziert (Hobbs, 2006), der besagt, dass einmal gebrannte Flächen bevorzugt wieder brennen (Anhang 4) und eine Patch-artige Anpassung des Buchenwaldes an das neu auftretende Störungsregime simuliert.

8.6.2 **Simulierte Landschaftsentwicklungen**

Folgende Aussagen beziehen sich hinsichtlich landschaftsstruktureller Entwicklungen auf Abbildung 21. Die detaillierten Ergebnisdarstellungen in Anhang 4 veranschaulichen Informationen zur Verteilung der Baumarten, der Phytodiversität der krautigen Vegetation sowie dem Angebot an zäher Äsung und das daraus resultierende Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore.

Unter dem Verbissdruck der aktuellen, Browser-dominierten Äsergemeinschaft behielt die Buche auch unter Klimawandeleinflüssen ihre Dominanz zuungunsten von Lichtbaumarten, wie es auch im Nationalpark Hainich für die Zukunft erwartet wird. Mit dem Klimawandel stieg die Einmischung von Eiche und Hainbuche nur geringfügig. Charakteristische Waldlebensraumtypen bleiben somit auch mit der Klimawandelanpassung des Ökosystems bestehen (u.a. Waldmeister- und Orchideen-Buchenwälder FFH-LRT 9130 bzw. 9150). Offenlandpotential ist unter diesen Bedingungen nicht zu erwarten, Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (6210) verschwanden mittelfristig in allen Szenarien mit initial vorhandenem Offenland. Die Buchen blieben jedoch nur in heute schon von ihr dominierten Beständen herrschend. Neu entstehende Wälder auf heutigem Offenland und sich regenerierende Bestände nach Holzeinschlag als Initialmaßnahme unterschieden sich deutlich von Altbeständen und waren dominiert von Eiche, Hainbuche und Pionierbaumarten (Birke und Pappel, Anhang 4). Die Buche konnte nur sehr langsam Fuß fassen, was auch der aktuellen Gehölzsukzession auf ehemaligen Schießbahnen im Hainich entspricht. Mit dem Klimawandel können hier neue Lebensraumqualitäten lichter Wälder mit der speziellen, an Eichen gebundenen Artenvielfalt erwartet werden.

Die Komplettierung der Äsergemeinschaft mit Wisent stabilisierte kleinräumig Offenland auf den attraktivsten Futterstandorten (Bachtälchen) und bewirkte langfristig die großräumige Auflichtung des umgebenden Buchenwaldes zugunsten der Einmischung von Eiche, Hainbuche und Lichtbaumarten (Szenarien 1.2, 2.2 u. 3.2 in Abbildung 21 und Anhang 4). Der Auflichtungsprozess wurde auch durch den Klimawandel angetrieben, der die Wachstumsbedingungen für Buche durch Trockenheit verschlechtert und ihre Regeneration zumindest teilweise empfindlich gegenüber Verbiss macht. Die Buche blieb jedoch in heute schon geschlossenen Beständen langfristig dominant. Die Komplettierung der Äsergemeinschaft diversifizierte somit das Angebot an Lebensraumtypen in der Gesamtlandschaft, die jedoch größtenteils bewaldet blieb. Die Waldlebensraumtypen wurden teilweise zu wärmeliebenden Eichenwäldern (FFH-LRT 9170) weiterentwickelt, wertgebende Lebensraumtypen des Kalkbuchenwaldes blieben erhalten. In den Offenlandflächen zeigten Weide- und Magerrasen Lebensraumpotential für schützenswerte Arten zurückgehender Extensivweidesysteme an. Die Offenlandqualität wird somit durch Wisent gegenüber Hirsch und Reh gesteigert. Aufgrund des wüchsigen Standortes ist jedoch das Futterangebot generell groß, der Verbissdruck relativ gering und die Sukzession stark. Deswegen kann nur ein mittlerer Erhaltungszustand für die Offenlandlebensraumtypen erwartet werden.

Das Wildfeuerregime bewirkte eine grundsätzliche Umgestaltung der Landschaft durch die Mortalität von Altbuchen und der Unterdrückung ihrer Regeneration, weil die Buche stark unter Wildfeuer leidet. Wildfeuer erzeugte in anfänglich dichten Buchenbeständen anwachsende Offenlandflächen und darin bevorzugt wiederkehrende Brände (sog. Fire-Fire-Feedback, Kapitel 4.4.2) verlangsamten darin zunächst auch die Gehölzsukzession (Szenarien 1.5, 2.5 u. 3.5 in Abbildung 21). Langfristig förderte Wildfeuer natürlich einen Baumartenwechsel hin zur Eiche und Pionierbaumarten einschließlich der Kiefer. Waldmeister- und Orchideen-Kalk-Buchenwälder verschwanden bis auf die feuchten, wenig vom Feuer bedrohten Schatthänge (Anhang 4). Kahlschlagflächen aus Initialmaßnahmen waren aufgrund ihres Mesoklimas und der Akkumulation brennbarer Biomasse in der Feld- und Strauchschicht sehr empfänglich für Wildfeuer. Initialmaßnahmen beschleunigten dann das Raumgreifen des Wildfeuerregimes (Szenarien 3.5 vs. 3.7 und 3.6 vs. 3.8 in Abbildung 21) mit rasch großflächigen Folgen für Landschaftsstruktur und Baumartendiversität.

Wildfeuer und die komplettierte Äsergemeinschaft gemeinsam erzeugten weit größere Offenlandflächen als jeweils alleine (Szenarien 1.6, 2.6 u. 3.6 in Abbildung 21). Ein Teil des durch Wildfeuer geschaffenen Offenlandes wurde durch den Wisent in Form von Magerrasen stabilisiert (Anhang 4). Fuel Breaks (Feuerschneisen), wie in den Eichenmischwald-Heide-Komplexen, entstanden aufgrund zu geringer Grazing-Aktivität in Relation zur Wüchsigkeit des Standortes jedoch nicht. Die ungefressene Biomasse der Feldschicht bot großflächig ausreichend Fuel für Wildfeuer. Langfristig traten wegen der großflächigen Feueraktivität lichte Eichen-Kiefernwälder an die Stelle geschlossener Buchenbestände (Anhang 4) und damit ein neuer Lebensraumtyp. In ihnen wechselten je nach vorherrschender Baumart lichte und dichtere Bereiche ab, was ein Hutewald-artiges Patch-Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien von Offenland zu Wald anzeigt.

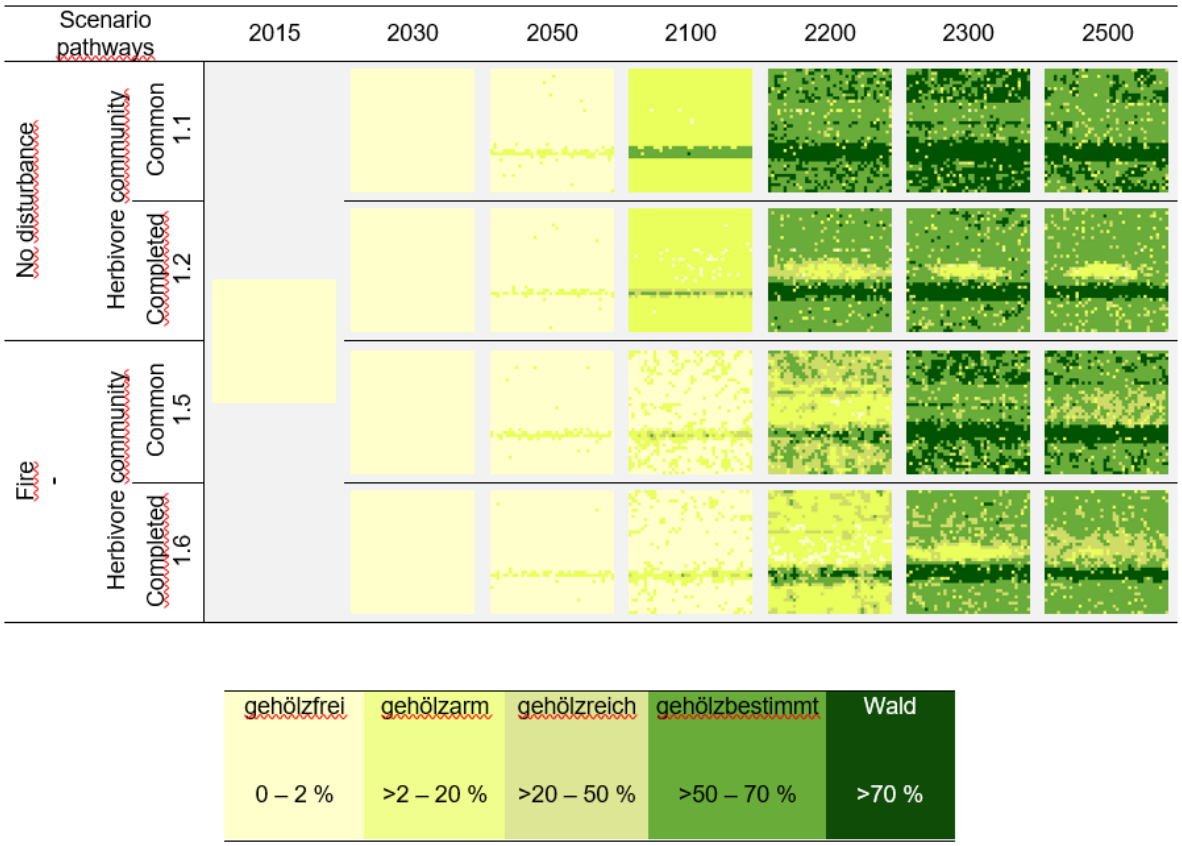


Abbildung 21 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgenden Seiten) Landschaftsdynamik im Kalk-Buchenwald im Ausgangszustand gehölzfreies Offenland. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 4 dokumentiert.

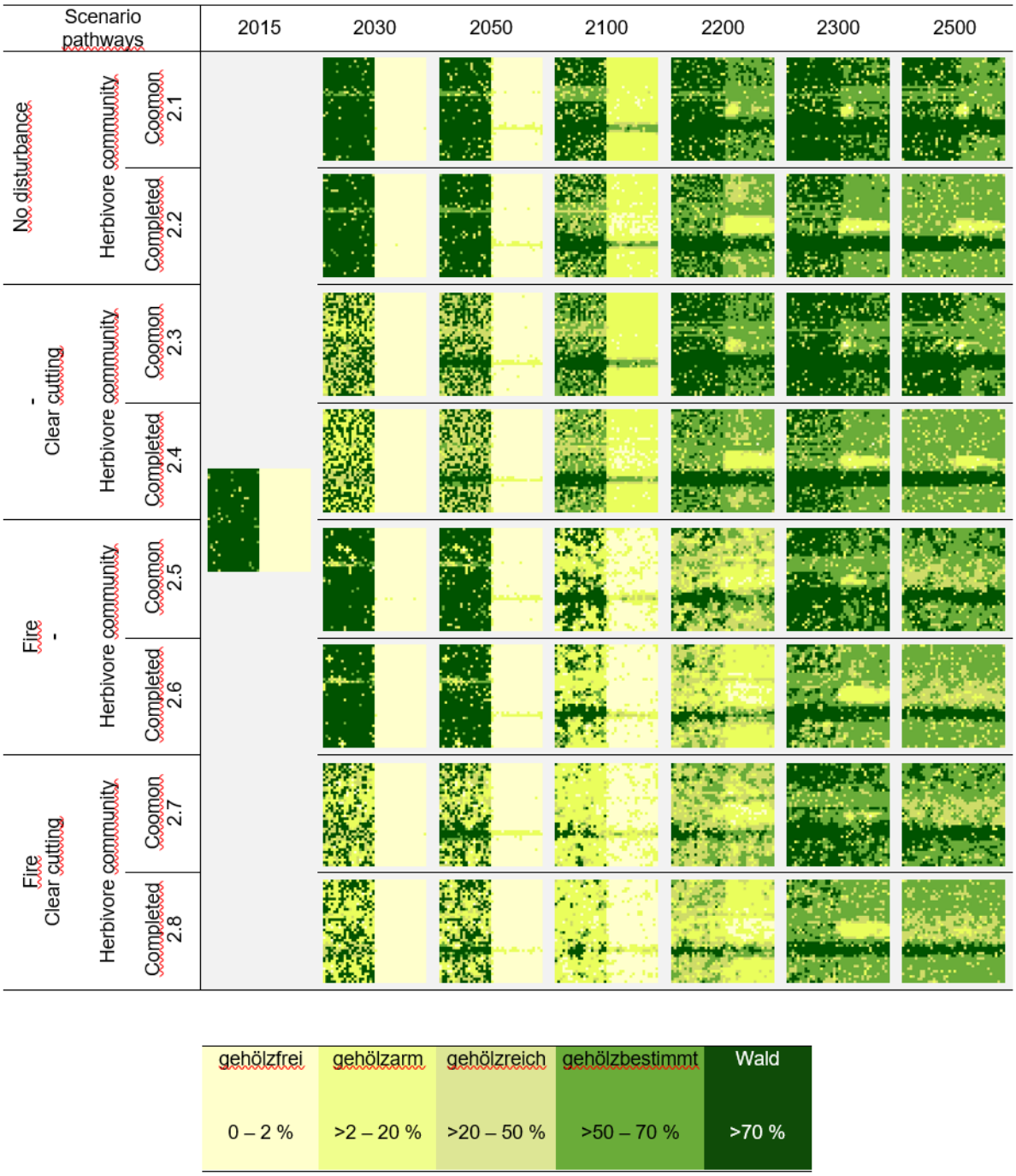


Abbildung 21-(Fortsetzung) Landschaftsdynamik im Kalk-Buchenwald im Ausgangszustand Waldrand.

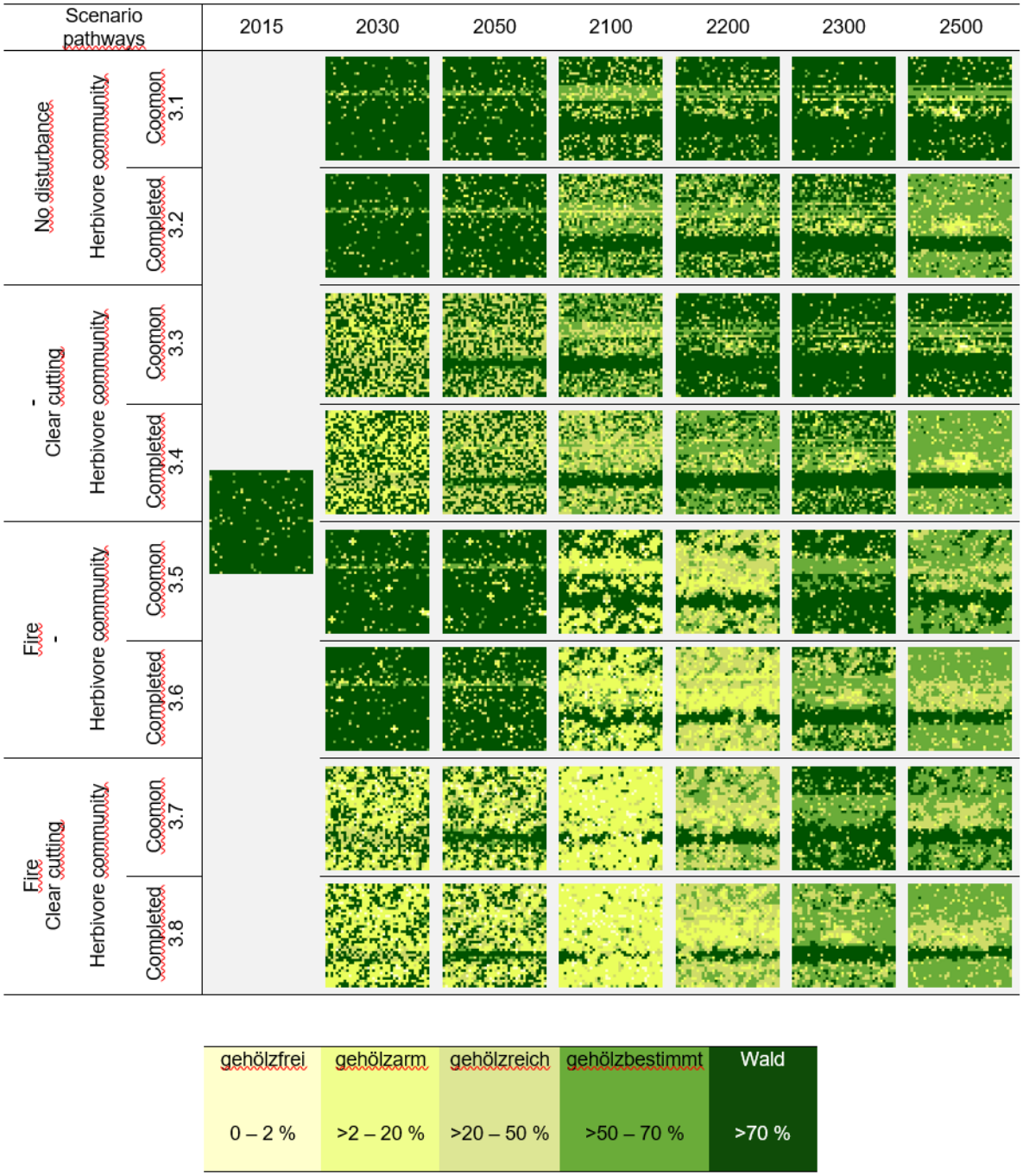


Abbildung 21-(Fortsetzung) Landschaftsdynamik im Kalk-Buchenwald im Ausgangszustand geschlossener Wald.

8.6.3 **Unsicherheitsanalyse**

Die dargestellte, durch Megaherbivoren und Wildfeuer erzeugte Landschaftsdynamik ergibt sich aus der **Balance zwischen Gehölzausbreitung und -wachstum** (progressive Sukzession) **und den modellierten Verbiss- und Störungseffekten** auf die Vegetation (regressive Sukzession). Die **Parameter** dieser Prozesse wurden **soweit als möglich mit direktem Datenbezug** gesetzt. Besonders hervorzuheben ist hier die Ableitung des **Verbissdrucks** auf die Vegetation aus der **quantitativen Bilanz** zwischen dem **Nahrungsbedarf der Megaherbivore** und dem **Aufkommen an weicher** (Gräser, Kräuter) **und zäher Äsung** (Gehölze) jeweils in Kilogramm Trockenmasse. Trotzdem waren Abschätzungen notwendig in Fällen, wo entweder keine Beobachtungsdaten vorlagen oder Beobachtungsdaten verallgemeinert werden mussten um in der abstrakten Modellformulierung verwendet werden zu können.

Die Parametrisierung und Formulierung der wesentlichen Prozesse wurde einer **Plausibilitätskontrolle** unterzogen (Anhang 4). Die Diskussion der verbleibenden Unsicherheiten ergab eine **Überschätzung der sukzessional progressiven Prozesse** und eine **Unterschätzung der sukzessional regressiven Prozesse**. Folgende Prozesse wurden tendenziell überschätzt: die Gehölzetablierung auf Offenland, die Wuchskraft und Wachstumsgeschwindigkeit der Baumarten, insbesondere Bestandsregeneration durch Buche nach Verbiss und Störung. Folgende Prozesse wurden tendenziell unterschätzt: der Verbiss der Vegetation durch Megaherbivore, insbesondere Browsing, der Verbiss der Vegetation bei Futterknappheit durch Sommertrockenheit, die Häufigkeit von Wildfeuer und der Beginn des Wildfeuerregimes (detaillierte Diskussion in Anhang 4). Damit sind die **angezeigten Offenlandpotentiale konservativ** zu betrachten, d.h. mit **anwachsenden Megaherbivorenpopulationen intermediären Äsertyps** (Wisent, Rothirsch, Damwild) und **verschärftem Klimawandel** ist mit **mehr Offenland** zu rechnen als durch unsere Simulationen angezeigt.

8.7 Schlussfolgerungen

In Kalk-Buchenwäldern der collin-submontanen Stufe ist durch den Einfluss von heute vorhandenen, Browser-dominierten Äsergemeinschaften kaum Offenlandlandpotential zu erwarten. Durch den Klimawandel steigt im Wesentlichen die Baumartendiversität. In vorhandenen Beständen verliert die Buche Konkurrenzkraft zugunsten der Eiche und Hainbuche, bleibt aber dominant. In heutigem Offenland läuft die Sukzession allerdings hin zu lichten Eichen-Hainbuchen-Wäldern mit Pionierbaumarten. In aktuell halboffenen Wildnisgebieten ergibt sich somit durch Klimawandel-bedingt divergierende Sukzessionswege langfristig eine höhere Lebensraumvielfalt als durch Wildnisentwicklungen, die in geschlossenen Beständen beginnen. Initialer Holzeinschlag wirkt hier ebenfalls förderlich.

Demgegenüber wird durch eine Komplettierung der Äsergemeinschaften mit an den Lebensraum angepassten Wisent dauerhaft Potential für Offenlandlebensräume angezeigt. Weide- und Magerrasen sind jedoch kleinflächig und nur mittlerer Erhaltungszustand ist anzunehmen. Um den Anteil Brache-ähnlicher Offenlandgesellschaften zu verringern müsste der Anteil an echten Grazern gegenüber unserem Szenario erhöht werden, wie dies in der Döberitzer Heide mit dem Przewalski-Pferd erfolgreich ist. Die Lebensbedingungen für das Wildpferd als Steppenbewohner würden sich mit dem Klimawandel auf den Kalkböden weiter verbessern. Die Komplettierung mit dem intermediären Wisent zeigte weiterhin gesteigertes Potential aktuell dichte Buchenwaldbestände aufzulichten und die Baumartenzusammenset-

zung mit Lichtbaumarten zu diversifizieren. Die Buche blieb zwar dominant, aber gegenüber der Browser-dominierten Äsergemeinschaft gewann die Eiche nun flächenhaft, wodurch sich die Lebensraumvernetzung für an die Eiche gebundenen Arten wesentlich steigerte.

Mit dem Klimawandel wahrscheinlicher werdende Wildfeuer erzeugen in dichten Buchenbeständen zunehmend raumgreifende Lichtungen, weil die Mortalität der Buche durch Wildfeuer hoch ist. Die Gehölzsukzession auf Offenland wird unterdrückt bis sich gegenüber Feuer robustere Arten etablieren (Eiche, Kiefer). Allerdings ist die durch Wildfeuer allein erzeugte Lebensraumqualität des Offenlandes nur direkt nach Brandereignissen gut einzuschätzen (vgl. die Effekte von kontrolliertem Brennen zur Landschaftspflege). Auch die mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft kann nur kleinflächig Weide- und Magerrasen stabilisieren, weil die Offenlandfläche groß, ihre Wüchsigkeit stark und der Verbissdruck relativ gering ist. Brachesukzessionen zwischen den Brandereignissen im Abstand von Jahrzehnten schränken die Habitatkontinuität für Offenlandarten stark ein. Daraus ergab sich auch die großflächige Verfügbarkeit brennbarer Biomasse in der Landschaft, Fuel Breaks wurden durch die Megaherbivore nicht erzeugt. Langfristig traten wegen der entsprechend großflächigen Feueraktivität lichte Eichen-Kiefernwälder mit Hutewald-artigem Patch-Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien von Offenland zu Wald an die Stelle geschlossener Buchenbestände. Damit entstand ein neuer Lebensraumtyp mit der hohen an die Eiche gebundenen Biodiversität. Die Voraussetzung für ein breites Lebensraumspektrum, das auch halboffene Habitate einschließt, war auch hier die Komplettierung mit Wisent.

Durch intermediäre Äsergemeinschaften und Wildfeuer könnten somit auch in Buchenwald-Wildnisgebieten Strukturen entstehen, die Arten des Offenlandes und historisch genutzter Eichenwälder ein Überleben ermöglichen.

9 Simulationsstudie Bergmischwald

9.1 Zusammenfassung

Im Bergmischwald und Mittelgebirgs-Hochlagenfichtenwald ist von Browser-dominierten Ässergemeinschaften kein Offenlandpotential in Form der Entstehung größerer Lichtungen in heute geschlossenem Wald zu erwarten. Auch große Windwurf- oder Borkenkäfer-Kalamitätsflächen wurden nicht als Offenland stabilisiert. Der geringe Verbissdruck verhinderte nicht das Klimawandel-bedingte Vordringen der Buche in höhere Lagen. Mittelfristig schwanden deswegen heute vorhandenen wertvolle Offenlandlebensräume (Borstgrasrasen und Heiden u.a. auf ehemaligen Sömmerungsweiden, FFH-LRT 6230 und 4030). Auch der subalpine Fichtenwald (FFH-LRT 9410) konnte sich deswegen nach Borkenkäfer-Kalamitäten unter der steigenden Buchenkonkurrenz nicht regenerieren.

Demgegenüber zeigte die Komplettierung der Ässergemeinschaft mit dem Wisent und der dadurch erhöhte Verbissdruck auf die Feld- und Strauchschicht ein Potential für die Persistenz von Lichtungen im Hochlagenfichtenwald. Auch rezente Kalamitätsflächen wurden längerfristig großflächig stabilisiert.

Im Zusammenwirken mit zukünftig häufigeren Windwürfen und der Populationsdynamik des Borkenkäfers wurden Mosaike aus Weide-, Magerrasen und Brachegesellschaften in Verzahnung mit Wald-Offenland-Ökotonen als Lebensräume für Komplexbewohner angezeigt (Borst-grasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030). Der Verbiss der Buche durch den Wisent ermöglichte weiterhin die Regeneration des subalpinen Fichtenwaldes (FFH-LRT 9410) in rezenten Kalamitätsflächen. Dabei entstanden lichte Bestandsstrukturen und die Fichte stand in kleinräumigem Mosaik mit Buche. Zukünftige Borkenkäferkalamitäten wurden dadurch vermieden, weil selbst nach katastrophalen Windwürfen die Fichtentotholzmenge nicht für flächenhafte Massenvermehrungen ausreichte.

In heute geschlossenen ehemaligen Wirtschaftswäldern, die der Wildnisentwicklung übergeben wurden, wurde der Hochlagenfichtenwald rasch durch Klimawandel-bedingt zukünftig häufig auftretende Massenvermehrungen des Borkenkäfers zerstört. Offenland-Lebensräume und Fichtenregeneration hingen auch hier vom Einwirken der komplettierten Ässergemeinschaft ab. In Szenarien mit Borkenkäferkontrolle (simulierter Managementeingriff um Beeinträchtigungen von Wirtschaftswäldern im Umland eines Wildnisgebietes zu vermeiden) blieben Hochlagenfichtenwald und Bergmischwald in ihrer Zonation stabil und auch bei zukünftig häufigeren Windwürfen. Durch die komplettierte Ässergemeinschaft entstand auch hier Potential für kleine Lichtungen. Ohne Windwurfereignisse blieben diese auf den Hochlagenfichtenwald beschränkt. Als Folge häufigerer Windwürfe wurden auch im Bergmischwald Lichtungen stabilisiert.

Durch die Komplettierung der aktuellen Ässergemeinschaft mit dem Wisent wurden somit auf rezenten Borkenkäfer-Kalamitätsflächen und Windwurfflächen nicht nur hochwertige Offenlandlebensräume in den Höhenstufen des Bergmisch- und Hochlagenfichtenwaldes erzeugt bzw. erhalten (Borstgrasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030). Darüber hinaus wurde die Entwicklung aufgelichteter Mischwälder gefördert. In diesen war die Populationsdynamik des Borkenkäfers reguliert. Obwohl die mit dem Klimawandel steigenden Temperaturen zukünftige Massenvermehrungen stark fördern, konnten sich dann auch kleinere Fichtenrein-

bestände halten (subalpiner Fichtenwald, FFH-LRT 9410). Damit blieben über Klimawandelzeiträume hinweg die Ausstattung und Zonation der Lebensraumtypen vollständig.

9.2 Einbettung in den Projektrahmen

Die Bergmischwälder repräsentieren den Übergangsbereich vom Buchenwald hinein in den subalpinen Hochlagenfichtenwald. Insbesondere die Hochlagenfichtenwälder sind sowohl durch großflächigen Windwurf als auch durch Borkenkäferkalamitäten gefährdet. Das Zusammenspiel beider Faktoren kann zu einem Absterben der Hochlagenfichtenwälder in großem Umfang führen, wie die Ereignisse ab den Achtziger Jahren im Nationalpark Bayerischer Wald zeigten (aber auch bereits im 19. Jahrhundert im Bayerischen Wald und im Harz in den Jahren 1770, 1800, 2003 und 2006). Ab 1983 wurde entschieden im Nationalpark Bayerischer Wald nicht mehr in die natürliche Waldentwicklung einzugreifen und auch bei Extremereignissen wie Sturmwürfen (Vivian und Wiebke 1990) und Borkenkäferbefall die natürliche Entwicklung fortzusetzten. Es entstanden in der Folge die bekannten Kalamitätsflächen mit großflächig abgestorbenen Fichten im Bereich der Gipfelkämme des Bayerischen Waldes (Abbildung 22). Sie sind heute von einer Grasflur bedeckt, in denen sich der Fichtenwald beginnend mit frühen Sukzessionsstadien aus Laubbaumarten nun verjüngt (siehe die Landbedeckungskategorie „Naturverjüngung Wald“ in Abbildung 22).

In der gemäßigten Mittelgebirgstopographie bedecken die Vegetationszonen meist größere Flächen als in den Alpen, wo sie in der Steilheit des Reliefs zu schmalen Bändern zusammenschrumpfen. Demzufolge können sich Kalamitäten besonders großflächig ausdehnen. Das entstehende Offenland ist weiterhin aufgrund des vor allem auch im Hochlagenbereich weichen Reliefs potentiell gut auch für Herden wildlebender Megaherbivoren nutzbar. In Frage kommen hier neben vorhandenen Äsergemeinschaften aus Rothirsch, Reh und Elch auch eine Komplettierung mit dem Wisent, der bereits im Auswilderungsprojekt im Rothaargebirge bevorzugt Störflächen im Wald nutzte (C. Herbst, persönliche Kommunikation).

Zusammen legen Windwurf und Borkenkäferkalamitäten und rezente Erfahrungen mit dem Wisent im Mittelgebirge ein Offenlandpotential im Bergmischwald und angrenzenden Hochlagenfichtenwald nahe. Weiterhin sind Klimawandeleffekte im Gebirge besonders ausgeprägt zu erwarten. Neben der Höhenverschiebung der Vegetationszonen (Einwanderung der Buche in den Hochlagenfichtenwald) sind von generell steigenden Temperaturen häufig warme Frühjahre zu erwarten, die Grundlage für die Massenvermehrung des Borkenkäfers sind (frühes Schwärmen bildet mehrere Generationen pro Jahr).

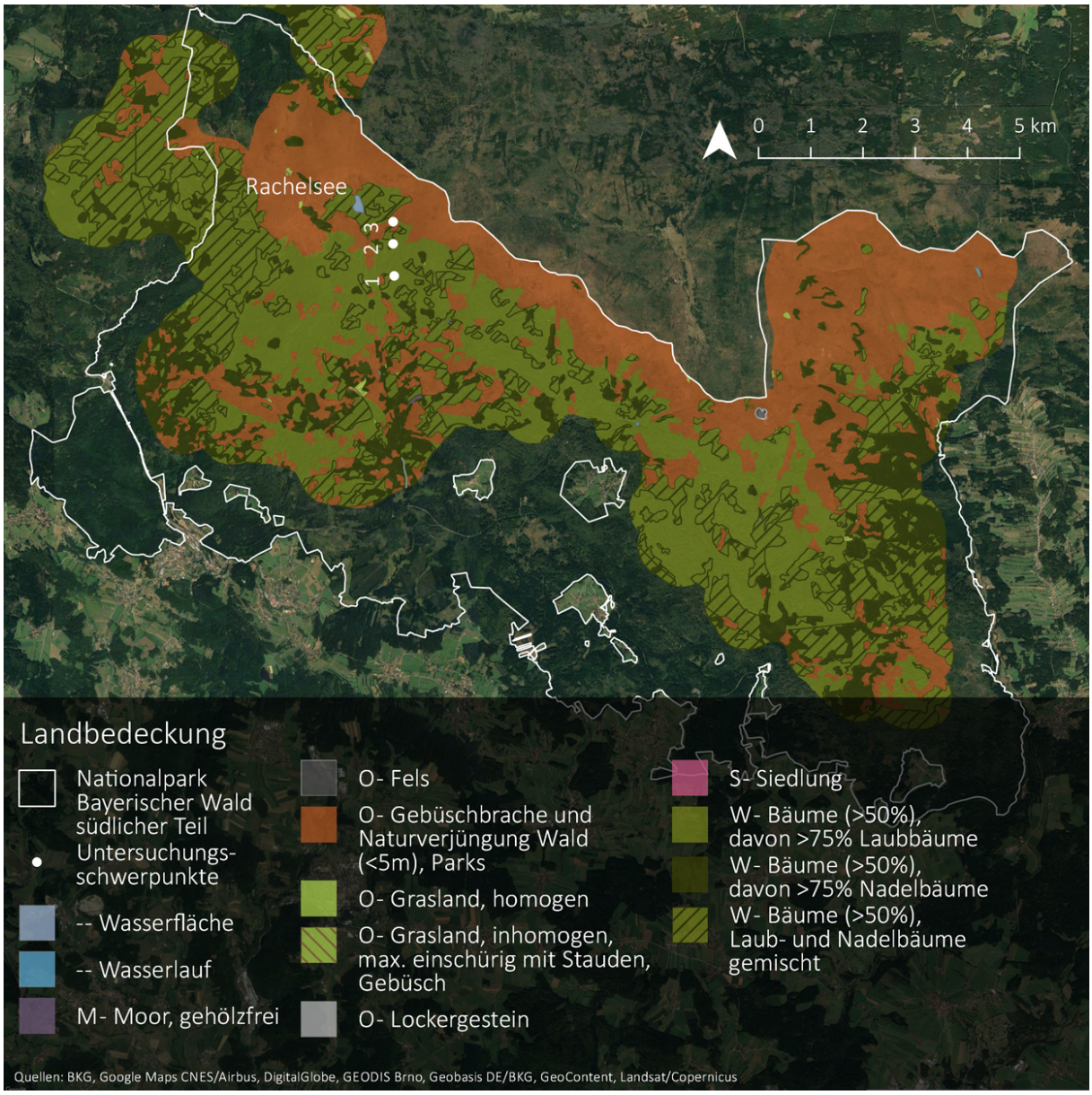


Abbildung 22 Landbedeckung im Studiengebiet „Nationalpark Bayerischer Wald“ differenziert in Offenland, Verbuschungsstadien und Wald mit unterschiedlicher Zusammensetzung aus Nadel- und Laubbäumen und mit Punkten gekennzeichnete Untersuchungsschwerpunkte. Die Modelllandschaft (Abbildung 23) deckt den Gradienten der Waldgesellschaften zwischen den Untersuchungsschwerpunkten 1 bis 3 ab (1: Buchenwälder, 2: Buchen-Fichten-Mischwälder und 3: Hochlagenfichtenwälder). Inkonsistente Daten zur Evapotranspiration des DWD (Anhang 5) ließen die Verortung in der direkten Umgebung des Rachelsees nicht zu, der durch eine Wasserstelle in der Modelllandschaft abgebildet wird (Abbildung 23). Quellen: Luftbild: (NES/Airbus, DigitalGlobe, GEODIS Brno, Geobasis DE/BKG, GeoContent, Landsat/Copernicus); Landbedeckungsmodell: LBM-DE2012, vom BfN zur Verfügung gestellt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie).

Die vorliegende Studie adressiert diese Zusammenhänge am Beispiel der Südhänge des Rachel im Studiengebiet „Nationalpark Bayerischer Wald“, weil die Untersuchungen zur Borkenkäferkalamität und zum Wildbestand im Rachel-Lusengebiet eine einmalige Datengrund-

lage bieten. Nach persönlicher Begehung drei Schwerpunkte gesetzt und in der Modelllandschaft abgebildet werden: Die Buchenwälder (1), die Buchen-Fichten-Mischwälder (2) und die Hochlagenfichtenwälder (3) werden als Vegetationszonen in einer zusammenhängenden Modelllandschaft dargestellt, in der eine Tränke im Buchenwald den Rachelsee repräsentiert (Abbildung 22). In der Modelllandschaft kann somit die Höhenverschiebung der Vegetationszonen im Klimawandel, Vegetationszonen-spezifische Störungsregime (Borkenkäfer im Fichtenwald) und das Raumnutzungsverhalten von Megaherbivoren im Relief simuliert werden. Neben der Frage, wie sich vorhandene Kalamitätsflächen im Fichtenwald entwickeln, die bereits im Offenlandstatus sind, analysieren wir wie sich totholzarme aber geschlossene Wirtschaftswälder entwickeln, die nun einer Wildnisentwicklung übergeben werden. Sowohl Szenarien als auch Simulationsergebnisse sind jedoch für vergleichbare Bergmischwälder zu verallgemeinern und nicht konkret auf den Nationalpark zu beziehen.

9.3 Gebiets-spezifische Fragestellungen

Frage 1: Wie gestalten die aktuelle und eine mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft, Windwurf und Borkenkäfer einzeln und in Kombination die langfristige Landschaftsdynamik über Klimawandelzeiträume hinweg? Wie verändert sich das Offenlandpotential in den Kalamitätsflächen und in aktuell geschlossenem Wirtschaftswald mit der Höhenverschiebung der Vegetationszonen?

Frage 2: Welche Habitate und Dynamiken entstehen durch progressive Sukzession auf Borkenkäfer-Kalamitätsflächen und durch regressive Sukzession aus bisher genutztem, heute geschlossenem Wald? Wie stark unterscheiden sich alte und mit dem Klimawandel und unter Megaherbivoren-Einfluss neu entstehende Wälder in der Baumartenzusammensetzung, strukturell und damit im Habitatangebot?

Frage 3: Welche Empfehlungen hinsichtlich der Komplettierung von Äsergemeinschaften und dem Zulassen von Borkenkäferkalamitäten können für Wildnisgebiete in Mittelgebirgs-Hochlagen gegeben werden? Gibt es Lebensraumpotential für Offenlandarten?

9.4 Untersuchungsansatz

Der Ansatz der Simulationsstudie „Bergmischwald“ folgt in Grundzügen den Studien in Eichenmischwald-Heide-Komplexen und Kalk-Buchenwäldern (Kapitel 7 und 8). Die Vorgehensweisen für die Modellierung und Plausibilitätskontrolle und hinsichtlich der Variation der Faktoren Äsergemeinschaft (Kap. 9.5.2) und Klimawandel (Kap. 9.5.3) in den Szenariosimulationen sind identisch. Änderungen ergaben sich bedingt durch die Charakteristiken des Studiengebietes in der Topographie der Modelllandschaft (Kap. 9.5.1) und ihrer Ausgangszustände für Szenariosimulationen (Kap. 9.5.5). Anstelle von Wildfeuer und initialer Waldöffnung wurden der Borkenkäfer (Kap. 9.5.1) und Windwurf (Kap. 9.5.5) berücksichtigt (Definition der Szenarien in Kap. 9.5.5).

9.5 Modelllandschaft und Szenarien

9.5.1 **Modelllandschaft**

Die Topographie und die edaphischen Bedingungen der Modelllandschaft spiegeln auf 1 km x 1 km den charakteristischen Übergang von Buchenmischwald in den Hochlagenfichtenwald wieder (Abbildung 23). Die Tief- und die Hochlagen (1050 bis 1250 m ü NN) besitzen sanftes Relief, die durch flachgründige Steilhanglagen verbunden sind (Kap. 9.5.1 und Abbildung

22). Für den Steilhang wurde die Südexposition gewählt um eventuelle Trockenstresseffekte durch Klimawandel zu pointieren. Die Steilhänge werden von den Megaherbivoren für die Nahrungssuche gemieden, was schlechte Fluchtmöglichkeiten vor Räubern (nicht modelliert) abbildet.

Der Futterwert der Pflanzengesellschaften der Feldschicht bestimmt wesentlich das Angebot an weicher Äsung, damit den Verbissdruck und den Offenhaltungseffekt durch die Grazing-Aktivität. Anhand von Literatur aus der Grünlandwirtschaft wurden die Futterwerte der modellierten Pflanzengesellschaften der Feldschicht an die Bedingungen in Bergmischwäldern auf saurem Substrat angepasst (Anhang 5). Das Nahrungsangebot für die Browsing-Aktivität aus der Gehölzschicht ist durch die Baumarten bestimmt (Anhang 3). Das Wachstum der Baumarten ist klimasensitiv modelliert, woraus sich die Verfügbarkeit von zäher Äsung (Browse) in Abhängigkeit von den Höhenstufen ergibt.

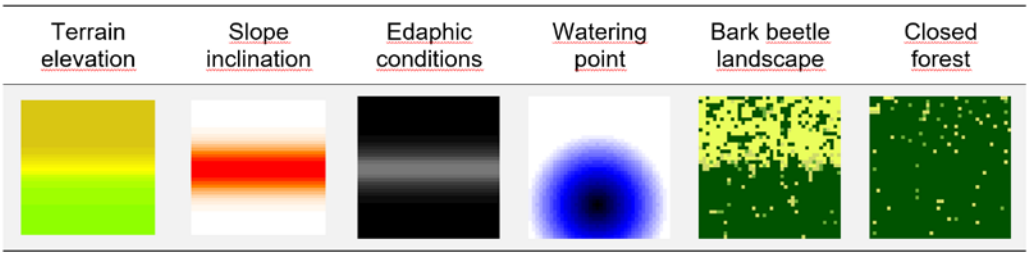


Abbildung 23 Topographie, edaphische Bedingungen und Wasserstelle in der Modelllandschaft für den Bergmischwald und die zwei Ausgangszustände der Modelllandschaften für die Szenariosimulationen. Von links nach rechts: Relief mit den Tallagen auf 1050 m NN. in grün und die Höhenlagen auf 1250 m NN. in braun angegeben. Die Steigungen am Steilhang sind angegeben in orange bis rot, Hänge mit einer Steigung von 10° bis 30° in orange und höher als 30° in rot. An steilen Südhanglagen ist die potentielle Evapotranspiration und damit der Trockenstress erhöht. Flachgründige Böden erhöhen den Trockenstress auf das Baumwachstum und die Krautschicht weiter (angegeben in grau), tiefgründige Kolluvien in schwarz. Die Wasserstelle in Tallage ist repräsentativ für die Lage des Rachelsees. Die anziehende Wirkung auf die Megaherbivoren nimmt mit größer Distanz ab, angegeben durch eine geringere Blautönung. Die zwei Ausgangszustände der Modelllandschaften sind ein Borkenkäfer-Wald mit natürlicher Totholzmenge und ein geschlossener Wald (keine Borkenkäfernester, geringe Totholzmenge). Die Waldzusammensetzung in diesen Ausgangszuständen wurde mit den Spin-up Simulationen generiert und in Habitattypen klassifiziert (Anhang 5). Legende der Habitattypen siehe Abbildung 24.

9.5.2 **Äsergemeinschaften**

Bei der Zusammensetzung der aktuellen Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community) wurde auf rezente Erhebungen zurückgegriffen (Kap. 9.5.2). Für die „Common Herbivore"-Szenarien wurde die aktuelle Äsergemeinschaft für die Zukunft beibehalten. Sie setzt sich zusammen aus Rehen (*Capreolus capreolus*, 40 Individuen) und Rothirschen (*Cervus elaphus*, 180 Individuen, Tabelle 10).

Tabelle 10 Tierarten und -dichten der aktuellen Äsergemeinschaft für den Lebensraumtyp Bergmischwald auf Datengrundlage des Rachel-Lusengebiets (Common Herbivore Community, oben) und nach Komplettierung mit Wisent (Completed Herbivore Community, unten). Der Futterbedarf ist in Kilogramm Trockenmasse pro Tag je Individuum und Herde einer Art angegeben. Ferner sind jeweils die krautigen und holzigen Anteile der Diäten dargestellt. Die Tabelle errechnet den die gesamte Herdendichte aus der Summe aller Herden pro Hektar und den Nahrungsbedarf und die Nahrungszusammensetzung eines durchschnittlichen Individuums der Gesamtherde. Das Modell berücksichtigt somit nicht die Separierung der Herden nach Tierarten und ihr teilweise unterschiedliches Herdenverhalten. Datenbasis: Hraba and Linner (2010), van Dyne et al. 1980; Bunzel-Drüke et al 2009.

Common Herbivore Community	Anzahl	Pro Individuum			Pro Herde		
Tierart	Individuen	Futter kg/d	% krautig	% holzig	Futter kg/d	kg krautig	kg holzig
Rehe	40	3	0,22	0,78	120	26,4	93,6
Rothirsche	180	9	0,61	0,39	1620	988,2	631,8
Summen	220				1740	1014,6	725,4
Pro 100 ha	2,20						
Pro ha	0,02						
Pro Individuum der Herde					7,9	4,6	3,3
						(58 %)	(42 %)
Completed Herbivore Community	Anzahl	Pro Individuum			Pro Herde		
Tierart	Individuen	Futter kg/d	% krautig	% holzig	Futter kg/d	kg krautig	kg holzig
Rehe	40	3	0,22	0,78	120	26,4	93,6
Rothirsche	180	9	0,61	0,39	1620	988,2	631,8
Wisent	450	22,5	0,67	0,33	10125	6783,8	3341,3
Summen	680				11939	7805,8	4133,3
Pro 100 ha	6,80						
Pro ha	0,07						
Pro Individuum der Herde					17,6	11,5	6,1
						(65 %)	(35 %)

Ebenfalls kommt im Gebiet eine Gruppe von Elchen vor, aufgrund ihrer geringen Dichte mit nur 9 Individuen, wurde sie aber nicht in den Simulationen berücksichtigt. Bezogen auf die bevorzugte Nahrungszusammensetzung handelt es sich um eine Browser-intermediäre Äsergemeinschaft, die sich zu 58 % aus der Krautschicht und zu 42 % aus der Gehölzschicht ernährt. In der Summe ergab sich für die gesamte Äsergemeinschaft ein täglicher Nahrungsbedarf von 7,9 Kg Trockenmasse und eine Dichte von 0,02 Individuen / Hektar (Tabelle 10).

Für die Komplettierung der Äsergemeinschaft (Completed Herbivore Community) wurde die aktuelle Äsergemeinschaft mit 450 Individuen des Wisents (*Bison bonasus*) ergänzt. Diese Anzahl entspricht 4,5 Individuen pro 100 ha und damit der aktuellen Wisent-Dichte in der Döberitzer Heide. Ihre Implementierung erscheint auch für Mittelgebirge praktikabel, wenn eine Winterfütterung bei hoher Schneelage fortgeführt wird, wie sie aktuell auch für das Rot-

wild praktiziert wird, um die winterliche Abwanderung ins Tiefland zu vermeiden. Eine Nahrungsknappheit für die Tiere ist dann nicht zu erwarten und wurde durch unsere Simulationen auch nie angezeigt. Die zusätzliche Winterfütterung bilden wir in den Simulationen ab, in dem die Anzahl der „Weidetage“ nur 300 Tage umfasst (in der Döberitzer Heide und im Hainich sind es 365 Tage). Die Komplettierung resultiert vor allem in einer deutlich gestiegenen Nachfrage an weicher und zäher Äsung mit entsprechend höherem Verbissdruck in der Feld- und Gehölzschicht. Aufgrund des höheren täglichen Nahrungsbedarfs des Wisents, erhöht sich der tägliche Nahrungsbedarf der Gesamtherde auf 17,6 kg Trockenmasse mit einer Dichte von 0,07 Individuen / Hektar (Tabelle 10). Da die aktuelle Äsergemeinschaft bereits von intermediär äsendem Rotwild dominiert ist, änderte sich die Zusammensetzung der Diät der Äsergemeinschaft kaum.

9.5.3 **Klima und Populationsdynamik des Borkenkäfers**

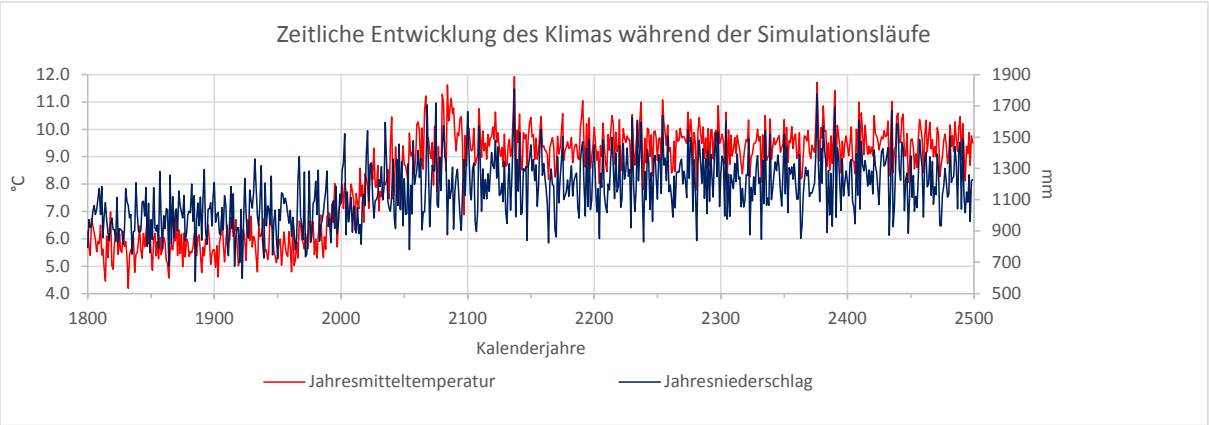
Die Abbildung 24 zeigt die Verläufe von Monatsmitteltemperaturen und Monatsniederschlägen für die Simulationszeiträume des Modell Spin-ups hin zu den Ausgangslandschaften (1000 AD bis 2015 AD) und für die anschließenden Szenarien (2015 bis 2500 AD).

Als Datengrundlagen wurden verwendet:

- Stochastische Witterung (basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 1961 bis 1990 AD) für 1000 bis 1960 AD entlang von Temperaturfluktuationen der Nordhalbkugel nach Moberg et al. (2005),
- Beobachtungsdaten von 1961 bis 2014,
- das moderate Klimawandelszenario rcp4.5 von 2015 bis 2100,
- ein stochastisch generiertes Kima ab 2100 AD basierend auf den statistischen Kennwerten der Epoche 2090 bis 2100 AD. Diese stochastische Klimazeitreihe wiederholt die klimatischen Bedingungen (Fluktuationen von Temperatur, Niederschlag, Trockenstress) zum Ende dieses Jahrhunderts wieder und ist somit die Grundlage um in den Simulationszeiträumen nach 2100 AD die langfristigen Sukzessionstendenzen zu verdeutlichen.

Die Beobachtungsdaten und das Klimawandelszenario wurden vom Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung zur Verfügung gestellt (herzlichen Dank an Frau Ylva Hauf). Die Beobachtungsdaten basieren auf einer Interpolation von Originaldaten des DWD (209 synoptische Klimastationen und 1184 Niederschlagsstationen) auf den zum Studiengebiet nächstgelegenen Gittermittelpunkt des I2C-Gitters (impact2c.hzg.de). Die Klimawandelszenarien sind die (im Januar 2017) neuesten Rechnungen des PIK am gleichen Gittermittelpunkt.

Die Klimadaten besitzen als Referenz die Meereshöhe 667 m und liegen damit unterhalb der Höhe der Modelllandschaft (1050 - 1250 m ü NN). Die Temperaturdaten wurden mit jahresdurchschnittlich -0,5 K pro zusätzliche 100 Meter Meereshöhe an das Untersuchungsgebiet angepasst, die Niederschlagsdaten blieben mangels Information über den Höhengradienten unverändert.



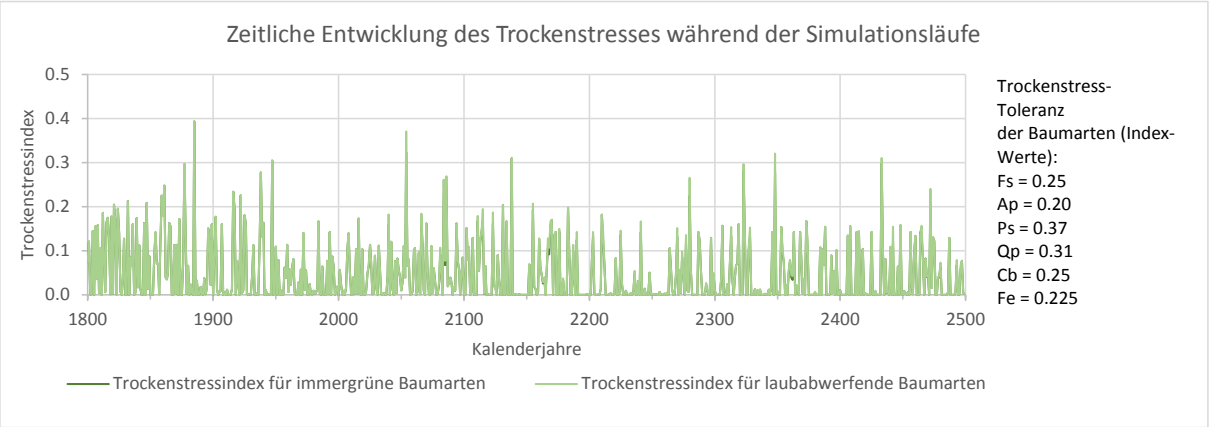


Abbildung 24 Zeitliche Entwicklung von Klima (Jahresmitteltemperatur und Jahresniederschlag) und Trockenstress (Indexwerte zwischen 0 und 1) während der Simulationszeiträume.

Die Klimazeitreihen zeigen eine deutliche Erwärmung ab 1960 (Beobachtungsdaten), die sich rasant mit dem Klimawandelszenario (moderates Szenario rcp 4.5) bis 2085 fortsetzt. Die Jahresmitteltemperaturen liegen Anfang des letzten Jahrhunderts noch bei 6,0°C, aktuell bei 6,6°C, in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts bei 8,2°C und in der zweiten Hälfte bei 9,6°C (Tabelle 11).

Einzigartig im Vergleich zu den Studiengebieten Döberitzer Heide und Hainich ist die Erhöhung der Jahresniederschläge mit dem Klimawandel um 150 mm bis 2050 und sogar 200 mm bis Ende dieses Jahrhunderts (Tabelle 11). Zwar steigt durch den Temperaturanstieg die potentielle Evapotranspiration (Tabelle 11), aber mit den höheren Niederschlagsmengen bleibt langfristig der Trockenstress für immergrüne Baumarten auf historischem Niveau (vor 1960, Abbildung 24 und Tabelle 11). Ein Konkurrenzverlust der Fichte in den Hochlagenwäldern zugunsten der Buche ist somit weniger aufgrund von Trockenheit, sondern mehr aufgrund längerer Vegetationsperioden zu erwarten. Diese kann die Buche wahrscheinlich gut nutzen, denn die enge Überlagerung der Linien des Trockenstress-Indikators für laubabwerfende und immergrüne Baumarten in Abbildung 24 zeigt keine Verschiebung der Niederschläge ins Winterhalbjahr an.

Tabelle 11 Klimakennwerte für ausgewählte Perioden der Simulationszeitreihe im Bergmischwald.

Periode und Datengrundlage	Jahresmittel-temperatur [°C]	Jahres-niederschlag [mm]	Trockenstress-index für immergrüne Baumarten	Trockenstress-index für laub-abwerfende Baumarten	Potentielle Eva-po-transpiration [mm]
1900 - 1960 (rekonstruiert)	6,0	960	0,053	0,053	359
1961-2014 (beobachtet)	6,6	1024	0,032	0,032	380
2015 - 2050 (Szenario)	8,2	1170	0,042	0,043	428
2050 - 2100 (Szenario)	9,6	1225	0,059	0,061	474

Für die Identifikation von Jahren mit potentieller Massenvermehrung des Borkenkäfers wurden die Mitteltemperaturen des Mai in den Beobachtungsdaten und im Klimawandelszenario ausgewertet (Abbildung 25). Bei warmem Frühjahr setzt das Schwärmen früh ein und erlaubt mehrere Generationen in einem Jahr, die bei ausreichend Totholz zur Kalamität werden. Anhand der Massenvermehrung in den 1990er Jahren wurde der Temperaturschwellenwert für den Mai auf 13°C gesetzt. Damit werden auch die warmen Maimonate Ende des 19. Jahrhunderts, in denen ebenfalls Kalamitäten stattfanden, als Schwarmjahre deklariert.

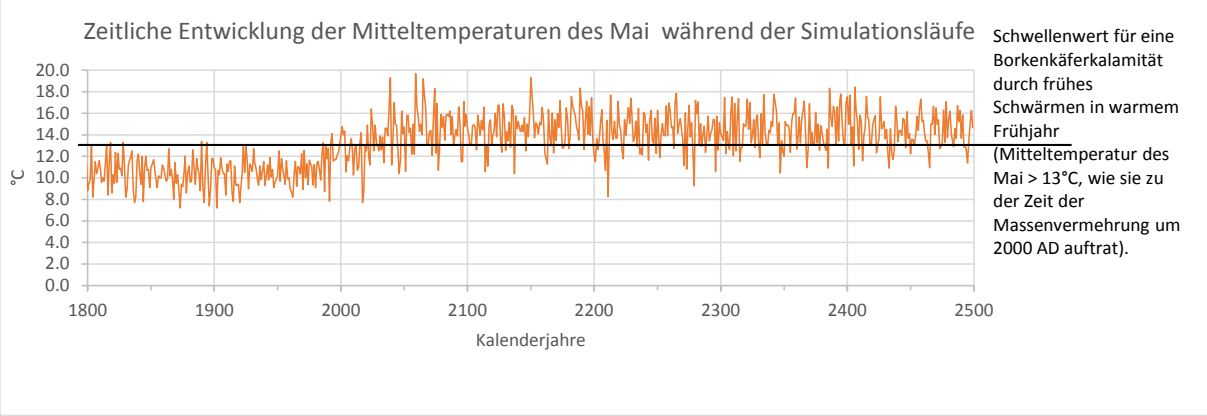


Abbildung 25 Zeitliche Entwicklung der Mitteltemperaturen des Mai während der Simulationszeiträume im Bergmischwald

Von 1961 bis 2014 ergeben sich damit außer den beobachteten keine historischen Kalamitäten mehr. Für die Zukunft reichen allerdings die Maitemperaturen in fast jedem Jahr zum frühen Schwärmen, sodass Kalamitäten in den Simulationsläufen fast nur noch vom Totholzvorkommen der Fichte bestimmt sind.

9.5.4 **Modell Spin-up und Kalibrierung**

Spin-up Simulation von 1000 bis 2015 AD hatten das Ziel die aktuelle Waldzusammensetzung im Studiengebiet zu reproduzieren. Die Waldbestände im Gebiet sind sehr unterschiedlich, weil außerhalb des Nationalparks Bayerischer Wald ein geschlossener bewirtschafteter Wald vorkommt und innerhalb der Nationalparkfläche, der Wald großflächige Bestandslücken hin zu einer Halboffenlandschaft aufweist, die durch die vergangenen Borkenkäfer-Kalamitäten entstanden sind (Abbildung 20). Wir initialisierten die Ausgangslandschaft für den Spin-up mit zehn Keimlingen jeder Baumart pro Rasterzelle und verwendeten eine kombinierte Klimazeitreihe aus rekonstruierten und Beobachtungskennwerten (Kapitel 7.5.3). Aufgrund des langsamen Baumwachstums im Gebirgsklima waren 1015 Simulationsjahre

Spin-up erforderlich bis sich entlang des Höhengradienten ein natürliches Gleichgewicht im Konkurrenzverhalten zwischen den Baumarten entwickelte. Ab dem Simulationsjahr 1900 AD wurde die aktuell vorkommende Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community) simuliert (Tabelle 10), für den Zeitraum davor gab es keine Datengrundlage und historische Abschätzungen sind sehr ungenau. Hinsichtlich historischen Borkenkäferbefalls wurden zwei Spin-up Varianten entwickelt. Die beiden unterschiedlichen Landschaftsentwicklungen dienten dann als Ausgangszustände für die Szenariosimulationen.

Um eine Waldzusammensetzung zu reproduzieren, die sich klar an der Zonierung von Vegetationsgürteln entlang des Höhengradienten ausrichtet, wurde in einem ersten Spin-up keine Borkenkäfer-Kalamität simuliert und auch Totholz aus dem Wald entfernt. Daran konnte die Klimasensitivität der Baumarten kalibriert werden (Anhang 5). Dieser Spin-up ergab den Ausgangszustand für die Modelllandschaft „geschlossener, ehemals forstwirtschaftlich genutzter Wald“ (Abbildung 23 und Abbildung 26).

Um eine von Borkenkäferbefall geprägte Waldlandschaft zu reproduzieren, wie sie aktuell im Rachel-Lusengebiet vorkommt, wurde historischer Borkenkäferbefall simuliert und Totholz im Wald belassen (Anhang 5). Dieser Spin-up diente zur Kalibrierung der Borkenkäfer-Modellierung. Aus diesem Spin-up ergab sich der Ausgangszustand für die Modelllandschaft „Borkenkäfer-Wald“ (Abbildung 23 und Abbildung 26).

Die im Spin-up reproduzierte Waldzusammensetzung war plausibel und entsprach den Höhenstufen von Buche, Fichte und dazwischenliegendem Mischwald (Abbildung 26). Ebenfalls war die simulierte Totholzmenge realistisch und entsprach einem Wert, der für Urwälder angenommen wird (zirka 200 m^3 / Hektar).

In den zwei Ausgangszuständen der Modelllandschaften “geschlossener Wald” und “Borkenkäfer-Wald” (Abbildung 23) simulierten wir die langfristige Vegetationsdynamik in unterschiedlichen Szenarien von 2015 bis 2500 AD. Dabei wurden die folgenden Faktoren entweder kombiniert oder isoliert simuliert (Tabelle 12):

- Ab dem Simulationsjahr 2015 AD die aktuell vorkommende Äsergemeinschaft (Common Herbivore Community Scenarios)
- Ab dem Simulationsjahr 2020 AD die aktuell vorkommende Äsergemeinschaft komplettiert mit einer Herde Wisente (Completed Herbivore Community Scenarios)
- Ab dem Simulationsjahr 2015 AD Borkenkäferpopulationen in der Ausgangslandschaft „Borkenkäfer-Waldlandschaft“ und ab 2020 AD das Zulassen von Borkenkäfer-Kalamitäten in der Ausgangslandschaft „geschlossener Wald“
- Ab dem Simulationsjahr 2025 AD treten in einem Wiederkehrintervall von 50 Jahren Windwürfe auf, die 50 % der Waldfläche zerstören.

Tabelle 12 Definition der Szenarien und ihre Parametrisierung im Bergmischwald. Die Szenario-Familie 1 (gehölzfreies Offenland), vgl. die Simulationsstudien zum Eichenmischwald-Heide-Komplex und Kalk-Buchenwald, wurde nicht simuliert. Die Szenario-Familie 2 (Borkenkäfer-Waldlandschaft) entspricht mit den Kalamitätsflächen im Hochlagen-Fichtenwald den Waldrand-Szenarien. Die Szenario-Familie 3 (geschlossener Wald) entspricht den Wald-Szenarien in diesen Studien. Auch die Szenario-ID wurde symmetrisch zu gehalten. Durch die Präsenz der Borkenkäfer in allen Szenarien der Familie 2 entfielen die IDs 2.1 bis 2.4. Verwendete englische Bezeichnungen in der Tabelle bedeuten: Scenario family = höchste Ebene der Szenarien-Kennung für jeden Ausgangszustand; Initial landscape state = Ausgangszustand der Modelllandschaft; Scenario ID = Szenarien-Kennung; Herbivore community = Ästergemeinschaft, entweder die aktuell vorkommende (common) oder mit Wisent komplettierte Ästergemeinschaft (completed); Bark beetle impact = Zulassen oder Unterdrückung von Borkenkäfer-Kalamitäten; Windthrow = Wiederkehrintervall für Windwurfereignisse.

Scenario-family	Initial landscape state	Scenario ID	Herbivore community	Bark beetle impact	Windthrow
2	Bark beetle landscape	2.5	Common	ongoing	-
		2.6	Completed	ongoing	-
		2.7	Common	ongoing	50 year period since 2025 AD
		2.8	Completed	ongoing	50 year period since 2025 AD
3	Closed forest	3.1	Common	-	-
		3.2	Completed	-	-
		3.3	Common	-	50 year period since 2025 AD
		3.4	Completed	-	50 year period since 2025 AD
		3.5	Common	since 2020	-
		3.6	Completed	since 2020	-
		3.7	Common	since 2020	50 year period since 2025 AD
		3.8	Completed	since 2020	50 year period since 2025 AD

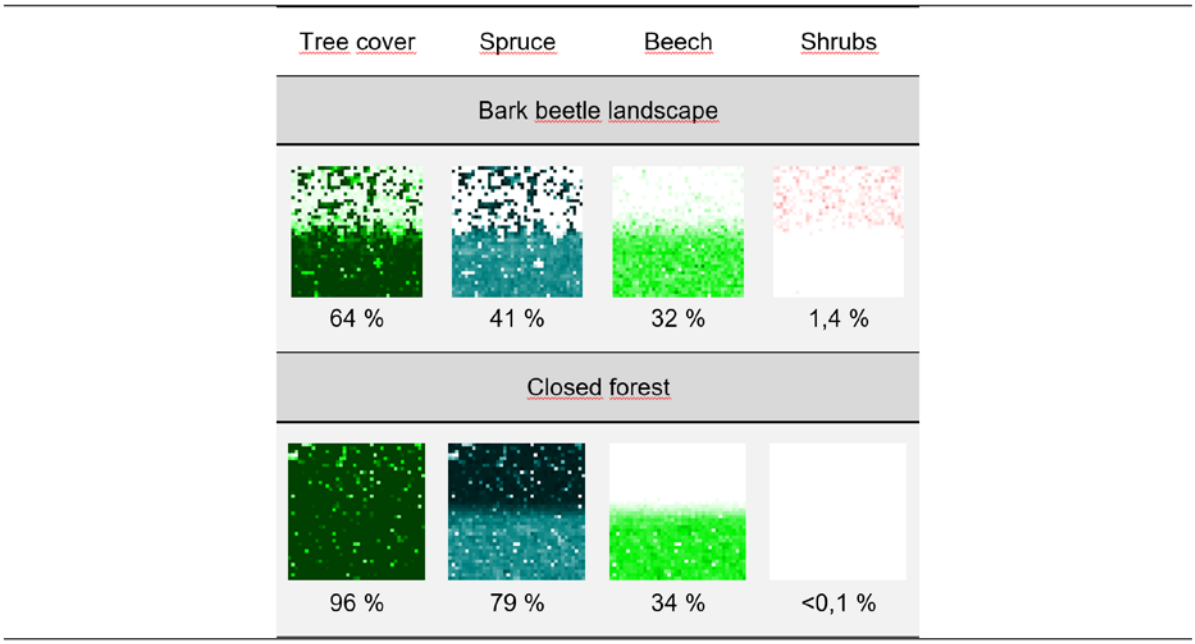


Abbildung 26 Struktur und Baumartenzusammensetzung der Modelllandschaft am Ende des Spin-ups zum Bergmischwald von 1000 bis 2015 AD zur Erzeugung eines realitätsnahen Waldes und Validierung des Modells. Legende: Tree cover: Summarischer Gehölz-Bedeckungsgrad; Spruce: Gemeine Fichte (*Picea abies*); Beech: Buche (*Fagus sylvatica*); Shrub: Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) mit höheren Deckungen vor allem in den Borkenkäfer-Flächen. Die Deckungsgrade der Baumarten summieren sich aufgrund der Kronenüberlappung nicht exakt zum Gesamtbaumdeckungsgrad.

9.5.5 **Störungsregime und Szenariodefinitionen**

Windwürfe und Borkenkäferkalamitäten sind wesentliche und eng verknüpfte Faktoren in der Landschaftsentwicklung wo Fichtenreinbestände dominieren, denn große Fichtentotholzmengen bieten eine Grundlage für Massenvermehrung, die schließlich auch gesunde Fichten angreifen kann und so ganze Waldbestände vernichtet. Hinzu kommt jedoch die Voraussetzung warmer Frühjahrsmonate, die dem Borkenkäfer frühes Schwärmen und mehrere Generationen pro Jahr ermöglichen.

Unsere Modellierung der Windwurfdynamik basierte auf etablierten Ansätzen aus früheren Studien (Peringer et al. 2017) und wurde um die Akkumulation von Totholz ergänzt (Anhang 5). Das Wiederkehrintervall von Windwürfen wurde im Vergleich zu historischen Ereignissen halbiert, weil zukünftig häufigere Ereignisse angenommenen werden (Calanca 2007). 50 Jahre Wiederkehrintervall ergaben sich abgeschätzt aus den Windwürfen (und Borkenkäferkalamitäten) in 1870 und 1990 (Stürme Vivian und Lothar). 50 % Windwurffläche bildete die Zerstörung zusammenhängender Patches in einem sehr realistischen Mosaik mit umgeworfenen Beständen ab (anonymer Reviewer zum Manuskript Peringer et al. 2017). Beide Parameter zusammen wurden in ihrer Sensitivität von Werle und Peringer (2016, Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie) getestet.

Für die Populationsdynamik des Borkenkäfers wurde ein sehr einfacher Ansatz entwickelt, der die Randbedingungen Totholz und Witterung kombiniert und auch die räumliche Ausbreitung von Borkenkäfernestern hin zu zusammenhängenden Kalamitätsflächen abbildet (Anhang 5).

9.6 Zusammenfassung der Ergebnisse

9.6.1 **Modellierung**

Nach der Kalibrierung des Modells auf das Lokalklima basierend auf Daten des DWD und der Anpassung der Produktivität der Feld- und Strauchschicht hinsichtlich weicher und zäher Äsung (Anhang 5) konnte die aktuelle Waldgesellschaft unter Berücksichtigung der aktuellen Äsergemeinschaft erfolgreich reproduziert werden (Abbildung 26). Damit wurde das Konkurrenzverhältnis der Baumarten untereinander bestmöglich an Beobachtungsdaten festgemacht. Insbesondere wurde der Übergang vom Buchen-dominierten Bergmischwald in den allein aus Fichte aufgebauten Hochlagenwald exakt reproduziert (1150 Meter Meereshöhe). Die akkurate Modellierung der Klimasensitivität der Buche und ihrer Konkurrenzkraft gegenüber der Fichte entlang des Höhengradienten ist von besonderer Bedeutung um die zukünftige Höhenverschiebung der Vegetationszonen mit dem Klimawandel möglichst realistisch zu projizieren. Weiterhin wurden in der Bestandsstruktur neben Buche und Fichte auch die Begleitbaumarten (Ahorn, Vogelbeere und Tanne) mit geringen Anteilen reproduziert. Demzufolge können die modellierten Lichtverhältnisse im Bestand und die Effekte von Lücken im Kronendach nach simuliertem Zusammenbruch von Altbäumen als realistisch betrachtet werden, denn Ahorn und Vogelbeere sind in besonderem Maße auf die Lichtverhältnisse am Boden und auf diese Lücken zur Verjüngung angewiesen. Die zumindest vereinzelte Präsenz von frühsukzessionalen Baumarten im geschlossenen Waldbestand ist von Bedeutung, um die Bestandsregeneration nach großflächigen Störungen realistisch abzubilden. Während die Lücken im Kronendach nach kleinen Störungen in der Regel durch laterales Kronenwachstum der Nachbarbäume oder bereits etablierten Jungwuchs geschlossen werden, so können nach großflächigen Störungen (Windwurf, Borkenkäferkalamitäten) diese Baumarten den Platz von Buche und Fichte einnehmen.

Die Modellierung des Windwurfregimes folgte den bereits in mehreren früheren Studien verwendeten Prozessformulierungen (u.a. Peringer et al. 2017). Die Größe der Windwurfflächen wurde nach einer Vorstudie in diesem Projekt optimiert um realistische Mosaike aus gestörten und ungestörten Flächen zu erzeugen, die für die Formierung zukünftiger Landschaftsstrukturen von Bedeutung sind (Werle and Peringer 2016). Das Wiederkehrintervall von Windwurfereignissen wurde verringert um Klimawandeleffekte abzubilden.

Das modellierte Raumnutzungsverhalten der aktuellen Äsergemeinschaft folgte dem Ansatz, wie er für den Eichenmischwald-Heide-Komplex entwickelt wurde. Im Bergmischwald ergaben sich damit ebenfalls realistische Muster in Bezug auf die komplementäre Nutzung von Offenland und Wald (Anhang 5). Die Grazing-Aktivität (durch Rotwild) fokussierte das Offenland der Borkenkäferflächen in den Hochlagen und vernachlässigte Waldlichtungen im tiefer gelegenen Buchenwald. Aufgrund der geringen Grazing-Aktivität dominierten Brachegesellschaften der Feldschicht mit einzelnen Magerrasen-Patches, was die aktuellen Verhältnisse in den Kalamitätsflächen im Rachel-Lusengebiet wiederspiegelt. Die Browsing-Aktivität (durch Reh- und Rotwild) fokussierte Gehölzbestände mit Unterwuchs. In den Borkenkäferflächen war die Browsing-Aktivität gering aufgrund der unattraktiven zähen Äsung (wenig schmackhafte Fichtenkeimlinge) oder ihres geringen Nährwerts (Blaubeere). Zusammengenommen wurde die gesamte Landschaft mit Ausnahme der Steilhanglagen für die Nahrungsaufnahme genutzt, wie es für eine intermediäre Äsergemeinschaft zu erwarten ist.

Die Populationsdynamik des Borkenkäfers konnte zwar stark vereinfacht, in ihren räumlichen und zeitlichen Mustern jedoch realistisch in Abhängigkeit vom Angebot an Fichtentotholz und die Reproduktion begünstigende warme Frühjahrsmonate abgebildet werden. Die Kombination aus Nahrungsangebot und klimatischen Randbedingungen für Massenvermehrung ergab sowohl vereinzeltes Auftreten von Borkenkäfernestern (in klimatischen Ungunstjahren und wenn ausreichend Totholz nur vereinzelt vorhanden war), als auch das Anschwellen zu Kalamitäten (im Fall klimatischer Gunstjahre und großflächig ausreichendem Fichtentotholz, Anhang 5). Die Nachstellung der Sturmwürfe der 90er Jahre in Verbindung mit den beobachteten Klimadaten reproduzierten das beobachtete Massensterben der Fichten im Hochlagenwald durch Borkenkäferkalamitäten um 2000 AD (Abbildung 26).

9.6.2 **Simulierte Landschaftsentwicklungen**

Folgende Aussagen beziehen sich hinsichtlich landschaftsstruktureller Entwicklungen auf Abbildung 27. Die detaillierten Ergebnisdarstellungen in Anhang 5 veranschaulichen Informationen zur Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der krautigen Vegetation sowie Angebot an Zäher Äsung und das daraus resultierende Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore.

Die **aktuelle Äsergemeinschaft** erhielt langfristig **kein Offenland auf den** Borkenkäfer-Kalamitätsflächen **im Hochlagen-Fichtenwald**. Auch die Berücksichtigung zukünftiger Sturmwürfe verhinderte nicht die **Wiederbewaldung innerhalb einer Baumgeneration mit Bergahorn** und der **mit dem Klimawandel aufsteigenden Buche**. Damit gehen zukünftig neben den Lebensraumtypen Borstgrasrasen und Heiden (FFH-LRT 6230 und 4030) auch der Lebensraumtyp subalpiner bodensaurer Fichtenwald (FFH-LRT 9410) verloren, der sich unter zukünftig häufiger projizierten Borkenkäferkalamitäten und unter dem Konkurrenzdruck der Buche nicht regenerieren konnte.

In **aktuell geschlossenem ehemaligen Wirtschaftswald, der einer Wildnisentwicklung anheimgegeben wurde**, blieb der Hochlagen-Fichtenwald langfristig erhalten, wenn der Borkenkäfer zukünftig unterdrückt wurde (z.B. als Managementeingriff in Pflegezonen um Beeinträchtigungen von Wirtschaftswäldern im Umland zu vermeiden, Szenarien 3.1 in Abbildung 27). Auch bei zukünftig häufigeren Windwürfen und (moderatem) Klimawandel erschienen die Fichtenbestände dann regenerationsstark und der Lebensraumtyp subalpine bodensaure Fichtenwälder (FFH-LRT 9410) gesichert. Potential für Offenlandlebensräume entstand dementsprechend nicht (Szenarien 3.3 Abbildung 27).

Das **Zulassen von Borkenkäferkalamitäten** im aktuell **geschlossenen ehemaligen Wirtschaftswald** erzeugte in naher Zukunft ein vergleichbares **großflächiges Absterben des Hochlagen-Fichtenwaldes**, wie in der Vergangenheit durch Borkenkäferkalamitäten beobachtet (Szenarien 3.5 Abbildung 27). **Vorübergehend entstand damit in ehemaligen Fichtenforsten ein großes Offenlandpotential** für Borstgrasrasen und Heiden (FFH-LRT 6230 und 4030). Diese Lebensräume wurden jedoch **durch die aktuelle Äsergemeinschaft nicht stabilisiert** und langfristig gingen sie zugunsten des Buchenbergmischwaldes verloren, denn der subalpine Fichtenwald (FFH-LRT 9410) konnte auch hier unter Borkenkäfereinfluss nicht regenerieren (Anhang 5). Die aktuelle Äsergemeinschaft hat somit weder das Potential wertvolles Offenland zu erhalten oder zu erzeugen, noch die Regeneration wertvoller Wald-Lebensraumtypen der Hochlagen nach Borkenkäferkalamitäten zu unterstützen.

Die **komplettierte Äsergemeinschaft** zeigte demgegenüber das Potential aus Störungen (Borkenkäferkalamität, Windwurf) hervorgegangenes **Offenland großflächig zu stabilisieren** und langfristig auch ohne Störungseinflüsse **aus Wald zu erzeugen**. Weiterhin wurde die **Baumartendiversität** erhöht **und die Populationsdynamik des Borkenkäfers reguliert**, sodass **auch subalpiner Fichtenwald** erhalten blieb.

In den heutigen Kalamitätsflächen wurde durch die komplettierte Äsergemeinschaft mit stärkerer Grazing- und Browsing-Aktivität die Waldregeneration verlangsamt und Halboffenland erhalten (Szenarien 2.6 Abbildung 27). Zukünftige Windwürfe lassen hier sogar dauerhaft größere Flächen mit weniger als 20 % Baumdeckung erwarten (Szenarien 2.8), sodass sich in echtem Offenlandklima und durch die Grazing-Aktivität von insbesondere Wisent strukturreiche Mosaike aus Weide-, Magerrasen und Brachegesellschaften entwickeln können (Borstgrasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030, Anhang 5). Ebenso wurden Wald-Offenland-Ökotone für Bewohner strukturreicher selten gewordener Lebensräume angezeigt.

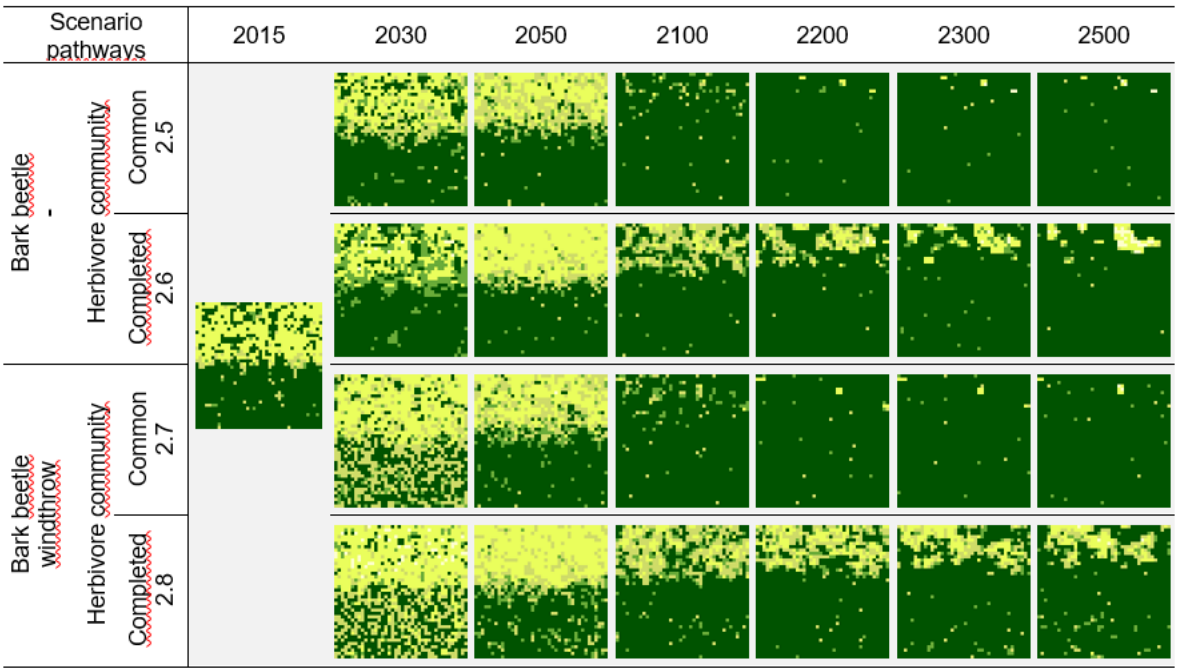
Die Browsing-Aktivität der komplettierten Äsergemeinschaft ermöglicht es weiterhin der ungern gefressenen Fichte sich im Hochlagenwald zu regenerieren, obwohl Borkenkäfer weiterhin präsent waren. Die Ursache dafür war einerseits die Schwächung der Buchenregeneration auf den Kalamitätsflächen durch Verbiss. Die unattraktive Fichte gewann dadurch einen Konkurrenzvorteil und ebenso der nach Verbiss regenerationsfreudige Bergahorn (Anhang 5). Andererseits waren im **von der komplettierten Äsergemeinschaft aufgelichteten Hochlagenwald mit Begleitbaumarten die Fichtentotholzvorkommen schlicht zu gering für Kalamitäten**, auch wenn diese zukünftig durch den Klimawandel begünstigt fast kontinuierlich auftreten könnten (warme Frühjahrstemperaturen begünstigen frühes Schwärmen und Reproduktion in mehreren Generationen pro Jahr). Die komplettierte Äsergemeinschaft bewirkte damit eine **natürliche Regulation des Borkenkäfers**, sodass die **historischen Kalamitäten für zukünftige Wildnisentwicklungen nicht maßgebend** erscheinen. Die generell geringeren Fichtentotholzmengen in der Landschaft erlaubten dann auch kleinere Fichtenreinbestände, sodass trotz Borkenkäfer auch **der subalpine Fichtenwald** (FFH-LRT 9410) **kleinräumig erhalten** blieb (Anhang 5).

Im aktuell geschlossenen ehemaligen Wirtschaftswald hatte die komplettierte Äsergemeinschaft beim Zulassen von Borkenkäferkalamität und der Berücksichtigung von Windwürfen die gleichen Effekte hinsichtlich Offenland- und die Waldlebensraumtypen (Szenarien 3.8 Abbildung 27). **Ohne jeglichen Störungseinfluss** (Windwurf oder Borkenkäferkalamität) war auch die komplettierte Äsergemeinschaft **erst über Jahrhunderte** in der Lage heute geschlossenen Hochlagenwald zu lichten und darin einige kleinere Lichtungen zu stabilisieren (Szenarien 3.2 Abbildung 27). Darin zeigt sich die Notwendigkeit der Interaktion von intermediären Äsergemeinschaften mit natürlichen Störungen um Lebensraumvielfalt in Wildnisgebieten entstehen zu lassen.

Wurde nur die **Kombination aus komplettierter Äsergemeinschaft und Borkenkäferkalamität** simuliert und damit Windwürfe aus der Betrachtung **ausgeschlossen**, so wurden die vom Borkenkäfer erzeugten Offenlandflächen langfristig nur in kleinerem Umfang erhalten (Szenarien 3.6 Abbildung 27). Auch waren sie weniger mit Gebüsch und Wald verzahnt und es fehlten die Magerrasenmosaike (Anhang 5). Diese Entwicklung korrespondiert mit der bekannten Segregation von Offenland und Wald auf Extensivweiden, wenn traditionelle Holznutzung aufgegeben wurde (Peringer et al. 2017). **Windwürfe erscheinen somit**

als bedeutende Ereignisse um die strukturelle **Vielfalt** nicht nur unterschiedlicher **Wald-Offenland Lebensräume,** sondern auch von **Pflanzengesellschaften der Feldschicht** zu erhalten, weil die vielfältigere Raumnutzung von Megaherbivoren in strukturell komplexer Landschaft sich durch die Weidewirkungen sukzessionssteuernd auch auf die Feldschicht auswirkt.

Wurde nur die **Kombination aus komplettierter Äsergemeinschaft und Windwurf** simuliert und der **Borkenkäfer ausgeschlossen** (Managementeingriff in Pflegezonen um Beeinträchtigungen von Wirtschaftswäldern im Umland zu vermeiden), so wurde temporär ebenfalls die Diversifikation der Landschaftsstruktur und der Gesellschaften der Feldschicht erreicht, die für die typische Lebensraumvielfalt notwendig ist (Mosaike aus Weide-, Magerrasen und Brachegesellschaften repräsentativ für Borstgrasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030; großflächig subalpiner Fichtenwald FFH-LRT 9410)(Szenarien 3.4 Abbildung 27). Die Persistenz des Offenlandes war jedoch geringer, weil ohne Borkenkäfereinfluss die Waldregeneration zwischen den Windwurfereignissen weiter voranschritt und die Offenlandlebensräume zum größten Teil verschwanden. Allerdings wurden erstmals auch Lichtungen in Windwurfflächen im Buchenwald stabilisiert. Diese Umverteilung der Offenhaltungseffekte der komplettierten Äsergemeinschaft hin zum Buchenwald in den Tieflagen begründet sich mit der regen Regeneration der Fichte nach Windwurf (große Samenmengen und weiträumige Samenausbreitung). Die Fichte kann dann die Windwurfflächen in den Hochlagen rascher wiederbewalden als die es die ausbreitungslimitierte Buche auf vergleichbaren Tieflagen-Flächen vermag. Damit wechselt der Äsungsdruck in die Tieflagen und stabilisiert auch dort Lichtungen (Anhang 5).



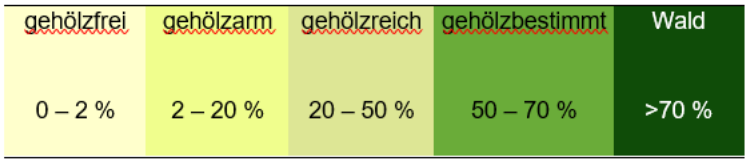


Abbildung 27 (Erläuterung in der Abbildungsunterschrift gilt auch für die folgende Seite) Landschaftsdynamik im Bergmischwald im Ausgangszustand Borkenkäfer-Wald. Die Karten zeigen die langfristige strukturelle Veränderung in Bezug auf die räumliche Verteilung der Habitattypen in unterschiedlichen Szenarien. Die Karten von links nach rechts: Ausgangszustand (1990 AD), kurz- bis mittelfristige Entwicklungen (2030 und 2050 AD), bis Ende des Klimawandelszenarios und nach zirka einer Baumgeneration (2100 AD), und langfristige Entwicklungen tendenzieller Sukzessionsdynamiken nach bis zu fünf Baumgenerationen (2200, 2300 und 2500 AD). Für jedes Szenario wird die räumliche Verteilung der Baumarten, Phytodiversität der Krautschicht und die räumliche Verteilung des Nahrungsangebots aus der Kraut- und Gehölzschicht, wie auch das Raumnutzungsverhaltens der Äsergemeinschaft im Anhang 5 dokumentiert.

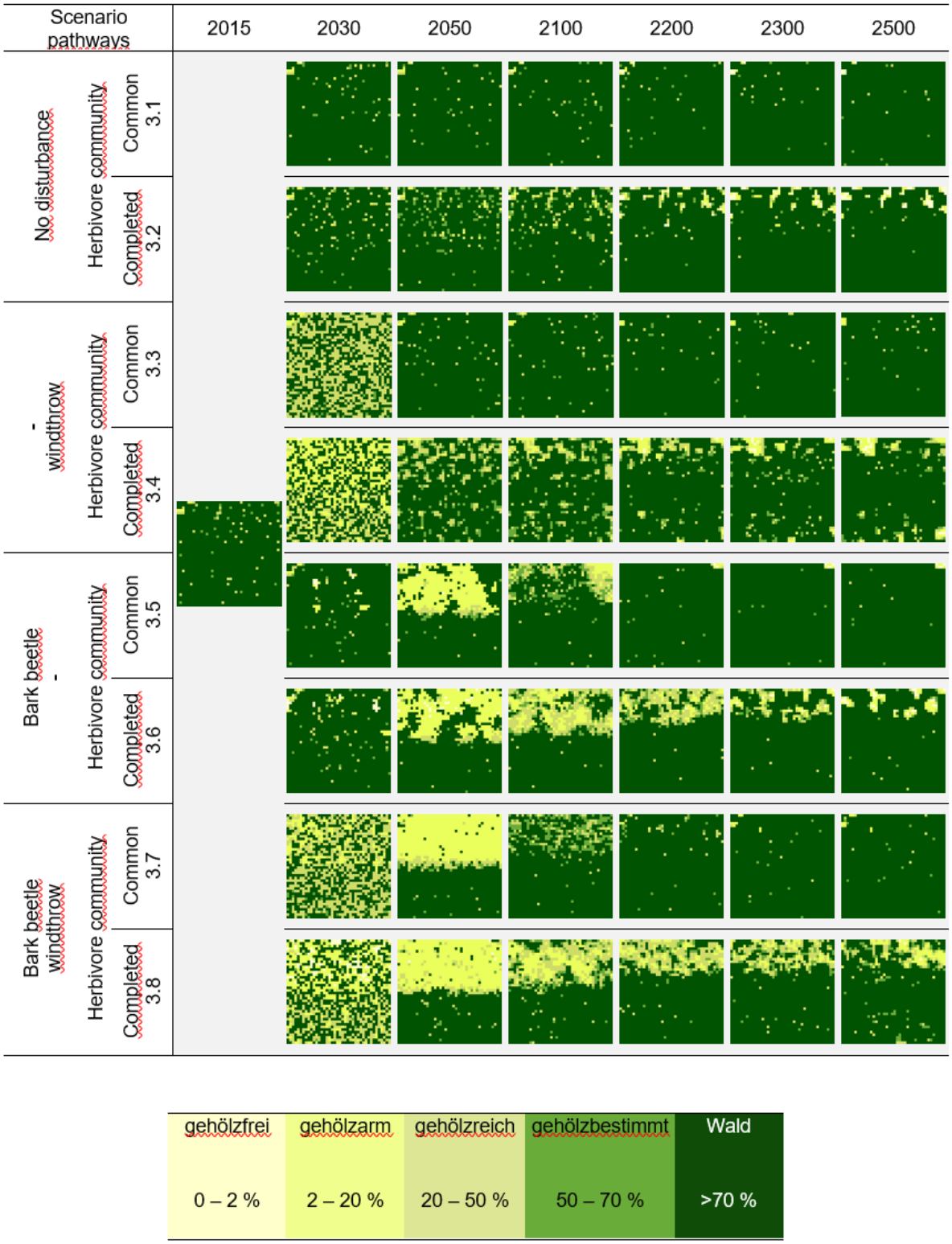


Abbildung 27-(Fortsetzung) Landschaftsdynamik im Bergmischwald im Ausgangszustand geschlossener Wald.

9.6.3 **Unsicherheitsanalyse**

Die dargestellten **Offenhaltungseffekte** durch Megaherbivore, Borkenkäfer und Windwürfe ergeben sich aus der **Balance zwischen Gehölzausbreitung und -wachstum** (progressive Sukzession) **und den modellierten Verbiss- und Störungseffekten** auf die Vegetation (regressive Sukzession). Die **Parameter** dieser Prozesse wurden **soweit als möglich mit direktem Datenbezug** gesetzt. Besonders hervorzuheben ist hier die Ableitung des **Verbissdrucks** auf die Vegetation aus der **quantitativen Bilanz** zwischen dem **Nahrungsbedarf der Megaherbivore** und dem **Aufkommen an weicher** (Gräser, Kräuter) **und zäher Äsung** (Gehölze) jeweils in Kilogramm Trockenmasse und die Kopplung der Populationsdynamik des Borkenkäfers an Klima und Totholzvorkommen der Fichte. Trotzdem waren Abschätzungen notwendig in Fällen, wo entweder keine Beobachtungsdaten vorlagen oder Beobachtungsdaten verallgemeinert werden mussten um in der abstrakten Modellformulierung verwendet werden zu können.

Die Parametrisierung und Formulierung der wesentlichen Prozesse wurde einer **Plausibilitätskontrolle** unterzogen (Anhang 5). Die Diskussion der verbleibenden Unsicherheiten (Anhang 5) ergab die **Überschätzung der sukzessional progressiven Prozesse** und die **Unterschätzung der sukzessional regressiven Prozesse mit Ausnahme der Windwurfeffekte**. Folgende Prozesse wurden tendenziell überschätzt: die Wuchskraft der Fichte, die Gehölzetablierung im Klimawandel, die Häufigkeit von Flächenausdehnung von Windwurf. Folgende Prozesse wurden tendenziell unterschätzt: der Verbiss der Vegetation durch ansteigende Megaherbivorenpopulation, der Verbiss der Vegetation durch Futterknappheit bei Sommertrockenheit, die Populationsdynamik des Borkenkäfers. Damit sind die **demonstrierten Offenlandpotentiale durch Herbivore-Borkenkäfer-Vegetations-Interaktionen konservativ** zu betrachten, d.h. mit **anwachsenden Megaherbivorenpopulationen** und **verschärftem Klimawandel** ist mit **mehr Offenland** zu rechnen als durch unsere Simulationen angezeigt. Die **strukturell diversifizierenden Effekte der Windwurfereignisse auf die Landschaftsstruktur und die Feldschicht werden wahrscheinlich überschätzt**, demonstrieren jedoch ihre potentielle Bedeutung.

9.7 Schlussfolgerungen

Im Bergmischwäldern und Hochlagenfichtenwäldern der Mittelgebirge ist selbst bei hohen Rotwilddichten von der aktuellen Äsergemeinschaft weder der langfristige Erhalt von Offenland auf Borkenkäfer-Kalamitätsflächen zu erwarten, noch die Entstehung größerer Lichtungen in heute geschlossenem Wald. Eine Ausnahme bildet der Nationalpark Eifel mit extrem hohen Rotwilddichten. Zukünftig häufigere Windwürfe und Borkenkäferkalamitäten öffnen den Wald zwar temporär, bieten jedoch keine Habitatkontinuität für Offenlandarten. Da der Verbissdruck auf die mit dem Klimawandel in höhere Lagen vordringende Buche gering ist, schwinden nicht nur wertvolle Offenlandlebensräume (Borstgrasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030), sondern unter der Buchenkonkurrenz auch der subalpine Fichtenwald (FFH-LRT 9410).

Demgegenüber hat die Komplettierung der Äsergemeinschaft mit dem Wisent und dadurch erhöhten Grazing- und Browsing-Aktivitäten das Potential große Offenlandflächen dauerhaft in Kalamitätsflächen der Hochlagen zu erhalten und auch Lichtungen in geschlossenem Wald zu erzeugen. Die Strukturvielfalt in der Gehölz- und der Feldschicht wird durch (zukünftig häufigere) Windwürfe erhöht. In heute geschlossenen ehemaligen Fichtenforsten, die der

Wildnisentwicklung übergeben werden, kann dann nach wenigen Dekaden die gleiche Entwicklung hinsichtlich Offenland und Lebensraumdiversität erwartet werden, weil nach wenigen Dekaden große Kalamitätsflächen wahrscheinlich sind.

Die Simulationen zeigten weiterhin Selbstregulationsmechanismen zwischen Äsergemeinschaft und der Populationsdynamik des Borkenkäfers auf, wie sie in ähnlicher Form in den Eichenmischwald-Heide-Komplexen zwischen Wildfeuer und Megaherbivoren gezeigt wurden. Damit erscheint es notwendig bei Übergabe einer Fläche an die Wildnisentwicklung und der damit verbundenen Aufgabe der Kontrolle natürlicher Störungen (insbesondere Borkenkäfer) gleichzeitig eine intermediäre ausreichend starke Äsergemeinschaft zu implementieren um katastrophale Entwicklungen zu vermeiden. Szenarien ohne komplettierte Äsergemeinschaft zeigten Abstriche in der Qualität und Kontinuität von Offenlandhabitaten und ausbleibende Selbstregulation und damit völliges Verschwinden charakteristischer Offenland- und Waldlebensraumtypen im Klimawandel.

10 Zukünftiges Offenlandpotential in Mooren, Auen, Küsten und Hochgebirgen

10.1 Einbettung in den Projektrahmen

Die Kulisse für potentielle Wildnisgebiete in Deutschland (WG und WEG, Rosenthal et al. 2015) umfasst neben großen Waldlebensräumen aus den unzerschnittenen Funktionsräumen (UFR) auch große offene und halboffene Lebensräume, die aufgrund einheitlich prägender Standortfaktoren abgegrenzt wurden. Diese sind Küsten, Auen, Moore und das (alpine) Hochgebirge.

Aus der GIS-gestützten Analyse der Wildniskulisse (Kapitel 5 und Anhang 2) ergab sich, dass die folgenden zonalen PNV-Typen prioritär aufgrund flächenmäßiger Bedeutsamkeit für potentielle Wildnisgebiete sind: Buchen- und Buchenmischwälder (bodensauer 26 %, basenreich 13 %), montan-hochmontane Bergmischwälder (bodensauer 14 %, basenreich 9 %) und trockene Eichenmischwälder (8 %). Bei den azonalen Ökosystemen sind es die Auen (9 %) und Moore (mit Anmoor zusammen 9 %). Alpine Fichtenwälder nehmen flächenmäßig geringere Anteile ein (6 %). Auch die Küsten (1 %), die trockenen Kiefernwälder (0,25 %) und die feuchten Eichenmischwälder (3,5 %) treten flächenmäßig zurück.

Vergleicht man die Wald-Offenland-Anteile in den PNV-Typen, so zeigt es sich, dass in den montanen Fichtenwäldern kleinere Offenlandanteile um die 20 % existieren, in den alpinen Fichtenwäldern allerdings bis zu 50 %. Eine weitgehend offene Struktur besitzen die Auen und Feuchtgebiete. Während in den Auen und auf Anmoor (potentieller Feuchtwald) Acker und Grünland dominieren, so sind es auf den Mooren Grünland oder Brache. In den Auen und Mooren ist das Offenland zu nahezu zwei Dritteln intensiv und ein Dritteln extensiv genutzt, der Rest ohne Nutzung. Es dominieren homogenes Grasland bzw. gehölzfreies Moor, Gebüsch und Naturverjüngung treten zurück. In der alpinen Zone ist das Offenland zu 1/3 extensiv genutzt und zu 2/3 ohne Nutzung. In den Auen und Mooren, könnte sich der Wald somit unter Wildnisbedingungen zunächst nur verzögert auf vorhandenes Offenland ausbreiten, weil ehemalige Intensivnutzung des Offenlandes in der Regel die Entwicklung eutropher Hochstaudenfluren begünstigt, die Gehölzetablierung hemmen. In den alpinen Fichtenwäldern könnte sich demgegenüber der Wald ohne größere Widerstände auf vorhandenes Offenland ausbreiten, da Extensivnutzungen und vorhandenes Gebüsch bzw. Naturverjüngung überwiegen und dies befördern.

Es wurden in der Projektlaufzeit keine Studiengebiete für Simulationsstudien zu potentiellen Wildnisentwicklungen in Feuchtgebieten (Auen, Küste, Moore) oder alpinen Ökosystemen ausgewählt. Sie besitzen eine flächenmäßig geringe Bedeutung. Die Anpassung von WoodPaM an diese azonalen Ökosysteme, also die Implementierung der hydrologischen Bedingungen und Störungsdynamiken (wie Überflutungsdauern, Lawinen), stellte leider einen zu hohen zeitlichen und technischen Aufwand dar.

Daher wurde das Potential natürlicher Störungen und von Megaherbivoren für den Erhalt von Offenlandlebensräumen in den azonalen Gebieten weitestgehend literaturbasiert erläutert (Kapitel 4). Wir verweisen schließend auf vorliegende aktuelle Fallstudien zu Gebieten in Deutschland.

10.2 Moore

Mecklenburg-Vorpommern besitzt, gefolgt von Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Bayern und Brandenburg, die meisten Moore (LLUR 2012). Die meisten Moorkörper befinden sich in einem naturfernen Zustand, weil sie keinen moortypisch hohen Wasserspiegel mehr besitzen. Aufgrund von Kultivierung und Nutzung, wodurch es zu Entwässerungen und Torfabbau kam, sind die natürlichen Moorkörper von Nieder- und Hochmooren stark beeinträchtigt worden. Es sind dadurch sowohl die natürliche strukturelle Beschaffenheit (Hydrologie, Topographie), wie auch die moortypische Vegetation der Moorkörper teilweise verloren gegangen (LLUR 2015). Ebenfalls beeinträchtigen angrenzende Reinbestände standortfremder Baumarten (Monokulturen mit Fichten, Kiefern) die Moore, weil die Verdunstungsrate dieser Baumarten eine randliche Dränage bewirken, was sich negativ auf den Wasserhaushalt der Moore auswirkt (Röder und Grützmacher 2012) und vor allem Moorgebiete in niederschlagsarmen Gebieten besonders gefährdet (Kaule und Peringer 2015).

Revitalisierungsmaßnahmen für Moore verfolgen das Ziel einen natürlichen Moor- und Grundwasserspiegel und natürliche hydrologisch-hydraulische Verhältnisse wiederherzustellen. Außerdem fordert die FFH-Richtlinie unter anderem, dass moortypische Strukturen (z. B. Bult-Schenken-Strukturen) und Vegetation zurückgewonnen, moortypische Biodiversität geschützt und Stoffeinträge zurückgehalten werden. Allerdings gibt es eine Vielzahl von Konflikten, da sich zum Beispiel auch Ersatzlebensräume für seltene Arten trockener Standorte auf degradierten Moorflächen entwickelt haben, welche durch Wiedervernässung verloren gehen (Ssymank et al. 2015).

Im Zusammenhang mit dem Flächenanspruch von Wildnisgebieten handelt es sich bei naturnahen Mooren zwar um kleinräumige Flächen. Sie besitzen jedoch eine wichtige Rolle in Wildnis-Entwicklungsräumen, weil sie mit ihren standörtlichen Besonderheiten Einfluss auf die Gehölzsukzession (Baummortalität durch Vernässungen) nehmen, seltenen Arten Lebensraum und z. B. wildlebenden Vogelarten Brut- und Raststellen bieten. Zwar handelt es sich bei Mooren natürlicherweise um meist mosaikartig verteilte Lebensräume (auch teilweise bedingt durch die Nutzungsgeschichte), ihre Renaturierung kann jedoch dazu beitragen in einem flächenmäßig großen Funktionsraum ökologische Prozesse wiederherzustellen.

Es werden im Folgenden Renaturierungsmaßnahmen in Nieder- und Hochmoorflächen vorgestellt. Grundsätzlich erfolgt zur Wiederherstellung eines naturnahen Zustands des Wasserhaushalts in Niedermoorflächen die Einstellung von Drainagen in Vorfluter und Gräbern. In Hochmooren werden zur Stabilisierung des Wasserhaushalts unter anderem Verwallungen durch Torfdämme und Anrampungen geschaffen, um den Wasserabfluss einzudämmen und die Wasserhaltekraft des Hochmoores zu stabilisieren. In Nieder- und Hochmooren und angrenzenden Flächen werden Gehölzentfernungen im Dammbereich durchgeführt, weil durch die Verwurzelungen der Gehölze die Stabilität des Damms beeinträchtigt und die Durchlässigkeit von Wasser gefördert wird. Meist handelt es sich hierbei um die Entfernung von Birken. Wegen der Wiederauschlagskraft der Birken, eignen sich Ringeln und Auslichten der Birkenbestände. Durch das Auflichten des Birkenschirmes wird das Mikroklima für lichtliebende Arten der Hochmoorvegetation wiederhergestellt und ihre Evapotranspiration reduziert. Langfristig wirkt die Wiederherstellung des natürlich hohen Moorwasserstandes regressiv auf die Gehölzentwicklung (Selbstregulation unter Wildnisbedingungen).

Ein Beispiel in Norddeutschland gibt das „Wilde Moor“ bei Rendsburg, Schleswig-Holstein (175 ha), in dem die wirtschaftlich bedingte Trockenlegung dazu führte, dass die Heidevegetation auf den Torfbänken zunehmend von der progressiven Ausbreitung des Pfeifengrases und des Adlerfarns hin zum Birkenwald dominiert wurde. Die progressive Sukzession von Birken beeinflusste den Wasserstand des Moores negativ wegen ihrer starken Evapotranspiration besonders in den Sommermonaten. Was wiederum zum Verschwinden bedrohter Arten wie Glockenheide, Weißes Schnabelried oder Moosbeere führte. In den renaturierten Bereichen (seit 1978) des Wilden Moores haben sich durch Vernässungen wieder Wollgras-Torfmoos-Gemeinschaften und moortypische Tierarten (Insekten, Reptilien, Amphibien, Vogelarten) etabliert (LLUR 2015). Die Renaturierung von Hoch- und Übergangsmooren im bayerischen Voralpin im Zeitraum 1970 bis 2010 haben Kaule und Peringer (2015) dokumentiert.

Die Wildnis- und Naturlandschaften Brandenburg Stiftung planen einen „Wildniskorridor“, der sowohl Wald- als auch Gewässerflächen umfasst. In diesem Wildnis-Entwicklungsraum sollen Feuchtlebensräume, Moore, Auen und Kleingewässer wieder in einen naturnahen Zustand gebracht werden, weil sie besonders wichtig für wandernde Vogelarten wie Kranich sind, der z. B. für seine Brutstätten Moore benötigt. Es handelt sich um sieben Moorstandorte, die sich hauptsächlich innerhalb des Waldkorridors auf den Flächen des ehemaligen Truppenübungsplatzes Lieberose befinden. Es sollen ein natürlicher Moor- und Grundwasserspiegel hergestellt (Optimierung des Grabensystems) und durch Entkusselungen von Kiefern die Evapotranspiration verringert und die moortypische Vegetation im Moorkörper stabilisiert werden.

In Bezug auf die Implementierung von Megaherbivoren in Niedermoorflächen, hat es sich gezeigt, dass die Dichte der Herden und ihr Raumnutzungsverhalten eine entscheidende Rolle spielt (Lederbogen et al. 2004, LLUR 2015). Insgesamt verbesserte sich die Artzusammensetzung der Pflanzengemeinschaften und eine Zunahme der Artenvielfalt kennzeichnete sich ab, wenn die Herdendichte hoch genug war. Unter zu geringem Verbissdruck setzte aber ein Rückgang der Vielfalt der niedrigwüchsigen und lichtliebenden Arten in Feuchtwiesen ein und auch eine Verschlechterung der Futterqualität. Durch die in Folge geringe Grazing-Aktivität konnte die progressive Ausbreitung von Stauden, Seggen und Gehölzen nicht unterbunden werden. Es wird berichtet, dass in einem Niedermoor in Schleswig-Holstein die Kombination aus Frühjahrsmahd und Winterbeweidung mit Galloway-Rindern sich positiv auf die Vielfalt der Niedermoor- und Feuchtwiesenarten auswirkte (LLUR 2015). Übertragen auf Wildnisgebiete zeigt sich hier, dass durch eine Ganzjahresbeweidung mit wildlebenden Megaherbivoren, die Grazing-Aktivität die sonst zusätzlich praktizierten Pflegemaßnahmen ersetzen könnte.

In Hochmooren, zeigten sich positive Auswirkungen in der Kombination von kontrollierten Bränden und Schafbeweidung, da hierdurch die Ausbreitung des Pfeifengrases (*Molinia*) eingedämmt werden konnte (Eigner 2003). In Wildnisgebieten könnten als Initialmaßnahme räumlich kontrollierte/unkontrollierte Feuer in Kombination mit Wildnis-geeigneten Megaherbivoren (Auerochs-Hausrind, Wasserbüffel, Elch) sich daher eignen, um kleinflächige vegetations- und konkurrenzarme Offenlebensräume auf Bultstrukturen im Hochmoor zu schaffen. Wodurch sowohl die natürliche Ausbildung der moortypischen Bult-Schenken-Struktur und die Kolonisation von moortypischen Pflanzengemeinschaften in Offenlandlebensräumen angestoßen werden kann (Eigner 2003). Hirsch und Reh können ähnliche Wirkung auf kleinem

Raum haben. Allerdings sind Moore sensitiv für Trittschäden durch schwere Tiere aber auch durch Hirsche. Devastierend hohe Trittbelastungen wurden im Umfeld von Wildfütterungen beobachtet, die jedoch unter Wildnisbedingungen nicht vorliegen (Kaule und Peringer 2015).

An dieser Stelle verweisen wir auf einen umfassenden Bericht über Handlungsspielräume und Ziele in der Moorrenaturierung in Deutschland von Ssymank et al. (2015): Handlungsleitfaden „Moorschutz und Natura 2000 für die Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten, in Vischer-Leopold et al. (Hrsg.) Natura 2000 und Management in Moorgebieten. Naturschutz und Biologische Vielfalt 140: 277-312.

10.3 Auen

Die Mehrheit der Auen in Deutschland befindet sich in einem naturfernen Zustand. Die natürliche Eigendynamik der Flussauen wird durch landwirtschaftliche Nutzung, Ausdeichungen und Stauregulierungen unterbunden. Der natürliche Funktionsraum der Auen mit ihren Überschwemmungsflächen ist flächenmäßig stark eingeschränkt bis fehlend, was zum Verlust ihrer biologischen Vielfalt und Habitatvielfalt geführt hat.

Die Renaturierung von Flussauen verfolgt vor allem das Ziel, die natürliche Flussdynamik und eine Verbesserung der lateralen Konnektivität zwischen Fließgewässern und Auen wiederherzustellen. Sowie auch die natürliche Sukzessionsdynamik der Vegetation im Ufer- und Auenbereich (Ehlert and Natho 2017). Finck et al. (2013) erläutern, dass zwar die Flächendimension in Bezug auf die Ausschnitte von Flussauen gering sein kann, aber das dadurch trotzdem die ablaufenden dynamischen Prozesse und somit der Funktionsraum gewährleistet sind.

Durch Wiederanbindungen der Flussauen an Altarme und Flussrinnen sollen Funktionsräume, in welchem dynamischen Prozesse ablaufen, geschaffen werden. In diesem Rahmen werden unter anderem Uferdämme und Deiche abgetragen, Uferbefestigungen entfernt und Deiche zurückverlegt. Zur Rückgewinnung natürlicher Überflutungsflächen und zum Zugewinn natürlicher Dynamik werden Altdeiche geschlitzt, was eine regelmäßige Überflutung der Flächen bewirkt.

Vor der Kulisse der bundesweiten Auenrenaturierungsprojekte, arbeiteten Finck et al. (2013) heraus, dass die meisten Projekte in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen verortet sind. Bezüglich der Flächendimension, erfolgten sehr umfangreiche Maßnahmen mit einer naturnahen Auenentwicklung auf großer Fläche (>100 ha) in den Einzugsgebieten von Rhein, Weser und Elbe, wie etwa die Wiedervernässung der Wümme-Niederung (Niedersachsen, Bremen), Elbaue und Havel (Brandenburg, Sachsen-Anhalt) und Spree (Brandenburg).

Durch die Rückgewinnung der Eigendynamik in Flussauen, werden natürliche Störungsregime (Überflutungen, Erosions- und Sedimentationsprozesse, Eisschur) wieder zugelassen wie sie unter Wildnisbedingungen herrschen sollen. Dadurch werden unter Umständen von bisherigen Erhaltungszielen (Feuchtgrünland, Hartholzaue in bislang ausgedeichten Flächen) abweichende Sukzessionen angestoßen. Naturschutzfachlich wertvolle Lebensräume können in reaktivierten Überflutungsflächen dadurch temporär bis dauerhaft verloren gehen. In der Königsbrucker Heide werden z. B. Flachland-Mähwiesen (FFH-LRT 6510) unter Störungseinfluss von Biber geflutet und es setzt progressive Gehölzsukzession durch Erlen-Eschen-Gebüsch ein. Herden großer Pflanzenfresser, insbesondere Auerochse (Hausrind), Wasserbüffel und Elch, könnten sich unter Wildnisbedingungen sehr gut für die Offenhaltung

solcher Flächen eignen, allerdings müssen in die Flussauen Rückzugsgebiete bei Hochwasser integriert werden, so dass die Tiere unter Flutereignissen natürlich (selbstständig) aus dem überfluteten Grasland abwandern können und vor allem auch im Winter bei gefrorenem Hochwasser genug Ersatz-Äsungsflächen finden. Nummi und Kuuvalainen (2013) berichten von der natürlichen Interaktion zwischen Bibern und Hirschen bei der Schaffung von Offenland. Der Einstau des Bibers bewirkte Mortalität unter Altbäumen und der Verbiss von Keimlingen und Schösslingen durch Hirsche verzögerte die Baumverjüngung.

Aufgrund des Verbauungs- und Nutzungsgeschichte der deutschen Tiefland- und Mittelgebirgsflüsse waren extensive Rohbodenlebensräum im Gewässerbett (Sand- und Kiesbänke) und speziell in Auen (flächenhafte Übersandungen und Überkiesungen), wie sie durch regelmäßige Erosion und Sedimentation bei Hochwässern entstehen fast nur noch aus dem alpinen bzw. voralpinen Raum bekannt und geschützt (prominente Beispiele sind das Wimbachgries in Berchtesgaden, die Pupplinger Au an der Isar). Die Anstrengungen der Auenrenaturierung hat jedoch nun im Tiefland in Kombination mit den Extremhochwässern der letzten Jahre wieder viele solche sog. Hochwasserbiotope entstehen lassen (z.B. die Jahrhundertereignisse im August 2002 und Juni 2013 an Elbe und Mulde und ihren Zuflüssen, Dorn und Straube 2016). Die Autoren berichten von den entstandenen naturschutzfachlichen Werten (Pionierlebensräume, Brutvogelpopulationen) und weiterhin von der regelmäßigen Restitution der Pionierstadien. Während kleine Hochwässer die Sukzessionsabläufe hin zu Staudenfluren und Weidengebüsch beschleunigten (bspw. im Jahr 2003), so führten größere Ereignisse mit einer fünf- und insbesondere mit einer zehnjährlichen Wiederkehrwahrscheinlichkeit (2005, 2006, 2010 bzw. 2011) zur Erhöhung des Anteils von Lebensräumen früher Entwicklungsstadien. Es ergab sich eine ungleichförmige Entwicklung der „Hochwasserbiotope“, die wesentlichen Einfluss auf das Vorkommen einzelner Arten sowie der Brutvogelgemeinschaften hatte. Damit wird die einschlägige Meinung entkräftet, Pionierlebensräume seien nur kurzlebig und im Gegenteil ihre dauerhafte Präsenz und ökologische Funktion in dynamisierten Flüssen unterstrichen, wie sie sich unter Wildnisbedingungen entwickeln sollen. Da für den Klimawandel eine Erhöhung der Frequenz bislang seltenerer Hochwasserereignisse prognostiziert wird, ist die Zunahme und Kontinuität von bislang weitgehend fehlenden Pionierlebensräumen in diesen Gewässern und Auen wahrscheinlich. Ein ähnliches Beispiel im Mittelgebirge gibt die Renaturierung des Obermains (Heßberg 2003).

Winterliche Eisschur hat großes Potential Ufergehölze und Schilf zu schädigen z.B. nach längerer Zeit erstmalig wieder die Altschilfgürtel an der Unterelbe in den Wintern 2009/2010 und 2010/2011 und die Weichholzaue an der Oder (Schaffrath 2006). Auch Pappeln sind anfällig für Eisschur (Mosner 2010). Das Zusammenwirken von Megaherbivoren-Effekten (Abknicken der Jungbäume), Eisschur, Insektenfraß und Virenbefall, führt dazu, dass Jungerlen-Bestände in der Lippeaue bisher immer wieder aufgelöst wurden (Beckers et al. 2014). Mit dem Klimawandel sind allerdings zukünftig weniger starke und seltenere regressive Effekte von Eisschur zu erwarten (KLIWAS 2014), sodass ein Erhalt von Offenland durch Eisschur allein in Auen unwahrscheinlich erscheint.

Abschließend verweisen wir auf den vom BmUB und BfN veröffentlichten Bericht über Forschungsergebnisse und zum Zustand der Auen in Deutschland, Möhring et al. (2015): Den Flüssen mehr Raum geben – Renaturierung von Auen in Deutschland.

10.4 Küsten

Die natürliche Störungsdynamik in Küstenlebensraumen wird vor allem durch Ausdeichungen unterbunden, so wie Uferbefestigungen technischer Art und durch Aufforstungen. Ebenfalls beeinträchtigt die intensive Landwirtschaft durch Beweidung und Mahd die Küstensalzwiesen. Lebensräume trockener Standorte auf Küstendünen sind gefährdet durch progressives Gehölzaufkommen auch invasiver Neophyten (wie der Kartoffelrose in Besenheidebeständen FFH-LRT 2150) und durch Stauden. Die Natürlichkeit der Gewässerflächen wird ebenfalls durch die Nutzung (Fischerei), Wassersport und Schifffahrt, welche auch zu Verschmutzungen führen, bedroht.

Deshalb zielen Renaturierungsmaßnahmen in Küsten darauf ab, die natürlichen Störungsprozesse in Küsten- und Gewässerflächen durch Rückbau von Deichen und Uferbefestigungen und weiträumigen Nutzungsverzicht wiederherzustellen. Unter anderen Prozessen sollen die natürliche Morphodynamik wie Erosion (Hangrutsche, Zusammenbrüche), durch welche es zu Sanddepositionen und Strandbildung kommt, und die Überflutung von Salzwiesen (wieder) stattfinden können. Besonders die Pflanzengemeinschaften der Küstensalzwiesen (FFH-LRT 1330) sind auf regelmäßige Überflutungen angewiesen. Durch die Nutzungsaufgabe der Gewässerflächen, kann ihre Funktion als Refugium und Rückzugsgebiet wiederhergestellt werden.

Des Weiteren werden Entkusselungen von Gehölzen durchgeführt und kombinierte Maßnahmen wie Mahd und extensive Beweidung mit Robustrassen (z.B. Rindern) unternommen.

In einem Bericht der LLUR (2010) zu Auswirkungen von Beweidung in Offen- und Halboffenbiotopen werden die Erhaltungsziele und Beweidungsmethoden für die Lebensraumtypen FFH-LRT 1330 Atlantische Salzwiesen, FFH-LRT 1340 Salzwiesen im Binnenland, FFH-LRT 2110-2190 Küstendünen und FFH-LRT 2310-2330 Trockene Sandheiden und Dünen im Binnenland vorgestellt. Zusammenfassend geht daraus hervor, dass sich vor allem Robust-Rinder in diesen Lebensräumen eignen. Durch die Effekte der Megaherbivoren soll auch gesichert werden, dass heterogene Weidestrukturen (Sträucher, Stauden) in den Flächen geschaffen werden, weil sie für verschiedene Vogelarten dieser Lebensräume eine wichtige Habitatfunktion erfüllen. Grundlegend kann eine Ganzjahresbeweidung wie sie unter Wildnisbedingungen vorherrschen würde aber nur dann erfolgen, wenn das Gebiet flächenmäßig groß genug ist und Rückzugsgebiete für die Megaherbivoren bereitstellt, so dass sie bei Überschwemmung abwandern können.

Wir verweisen an dieser Stelle auf die Berichte des Zustands und der Erhaltungsziele in den Lebensraumtypen der Küsten, sowie der Interaktion mit Megaherbivoren:

https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/1330_AtlantischeSalzwiesen.pdf, https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/2150_Kuestenduenen_mit_Besenheide.pdf, aufgerufen am 01.08.2017

und Schleswig-Holstein / Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (2010): Beweidung von Offen- und Halboffenbiotopen- Eine adäquate Pflegemethode unter besonderer Berücksichtigung der FFH-Lebensraumtypen und Arten. LLUR SH – Natur, 18.

10.5 Hochgebirge

In den alpinen und subalpinen Ökosystemen haben unterschiedliche Nutzungen zu nachhaltigen Beeinträchtigung der Vegetation und somit zu Erosionen, Bodenverwundungen und Störung des Wasserhaushalts geführt. Krautzer and Klug (2009) fassen zusammen, dass winterliche und sommerliche Sportaktivitäten und die damit einhergehend errichtete touristische Infrastruktur und Geländekorrekturen zunehmend Bodenverdichtungen gefördert haben. Die starke touristische Nutzung stört die wildlebenden Tierarten und erzwingt ein Abwandern in Flächen, die den Habitatansprüchen der Tiere nicht gerecht werden. Außerdem erfolgten dadurch maschinelle und chemische Schädigungen der Böden. Sowie auch die Einbringung allochthoner Pflanzengemeinschaften durch vielzählige Begrünungsmaßnahmen auf Skipisten mit schnellwüchsigen und standortfremden Grasarten. Darüber hinaus schädigen Forst- und Almrevitalisierungen, und damit in Zuge entstandene Forst- und Almwegebauten, diesen Lebensraum. Die natürliche Eigendynamik wird zusätzlich durch Wildbach- und Lawinenverbauungen und Wildtiermanagement beeinträchtigt.

Renaturierungsmaßnahmen in diesem hochsensiblen Lebensraum sind nur gering durchführbar. Hauptsächlich wird versucht die Vegetationsdecke wiederherzustellen. Da nur eine stabile und dichte Vegetationsdecke vor Erosionsprozessen schützen kann und den Wasserhaushalt wie auch die Bodenkapazität wieder auf natürliche Weise reguliert, was wiederum positiv den Oberflächenabfluss bei Starkregen beeinflusst und somit Massenbewegungen entgegenwirkt.

Allerdings stellen sich hierbei einige Probleme, denn es kann für die Wiederherstellung der natürlichen Vegetation nur hochwertiges standortangepasstes Pflanzen- und Saatgutmaterial verwendet werden (Krautzer and Klug 2009). Die technische Herstellung der Biotope durch standortgerechtes Samenmaterial oder Verpflanzungen scheitert meist, unter den standörtlichen Gegebenheiten können nur spezialisierte und natürlich angepasste Pflanzenarten (langlebige, langsamwüchsige, ausdauernde) sich etablieren. Darüber hinaus haben Bodenverwundungen nachhaltige Auswirkungen auf den Wasserhaushalt und den Boden, was klein- bis großflächige Erosionen hervorrufen kann (Tiroler Umweltanwaltschaft, 2015).

Des Weiteren sollen durch Verringerung oder Aufgabe der Nutzungen allgemein eine Verminderung der Schadstoffemissionen (Luftqualität), Verminderung der Bodenbeeinträchtigungen (Bodenschutz) und Renaturierung der natürlichen Wassersysteme erzielt werden.

Im alpinen Hochgebirge herrschen natürliche Störungsregime wie Steinschläge, Murenabgänge, Lawinen und Block- und Geschiebemergel. Dieser Lebensraum ist von extremen klimatischen und standörtlichen Bedingungen und durch raumzeitlich starke Veränderungen geprägt. Diese Morphodynamik nimmt durch klimawandelbedingte Standortveränderung zu und löst verstärkt Dynamiken in Gestein und Böden aus. Unter Wildnisbedingungen und somit weiträumiger endgültiger Nutzungsaufgabe, könnte sich die Pioniervegetation der Offenlandlebensräume, die aufgrund der herrschenden Extrembedingungen teilweise über Jahrzehnte in Pionierstadien verharrt, etablieren und erhalten. Die meisten der Offenlandlebensräume im Hochgebirge benötigen keine nachträglichen Pflegemaßnahmen (Pioniervegetation auf Schwemmböden oder Schutthalden, Kalkrasen), sobald ihr Zustand und die existenziellen Faktoren (natürliche Störungsdynamik, menschliche Störungsarmut) wiederhergestellt sind.

Paulsch et al. (2003) nehmen Bezug auf die Alpenkonvention (Prinzip 5) und erläutern, dass eine Wiederherstellung der Wechselwirkungen und Prozesse durch den Schutz von Ökosystemstrukturen, -funktionen und -leistungen erfolgen sollte. Nur die natürliche Dynamik zwischen den Arten, der Vegetation im Zusammenhang mit abiotischen Faktoren und physikalischen Wechselwirkungen kann langfristig die Stabilität des Lebensraums gewährleisten.

Im alpinen Hochgebirge sind Megaherbivore, die nur bedingt an die langen und schneereichen Winter angepasst sind (Rothirsch), problematisch, weil winterliches Abwandern ins Tal nur selten möglich ist (z.B. zwischen Ammergebirge und Bannwaldsee). Oft wird somit Wintergatterung mit Fütterung praktiziert (z.B. Nationalpark Bayerischer Wald), weil der Lebensraum hoch sensibel gegenüber Veränderungen ist (erhöhter Tritt und Verbiss im Winter). Demgegenüber sind die natürlich vorkommenden Megaherbivoren (Gämse, Alpensteinbock, z.T. auch Hirsche) den harschen Extrembedingungen (Klima, Störungen) in diesem Lebensraum angepasst. Gämse und Hirsche suchen gezielt verschüttete Waldflächen und Pioniergebüsch auf Lawinenbahnen auf, weil sie darin Deckungsschutz und zähe wie auch reichhaltige weiche Äsung vorfinden. Damit tragen sie auch zur Sukzessionslenkung auf Störflächen hin zu kleinräumigen Offenlebensräumen bei.

Wir verweisen an dieser Stelle auf die Berichte über den Zustand und Maßnahmen, sowie die natürliche Dynamik in diesem Lebensraum: Eingriffe im Hochgebirge – Position der Tiroler Umweltanwaltschaft, 2015 und Schwabe (2014) Geomorphologisch induzierte Störungen der Vegetation in einem alpinen Einzugsgebiet. Das Fallbeispiel Reintal, Wettersteingebirge, Bayern (Dissertation).

10.6 Schlussfolgerungen

Allgemein ergibt sich, dass die vorherrschenden natürlichen Störungen wie Flut, Überschwemmung, Verschüttungen und Lawinen in den azonalen Ökosystemen das Potential haben (temporäres) Offenland und somit Pionierlebensräume zu schaffen. Je nach Lebensraumtyp haben diese natürlichen Störungen gemeinsam, dass vegetationsfreier oder konkurrenzarmer potentieller Lebensraum z. B. durch Sedimentationen, Sanddepositionen, Uferentwicklungen oder Verschüttungen entsteht (Küste, Feuchtwiesen, Hochgebirge). Die Störungsregime in den azonalen Lebensräumen lösen „katastrophale“-Effekte aus (Verlust von Pflanzenarten oder Lebensräumen, aus Sicht des traditionellen Naturschutzes), die aber ein integraler Bestandteil der selbstregulierenden Ökosystem- und Landschaftsdynamik in der Wildnisentwicklung sind.

Stellt man die zonalen den azonalen Lebensräumen gegenüber, so unterscheiden sich die Einflüsse natürlicher Störungsregime allein und in Kombination mit Megaherbivoren. In zonalen Lebensräumen entstehen durch den Einfluss von Megaherbivoren kontinuierlich und großflächig intermediäre Sukzessionsstadien in der Vegetation, die von Rasen über Gebüsch-Mosaik hin zu Wäldern reichen. Demgegenüber entsteht in azonalen Lebensräumen, in denen die natürlichen Störungen unregelmäßig auftreten (auch wenn saisonal gebunden wie Flut oder Sturm), flächenmäßig nur in kurzen Zeitfenstern Offenlebensräume mit Pioniervegetation.

Im Zusammenhang mit dem Wildniskonzept sollen die Initialmaßnahmen in Feuchtgebieten vor allem eine natürliche Konnektivität wiederherstellen. Das bedeutet, das eine weiträumige Vernetzung natürlicher Prozesse im Sinne eines ökologischen Funktionsraums gewährleistet

ist. In diesem Funktionsraum können sich dann selbstregulierende ökosystemare Prozesse entfalten, wie sie sich unter Wildnisbedingungen entwickeln. Redynamisierte Ausschnitte von Flussauen und revitalisierte Moore bedürfen der Einbindung in ökologische Korridore auf übergeordneter Ebene. Deswegen muss der Flächenzuschnitt von Wildnisgebieten in Küsten, Auen und Mooren in einem Connected-Multi-Patch Konzept abstrakter gedacht werden als für die Ausweisung großer kompakter Flächen in zonalen Waldökosystemen (Bsp. Wildniskorridor in Brandenburg, Eggstätt-Hemhofer Seenplatte), weil großflächig kompakt die entsprechenden abiotischen Voraussetzungen nicht in Deutschland vorliegen (in Norddeutschland aufgrund der Nutzungshistorie, in Süddeutschland bis auf wenige Ausnahmen aufgrund er Hydrogeomorphologie).

11 Synthesen

11.1 Untersuchungsansätze des Vorhabens

Das Vorhaben untersucht grundlegende Fragen der Landschafts- und Ökosystemdynamik durch natürliche Störungen und natürlich vorkommende wildlebende Megaherbivoren in potentiellen Wildnisgebieten Deutschlands. Dabei steht die Frage nach dem Potential für Offenlandlebensräume und -arten unter Prozessschutzbedingungen im Mittelpunkt. Die Analyse unterscheidet zwischen **natürlicherweise von Wald geprägten und störungsarmen Landschaften** (zonale Waldökosysteme) und **natürlicherweise von intensiven und häufigen Störungen geprägten Landschaften** (Auen, Küsten, Hochgebirge) und **durch abiotischen Stress geprägten Landschaften** (Moore)**.** In den zonalen Waldökosystemen wurde dem Einfluss wildlebender Megaherbivore und ihren Interaktionen mit natürlichen Störungsregimen besondere Aufmerksamkeit gewidmet, weil die Megaherbivoren-Theorie Offenlandpotential durch die Ergänzung vorhandener Äsergemeinschaften mit intermediären und/oder grasenden Megaherbivoren vorschlägt. Um quantitative Aussagen über Lebensraumdynamik und -kontinuität für Offenlandarten unter kombinierten Störungs- und Megaherbivoren-Einflüssen zu erzielen wurden exemplarische **Computersimulationen** für Wildnisentwicklungen über Klimawandelzeiträume durchgeführt. Für die Auen, Küsten und Moore wurde **Literatur** ausgewertet.

Für die **Computersimulation von Wildnisentwicklungsszenarien** wurde ein vorhandenes Ökosystem-Modell für extensive Waldweiden mit dem **Äsungsverhalten wildlebender Megaherbivore ergänzt** und an drei Studiengebiete in den repräsentativen zonalen Waldökosystemtypen angepasst (kalibriert). Da heute vorhandene Äsergemeinschaften entweder aufgrund der Tierarten (Reh) oder aufgrund von Jagd (Rotwild) bevorzugte Browsing-Aktivität (Gehölzverbiss) zeigen, fokussierte die Modellentwicklung die **Abbildung intermediären Äsungsverhaltens**, d.h. in etwa ausgeglichene Nahrungsaufnahme von Gräsern/Kräutern und Gehölzen durch Wisent und Rotwild (in Absenz von Jagddruck). Insbesondere die Grazing-Aktivität ist notwendige Voraussetzung für Offenland mit Habitatqualitäten (natürliche Weiderasen) für bedrohte Arten aus extensiven Weidesystemen, wo der Erhalt von Offenland ein Teilziel im Schutzgebietskonzept ist.

Die studiengebiets-spezifischen **Störungsregime Wildfeuer und Borkenkäfer** wurden neu modelliert. Dabei wurde das Paradigma des „phänomenologischen Modellierens“ verfolgt, mit dem Ziel nur die wesentlichen Dynamiken und Effekte der Störungsregime abzubilden, die für die **Interaktion mit der Vegetation und dem Äsungsverhalten** der Megaherbivoren notwendig sind. Die Modellierung zielte nicht auf ein Verständnis der Funktionsweise des Wildfeuerregimes bzw. der Populationsdynamik des Borkenkäfers selbst ab, sondern reproduzierte lediglich ihre bekannten räumlich-zeitlichen Muster.

Für das **Wildfeuerregime** wurde die Entzündung und Ausbreitung von Wildfeuer in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit brennbarer Biomasse und sehr trockener Witterung dargestellt, wodurch sich die zukünftige Frequenz von Wildfeuerentzündung direkt aus dem Klimawandelszenario ergab und damit realistisch und Ökosystemtyp-spezifisch war. In Kombination mit den Äsungspräferenzen und Effekten der Megaherbivore auf die Vegetation konnte damit in den Wildnisszenarien der aus feuer-geprägten Ökosystemen bekannte **Feuer-Herbivore-Feedback** berücksichtigt werden. Er besagt, dass einerseits einmal gebrannte Flächen at-

traktive Nahrungsgründe sind und andererseits die Grazing-Aktivität der Megaherbivore zukünftige Wildfeuer durch den Verzehr potentiell brennbarer Biomasse unterdrücken kann.

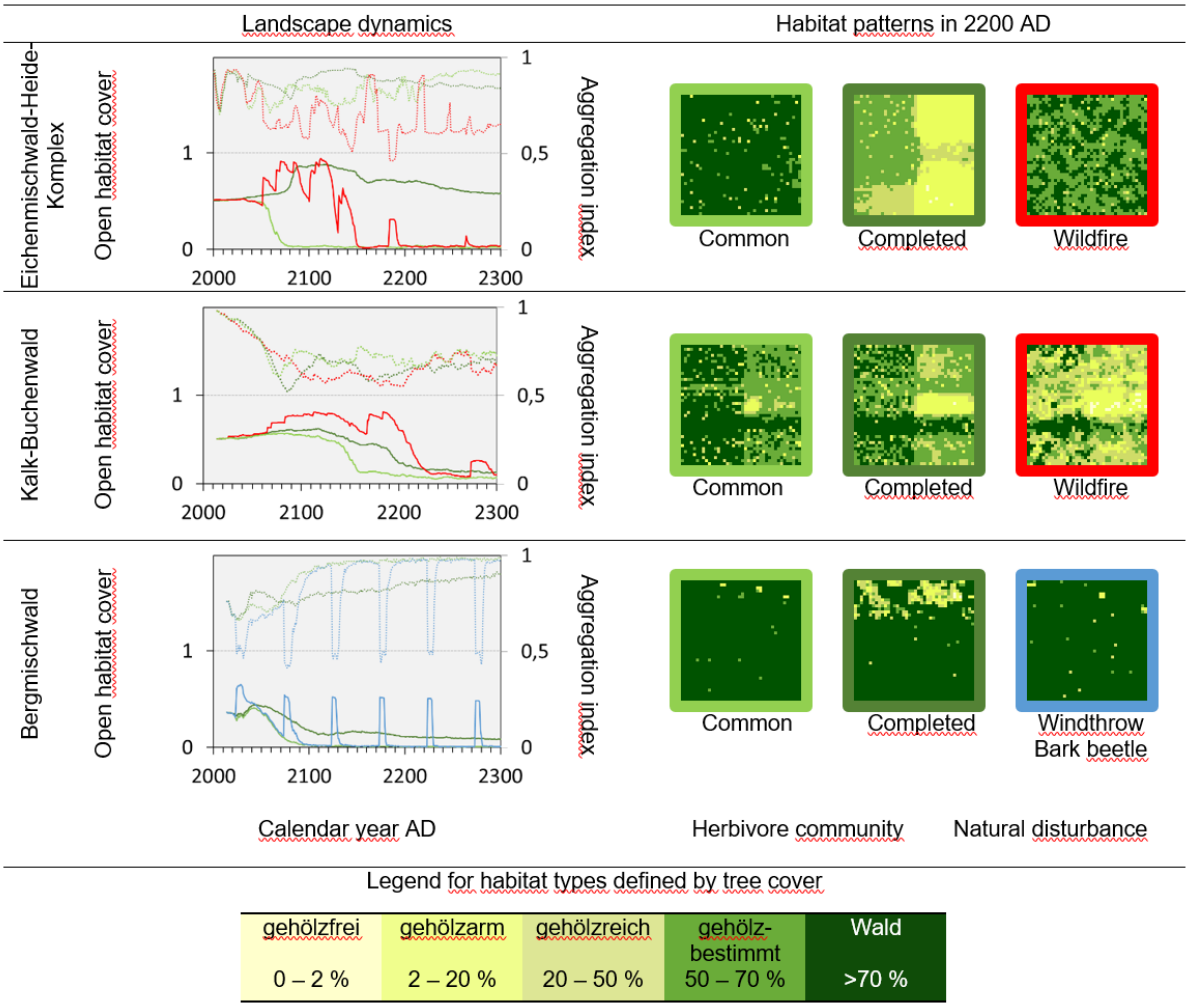
Für das **Borkenkäferregime** wurde die Populationsdynamik des Borkenkäfers in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit von Totholz und günstiger Witterung zum frühen Schwärmen dargestellt. In Kombination mit der bereits im Modell etablierten Altbaummortalität und dem Windwurfregime konnten damit in Wildnisszenarien sowohl die Präsenz einzelner Borkenkäfer- „Nester" in klimatischen Ungunstjahren und davon ausgehend die Entwicklung von Kalamitäten in Gunstjahren bei spontaner Verfügbarkeit großer Fichtentotholzmengen nach Windwurf abgebildet werden.

Diese Modellierungstechnik verfolgte damit das Ziel, die zukünftige Entwicklung neuer Naturlandschaften in möglichst großem Umfang durch **ökosystemare Selbstorganisationsprozesse** darzustellen, in denen die Teildynamiken weitestgehend gekoppelt sind (Wildfeuer und Megaherbivore, Borkenkäfer und Totholz) und so wenig wie möglich exogen determiniert werden. Exogene Faktoren wurden mit Ausnahme des Klimawandels deswegen stark simplifiziert, was sich vor allem in den synthetischen Modelllandschaften ausdrückt. Die Ergebnisse sind deswegen nur **hinsichtlich der strukturellen Entwicklungstrends auf die Realität übertragbar**, nicht jedoch hinsichtlich der flächenhaft-konkreten Ausbildung von Lebensraummosaiken. Da Extremereignisse ökologische Prozesse beschleunigen und hemmen können und ihr Eintreffen in den regionalisierten Klimawandelszenarien zwar aus globalen Zirkulationsmodellen abgeleitet, jedoch hinsichtlich des konkreten Zeitpunktes unsicher ist, so ist auch die Geschwindigkeit progressiver (Verbuschung und Waldentwicklung auf Offenland) und regressiver Entwicklungen (Waldauflichtung bzw. Baumartenwechsel durch Dürren, Wildfeuer oder Borkenkäferkalamität) mit hoher zeitlicher Variabilität zu betrachten. Die simulierten Wildnisentwicklungszeiträume erstrecken sich über Jahrhunderte um **möglichst alle Konsequenzen für die Landschaftsdynamik** abzubilden. **Wesentliche Effekte können jedoch auch schon viel früher oder nie eintreten**, in Abhängigkeit vom realen Witterungsverlauf und den Ausgangszuständen für Wildnisentwicklung in Reallandschaften.

Wir stellen im Folgenden zukünftige Entwicklungspotentiale dar, wenn gewisse Initialmaßnahmen bei der Einrichtung von Wildnisgebieten getroffen werden. Diese sind keine Prognosen.

11.2 Zonale Waldökosysteme

Beispielhaft für natürlicherweise von Wald geprägte und störungsarme Landschaften wurden die zonalen Waldökosystemtypen „subkontinentale ostdeutsche Heidelandschaften bzw. Eichen-Hainbuchenwälder" (Eichenmischwald-Heide-Komplexe), „Kalk-Buchenwälder" und „Bergmischwälder (auf saurem Substrat)" untersucht, die in der vorhandenen Kulisse potentieller Wildnisgebiete in Deutschland große Flächen einnehmen. **In allen Ökosystemtypen hat die Komplettierung aktueller Äsergemeinschaften** mit wildlebenden Megaherbivoren des intermediären Äsertyps (insbesondere mit Wisent) **das Potential Offen- und Halboffenlandlebensräume kontinuierlich zu erhalten** und langfristig aus heute geschlossenem Wald zu erzeugen. Die Flächenanteile und Lebensraumqualitäten des Offenlandes variieren trotz des hohen Nahrungsbedarfs des Wisents und seiner Grazing-Aktivität stark in Abhängigkeit vom Standort und den dominanten Baumarten. Aktuelle, durch Browser-dominierte Äsergemeinschaften bieten dieses Potential in weit geringerem Umfang bis gar nicht (vgl. die Szenarien „Common" und „Completed Herbivore Communities" in Abbildung 28).



Legend for habitat types defined by tree cover

gehölzfrei	gehölzarm	gehölzreich	gehölz-bestimmt	Wald
0 – 2 %	2 – 20 %	20 – 50 %	50 – 70 %	>70 %

Abbildung 28 Ausgewählte Simulationsergebnisse für Wildnisentwicklungsszenarien zum Vergleich des Offenlandpotentials (Open Habitat Cover, durchgezogene Linien) und der landschaftsstrukturellen Diversität (Aggregation Index, gepunktete Linien, kleinere Werte zeigen höhere Diversität an). Verglichen werden jeweils die Effekte der aktuellen, Browser-dominierten Ästergemeinschaft (Common Herbivore Community) und einer mit Wisent komplettierten Ästergemeinschaft (Completed Herbivore Community), sowie die Effekte Ökosystemtyp-spezifischer natürlicher Störungsregime bei aktueller Ästergemeinschaft. Die Linienfarben der Diagramme sind über die Umrandung der Habitatkarten legendiert. Die Simulationen im Eichenmischwald-Heide-Komplex und dem Kalk-Buchenwald starteten in der abstrakten Waldrand-Landschaft mit der linken Hälfte rezente Waldgesellschaft und der rechten Hälfte gehölzfreies Offenland um sowohl progressive als auch regressive Sukzessionen zu zeigen. Die Simulation des Bergmischwalds startete mit einer Borkenkäferkalamität im Hochlagenfichtenwald. Die Trajektorien des open Habitat Cover fassen die Lebensräume mit Gehölzdeckung bis 50 % Baumdeckungsgrad zusammen. Für Details zu Modelllandschaften und Szenarien siehe die jeweiligen Kapitel zu den Simulationsstudien.

Auch bei Herdendichten, die unter aktuellen Randbedingungen keine Winterfutterknappheit erwarten lassen, wirken sich insbesondere die kombinierte Grazing- und Browsing-Aktivität wildlebender intermediärer Megaherbivore (Wisent, Damwild und Rothirsch) **diversifizierend**

auf die Landschaftsstruktur (Offen- und Halboffenland, Wald, Habitat Patterns in Abbildung 28) **und die Baumarten** aus (Wälder mit Lichtbaumarten, Anhänge). Vor allem in Weide- und Magerrasen und Wald-Offenland-Ökotonen könnten aktuell bedrohte Arten extensiver Landnutzungssysteme Refugien finden.

Allerdings sind die Interaktionen zwischen Megaherbivoren, Störungen und der Vegetationsdynamik **sensibel hinsichtlich des heutigen Zustandes von potentiellen Wildnisgebieten** im Sinne der gegenwärtigen Verteilung von Wald und Offenland (z.B. in ehemaligen Militärflächen) **und der Standortheterogenität** (Topographie und Boden). Je nach der Dominanz von Wald oder Offenland und des Mosaiks aus armen und reichen bzw. frischen und trockenen Standorten können **mittel- bis langfristig progressive und/oder regressive Sukzessionen** mit Konsequenzen für das Lebensraumangebot auftreten. Auch das Zusammenwirken der komplettierten Äsergemeinschaft mit natürlichen Störungsregimen ist hinsichtlich der kombinierten Effekte spezifisch für das jeweilige zonale Waldökosystem. Die im Folgenden formulierten langfristigen Trends über relevante Wildnisentwicklungs- und Klimawandelzeiträume erfordern damit konkretere Einzelfallbetrachtungen.

In den **subkontinentalen ostdeutschen Heidelandschaften bzw. Eichen-Hainbuchenwäldern** (Eichenmischwald-Heide-Komplexe) zeigte sich am Beispiel des Wildnisgebietes „Döberitzer Heide“ das Potential der von Wisent, Wildpferd und Rothirsch dominierten Äsergemeinschaft **offene Lebensräume zu erhalten** (Heideflächen FFH-LRT 4030 und durch Trittschäden bei räumlicher Konzentration der Grazing-Aktivität kleinflächig auch Silbergraspionierfluren FFH-LRT 2330), als auch langfristig lichte Eichen-Kiefernwälder zu entwickeln (FFH-LRT 9190, Abbildung 28). Die sich heute noch rege verjüngende Buche verliert zukünftig durch kombinierte Klimawandel- (Trockenheit) und Megaherbivoren-Effekte (Verbiss).

Das zukünftige Zulassen eines natürlichen **Wildfeuerregimes** zusätzlich zu der intermediären Äsergemeinschaft könnte die **Qualität der Halboffenland-Mosaike** insbesondere für die feuerfolgende Heide (FFH-LRT 4030) und Arten der Trockenrasen **weiter steigern**, weil die Biomasse der Feldschicht und der Gehölzaufwuchs durch Brände reduziert wird und die Heide sich verjüngt. Alte Eichenwälder (FFH-LRT 9190) werden auch unter Verbiss-Druck und Wildfeuer auf großen Flächenanteilen erwartet. Die Feuerresistenz alter Eichen sichert die Habitatkontinuität für die an die Eiche gebundene besonders vielfältige Biodiversität. Selbst durch die kombinierten Effekte von Wildfeuer und Verbiss durch Megaherbivore kam es in den Heiden und Eichenwäldern nicht zu grundlegenden landschaftlichen Veränderungen, weil die Lebensraumtypen durch ihre Bewirtschaftungsgeschichte und die Brände in der Folge militärischen Übungsbetriebes an diese Faktoren angepasst sind. Aus diesem Grund erscheinen **speziell ehemalige Truppenübungsplätze für die Redynamisierung mit natürlichen Störungsregimen geeignet**, während in heute geschlossenen Wäldern initial mit katastrophalen Effekten gerechnet werden muss (vgl. die Buchen- und die Bergmischwälder).

Megaherbivore und Wildfeuer zusammen entwickelten damit naturschutzfachliche Qualitäten des Offenlandes und der Wälder mosaikartig auf einer Fläche, wenn diese ausreichend groß und standörtlich heterogen ist um natürliches Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore und Feuerausbreitungsmuster und **Selbstregulation** zwischen beiden Faktoren zuzulassen. So reduzierten Megaherbivore die brennbare Biomasse auf ihren Hauptnah-

rungsgründen und schufen so langfristig ungebrannte Flächen (natürliche Feuerschneisen). Die Habitatkontinuität für feuer-intolerante Arten wurde damit ebenso gesichert wie der Erhaltungszustand regelmäßig brennender heide- und Magerrasenflächen.

Können in **vergleichbaren Heidelandschaften keine Megaherbivoren eingebracht** werden, so kann das Zulassen des natürlichen Wildfeuerregimes eine Alternative sein um Lebensraumpotential für Heiden zu erzeugen (FFH-LRT 4030). Allerdings muss dann auf die Magerrasenhabitate verzichtet werden (fehlendes baumarmes Offenland im Szenario „Wildfire“ in Abbildung 28). Sie werden ohne Grazing-Aktivitäten durch Brachegesellschaften ersetzt, wie sie auf ungenutzten Parzellen des Wirtschaftsgrünlandes vorhanden sind. Ursächlich dafür ist die in den Klimawandelszenarien angezeigte wesentlich **geringere Frequenz von Wildfeuern im Vergleich zum Brennen in der Landschaftspflege** im Abstand weniger Jahre. Würden in Schutzgebieten mit dem Teilziel des Offenlanderhalts **Brände regelmäßig durch den Menschen** (ähnlich der militärischen Nutzung) **initiiert**, ihre Ausbreitung jedoch nur im Extremfall kontrolliert (Ausbreitung je nach Witterung und der Verteilung brennbarer Biomasse), so würde gemäß Erfahrungen der Landschaftspflege die Lebensraumqualität für bedrohte Offenlandarten wieder gesteigert. Die ungelenkte Brandausbreitung würde den Ansatz in Wildnisgebieten keine direkten Pflegeeingriffe durchzuführen (Mahd, Haustierbeweidung) respektieren. Stattdessen würde der natürlicherweise Graslandhabitate-gestaltenden Faktor „Wildfeuer“ stimuliert. Allerdings kann ohne Megaherbivore in der Landschaft so viel brennbare Biomasse akkumulieren, dass resultierende Flächenbrände keine Nischen und Habitatkontinuität für feuer-intolerante Arten übriglassen, was auch den Habitatansprüchen von Arten der Avifauna nicht gerecht werden würde, die auf strukturelle Komplexität angewiesen sind.

In den **Kalk-Buchenwäldern** zeigte sich, dass das **Zusammenwirken von Klimawandeleffekten** auf Trockenstress-gefährdeten Standorten und einer **Komplettierung** vorhandener Browser-dominierter Äsergemeinschaften **mit Wisent** auch auf heutigen Optimalstandorten für die Buche zumindest kleinflächig Offenland in gutem Erhaltungszustand (Weide- und Magerrasen-Komplexe stellvertretend für „naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien“, FFH-LRT 6210) erhalten könnten (Abbildung 28). Buchenwald blieb dominant, in aufgelichtete Bestände mischten sich jedoch Eiche und Pionierbaumarten. Sie erhöhen die Lebensraumvielfalt im Wald und fördern die Klimawandelanpassung durch Mischbestände. Damit würden **naturschutzfachliche Werte von Offenland und von alten Buchenwäldern kombiniert**.

Auf bekannt dürregefährdeten Standorten wird auch in Buchenwäldern ein **Wildfeuerregime mit dem Klimawandel** wahrscheinlich. In der Folge würde die Buche verschwinden zugunsten **lichter Eichen-Kiefern-Wälder**. Bis zur Etablierung dieser Baumarten nach dem Zusammenbrechen der Buche entstünde großflächig durch Brände geschaffenes Offenland (vgl. Szenario „Wildfire“ in Abbildung 28), dessen Erhaltungszustand (Kalk-Trockenrasen, FFH-LRT 6210) durch die komplettierte Äsergemeinschaft gesteigert würde. Dieses extreme Wildnisentwicklungsszenario demonstriert das **Potential für grundlegende Veränderungen der Landschaftsdynamik, wenn historisch stabile Ökosysteme mit neuen Störungsregimen konfrontiert werden**, die erst mit dem Klimawandel wahrscheinlich und in Wildnisgebieten zugelassen werden. Es zeigt weiterhin das Potential für die **natürliche Entwicklung neuer naturschutzfachlicher Werte** (Eichenwälder FFH-LRT 9190), auch wenn dafür mehrere Baumgenerationen (Jahrhunderte) erforderlich sind. Eine Regulation des Wildfeuer-

regimes durch die komplettierte intermediäre Äsergemeinschaft wurde nicht angezeigt. Ursächlich dafür war die Wüchsigkeit des Standortes im Vergleich zur Grazing-Aktivität. Eine weitere Komplettierung mit echten Grazern, z.B. dem Wildpferd, könnte hier jedoch natürliche Feuerschneisen bewirken sodass Refugien für Feuer-intolerante Arten entstünden (vgl. die Eichenmischwald-Heide-Komplex). Damit könnten durch **komplettierte Äsergemeinschaften und Wildfeuer auch in Buchenwald-Wildnisgebieten** Strukturen entstehen, die **Arten des Offenlandes und historisch genutzter Eichenwälder** ein Überleben ermöglichen.

In den **Bergmischwäldern auf saurem Substrat** zeigten sich kleinflächige Offenlandpotentiale durch eine mit Wisent komplettierte Äsergemeinschaft, die sich durch Borkenkäferkalamitäten in Hochlagenfichtenwäldern bedeutend steigerten (Abbildung 28). Mosaike aus Weide-, Magerrasen und Brachegesellschaften in Verzahnung mit Wald-Offenland-Ökotonen als Lebensräume für Komplexbewohner wurden angezeigt (Borstgrasrasen und Heiden, FFH-LRT 6230 und 4030). Darüber hinaus wurde die Waldentwicklung in den Hochlagen hin zu Patch-Mosaiken aus Mischwäldern und Fichtenreinbeständen beeinflusst. Zum einen wurden dadurch Borkenkäferkalamitäten zukünftig unterdrückt, weil die Fichtentotholzmengen selbst nach katastrophalen Windwürfen zu gering waren. Zum anderen wurde der subalpine Fichtenwald (FFH-LRT 9419) erhalten. Heutiger Hochlagenfichtenwald fiel in allen Szenarien ohne Borkenkäferkontrolle großflächig rasch Kalamitäten zum Opfer, weil die ansteigenden Temperaturen zukünftig Massenvermehrungen begünstigen. Ohne komplettierte Äsergemeinschaft wurde der Fichtenwald durch die mit dem Klimawandel aufsteigende Buche ersetzt. Die aktuelle Äsergemeinschaft erzielte keine vergleichbare Regulation der Populationsdynamik des Borkenkäfers.

Somit **unterstütze die Komplettierung der Äsergemeinschaft das Selbstregulations- und Anpassungsvermögen des Landschaftsökosystems** in Bezug auf Borkenkäferkalamitäten und der Höhenverschiebung der Vegetationszonen mit dem Klimawandel. Die Ergebnisse unterstreichen damit zusammen mit den in Eichenmischwald-Heide-Komplexen gefundenen Herbivore-Fire-Feedbacks die Forderung nach einem **ganzheitlichen Ansatz bei der Implementierung von Wildnisgebieten**. Megaherbivore, natürliche und mit dem Klimawandel neu auftretende Störungsregime müssen zusammen mit ihren Interaktionen und Effekten auf die Vegetationsdynamik integral gedacht werden.

Die **Megaherbivoren-Theorie** unterstützt die in allen Ökosystemtypen gefundene Diversifizierung der Baumartenzusammensetzung durch komplettierte Äsergemeinschaften bei gleichzeitigem Erhalt der heute wertgebenden Waldlebensraumtypen. Diese waren durch die komplettierten Äsergemeinschaften nicht gefährdet, sondern wandelten sich im Wesentlichen in der Folge von Klimawandel und durch ihn neu auftretende Störungsregime. Darin zeigt sich grundsätzlich, dass sich **die Idee der Naturlandschaftsentwicklung unter Wildnisbedingungen von dem Entwicklungsziel alter Wälder in Urwaldkonzepten abweicht**.

Allen untersuchten zonalen Waldökosystemtypen ist gemeinsam, dass **Störungen allein zwar immer wieder Lebensraumvielfalt erzeugen** können (insbesondere Wildfeuer auch Offenland), diese jedoch ohne Megaherbivoren-Effekte, insbesondere ihrer Grazing-Aktivität, sich rasch zu Wald regeneriert und das **Mosaik unterschiedlicher Sukzessionsstadien von geringer Lebensraumqualität und -kontinuität** ist (fluktuierende Trajektorien der Offenlandanteile in den Szenarien „Wildfire“ und „Windthrow/Bark Beetle“ in Abbildung

28). Ebenso gilt das für Initialmaßnahmen wie einmalige Waldöffnung und Entbuschung. Ohne die Einflüsse intermediärer Äsergemeinschaften sind kurzfristig Regenerationssukzessionen zu Graslandbrache- und Gebüschstadien zu erwarten, wie sie kleinparzelliert bei Landnutzungsaufgabe entstehen. Deswegen sollte wo immer bei ausreichender Flächengröße, geeignetem Zuschnitt und Lage möglich die Chance genutzt werden, die aktuellen Äsergemeinschaften mit intermediär äsenden Megaherbivoren zu komplettieren und **natürliche Störungen zuzulassen**. Auch wenn **anfänglich katastrophale Entwicklungen irritierend wirken** können, so sind sie ein Schritt hin zur **Entwicklung einer, aufgrund veränderter Randbedingungen** (intermediäre Megaherbivore und Störungsregime) **neuartigen Ökosystemdynamik**, in der sich **regulierende Rückkopplungsmechanismen** erst einstellen müssen, wie sie von dieser Studie aufgezeigt wurden. Dies gilt umso mehr, weil die Kombination beider Faktoren in den vorhandenen Nationalparken fehlt.

Große kompakte Flächen sind unabdingbare Voraussetzung, weil natürliche Störungen und das Raumnutzungsverhalten der Megaherbivore vom Menschen unbeeinflusst nur in großen Wildnisgebieten zugelassen werden können. Weiterhin ist die charakteristische Wirkung beider Faktoren von einer räumlichen Differenzierung abhängig, die sich auch aus standörtlichen Unterschieden ergibt. Diese und **zufällige räumliche Muster von Störungseffekten** (Windwurf) sind die **Grundlage für die Bildung von Mosaiken** unterschiedlicher wertgebender Lebensräume. Eine solche **topographische und edaphische Differenzierung können nur große Flächen in ausreichendem Maß bieten**. Nur dann werden auch **Rückzugsräume für Megaherbivore bei katastrophalen Ereignissen** (Wildfeuer) natürlicherweise bereitgestellt und menschliche Eingriffe (Löschen, Anlegen von Feuerschneisen) können weitgehend unterbleiben. Große Flächen sind auch unabdingbar für **natürliches Verhalten wildlebender Megaherbivorenpopulationen und das gegenseitige saisonale Ausweichen von Alt- und Jungbullen**. Zu kleine Flächen ermöglichen kein artgerechtes intraspezifisches Verhalten. Dann erforderliche Tiertransporte von immobilisierten Bullen können tödlichen Ausgang haben (der Altbulle in Altenwalde, Titelbild).

11.3 Auen, Küste, Hochgebirge

In **natürlicherweise von intensiven und häufigen Störungen geprägten Landschaften** (Auen, Küsten, Hochgebirge) besteht kontinuierliches Offenlandpotential durch das regelmäßige Wiederkehren der Störungsereignisse auf allerdings meist eng begrenzter Fläche (Uferanrisse und Verlagerung von Kies-/Sandbänken; Küstenabbrüche und Dünen; Lawinenbahnen und Schuttreißen). Fluktuationen in der Störungsintensität und ihres Ausmaßes sichern ein Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Besondere Bedeutung besitzen hier die Pionierlebensräume auf Offenboden, die aufgrund geringerer Störungsintensität in den zonalen Waldökosystemen meist nur sehr kleinflächig entstehen (Wurzelteller umgestürzter Bäume, Trittschäden durch Megaherbivore). In diesen Landschaften ist somit die Redynamisierung der natürlichen Eigendynamik morpho- und hydrodynamischer Prozesse durch Restauration der natürlichen Störungsregime zentral. Ebenfalls zentral für die Hochgebirge (und Küsten) ist eine weiträumige endgültige Aufgabe jeglicher Nutzung, weil besonders die höchst-spezialisierte Pioniervegetation sehr empfindlich auf menschliche Störungen reagieren kann.

11.4 Moore

In den **durch abiotischen Stress geprägten Landschaften** (Moore) besteht Offenlandpotential, wenn hohe Wasserstände und Nährstoffarmut das Baumwachstum verhindern. Dazu bedarf es der **Restauration der natürlichen Standortbedingungen** (Wasserhaushalt).

Für die **Komplettierung der vorhandenen Äsergemeinschaften in Mooren** würden sich aufgrund des Nahrungsangebotes speziell grasende Megaherbivoren anbieten (Auerochs, Wasserbüffel, Hirsch), aber auch der Elch. Dann können ähnlich positive Offenhaltungseffekte wie in den zonalen Waldökosystemen erwartet werden. Sie müssen jedoch noch untersucht werden, weil Analogieschlüsse von extensiven Weidesystemen auf Moor (u.a. Lederbogen et al. 2004) aufgrund sehr viel geringerer Megaherbivorendichten in Wildnisgebieten und wenig untersuchter langfristiger Interaktionen mit Störungen (Überflutung, standörtliche und morphologische Veränderungen insbesondere durch Trittschäden) nicht ohne weiteres tragfähig sind.

Literatur

Anders K, Mrzljak J, Wallschläger D, Wiegleb G (eds) (2004) Handbuch Offenlandmanagement. Springer DE

Bayerischer Wald (1995) Nationalpark Bayerischer Wald, 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald.

Beckers B, Boomers J, Bunzel-Drüke M, Krüger T, Mause R, Pieren H (2014) Prozessschutz in der Arbeit der Biologischen Stationen in NRW. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (ed) Natur in NRW

Bittingmaier L (2005) Mittelwald – Wiederbelebung einer alten Waldbewirtschaftungsform. Available from https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/betriebsarten/fva_mittelwald/index_DE (accessed September 2017)

Bohn U, Weiß W (2003) Die potenzielle natürliche Vegetation. In: Heinritz G., Lentz S., Tzschaschel S., Wolf K., Becker C., Job H., Deiters J., Gräf P., Löffler G., Gans P. (eds) Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland: Klima, Pflanzen-und Tierwelt, 1st edn. Spektrum Akademischer Verlag, pp 84–87

Bormann H, Niedringhaus R, Peppler-Lisbach C, Tolksdorf-Lienemann E, Eckhoff R (2011) Naturnahe Gestaltung von Auen - die Ausdeichung "Aper Tief", 13(6): Seite 19-26

Bornkamm, R., 2006. Fifty years vegetation development of a xerothermic calcareous grassland in Central Europe after heavy disturbance. In: Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 201 (4), S. 249–267. DOI:10.1016/j.flora.2005.06.012

Bundesamt für Kartographie und Geodäsie Landbedeckungsmodell für Deutschland. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2008) Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt

Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M., Zimball, O., 2009. Wilde Weiden. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. Bad-Sassendorf-Lohne. 215

Calanca P (2007) Climate change and drought occurrence in the Alpine region: How severe are becoming the extremes? Global and Planetary Change, 57(1):151–160

Cannon, J. B., Brewer, J. S., 2013. Effects of Tornado Damage, Prescribed Fire, and Salvage Logging on Natural Oak (Quercus spp.) Regeneration in a Xeric Southern USA Coastal Plain Oak and Pine Forest. In: Natural Areas Journal 33 (1), S. 39–49. DOI: 10.3375/043.033.0105

Danell K (ed) (2006) Large herbivore ecology, ecosystem dynamics, and conservation. Conservation biology, vols 11. Cambridge University Press, Cambridge

Deák B, Valkó O, Alexander C, Mücke W, Kania A, Tamás J, Heilmeier H (2014) Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands. case study based on remotely sensed data, 209(12):Seite 693-697

DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent Erstelltes Luftbild Döberitzer Heide. Google Maps

DigitalGlobe, GeoBasis DE/BKG, GeoContent, Landsat/ Copernicus Erstelltes Luftbild Hainich. Google Maps

Dorn T, Straube S (2016) Bedeutung und Schutz von "Hochwasserbiotopen". In: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (ed) Naturschutzarbeit in Sachsen, Dresden, pp 4–21

Ehlert T, Natho S (2017) Auenrenaturierung in Deutschland. Analyse zum Stand der Umsetzung anhand einer bundesweiten Datenbank:Seite 4-9

Eigner J (2003) Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren

Fernandes P. M., 2009. Combining forest structure data and fuel modelling to assess fire hazard in Portugal. Ann For Sci, 66, 1–9

Finck P, Klein M, Riecken U (2013) Wildnisgebiete in Deutschland - von der Vision zur Umsetzung. Ergebnisse einer wissenschaftlichen Fachtagung des BfN vom 19. bis 21.11.2012 auf der Insel Vilm, 88(8):Seite 342-346

Finck P, Riecken U, Schröder E (eds) (2009) Offenlandmanagement außerhalb landwirtschaftlicher Nutzflächen: Referate und Ergebnisse der gleichnamigen Fachtagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 23. bis 26. Juni 2008. Naturschutz und biologische Vielfalt, vols 73. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg

Fischer, A., Lindner, M., Abs, C., Lasch, P. 2002. Vegetation dynamics in central european forest ecosystems (near-natural as well as managed) after storm events. In: Folia Geobot 37 (1), S. 17–32. DOI: 10.1007/BF02803188

Franke U, Groll B, Hohmann U, Heurich M (2012) Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high–resolution natural colour images. Animal Biodiversity and Conservation, 35.2:285–293

Fürstenow, J., Ökologisches Monitioring Döberitzer Heide, Sielmanns Naturlandschaft Döberitzer Heide

Gaylord, M.L., Kolb, T.E., Pockman, W.T., Plaut, J.A., Yepez, E.A., Macalady, A.K., Pangle, R.E., McDowell, N.G., 2013. Drought predisposes pinon-juniper woodlands to insect attacks and mortality. New Phytol. 198, 567-578

Gillet F (2008) Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. Ecological Modelling, 217(1-2):1–18

Glaeser J, Konjuchow F, Scholz M (2009) Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe, 46(Sonderheft):Seite 86-95

Hasse T, Daniëls FJ (2006) Kleinräumige Vegetationsdynamik in Silbergrasfluren und ihre Bedeutung für ein Pflegemanagement auf Landschaftsebene

Heiland S, Mengel A, Hänel K, Geiger B, Arndt P, Reppin N, Werle V, Hokema D, Hehn C, Mertelmeyer L, Burghardt R, Opitz S (2017) Bundeskonzept Grüne Infrastruktur. Fachgutachten. Deutschland / Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Herbst, C., Natur- und Artenschutzprojekt „Wisente im Rothaargebirge“

Heßberg Av (2003) Landschafts- und Vegetationsdynamik entlang renaturierter Flussabschnitte von Obermain und Rodach. Dissertation, Bayreuth

Heurich, M. (ed.), 2001. Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau, 182

Hijmans R J, Cameron S Parra J. (2005) WorldClim http://worldclim.org/about. Museum of Vertebrate Zoology’ University of California’ Berkeley. Abgerufen am 17.2.2016.

Hobbs NT (2006) Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. In: Danell, K., Bergström, R., Duncan, P., Pastor, J. (ed) Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Conservation biology series (Cambridge, England), no. 11. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 261–288

Hraba V, Linner J (2010) Schalenwildmanagement: Nationalparkplan Anlageband. In: Hraba V. and Linner J. (eds) Nationalpark Bayerischer Wald: Nationalparkplan, 2010th edn., Grafenau (NPBW)

Huss J, Butler-Manning D (2006) Entwicklungsdynamik eines buchendominierten "Naturwald" - Dauerbeobachtungsbestands auf Kalk im Nationalpark Hainich/Thüringen. Waldökologie online, 3:Seite 67-81

Intergovernmental Panel On Climate Change (2000) Emissions scenarios: Summary for polymakers, [S.l.]

Jentsch A, Beyschlag W (2003) Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central europe, 198(1):Seite 3-25

Jepson P (2016) A rewilding agenda for Europe: Creating a network of experimental reserves. Ecography, 39(2):117-124

Kaule G, Peringer A (2011) Die Übergangs-und Hochmoore des Chiemgaus: Vergleichende Untersuchung zur Entwicklung zwischen den Jahren 1969-72 und 2010. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft, 81:109–142

Kaule G, Peringer A (2015) Die Entwicklung der Hochmoore im südbayerischen Voralpengebiet im Zeitraum 1969 bis 2013 unter Berücksichtigung von Nutzungs- und Klimagradienten. UmweltSpezial - Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

KLIWAS (2014) Klimabedingte Änderung der Vorlandvegetation und ihrer Funktionen in Ästuaren sowie Anpassungsoptionen für die Unterhaltung. KLIWAS Schriftenreihe 4/2014

Kohler F, Gillet F, Reust S, Wagner HH, Gadallah F, Gobat J-M, Buttler A (2006) Spatial and seasonal patterns of cattle habitat use in a mountain wooded pasture. Landscape Ecol, 21(2):281–295

Kompa T, Schmidt W (2005) Buchenwald-Sukzession nach Windwurf auf Zechstein-Standorten des südwestlichen Harzvorlandes, 38(2):Seite 233-261

Korpel' Š (1995) Die Urwälder der Westkarpaten: 39 Tabellen. Fischer, Stuttgart

Krautzer B, Klug B (2009) Renaturierung von subalpinen und alpinen Ökosystemen

Kuijper DPJ, Cromsigt, Joris P. G. M., Jędrzejewska B, Miścicki S, Churski M, Jędrzejewski W, Kweczlich I (2010) Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. Journal of Ecology, 98(4):888–899

Kuijper DPJ, Cromsigt JPGM, Churski M, Adam B, Jędrzejewska B, Jędrzejewski W (2009) Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? Forest Ecol Manag, 258(7):1528–1535

Landesamt für Umwelt Brandenburg (LFUB) (2016) AtomFeed-Client. Available from http://metaver.de/search/dls/#?serviceId=AC198EC3-DAE6-4F8F-9FF6-62375FCEF7C6 (accessed January 2017)

Lederbogen D, Rosenthal G, Scholle D, Trautner J, Zimmermann B, Kaule G (2004) Allmendweiden in Südbayern: Naturschutz durch landwirtschaftliche Nutzung. In: Reihe für Angewandte Landschaftsökologie. Reihe für Angewandte Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg

LLUR, 2010. Beweidung von Offen- und Halboffenbiotopen. Eine ädaquate Pflegemethode unter besonderer Berücksichtigung der FFH-Lebensraumtypen und Arten. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins, 32

LLUR, 2012. Eine Vision für Moore in Deutschland, Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz, Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins, 38

LLUR, 2015. Moore in Schleswig-Holstein, Geschichte – Bedeutung - Schutz. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holsteins, 162

Lorenz, A., Seifert, R., Osterloh, S., Tischew, S., 2016. Renaturierung großflächiger subkontinentaler Sand-Ökosysteme. Was kann extensive Beweidung mit Megaherbivoren leisten? Natur und Landschaftsplanung, 91, 73–82

Maringer J, Conedera M, Ascoli D, Schmatz DR, Wohlgemuth T (2016) Resilience of European beech forests (Fagus sylvatica L.) after fire in a global change context. Int. J. Wildland Fire, 25(6):699

Miller, T. E., Gornish, E. S., Buckley, H. L., 2010. Climate and coastal dune vegetation. Disturbance, recovery, and succession. In: Plant Ecol 206 (1), S. 97–104. DOI: 10.1007/s11258-009-9626-z

Moberg A, Sonechkin DM, Holmgren K, Datsenko NM, Karlen W (2005) Highly variable Northern Hemisphere temperatures reconstructed from low- and high-resolution proxy data. Nature, 433(7026):613–617

Möhring U, Peters A, Schackers B (2015) Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland. Deutschland / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Berlin

Mölder A, Bernhardt-Römermann M, Schmidt W (2009) Vielfältige Baumschicht - reichhaltige Verjüngung? Zur Naturverjüngung von artenreichen Laubwäldern im Nationalpark Hainich, 180(3):Seite 76-87

Moreira, F., Viedma, O., Arianoutsou, M., Curt, T., Koutsias, N., Rigolot, E., Barbati, A., Corona, P., Vaz, P., Xanthopoulos, G., Mouillot, F., Bilgili, E., 2011. Landscape--wildfire interactions in southern Europe. Implications for landscape management. Journal of environmental management, 92, 2389–2402

Mosner E, Leyer I, Schneider S, Lehmann B, Galonska H (2010) Praxisleitfaden zur Weichholzauen-Etablierung an Buundeswasserstraßen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU

Nationalparkplan (Fortschreibung des Pflege- und Entwicklungsplanes laut § 7 des Gesetzes über den Nationalpark Hainich (ThürNPHG)) für den Nationalpark Hainich, Leitbild und Ziele. Nationalpark Hainich, Verwaltung, Bad Langensalza, Februar 2010. 1-117

NES/Airbus, DigitalGlobe, GEODIS Brno, Geobasis DE/BKG, GeoContent, Landsat/Copernicus Luftbild Bayerischer Wald. Google Maps

Nierhaus-Wunderwald, D., Forster, B., 2004. Zur Biologie der Buchdruckerarten. Merkbl. Prax. WSL 18, 1-8

Nitschke, P., Projektleiter Döberitzer Heide, Sielmanns Naturlandschaft Döberitzer Heide.

Neumann M (2012) Zur Situation des Rehwildes in Thüringen, Pfiffelbach, 14 April 2012

Nummi, P., Kuuluvainen, T., 2013. Forest disturbance by an ecosystem engineer: beaver in boreal forest landscapes. Boreal Environment Research, 13-24

Paulsch A, Dziedzioch C, Plän T (2003) Umsetzung des Ökosystemaren Ansatzes in Hochgebirgen Deutschlands: Erfahrungen mit der Alpenkonvention. BfN-Skripten, vols 85, Bonn-Bad Godesberg

Peringer A, Buttler A, Gillet F, Pătru-Stupariu I, Schulze KA, Stupariu M-S, Rosenthal G (2017) Disturbance-grazer-vegetation interactions maintain habitat diversity in mountain pasture-woodlands. Ecological Modelling, 359(Supplement C):301–310

Peringer A, Gillet F, Rosenthal G, Stoicescu I, Pătru-Stupariu I, Stupariu M-S, Buttler A (2016) Landscape-scale simulation experiments test Romanian and Swiss management guidelines for mountain pasture-woodland habitat diversity. Ecological Modelling, 330:41–49

Peringer A, Schulze KA, Stupariu I, Stupariu M-S, Rosenthal G, Buttler A, Gillet F (2015) Multi-scale feedbacks between tree regeneration traits and herbivore behavior explain the structure of pasture-woodland mosaics. Landscape Ecology, 31(4):913–927

Peringer A, Siehoff S, Chételat J, Spiegelberger T, Buttler A, Gillet F (2013) Past and future landscape dynamics in pasture-woodlands of the Swiss Jura Mountains under climate change. Ecology and Society, 18(3)

Pickett STA, Thompson JN (1978) Patch dynamics and the design of nature reserves. Biological Conservation, 13(1):27–37

Plieninger T, Pulido FJ, Konold W (2003) Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration, 30(1):Seite 61-70

Pulido FJ, Díaz M, Hidalgo de Trucios, Sebastián J. (2001) Size structure and regeneration of Spanish holm oak Quercus ilex forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. Forest Ecology and Management:1–13

Rebertus AJ, Kitzberger T, Veblen T, Roovers LM (1997) Blowdown History and Landscape Patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. Ecology:678–692

Röder N, Grützmacher F (2012) Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Mooren. Vermeidungskosten und Anpassungsbedarf, 87(2):Seite 56-61

Rosenthal G (2010) Wiederbewaldung von beweideten Mooren des Alpenvorlandes. Tuexenia, 30:83–104

Rosenthal G, Mengel A, Reif A (2015) Umsetzung des 2 % - Ziels für Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie: Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3512 85 0300 unter Integration von Zusatzauswertungen, FK>Z 3515 85 0900). BfN-Skripten, vols 422. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg

Rosenthal G, Schrautzer J, Eichberg C (2012) Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. Tuexenia(32):167–205

Samojlik, T., Kuijper, D.P.J. (eds.), 2013. Grazed wood pasture versus browsed high forests: Impact of ungulates on forest landscapes from the perspective of the Białowieza Primeval Forest, Trees, forested landscapes and grazing animals. A European perspective on woodlands and grazed. I.D. Rotherham, London: Routledge, 143–162

Schaffrath J (2006) Zur Erhaltung und Entwicklung des Gehölzbestandes im Mittleren Odertal unter dem Einfluss von Beweidung. In: Landesumweltamt Brandenburg (ed) Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg: Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz, pp 116–123

Schaich H, Konold W (2006) Auenrenaturierung und extensive Beweidung in Luxemburg - Evaluation einer Naturschutzmaßnahme in der Syr-Aue, 96:Seite 83-110

Schleswig-Holstein / Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (2010) Beweidung von Offen- und Halboffenbiotopen. eine adäquate Pflegemethode unter besonderer Berücksichtigung der FFH-Lebensraumtypen. Schleswig-Holstein / Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume, Flintbek

Schliemann SA, Bockheim JG (2011) Methods for studying treefall gaps: A review. Forest Ecology and Management, 261(7):1143–1151

Schmidt W, Heinrichs S (2012) 13 [Dreizehn] Jahre nach dem Sturm - Vegetationsentwicklung im Buchen-Naturwald "Königsbuche" (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen), 45(1):Seite 81-110

Schreiber KF, Brauckmann HJ, Broll G, Krebs S, Poschlod P (2009) Artenreiches Grünland in der Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Verlag Regionalkultur Heidelberg

Schreiber, K.-F., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Krebs, S., Poschlod, P., 2013. Artenreiches Grünland - 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. 2. Auflage, Verlag Regionalkultur, 424

Schulze KA, Rosenthal G, Peringer A (2018) Intermediate foraging large herbivores maintain semi-open habitats in wilderness landscape simulations. Ecol Model, 379:10–21

Schwabe B (2014) Geomorphologisch induzierte Störungen der Vegetation in einem alpinen Einzugsgebiet. Das Fallbeispiel Reintal, Wettersteingebirge, Bayern

Seidl R, Fernandes PM, Fonseca TF, Gillet F, Jönsson AM, Merganičová K, Netherer S, Arpaci A, Bontemps J-D, Bugmann H, González-Olabarria JR, Lasch P, Meredieu C, Moreira F, Schelhaas M-J, Mohren F (2011) Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. Ecol Model, 222(4):903–924

Shorohova E, Fedorchuk V, Kuznetsova M, Shvedova O (2008) Wind-induced successional changes in pristine boreal Picea abies forest stands: Evidence from long-term permanent plot records. Forestry, 81(3):335–359

Sielmann Stiftung (2017) Sielmann Stiftung. Available from https://www.sielmann-stiftung.de/natur-erleben-schuetzen/doeberitzer-heide/#c279 (accessed January 2017)

Ssymank A, Ullrich K, Vischer-Leopold M, Belting S, Bernotat D, Bretschneider A, Rückriem C, Schiefelbein U (2015) Handlungsleitfaden "Moorschutz und Natura 2000" für die Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten

Tiroler Umweltanwaltschaft (2015) Positionspapier: Eingriffe im Hochgebirge

Tschöpe O, Tielbörger K (2010) The role of successional stage and small-scale disturbance for establishment of pioneer grass Corynephorus canescens, 13(3):Seite 326-335

Turner, M., Dale, V., Everham, E., 1997. Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. BioScience, 47(11), 758-768. doi:10.2307/1313098

Umweltbundesamt (2013) Bewertungskonzept für die Gefährdung der Ökosystemintegität durch die Wirkungen des Klimawandels

van Dyne GM, Brockington NR, Szocs Z (1980) Large herbivore subsystem. In: Breymeyer A. I. and van Dyne G. M. (eds) Grasslands, systems analysis and man. Cambridge University Press, Cambridge, pp 269–538

van Eck WH, van de Steeg HM, Blom CW, Kroon Hd (2005) Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains:Seite 103-110

Vera FWM (2009) Large-scale nature development - the Oostvaardersplassen. British Wildlife:28–36

Wilhelm, J., Revierleiter, Nationalpark Hanich

Werle V, Peringer A (2016) F+E-Vorhaben des BfN „WildesOffenland“ Bedeutung und Implementierung von „Störungen“ für den Erhalt von Offenlandökosystemen in ansonsten nicht gemanagten (Schutz-) Gebieten: Simulationsstudie im Teilprojekt Modellierung: Grazer-Vegetations-Störungs-Interaktionen im Buchenwald

Xanthopoulos G, Calfapietra C, Fernandes P (2012) Fire Hazard and Flammability of European Forest Types. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., las Heras J. de (eds) Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. Managing Forest Ecosystems. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 79–92

Zeibig A, Diaci J, Wagner S (2005) Gap disturbance patterns of a Fagus sylvatica virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. For. Snow Landsc. Res, 79(1-2):69–80

Anhänge

Die Anhänge geben detaillierte Informationen zu Methoden und Ergebnissen der Teilstudien dieses Vorhabens. Sie sind zum Teil in deutscher und (insbesondere der technische Teil der Modellierung) in englischer Sprache abgefasst. Die Anhänge liegen in gedruckter Version beim Bundesamt für Naturschutz und digital zum Download an der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt vor. Die folgenden Links führen zum Download.

Anhang 1 Literaturrecherche zu Störungsregimen und Megaherbivoren

https://www.hfwu.de/fileadmin/user_upload/FLUS/LPN/Herr_Peringer/BfN-WildesOffenland_Anhang1-Literaturrecherche.pdf

Anhang 2 GIS-Analysen der Wildniskulisse

https://www.hfwu.de/fileadmin/user_upload/FLUS/LPN/Herr_Peringer/BfN-WildesOffenland_Anhang2-GIS-Analysen.pdf

Anhang 3 Simulationsstudie Eichenmischwald-Heide-Komplex

https://www.hfwu.de/fileadmin/user_upload/FLUS/LPN/Herr_Peringer/BfN-WildesOffenland_Anhang3-Eichenmischwald-Heide-Komplexe.pdf

Anhang 4 Simulationsstudie Kalk-Buchenwald

https://www.hfwu.de/fileadmin/user_upload/FLUS/LPN/Herr_Peringer/BfN-WildesOffenland_Anhang4-Kalk-Buchenwald.pdf

Anhang 5 Simulationsstudie Bergmischwald

https://www.hfwu.de/fileadmin/user_upload/FLUS/LPN/Herr_Peringer/BfN-WildesOffenland_Anhang5-Bergmischwald.pdf