



**Konzeption eines DBU-Projektes zur
Renaturierung von Kiefernreinbeständen**



Impressum

Titel:

Konzeption eines DBU-Projektes zur Renaturierung von Kiefernreinbeständen

Arbeitsgruppe:

Prof. S. Wagner, Dr. F. Huth, Dr. H. Fischer
Technische Universität Dresden
Lehrstuhl für Waldbau
Pienner Str. 8
DE-01737 Tharandt
Email: waldbau@forst.ti-dresden.de

Dr. U. Hagemann
WALDKONZEPTE PartG
Lindenstr. 55
DE-15377 Buckow
Email u.hagemann@waldkonzepte.de



Projektlaufzeit und Projekt-Nr. bei der DBU:

01.04.2012 - 30.09.2013

AZ 30108-33/0

Homepage der DBU: http://www.dbu.de/projekt_30108/db_1036.html

Inhaltsverzeichnis

0	Zusammenfassung.....	6
1	Motivation und Relevanz	8
2	Stand der Forschung.....	10
	2.1 Waldrenaturierungsforschung	10
	2.2 Referenzsystem(e) und Waldentwicklungsszenarien in Kiefernwäldern	18
	2.3 Ableitung relevanter Renaturierungsmaßnahmen und Entwicklungsszenarien	29
	2.3.1 Einzelbaum- bis truppweise Entnahme von Altbäumen und Totholzerzeugung	31
	2.3.2 Windwurf- und Windbruchsimulation	35
	2.3.3 Waldbrand	36
	2.3.4 Hiebsmaßnahmen im Altbestand und Voranbau mit Buche und Eiche	39
	2.3.5 Kontrollvariante.....	41
	2.4 Ableitung möglicher Entwicklungsszenarien	42
	2.5 Großexperimente, Minimumareale und zeitliche Betrachtungseinheiten.....	48
3	Forschungsziele und Hypothesen.....	50
	3.1 Priorisierte Zielstellungen	50
	3.2 Wissenschaftliche Hypothesen	51
4	Versuchsdesign	55
	4.1 Terminologien des Großexperiments.....	55
	4.2 Versuchsvarianten (Behandlungen).....	56
	4.2.1 Variante A: Einzelbaum- bis truppw. Entnahme des Oberstands und Totholzerzeugung ...	56
	4.2.2 Variante B: Simulation von Windwurf und Windbruch	56
	4.2.3 Variante C: Flächige Auflichtung des Oberstands und Pflanzung	57
	4.2.4 Variante D: unbehandelte Kontrolle	57
	4.2.5 Teilbehandlung: Gezäunte und ungezäunte Teilflächen	57
	4.3 Randliniengradient (Versuchsblöcke)	57
	4.4 Zeitlicher Horizont des Großexperiments.....	61
	4.4.1 Phasen der Versuchsdurchführung	61
	4.4.2 Zeitliche Staffelung der Versuchsanlage	63
	4.5 Indikatoren, Messgrößen & Parameter	63
	4.6 Statistische Grundprinzipien, Auswertungsansätze und Stichprobendesign	67
	4.6.1 Statistische Grundprinzipien.....	67
	4.6.2 Auswertungsansätze	68
	4.6.3 Stichprobendesign.....	69

5	<i>Koordination und Verwaltung des Großexperiments</i>	73
	<i>5.1 Empfehlungen zur Projektstruktur</i>	73
	<i>5.2 Versuchsflächenmanagement: Räumliche und zeitliche Leitplanung</i>	74
	<i>5.3 Literatur- und Publikationsmanagement</i>	76
	<i>5.3.1 Grundlagen der Literaturdatenbank</i>	76
	<i>5.3.2 Recherchemöglichkeiten innerhalb der Literaturdatenbank</i>	83
	<i>5.4 Datenmanagement</i>	85
6	<i>Versuchsflächenauswahl</i>	87
	<i>6.1 Auswahl der Lokalitäten</i>	87
	<i>6.2 Kriterien für die Versuchsflächenauswahl</i>	88
	<i>6.3 Prozess der Versuchsflächenauswahl</i>	90
	<i>6.4 Potenziell geeignete Versuchsflächen</i>	90
7.	<i>Kooperationen, Partner, Netzwerke und Öffentlichkeitsarbeit</i>	92
	<i>7.1 Einbindung und Vernetzung von Akteuren</i>	92
	<i>7.2 Organisation und Finanzierung</i>	93
	<i>7.3 Transparente Projektdokumentation und Organisationsstruktur</i>	95
	<i>7.4 Öffentlichkeitsarbeit</i>	96
	<i>7.5 Öffentlichkeitsarbeit im Projekt RenaKi</i>	98
8	<i>Kalkulation des Finanzierungsbedarfs für das vorgestellte Großexperiment</i>	100
	<i>8.1 Allgemeines</i>	100
	<i>8.2 Personalkosten</i>	101
	<i>8.2.1 Projektkoordination</i>	101
	<i>8.2.2 Technisches und wissenschaftliches Personal</i>	101
	<i>8.3 Sachkosten und Aufwendungen</i>	101
	<i>8.3.1 Waldstrukturdatenerhebung</i>	101
	<i>8.3.2 Verjüngung, Streu- und Samenfall</i>	102
	<i>8.3.3 Holzeinschlag</i>	103
	<i>8.3.4 Pflanzung</i>	103
	<i>8.3.5 Sturmwurfsimulation</i>	104
	<i>8.3.6 Zaunbau</i>	104
	<i>8.3.7 Weitere Sachkosten</i>	105
9	<i>Referenzen</i>	106
10	<i>Glossar</i>	131
11	<i>Anhang</i>	149

11.1 Detailkarten	149
11.2 Indikatoren-Steckbrief Beispiel I: Totholz.....	151
11.3 Indikatoren-Steckbrief Beispiel II: Feinwurzeln.....	153
11.4 RenaKi-Publikationen	155

0 Zusammenfassung

In der Nationalen Biodiversitätsstrategie wurde von der Bundesregierung das Ziel formuliert, 5 % der Waldfläche in Deutschland bis 2020 einer natürlichen Entwicklung zu überlassen. Dieses ambitionierte Ziel wird deutschlandweit zurzeit noch um etwa 200.000 ha verfehlt. Trotz beharrlicher und intensiver Suche nach naturnahen Flächen in den letzten Jahrzehnten erscheint es illusorisch, in dieser Größenordnung weitere Waldflächen zu finden, die dem hohen Anspruch an Naturnähe entsprechen.

„Waldumbau zu Wildnis“ („Renaturierung zu Wildnis“) könnte daher ein wichtiger Schritt sein, um aus den bei der DBU-Naturerbe GmbH reichlich verfügbaren Flächen kulturbestimmter Kiefernforste durch einmalige Initialmaßnahmen in kurzer Zeit attraktive, dynamische und großräumige Wildnisgebiete entstehen zu lassen. Diesen innovativen Ansatz verfolgt und skizziert unser von der DBU gefördertes Projekt „RenaKi“. Bisher ist das Thema der Waldrenaturierung in ganz Mitteleuropa vor dem Hintergrund der Wildnisgründung wissenschaftlich noch nicht untersucht worden, und es mangelt an praktischen Erfahrungen und forstwissenschaftlich belastbaren Erkenntnissen für die hiesigen Waldökosysteme; insbesondere fehlen Aussagen zu der für die natürliche Waldentwicklung und Wildnisgebiete besonders bedeutsamen Mesoskala, die deutlich über die Größe einzelner Bestände im Wirtschaftswald hinausgeht.

Dieser Bericht soll es der DBU-Naturerbe GmbH ermöglichen, die Realisierbarkeit eines Großprojektes zu diesem Thema auf ihren Flächen zu beurteilen.

Der Projektbericht liefert zunächst einen Überblick über waldbauliche Renaturierungsgroßexperimente, insbesondere in Kiefernwäldern weltweit. Darauf aufbauend wird dann die spezielle Situation in Mitteleuropa herausgearbeitet, die sich dadurch auszeichnet, dass Kiefernwälder hier nicht die Schlusswaldgesellschaften bilden und deren Waldeigendynamik somit charakteristisch von der natürlichen Entwicklung abweicht. Der Mangel an Strukturvielfalt und Biodiversität von einschichtigen, gleichaltrigen und großflächig entmischten Kiefernreinbeständen verlangt für dessen Renaturierung ehrgeizige waldbauliche Strategien bei Waldumbau und Überführung: Entnahme von Altbäumen und Totholzerzeugung, Windwurf- und Windbruchsimulation, Waldbrand, Voranbau mit Buche und Eiche sowie Zaunbau.

Die im Bericht entwickelten wissenschaftlichen Hypothesen gehen von den Vorzügen (i.S. rascher Renaturierung auf Prozess- und Zustandsebene) eines Sets unterschiedlich starker Initialmaßnahmen aus, welche die Waldentwicklung sprunghaft in sukzessional deutlich voneinander isolierte Stadien befördert. Weiterhin wird angenommen, dass eine größere Komplexität der Waldstruktur – gemessen an der Randlinienlänge zwischen verschiedenen Waldstadien – die Renaturierung auf der Mesoskala beschleunigt und verstetigt.

Die Prüfung dieser Hypothesen setzt ein konsequentes Versuchsdesign voraus, das auf eine statistisch fehlerfreie Analyse abgestimmt wurde. Lineare gemischte Modelle, Punktprozessstatistik und Strukturgleichungsmodelle sind maßgebende und effektive Werkzeuge, die derartige Analysen ermöglichen, mehr noch: voraussetzen.

Die im Rahmen des Projekts durchgeführte Suche nach geeigneten und für die oben beschriebenen mitteleuropäischen Kiefernforste repräsentativen Flächen, die den projektspezifischen An-

forderungen an Homogenität, räumliche Unabhängigkeit und Mindestgröße genügen, erbrachte in vier Lokalitäten (= Liegenschaften der DBU-Naturerbe GmbH) potentielle Versuchsflächen: „Rüthnicker Heide“ (Brandenburg, 4 x 50 ha), „Weißhaus“ (Brandenburg, 4 x 50 ha), „Zschornoer Wald“ (Brandenburg/Sachsen, 2 x 50 ha) und „Ückermünder Heide“ (Mecklenburg-Vorpommern, 3 x 50 ha und 1 x 42 ha).

Vorgeschlagen wird nun ein Vorhaben auf insgesamt 640 ha Waldfläche, verteilt auf jene 4 Lokalitäten und dort je 4 räumlich getrennten Versuchsblöcken (à 40 ha). Das Experiment sieht 4 verschiedene Behandlungen des Waldes (einschließlich einer Kontrollvariante) vor und adressiert explizit die Bedeutung der Strukturen im Waldökosystem auf der Mesoskala (und damit die β -Diversität).

Die für ein derartiges Großprojekt erforderliche Logistik wird in dem Projektbericht ebenfalls aufgezeigt, darunter Empfehlungen zur Projektstruktur, Strategien einer räumlichen und zeitlichen Leitplanung sowie Hinweise zum Datenmanagement. Es kann z.B. gezeigt werden, dass die Verteilung der Versuchsflächenanlagen über 4 Jahre nicht nur logistisch vorteilhaft, sondern aus wissenschaftlicher Sicht sogar zu fordern ist.

Eine detaillierte Kostenübersicht ist ebenfalls Teil des Berichtes. Sie gestattet auch Alternativkalkulationen – z.B. für eine geringere Flächengröße des Gesamtversuches und umfasst neben den Teilkosten für Zaunbau, Holzeinschlag oder Pflanzung auch Aussagen zu den mit der Koordination oder den Inventuren verbundenen Personalkosten.

Es werden mögliche Kooperationen, Partner und Netzwerke benannt. Außerdem wird die Bedeutung der spezifischen Öffentlichkeitsarbeit herausgestellt. Die Kernaussagen gründen sich insbesondere auf den Erfahrungsschatz weltweit laufender Großprojekte (USA, Skandinavien). Die Möglichkeiten einer Kofinanzierung durch bundesdeutsche Stellen (BfN), die EU (EU-Life) sowie Stiftungen werden dargelegt.

Im Zuge der Realisierung dieses Großprojekts könnte die DBU länderübergreifend zu einer Anlaufstelle für Waldrenaturierungsforschung und -praxis werden, die auch über die Bundesrepublik hinaus ein Wissensportal aufbauen kann. Als ein erster Schritt in diese Richtung ist innerhalb des Projekts „RenaKi“ eine Literaturdatenbank erstellt worden, die einen thematischen Einstieg in die drei wesentlichen Teilbereiche „Kiefernwälder“, „Großexperimente“ und „Renaturierung“ ermöglicht. Die Datenbank liefert Verknüpfungen zwischen den Teilbereichen mit Blick auf Interdisziplinarität über Schlüsselbegriffe und/oder „Mischkategorien“. Sie ermöglicht die Recherche bis hin zu differenzierten Detailangaben über eine Hierarchie der Schlüsselbegriffe, ist vergleichsweise leicht zu handhaben und gibt einen aktuellen und fundierten Überblick zu lokaler und internationaler Fachliteratur.

1 Motivation und Relevanz

Die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt („NBS“; BMU 2007, S. 31) ist über alle Ressorts der Bundesregierung abgestimmt (2011 bestätigt). In dieser Strategie ist die natürliche Waldentwicklung auf einem Anteil von 5 % der bundesdeutschen Waldfläche als Teilziel („NWE5“) enthalten; das entspricht etwa 530.000 ha. Solche Flächen stellen mithin einen Beitrag zur Umsetzung der Waldnaturschutzstrategien der Bundesländer und der Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung dar. Das - ebenfalls geforderte – 2 % Wildnisziel hat große Überschneidungsbereiche mit diesen Flächen.

Flächenbedarf „natürliche Waldentwicklung“

Das unlängst abgeschlossene F+E-Vorhaben „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ (Nordwestdeutsche Forstlichen Versuchsanstalt, Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz Bühl, Waldbauinstitut Freiburg 2013) hat etwa 330.000 ha bis zum Jahre 2020 festgelegte Flächen für die NBS bilanziert. Dabei ist das durchaus erfreuliche Ergebnis mitgeteilt worden, dass Flächen passend zu den Kriterien **Laubwald, historisch alter Wald, alte bis sehr alte Bestände** und **Großflächigkeit** bisher bevorzugt gesucht und gefunden wurden.

Im Abgleich mit den in Deutschland vorhandenen Waldflächen ist der Flächenanteil mit der o.g. Kombination der Kriterien nun bereits deutlich „ausgedünnt“. Zusätzliche 200.000 ha mit dieser Maßgabe zu finden muss daher illusorisch erscheinen. Die Konflikte um diese Flächen zwischen Waldeigentümern und Naturschutz sind mit Händen zu greifen.

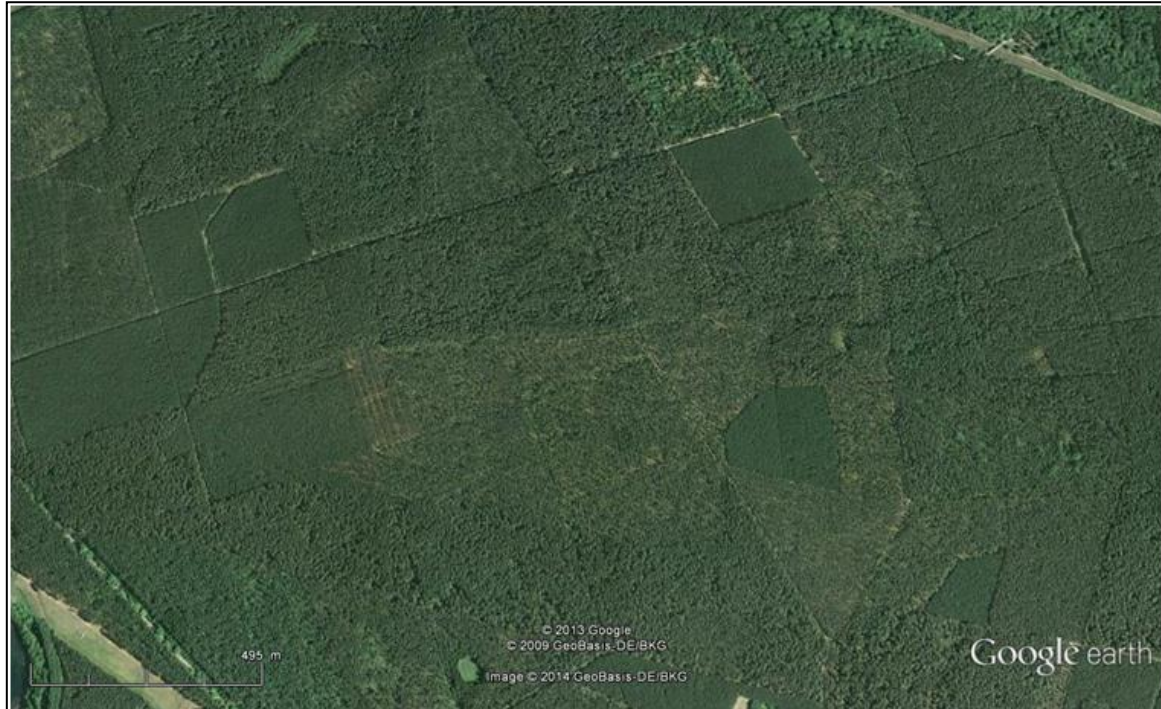


Abb. 1.

Blick in die Kernzone des Müritz-Nationalparks; erkennbar sind die Altersklassen und die klare Geometrie der Flächen

Gemessen an Naturschutzzielen müssen darüber hinaus Defizite für bisher vorhandene Flächen mit natürlicher Waldentwicklung konstatiert werden: (i) Die **Naturdynamik in jüngeren Beständen ist**

flächig unterrepräsentiert; das ist für Pionier- und Intermediärarten von Nachteil. (ii) **Zu viele sehr kleine Flächen** lassen keine vollständige Schlusswalddynamik zu. (iii) **Die „Mesoskala“** der großflächigen Gebiete (z.B. Nationalparke) **weicht i.d. Regel stark von natürlichen Verhältnissen insofern ab**, als dass altersklassenweise getrennte und wiederum größere Teilflächen vorherrschen; es wird lange dauern, bis aus dieser Struktur eine „Mosaikstruktur“ von Schlusswäldern wird (Abb. 1). Das wirft die Frage nach geeigneten initialen Maßnahmen des Waldumbaus auf, die diese Flächen vergleichsweise rasch in höherwertige Naturschutzflächen überführen.

Flächenvorrat der DBU-Naturerbe GmbH

Andererseits verfügt die DBU-Naturerbe GmbH bereits seit der ersten Tranche (2007) über etwa 21.000 ha Kiefernforst, von dem sich wiederum etwa 10.000 ha im Alter zwischen 40 und 80 Jahren befinden (Planungskategorie „ÜL“). Es ist deshalb nicht verwunderlich, dass bei der Naturerbe GmbH für etwa 29.000 ha Waldumbau-Maßnahmen mit dem Ziel geplant sind, diese Flächen möglichst bald aus der Nutzung zu nehmen und zu Flächen mit natürlicher Waldentwicklung umzuwidmen. Für die DBU wird dem Waldumbau mit all seinen Facetten insofern eine besondere Relevanz zuteil.

„Waldumbau“ ist in den letzten 2(-3) Jahrzehnten in Mitteleuropa intensiv erforscht worden. Es lässt sich zeigen, dass es sich hierbei fast ausschließlich um Vorhaben handelt, die darauf ausgerichtet sind, Wälder im Sinne des integrierten Waldbaues anschließend weiter zu bewirtschaften. Das völlige Einstellen aller Bewirtschaftungsmaßnahmen wird dabei in der Regel ebenso wenig verfolgt, wie eine Umwandlung zu Wildnis. Dennoch wird von „Renaturierung“ gesprochen, weil einzelne Aspekte – insbesondere die Baumarten der potenziell natürlichen Vegetation – des Naturwaldes berücksichtigt werden.

Waldumbau ist als menschliche Handlung zielorientiert; Aspekte der Wirtschaftlichkeit sind dabei wichtig. Die Erwartungen an den Waldumbau sind hoch, und der Mitteleinsatz wird in jedem Fall einer kritischen Bewertung standhalten müssen. Die Herausforderung, Waldflächen - als bisher kultiviertes Land - in Wildnis nicht nur zurückzuführen, sondern eben dieses über die Wiedereinführung natürlicher Prozesse zu erreichen, ist ambitioniert und die methodischen Details zur Erreichung dieses Zieles sind keineswegs geklärt. Es gibt derzeit so gut wie keine systematischen Untersuchungen, die die hier neu aufgeworfenen Fragen beantworten könnten. Ein „klassischer“ Waldumbau, wie er innerhalb des Wirtschaftswaldes („integrierte Renaturierung“) landesweit und großflächig praktiziert wird, unterscheidet sich in der Zielsetzung erheblich im Vergleich zum „Waldumbau zu Wildnis“. Die folgende kurze Liste mag einen ersten Eindruck der Ziele vermitteln, die hier verfolgt werden, für deren Zielerreichung aber noch vielfach Wege gesucht werden müssen:

- **„Old-Growthness“:**
Anreicherung von Totholz, Erhöhung des Anteils von Bäumen größter Dimension, Bäume mit Verletzungen, Bäume mit besonderen Kronen- oder Stammformen
- **„Komplexität“:**
Ungleichertrigkeit, Vollständigkeit der Stadien der Sukzession und Phasen der Fluktuation, räumliche Lagerung der Phasen (innere Randlinien), Naturnähe des Störungsregimes

Das einzig bisher bekannt gewordenen „Verfahren“, mit denen Wälder in der Praxis zu Wildnis überführt werden, ist die sofortige Einstellung jeglicher Maßnahmen im Sinne eines „Prozess-

schutzes“. Ergänzend sind u.U. leichte Abwandlungen von Verfahren des integrierten Waldumbaus denkbar. Beides lässt sich in den Wald-Nationalparks Deutschlands beobachten, in denen in den Kernzonen „Natur Natur sein kann“ und in den Entwicklungsbereichen entweder als einzige Maßnahme „ungleichmäßig aufgelichtet“ (NAT.PARK MÜRITZ, Jahresbericht 2011) wird oder „Eingriffe in Fichtenforsten zur Erhöhung der Strukturvielfalt, ...und zur Vorbereitung für Laubbaumpflanzungen“ (NAT.PARK HARZ, Jahresbericht 2013) erfolgen. Die strukturierenden Eingriffe sind dabei Eingriffe auf Bestandesebene und lassen die Mesoskala bisher weitgehend außer Betracht.

Für experimentelle Forschung in größerem Umfang ist in den Nationalparks kein Raum; erstens stehen in den Kernzonen rechtliche Beschränkungen entgegen und zweitens werden die Nationalparkflächen allgemein als aus Naturschutz-Perspektive so hochwertig angesehen, dass Eingriffe in die Wälder möglichst konsequent vermieden werden sollen.

Die Flächen der DBU-Naturerbe GmbH eröffnen Freiraum für Forschung, die sich mit dem bisher weitgehend unbearbeiteten Thema des „Waldumbaus zu Wildnis“ befasst. Dieses Thema ist relevant, weil an dem NBS-Ziel von 5% noch 200.000 ha fehlen, die kaum noch zusätzlich in naturnahen Wäldern gewonnen werden können. Darüber hinaus gelänge eine völlig neue Perspektive auf das Thema Renaturierung, wenn aus Kiefernforsten durch einmalige Initialmaßnahmen in kurzer Zeit attraktive Wildnisgebiete werden würden.

Auf diese Weise könnten Beispielflächen geschaffen werden, die auch für andere Flächeneigentümer interessant wären. Die Konflikte zwischen Naturschutz und Forstwirtschaft würden entschärft, weil bei der Festlegung für oder wider von NBS-Flächen erheblich mehr Flexibilität gegeben wäre.

2 Stand der Forschung

2.1 Waldrenaturierungsforschung

Während in der forstlichen Praxis eine Vielzahl an Waldbehandlungskonzepten geeignet ist, Naturnähe zu sichern (GAYER 1886, MÖLLER 1922, SCHÜTZ 1999), erlangte das spezifische Forschungsfeld der Waldrenaturierung vergleichsweise spät Bedeutung (MIAO et al. 2009). Mit Blick auf die veränderten gesellschaftlichen Ansprüche an Waldökosysteme (MEA 2005, GÓMEZ-BAGGETHUN et al. 2010, TEEB 2010) und die Bedeutung von Wäldern im Rahmen des Klimaschutzes (HOBBS 2012) erhält die naturnahe Waldbehandlung einen noch größeren Stellenwert. Die ursprüngliche Theorie, wonach Waldökosystemleistungen als selbstverständliches Beiprodukt forstwirtschaftlicher Holznutzung anzusehen seien (DIETERICH 1953), konnte angesichts spezifischer, finanziell und personell aufwändiger Schutz- und Renaturierungskonzepte nicht aufrecht erhalten werden (DE GROOT et al. 2002, LINDENMAYER & FRANKLIN 2003). Einige klassische Waldbehandlungskonzepte mit forstwirtschaftlichem Hintergrund haben nachweislich über Jahrzehnte zur strukturellen Verarmung der Waldökosysteme (z.B. Mangel an Totholzhabitaten oder „Herauspflegen“ von Mischbaumarten) und einer daraus resultierenden systematischen Verarmung an Flora und Fauna beigetragen (ÖSTLUND et al. 1997).

Der Begriff der **Renaturierung** wird für Waldökosysteme ebenso vielgestaltig belegt wie der Begriff der **Naturnähe** (BRÜMELIS et al. 2011). Nach ZERBE & WIEGLEB (2009, S. 4) umfasst Renaturierung das „Erreichen eines naturnäheren Zustandes, d.h. eines Zustandes geringerer Nutzungs- bzw. Eingriffsintensität. Bei Aufhören der Nutzung ist dies verbunden mit dem Zulassen der natürlichen Sukzession [...]“. Viele Renaturierungsmaßnahmen überführen das jeweilige Ökosystem jedoch nicht

unmittelbar in einen naturnäheren Zustand, sondern stellen vergleichsweise kurzfristig einen definierten Zielzustand her, der z.B. der Ansiedlung einzelner Arten oder Artengruppen dient (z.B. Luchs (*Lynx lynx*) in Europa, TRINZEN 2011; Fleckenkauz (*Strix occidentalis*) in Amerika, NOON & MCKELVEY 1996, PETERSON & MAGUIRE 2005). Die Bezeichnung Naturnähe orientiert sich primär an der historischen und/oder gegenwärtigen anthropogenen Einflussnahme auf das Ökosystem (PARVIAINEN 2005, VAN ANDEL & ARONSON 2012). Nach BRADSHAW (2002) wird „natürlich“ mit „ursprünglich“ gleichgesetzt. MUCINA (2009) betont die auftretenden Schwierigkeiten bei der Festlegung einer einheitlichen Definition von Naturnähe.

Die nachfolgende Grafik (Abb. 2) verdeutlicht bereits, dass absolut unbeeinflusste Ökosysteme, d. h. Ur- und Primärwälder in diesem Sinne im europäischen Raum nur sehr selten oder gar nicht mehr vorhanden sind. Es können jedoch Abstufungen hinsichtlich der Intensität der menschlichen Einflussnahme (Hemerobiegrad) auf das Ökosystem unterschieden werden, deren Übergänge allerdings fließend sind.

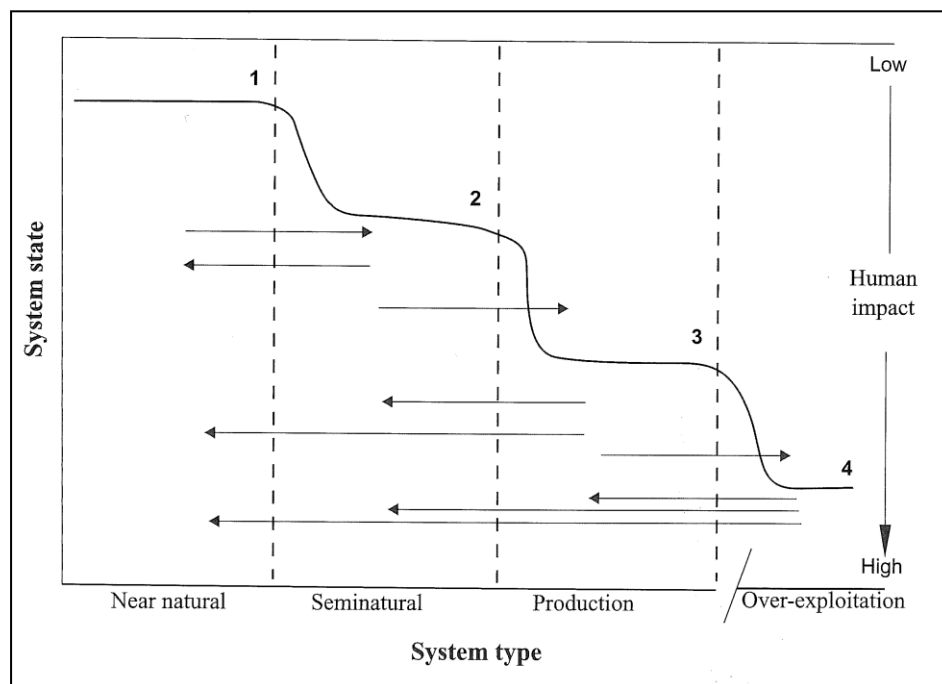


Abb. 2.

Schamatische Darstellung der Ökosystemveränderung (aus: VAN ANDEL & ARONSON 2012, S.6)

Für die Renaturierung von Waldökosystemen gilt daher häufig, dass viele Renaturierungsmaßnahmen meist ausschließlich auf die Herstellung oder den Erhalt eines bestimmten Waldzustandes innerhalb der Sukzessionsabfolge ausgerichtet sind. Dieser „konstruierte“ Waldzustand ist i.d.R. durch Strukturen und Strukturelemente charakterisiert, die für ausgewählte Ziel- oder Schlüsselarten als besonders vorteilhaft gelten. Die *Society for Ecological Restoration* (SER 2004) fasst den Begriff der **Ökosystemrenaturierung** als „the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed“ (S. 3) zusammen.

Anhand der angeführten Definitionen wird bereits ersichtlich, wie weit die aktuellen Begriffe in ihrer Bedeutung und folglich auch in ihrer Anwendung gefasst werden. Als besonders problematisch für

die Formulierung einheitlicher Renaturierungsziele für Waldökosysteme erweisen sich folgende Punkte:

- Waldökosysteme sind stark durch **standörtliche Gegebenheiten** geprägt, die sich wiederum aus einer Kaskade an räumlich relevanten Einflussfaktoren (global, regional, lokal) zusammensetzen.
- Der aktuelle Zustand (z.B. Struktur und Artenzusammensetzung) von Waldökosystemen ist nicht statisch, sondern stets sukzessionalen Prozessen unterworfen. Die Dauer eines Systemzustands (z.B. Klimax-Stadium) hängt nicht nur von zustandsspezifischen Eigenschaften (Baumarten- und Altersstruktur) sondern auch erheblich vom Störungsregime und äußeren Einflussfaktoren ab.
- Aufgrund der außerordentlichen **Komplexität von Waldökosystemen** (= komplexe Prozesse, Interaktionen, Strukturen, räumliche und zeitliche Skalen) wirken Renaturierungsmaßnahmen meist nur auf einige Teilaspekte, und oft können die Folgen für unterschiedliche Systemkomponenten nie vollständig offengelegt werden.
- Die Formulierung eines konkreten **Zielzustands**, der mehr oder weniger dem Bild von Naturnähe gerecht wird, ist sehr stark von den **gewählten Referenzsystemen** abhängig (siehe Folgeabschnitt 1.2). Die Eignung dieser historisch begründeten Referenzsysteme wird angesichts der Herausforderungen des Klimawandels gegenwärtig besonders kritisch diskutiert.
- Die Renaturierungsforschung (Fachbezeichnung nach ZERBE & WIEGLEB 2009) Renaturierungsökologie) weist auf dem Gebiet der Waldökosystemforschung besonders große Defizite hinsichtlich einer komplexen Aussagefähigkeit zum jeweiligen System auf, da das **Zusammenspiel von Fachspezialisten und Generalisten** auf gleicher Fläche in den seltensten Fällen koordiniert und finanziert werden kann (SIMILÄ & JUNNINEN 2012). Das tatsächliche Zusammenspiel unterschiedlicher Akteure und Teilziele führt zwangsläufig zu **Zielkonflikten**, deren Auflösung nicht sicher ist.
- Die grundsätzlich **sehr hohe gesellschaftliche und politische Einflussnahme** auf die Waldbehandlung und folglich auch auf die Waldrenaturierung erzeugt ein vielgestaltiges Spektrum an politischen, sozialen, kulturellen und ökonomischen Abhängigkeiten und Ansprüchen. Das Herstellen von Naturnähe, Wildnis oder Schutzzonen erweist sich dabei lediglich als ein Teilaspekt vieler Handlungsoptionen.

Die Betrachtung bisheriger, entsprechend dokumentierter Waldrenaturierungsprojekte zeigt, dass weltweit zahlreiche Bestrebungen zur Etablierung unterschiedlichster Renaturierungsmaßnahmen bestehen. Die Kontinuität dieser Maßnahmen bzw. deren fortlaufende Dokumentation wird jedoch, trotz des stetigen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinns, vorrangig durch politische und finanzielle Rahmenbedingungen bestimmt. Für jeden Kontinent ergeben sich deshalb besonders intensive Forschungsperioden, in denen es zur großflächigen Etablierung unterschiedlicher Versuchsanlagen bzw. der Ausweisung von Untersuchungsgebieten zur Waldökosystemforschung und Waldrenaturierungsforschung kam.

In den **USA** beispielsweise ist großflächige Waldrenaturierungsforschung vorwiegend auf das natürliche Verbreitungsareal der Kiefernwälder konzentriert, die über ein gezieltes Feuermanagement in einen naturnäheren Zustand überführt werden sollen (FRIEDERICI 2003, LARSON & CHURCHILL 2012). Eine größere Naturnähe definiert sich in diesen Systemen über die Etablierung nachgewiesener ursprünglicher Waldstrukturen (Abb. 3), die vor allem durch einen mosaikartigen Wechsel charakterisiert sind und somit Chancen für die Etablierung einer besonders diversen Bodenvegetation in den Offenlandbereichen eröffnen (MOORE et al. 1999, GRIFFIS 2001, ABELLA 2004), aber auch eine große Habitatvielfalt für Insekten, Kleinsäuger und Vogelarten bieten (CHAMBERS 2002,

WALTZ & COVINGTON 2004, NYOKA 2010, LOBERGER et al. 2011). In den 90er Jahren wurden in den USA zahlreiche großflächig angelegte Forschungsprojekte gefördert, deren Hintergründe jedoch von der Habitatgestaltung (AUBRY et al. 2009, APOSTOL & SHLISKY 2012) bis zur Erprobung naturnäherer Waldbewirtschaftungskonzepte (JOHNSTON et al. 2008) reichten (siehe Abschnitt 2).



Abb. 3.

Gesteigerte Diversität in Flora und Fauna nach spezifischen Renaturierungsmaßnahmen auf *Pinus ponderosa* Flächen um Flagstaff/ Arizona (Fotos: HUTH; HAGEMANN 2012)

Die Förderung und Dokumentation naturnaher Waldbehandlungskonzepte im Sinne eines integrativen Renaturierungsansatzes, der als Gegenstück einer ausschließlich auf die Holzproduktion ausgerichteten Waldbewirtschaftung gilt, wird zunehmend auch in **Skandinavien** verfolgt. Hier wurden mit der Jahrtausendwende verschiedene, großflächig angelegte Waldrenaturierungsprojekte etabliert, die neben der Initialisierung des natürlichen Feuerregimes (ERIKSSON et al. 2013) und den daraus resultierenden Sukzessionsprozessen insbesondere auch weitere spezifische Renaturierungsmaßnahmen berücksichtigen, die auf kleinster räumlicher Ebene (z.B. Einzelbaum) wirken (FRIES et al. 1997, ESSEEN et al. 1997, WORKING GROUP ... 2000, KUULUVAINEN et al. 2002, SIMILÄ & JUNNINEN 2012). Erste qualitative Studien zum Renaturierungspotenzial unterschiedlich genutzter Waldtypen haben für das skandinavische Untersuchungsgebiet gezeigt, dass mehr als 60% der borealen Wälder in die Kategorie geringer ökologischer Wertigkeit einzuordnen sind (NORDLIND & ÖSTLUND 2003). Im vorgelegten Abschlussbericht der sog. „*Working group on the need for forest protection [...]*“ aus dem Jahr 2000 werden vier Maßnahmenblöcke und Zielsetzungen abgeleitet, die sich wie folgt zusammenfassen lassen: (1) Zusätzlicher Schutz besonders unterrepräsentierter Waldtypen, (2) Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen für Schutzgebiete und Wirtschaftswälder, (3) Bildung großer Schutzgebietsnetzwerke und (4) Verbesserung diversitätsorientierter waldbaulicher Maßnahmen innerhalb des forstlichen Managements (Abb. 4).



Abb. 4.

Blick auf ein typisches Habitatmosaik in der mittleren Borealen Zone Südfinnlands
(aus: Kuuluvainen et al. 2002)

Wenngleich die Baumartenvielfalt aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten in **Mitteleuropa** ein vergleichsweise größeres Spektrum an natürlichen Waldökosystemen als in Skandinavien eröffnet, stellt sich die Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen für Waldökosysteme in ähnlicher Weise dar. Die ersten Bestrebungen zur eigenständigen und systematischen wissenschaftlichen Bearbeitung waldökologischer Renaturierungskonzepte waren auch in Mitteleuropa unmittelbar mit Naturschutzzielen und Schutzgebietsausweisungen verbunden (BRANG 2001, ANGELSTAM 2009). Im Gegensatz dazu erlangte die Übertragung möglicher Renaturierungskonzepte auf Flächen des Wirtschaftswaldes erst zu Beginn der 90er Jahre an Bedeutung (ZERBE & WIEGLEB 2009). Diese Entwicklung hat dazu geführt, dass die Diskussion über mögliche Konzepte zur „Segregation“ oder „Integration“ spezifischer Schutz- aber auch Renaturierungsmaßnahmen bis heute andauert (BOLLMANN et al. 2009, MEYER et al. 2009). Die Umsetzung von Waldrenaturierungsmaßnahmen gelingt für beide Ansätze in den dicht besiedelten und durch verkehrsbedingte Flächenzerschneidungen geprägten mitteleuropäischen Wäldern nur unzureichend. Daher wird gegenwärtig über neue Strategien nachgedacht, die eine Kombination beider Konzepte ermöglichen oder noch stärker an die spezifischen Rahmenbedingungen angepasst werden können (MCCOMB 2007, MEYER et al. 2009). Ein Ignorieren von Renaturierungszielen innerhalb der Wirtschaftswälder ist angesichts gesellschaftspolitischer und rechtlicher Vorgaben in Mitteleuropa kein gangbarer Weg, deshalb werden zukünftige Renaturierungsansätze immer auch integrative Ziele berücksichtigen müssen. Die Entwicklung praxisrelevanter Renaturierungsmaßnahmen erfordert den intensiven Austausch zwischen Ökologen und dem forstlichen Management, beispielsweise um zu prüfen, welche Maßnahmen bereits über naturnahe Waldbehandlungskonzepte umgesetzt werden. FISCHER & FISCHER (2012) weisen in diesem Zusammenhang auf die Notwendigkeit hin, wichtige Maßnahmen und

Begrifflichkeiten auch in ihrer Verwendung durch europäische Akteure auf ihre Bedeutung für das Waldökosystem hin zu prüfen (z.B. „reclamation“ and „afforestation“).

Aufforstungen (Wiederaufforstungen) zuvor bestockter Waldflächen, die durch unterschiedlichste anthropogene oder natürliche Störungen verursacht sein können, sind für den europäischen Raum bereits seit dem 17. Jahrhundert nachweisbar (VON CARLOWITZ 1713). Seither wurden weltweit unterschiedlichste Verjüngungstechniken unter wissenschaftlicher Begleitung entwickelt, um künstlich Baumarten auf Freiflächen oder in Waldbestände einzubringen (WIEDEMANN 1926, SPERBER 1968, NYLAND 2002, RÖHRIG et al. 2006). Eine stärkere Vereinbarkeit von rein forstwirtschaftlichen Maßnahmen und Ansprüchen an die Naturnähe von Wäldern erfolgte u.a. durch den Ansatz des sog. Waldumbaus, der seit den 80er Jahren in ganz Europa betrieben wird (NEBE 1995, LEDER 1997, WICKEL et al. 1998, LEDER et al. 2003, VON TEUFFEL et al. 2005, FRITZ 2006, ELMER 2009). Der **Waldumbau** diente nicht mehr ausschließlich dem Erhalt relevanter Wirtschaftsbaumarten in Waldbeständen, sondern orientierte sich grundsätzlich an der natürlichen Baumartenzusammensetzung unter Berücksichtigung ökosystemrelevanter Bestandesstrukturen (PAQUETTE et al. 2006, BIRKEDAL et al. 2010, LÖF et al. 2012). Zukünftige Risiken, die zu einem Verlust von Waldbeständen führen könnten, sollen durch den unmittelbaren Baumartenwechsel minimiert werden. Die zunehmende Relevanz der wissenschaftlichen Dokumentation dieser Waldumbaumaßnahmen zeigt sich gegenwärtig, u. a. in den veränderten Kunstverjüngungstechniken, die einen stetig steigenden Anteil von Saatflächen verzeichnen (AMMER et al. 2002). Mit Blick auf Renaturierung überzeugt die Saat vor allem durch die vergleichsweise große Nähe zum natürlichen Verjüngungsprozess (JOHNSON & KRINARD 1985, BULLARD et al. 1992, PREUSHLER et al. 1994, MADSEN & LÖF 2005, HAMM et al., im Druck). Ein weiterer Forschungsschwerpunkt der europäischen Waldrenaturierung befasst sich seit der Jahrtausendwende mit Fragen natürlicher Bestandesstrukturen (z.B. Kronendachlücken, Totholz, Bestandesränder, Mischbaumarten etc.) und der daraus resultierenden Artenvielfalt von Flora und Fauna (BOLLMANN et al. 2009). Aus dieser Forschung ergeben sich beispielsweise umfangreiche Handlungsanweisungen zum Umgang mit Totholz in Wäldern und Vorschläge zur Schaffung von Habitaten für Schlüssel-, aber auch Schirmarten (BRANG et al. 2008, FFH Richtlinien - Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992).

Alle bisher vorgestellten Waldrenaturierungsansätze setzen gemäß der SER Definition (2004) an einem Degradations- bzw. Schädigungsgrad der Ökosysteme an, was in den meisten Fällen als Ausgangspunkt zumindest ein Waldökosystem zugrunde legt. Diese Renaturierungsstrategien und Maßnahmen (vgl. Abschnitt 1.3) beziehen deshalb immer bereits vorhandene Ökosystemkomponenten (Baumarten, Verjüngungspotenzial, Bestandesstrukturen) in die weitere Planung ein. Sie enthalten nur in begründeten Ausnahmefällen eine abrupte Rückführung des vorhandenen Waldökosystems in früheste Sukzessionsstadien, wie z.B. die komplette Entnahme des vorhandenen Bestandesgefüges. Extremere Beispiele für Renaturierungsmaßnahmen, die den großflächigen Erhalt von bereits stark degradierten Waldgebieten gewährleisten sollen oder mit deren Hilfe nach jahrzehntelanger Agrar- oder Weidenutzung wieder Wald entstehen soll, finden sich u.a. in Gebieten der **Tropen Südamerikas, Asiens** und **Afrikas** (GRADWOHL & GREENBERG 2013). ASNER et al. (2009) beziffern die Vernichtung der feuchten tropischen Regenwälder innerhalb weniger Jahrzehnte auf etwa 50 %. Nach LAMB et al. (2005) umfasst die tatsächliche Zerstörung tropischer Wälder etwa 350 Millionen Hektar, während weitere 500 Millionen Hektar stark geschädigt sind. Die Gründe für die Waldvernichtung sind vielfältig und z. T. durch überregionale, wirtschaftspolitische Einflussnahme bestimmt (BARR & SAYER 2012). Auch in diesen Gebieten, die besonders stark von der Zerstörung

wertvoller und hochkomplexer Waldökosysteme betroffenen sind, verdichten sich die Bestrebungen zur Entwicklung von Renaturierungsmaßnahmen und die Bemühungen zur wissenschaftlichen Dokumentation der Renaturierungserfolge (HOLL 2013). Als grundsätzliche Strategien zur Renaturierung gelten auch in tropischen Wäldern: a) die Vernetzung noch vorhandener Reliktvorkommen ursprünglicher Waldgebiete, b) die Verbesserung der landwirtschaftlichen Produktivität auf geeigneten Standorten, um Waldflächen zu entlasten, und c) die Überführung jener Waldflächen, die mit Monokulturen (z.B. *Pinus*, *Eucalyptus*, *Acacia*) aufgeforstet wurden, in naturnähere Waldökosysteme (LAMB et al. 2005). Die Tragweite großflächiger Waldvernichtung in diesen Regionen macht sich nicht nur am globalen CO₂-Haushalt fest, sondern vor allem am Verlust wichtiger Ökosystemdienstleistungen, die als Grundlage für die menschliche Existenz in diesen Gebieten anzusehen sind (z.B. Trinkwasser, Energie, Bodenschutz, Nahrung) und deren Bereitstellung erst durch diese Wälder garantiert wird (BÖRNER & VOSTI 2013).

Als besonders problematisch für die Weiterentwicklung möglicher Renaturierungsstrategien in den Tropen erweisen sich die unzureichenden Kenntnisse bezüglich ökosystemarer Prozesse und funktionaler Artengruppen. Gleiches gilt für die wissenschaftliche Beschreibung und Einordnung aller Arten innerhalb tropischer Wälder, aber auch für die fehlende Replikation von Untersuchungsflächen bzw. Versuchsanlagen (ZAHAWI & AUGSPURGER 2006). Die künstliche Einbringung der ursprünglichen Baumarten wird gegenwärtig auf kleineren Teilarealen ebenso erprobt wie die Förderung der natürlichen Verjüngung, die sich ausgehend von den Urwaldinseln auf degradierten Flächen etabliert (ZAHAWI & AUGSPURGER 2006). Dabei ist das Arteninventar der verbliebenen Baumgruppen von entscheidender Bedeutung, um beispielsweise die Attraktivität für potenzielle Vektoren (Zoochorie) zu erhöhen (WUNDERLE 1999, HOLBROOK et al. 2002). Renaturierungsmaßnahmen dürfen sich folglich nicht nur auf die Wiederbewaldung beschränken, sondern auch den Schutz und die Förderung bestehender Baumgruppen einbeziehen.

Besondere Rahmenbedingungen hinsichtlich der Waldrenaturierung sind beispielsweise in **China** zu verzeichnen, da sich die Landesfläche über sechs Waldzonen (kalte, temperate Nadelwaldzone bis zur alpinen Zone Tibets) erstreckt (HOU 2001). Daraus resultiert eine enorme Vielgestaltigkeit möglicher Renaturierungsmaßnahmen, die seit Ende des 20ten Jahrhunderts entwickelt wurden (REN et al. 2012). Anthropogene Störungen wie Übernutzung, Plantagenwirtschaft und die Entwicklung der sog. Bio-Industrie haben auch in China zu großflächiger Entwaldung und zur Verarmung von Waldökosystemen geführt (YIN 2009). Zusätzlich treten häufig großflächige natürliche Störungen, wie Brände, Überflutungen, Stürme, Lawinen und Erdbeben auf. Generelle Renaturierungsmethoden in China sind die Förderung und Etablierung frühsukzessionaler Baumarten auf den gänzlich entwaldeten Extremstandorten und die Pflanzung von Mischbaumarten in artenarmen Wirtschaftswäldern (REN et al. 2012). Als spezifisches Verfahren zur Waldrenaturierung von Extremstandorten werden u.a. Hilfs- und Schutzpflanzen eingebracht, um nachfolgend die Etablierung von Baumarten zu ermöglichen (YANG et al. 2009). Politisch geförderte Renaturierungsprogramme (z.B. NFPP Natural Forest Protection Program; Farm to Forest Program) spiegeln wider, dass in den letzten Jahren der Grundsatz *„Research in forest restoration and management is (...) recognized as essential for sustainable forest development in China“* zunehmend an Bedeutung gewinnt (ZHANG et al. 2000).

Trotz aufwendiger Maßnahmen und komplexer Konzepte werden die gesetzten Renaturierungsziele nicht immer erreicht, sodass eine Modifikation oder Ausweitung der Maßnahmen erforderlich werden kann. Die Bewertung des Renaturierungserfolgs gestaltet sich oft als besonders schwierig, da theoretisch für nahezu alle Ökosystemkomponenten vor der Maßnahmenimplementierung geeignete

Messgrößen und Indikatoren definiert werden müssten (vgl. Abschnitt 3.4). Nach SER (2004) ergeben sich neun Parameter, mit deren Hilfe der Renaturierungserfolg evaluiert werden kann. Dazu gehören

- (1) die Artenzusammensetzung,
- (2) die Präsenz einheimischer Arten,
- (3) die Präsenz funktionaler Gruppen als Grundlage für die Kontinuität des Ökosystems,
- (4) die durch Umweltbedingungen innerhalb des Ökosystems gewährleistete Reproduktionsfähigkeit der Populationen,
- (5) eine dem Entwicklungszustand des Ökosystems entsprechende Funktionalität,
- (6) die funktionale Integration des Ökosystems in übergeordnete räumliche Einheiten (z.B. auf der Landschaftsebene),
- (7) die Eindämmung äußerer Risikofaktoren bzw. negativer Einflussfaktoren,
- (8) die Resilienz des Ökosystems gegenüber normalen, periodischen Stressfaktoren,
- (9) eine dem Referenzsystem ähnliche Fähigkeit des Ökosystems zum vergleichbaren Selbsterhalt.

Zudem entfalten viele Renaturierungsmaßnahmen ihren messbaren Erfolg erst nach einem vergleichsweise langen Wirkungszeitraum, da beispielsweise die natürliche Ein- und Rückwanderung von Arten- und Artengruppen und deren erfolgreiche Ansiedlung meist mehrere Jahre oder Jahrzehnte in Anspruch nimmt (DZWONKO 2001). Aus den genannten Zielsetzungen zur Renaturierung von Wäldern, die vorrangig durch lokale Gegebenheiten und gesellschaftliche Ansprüche geprägt sind, ergeben sich Herausforderungen für eine praktische Umsetzung, für deren Bewältigung ökologisch fundierte, wissenschaftlich Grundlagen benötigt werden.

Folgende **Kernpunkte zum Stand der begleitenden Waldrenaturierungsforschung** lassen sich aus den vorgestellten Publikationen entnehmen:

- Die Renaturierungsforschung ist ein Bindeglied zwischen der praktischen Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen und der Erprobung neuer Verfahren. Sie profitiert einerseits von den Ergebnissen der Praxis, um daraus neue Forschungsansätze und -fragen abzuleiten, und prüft andererseits empirische Einzelergebnisse, um diese ggf. in ökologisch fundierten Gesetzmäßigkeiten von übergeordneter Gültigkeit zusammenzufassen.
- Renaturierungsforschung in komplexen Waldökosystemen bedarf eines kontinuierlichen Zusammenwirkens sowohl hoch spezialisierter Fachdisziplinen der ökologischen Forschung (z.B. Vegetationskunde, Zoologie, Genetik), als auch jener Disziplinen, die zu einer übergeordneten Betrachtung befähigt sind (z.B. Systemanalyse, Waldbau), um das gesamtheitliche Zusammenwirken der ökologischen Teilprozesse beurteilen und analysieren zu können.
- Alle Teildisziplinen der Waldrenaturierungsforschung streben nach einer stetigen methodischen Weiterentwicklung, um die Qualität ihrer Messungen (Technik), Analysen (Indikatoren, Statistik) und daraus abgeleiteten Prognosen (Modellierung) zu verbessern. Dabei berücksichtigen sie die spezifischen Charakteristika von Waldökosystemen (z.B. hohe strukturelle Komplexität).
- Die prozessorientierte Waldrenaturierungsforschung stellt einen der bedeutendsten Forschungsschwerpunkte dar, um die innere und nach außen wirksame Dynamik des Waldökosystems abbilden zu können.
- Waldrenaturierungsforschung orientiert sich im Wesentlichen an den drei zeitlichen Ankerpunkten: (1) den historischen Informationen zum ursprünglichen Aufbau des Waldökosystems,

(2) der Erfassung des aktuellen Waldzustands und (3) der Ableitung zukünftiger Waldentwicklungsszenarien.

- Die Dokumentation räumlicher Vernetzung und das Erfassen unterschiedlichster Interaktionen zwischen Wäldern und angrenzenden Ökosystemen (z.B. Gewässer, Offenland) oder urbanen Flächen ist ein wichtiger Bestandteil der Waldrenaturierungsforschung. Dies gilt auch für die Einbeziehung unterschiedlicher räumlicher Ebenen, um Renaturierungseffekte sichtbar machen und Defizite offenlegen zu können.
- Waldrenaturierungsforschung wird stark durch gesellschaftspolitische Entscheidungen beeinflusst. Deshalb ist eine kontinuierliche und transparente Öffentlichkeitsarbeit mit adäquater personeller und institutioneller Vernetzung notwendig, damit die Akteure der Waldrenaturierungsforschung in entsprechende gesellschaftliche Entscheidungsprozesse integriert werden. Zudem ist sicherzustellen, dass sich weder Renaturierungsforschung noch die spätere Umsetzung in Partikularinteressen erschöpft.

2.2 Referenzsystem(e) und Waldentwicklungsszenarien in Kiefernwäldern

Die Vorstellungen zur Renaturierung von stark anthropogen überprägten Wirtschaftswäldern (Monokulturen, Plantagen), die primär durch Kiefernarten dominiert sind, unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher (i) Zielformulierungen, (ii) Ausgangsbedingungen und (iii) Referenzsysteme oft erheblich. Abschnitt 1.1 hat bereits gezeigt, dass die angewendeten Waldrenaturierungsansätze in ihrer räumlichen und zeitlichen Dimension grundsätzlich sehr variabel sind und nicht zuletzt von den konkreten **Zielformulierungen** der Flächeneigentümer und den finanziellen Rahmenbedingungen abhängen (SCHULTZ et al. 2012). Hinsichtlich der Renaturierung von stark anthropogen überprägten kieferndominierten Wirtschaftswäldern beziehen sich die Zielformulierungen auf:

- eine **Annäherung an die Strukturvielfalt natürlicher Systeme** (Orientierung an Altersverteilungen, Störungsregime, Imitieren räumlicher Muster als Folge unterschiedlicher Sukzessions- und Entwicklungsstadien)
- die Etablierung konkreter **Zielarten bzw. Artengruppen mit spezifischer Funktion** in den natürlichen Systemen (z.B. Schirm- und/oder Schlüsselarten)
- die **Förderung natürlicher (Teil-)Prozesse und Gewährleistung der Prozesskontinuität** (z.B. Sukzession, Mineralisierung),
- die **räumliche und zeitliche Vernetzung von Gebieten, Prozessen und Renaturierungsmaßnahmen**

Je konkreter das Zielsystem anhand der genannten und beeinflussbaren Kenngrößen (Struktur, Arten, Prozesse) beschrieben werden kann, umso spezifischere Entwicklungsszenarien und Maßnahmen können abgeleitet werden (BAKKER et al. 2000, SER 2004). In der nachfolgenden tabellarischen Übersicht sind Ausgangszustände, Zielformulierungen und Maßnahmen mit Blick auf die Renaturierung weltweiter, großflächiger Kieferngebiete unterschiedlichen Ursprungs zusammengestellt.

Tab. 1.

Untersuchungen zum natürlichen Entwicklungspotenzial (Sukzessionspotenzial) armer Standorte mit Beteiligung der Kiefer (*Pinus spec.*) und unterschiedlich starker anthropogener Beeinflussung

Gebiet (<i>Pinus spec.</i>)	Ausgangszustand [A] und Zielformulierung [Z]	Autoren
<p>Deutschland Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>)</p>	<p>A: Unterschiedlich stark anthropogen überprägte Offenland- (Heiden, Weideflächen) und Waldgesellschaften (Kiefernforste, Mischwälder) auf ärmeren Standorten</p> <p>Z: Entsprechend der regionalen potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) wird eine grundsätzliche Beteiligung der folgenden Baumarten angenommen, deren Anteile sich je nach Sukzessionsstadium, Standort und Sameneintrag unterscheiden: <i>Betula pendula</i>, <i>Pinus sylvestris</i>, <i>Quercus petraea</i>, <i>Quercus robur</i>, <i>Fagus sylvatica</i>, <i>Picea abies</i> (geringe Beteiligung von <i>Betula pubescens</i>, <i>Salix caprea</i>).</p>	<p>ANDERS et al. 2002 HEINKEN 2007, 2008 LEUSCHNER 1994 MLUV 2005 FISCHER & FISCHER 2012 ZERBE2002</p>
<p>Skandinavien Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>)</p>	<p>A: Über einen langen Zeitraum erfolgte die Ausrichtung der Bestandesbehandlung ausschließlich an Produktionszielen. Dies führte in den etablierten Kiefernreinbeständen aufgrund hoher Stammzahldichte, kurzer Rotationszeiten, Vollbaumentnahmen, schlagweiser Entnahmen (Kahlschlag) und der Reduktion des Totholzanteils zu einer deutlich verminderten Diversität. Geringe Anteile von Mischbaumarten wurden mehrheitlich belassen.</p> <p>Z: Mit der Zielformulierung die Multifunktionalität der Wälder zu gewährleisten, sind naturnahe Bewirtschaftungsstrategien in den Vordergrund gerückt. Gemäß den standörtlichen Gegebenheiten werden im borealen Teil Schwedens vier verschiedene Kiefernwaldtypen ausgeschieden, die eine Fläche von 37% umfassen. Primäre Mischbaumarten sind <i>Betula spec.</i> Grundsätzliche Renaturierungsmaßnahmen in diesen Waldtypen orientieren sich an natürlichen Prozessen und Strukturen (Feuer, Alt- und Totholz, Förderung von Mischbaumarten), die sich unmittelbar auf die Artenzusammensetzung in Flora und Fauna auswirken. Wesentlich für die Renaturierung sind ferner die Hiebsfrequenz sowie der Schutz von Habitatbäumen.</p>	<p>BRUMELIS et al. 2011 ERIKSSON et al. 2003 FRIES et al. 1997 HALLDORSSON 2012 HALME et al. 2013 KUULUVAINEN 2002 SIMILÄ & JUNNINEN 2012 VANHA-MAJAMAA et al. 2007</p>

<p>Belgien & Niederlande Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>)</p>	<p>A: In Belgien und den Niederlanden existieren etwa auf 127.000 ha bzw. 62.000 ha homogene, gleichaltrige Kiefernreinbestände, die vorrangig auf oligotrophen und sauren Sandstandorten glazialen oder äolischen Ursprungs stocken. Diese gleichaltrigen Kiefernreinbestände sind zudem Wiederaufforstungen ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen. Die ursprüngliche Waldbewirtschaftung folgte dabei ausschließlich ökonomischen Prinzipien. Die verwendeten Provenienzen von <i>P. sylvestris</i> sind vergleichsweise schlecht dokumentiert. Insbesondere die hohe Bestandesdichte in den frühen Entwicklungsstadien und die kurzen Erntezeiträume der Kiefernreinbestände führen zu einer geringen Artenvielfalt.</p> <p>Z: Die Berücksichtigung unterschiedlicher Waldfunktionen führt zur Umstellung der Bewirtschaftungsstrategien, die sich hinsichtlich der natürlichen Prozesse und Strukturen u.a. an drei synökologisch ausgeschiedenen Kiefernwaldtypen orientieren. Als langfristig zu etablierende Assoziationen werden auf den armen Sand-Standorten definiert: <i>Betulo-Quercetum roboris</i>, <i>Fago-Quercetum</i> und <i>Deschampsio-Fagetum</i>. Acht verschiedene Entwicklungsszenarien werden je nach standörtlichen Gegebenheiten, lokaler Ausgangssituation und Renaturierungsmaßnahmen prognostiziert. Als weitere Mischbaumarten werden je nach Standortpotenzial <i>Populus spec.</i>, <i>Salix spec.</i> und <i>Malus spec.</i> in das Bestandesgefüge integriert. Angestrebt wird eine Hiebsartenvielfalt, die über natürliche Verjüngungsprozesse zur strukturellen und artenbezogenen Vielfalt führen soll.</p>	<p>BISTEAU & MAHY 2005 GORIS et al. 2007 KINT 2003 KINT et al. 2004 LUST & GEUDENS 1998 LUST et al. 2000</p>
<p>Polen Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>)</p>	<p>A: Die großflächigen Kiefernreinbestände weisen teilweise starke Streuakkumulationen (Rohhumusaufgaben) auf, die in Kombination mit verdämmender Bodenvegetation Naturverjüngung erschweren.</p> <p>Z: In Anlehnung an die pnV wird in weiten Teilen eine Umwandlung der Kiefernreinbestände in Eichen-Hainbuchen-Wälder angestrebt. Durch die Einbeziehung von Naturwaldrelikten in das Renaturierungskonzept kann die Migration naturnaher Arten gefördert werden.</p>	<p>CZEREPKO 2004 DZWONKO 2001</p>
<p>Großbritannien Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>)</p>	<p>A: In den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts wurden großflächige Kiefernreinbestände etabliert.</p> <p>Z: Gemäß der „<i>National Vegetation Classification</i>“ erfolgte auch die Ausweisung natürlicher Kiefernwälder unter Beteiligung der Mischbaumarten <i>Quercus spec.</i> und <i>Betula spec.</i> Die Renaturierungsmaßnahmen in den zumeist mittelalten Kiefernreinbeständen umfassen die Förderung von Mischbaumarten, die Öffnung des geschlossenen Bestandesgefüges und die Anreicherung mit Totholz. Das initiierte Störungsregime ist an natürlichen Störungsszenarien, die durch Windwurf und Feuer verursacht sind, orientiert.</p>	<p>HARMER & KIEWITT 2005-2006 MASON 2000 THOMPSON et al. 2003</p>

<p>Spanien Monterey-Kiefer (<i>P. radiata</i>) Gemeine Kiefer (<i>P. sylvestris</i>) Aleppo-Kiefer (<i>P. halepensis</i>) Kalabrische Kiefer (<i>P. brutia</i>) See-Kiefer (<i>P. pinaster</i>)</p>	<p>A: Aufforstungsflächen mit homogenen, gleichaltrigen Kiefernplantagen sind in Spanien auf etwa 3,4 Millionen Hektar zu finden. Diese Kiefernwälder weisen zwar je nach Entwicklungsstadium und Bestandesdichte unterschiedlich hohe Artenzahlen in der Bodenvegetation auf, aber die Diversität ist geringer als in den durch Eiche oder Buche dominierten naturnahen Beständen. Charakteristische Naturwaldarten fehlen häufig, da sie durch andere Arten mit hoher Abundanz verdrängt werden. Unterschiedliche Renaturierungsszenarien ergeben sich durch das Vorkommen größerer Primärwaldfragmente oder kleinerer Inseln mit der natürlichen Baumartenzusammensetzung. In Gebieten mit geringer Wasserversorgung wirkt sich die hohe Stammzahl in jüngeren Kiefernbeständen negativ auf die Wasserverfügbarkeit für Verjüngungspflanzen und Begleitvegetation aus. Allein die Interzeptionsverluste im Kronendach liegen zwischen 15 % - 35 %.</p> <p>Z: Die Primärwälder Spaniens sind je nach standörtlichen Gegebenheiten dominiert durch Eichen (<i>Quercus robur</i>, <i>Quercus ilex</i>, <i>Quercus pyrenaica</i>) oder Buchen (<i>Fagus sylvatica</i>) mit Beteiligung von Laubbaumarten wie <i>Acer opalus</i>, <i>Betula celtiberica</i>, <i>Castanea sativa</i>, <i>Crataegus monogyna</i>, <i>Frangula alnus</i>, <i>Fraxinus excelsior</i>, <i>Sorbus aria</i>, <i>Ulmus glabra</i> oder <i>Ulmus minor</i>. Die Präsenz von Mischbaumarten in Kiefernbeständen ist sehr stark abhängig von der Präsenz der Ausbreitungsvektoren (Vogelarten). Die Effekte von Feuer als Renaturierungsmaßnahme werden kontrovers diskutiert.</p>	<p>GOMEZ-APARICIO et al. 2009 MAESTRE & CORTINA 2004 MONTES & CAÑELLAS 2003 ONAINDA & MIXTELENA 2009 ONAINDA et al. 2013 PAUSAS et al. 2004</p>
<p>Griechenland Schwarz Kiefer (<i>P. nigra</i>) Aleppo-Kiefer (<i>P. halepensis</i>)</p>	<p>A: Großflächig wirkende, intensive Feuer zerstören ganze Waldkomplexe. Daraus resultierende Erosionserscheinungen verhindern die Regeneration der Waldökosysteme. Ursache sind häufig zu starke Akkumulationen brennbaren Materials.</p> <p>Z: Der Paradigmenwechsel in der Waldbewirtschaftung führt zur deutlich erweiterten Nachfrage an „Ecosystem Services“, die über die bisherige Reinbestandswirtschaft nur unzureichend abgedeckt werden. Der Umgang mit Flächen, die durch das Feuer vernichtet wurden, ist meist unklar. Primäre Zielsetzung ist die Entwicklung von Renaturierungsstrategien und Techniken (Pflanzungen, Einsatz von Schutzpflanzen etc.), die eine schnelle Wiederbewaldung mit naturnaher Baumartenkonstellation und Struktur gewährleisten.</p>	<p>ARIANOUTSOU 2009 KAKOUIROS 2012 MOREIRA 2011 SPANOS & RAFTOYANNIS 2005 SPANOS et al. 2010</p>

<p>Kanada Amerikanische Rot-Kiefer (<i>P. resinosa</i>)</p>	<p>A: Die Plantagen mit <i>P. resinosa</i> im Süden Kanadas umfassen eine Fläche von ca. 2 Millionen Hektar.</p> <p>Z: Die Annäherung an eine natürliche Artenzusammensetzung und die Herstellung der entsprechenden Bestandesstrukturen werden über ein verändertes Durchforstungsregime erreicht, das sich am natürlichen Störungsregime orientiert. Die Einbringung der ursprünglichen Baumarten (<i>P. strobus</i>, <i>Qu. rubra</i>, <i>F. americana</i>) erfolgt durch Pflanzung und Saat.</p>	<p>BURNS & HONKALA 1990</p> <p>PARKER et al. 2001, 2008</p>
<p>USA Nord Amerika Gelb-Kiefer (<i>P. ponderosa</i>) Jeffreys Kiefer (<i>P. jeffreyi</i>) Zucker Kiefer (<i>P. lambertiana</i>)</p> <p>Mittel- und Südamerika (<i>P. echinata</i>) Weihrauch-Kiefer(<i>P. taeda</i>) Gelb-Kiefer (<i>P. ponderosa</i>) Jeffreys Kiefer (<i>P. jeffreyi</i>) Zucker Kiefer (<i>P. lambertiana</i>) Sumpf-Kiefer (<i>P. palustris</i>)</p>	<p>A: Die großflächigen Kiefernreinbestände zur Holzproduktion weisen homogene Strukturen auf und weitaus höhere Stammzahlen als unter natürlichen Bedingungen vorzufinden wären.</p> <p>Z: Allein zwischen 2004 und 2008 wurden in NW Amerika 1.1 Millionen Hektar öffentliche Kiefernwälder durch ein Feuermanagement renaturiert, das sich am natürlichen Feuerzyklus orientiert. Als ausschlaggebende Einflussgröße gilt die Struktur der Bestände, die unter natürlichen Bedingungen durch einen mosaikartigen Wechsel von (i) Offenland bzw. waldfreien Arealen, (ii) vereinzelt stark dimensionierten Altbäumen und (iii) Baumgruppen gekennzeichnet ist. Innerhalb der Baumgruppen sind sehr unterschiedliche Entwicklungsstufen auf kleinster Fläche präsent. Kleinflächige Ansammlungen brennbaren Materials wechseln mit Flächen ohne entsprechendes Material, sodass nur kleinflächige Bodenfeuer geringerer Intensität entstehen.</p> <p>A: Seit Mitte des 19. Jahrhunderts erfolgte eine sukzessive Waldentwicklung auf ehemaligen Agrarflächen, aber auch die gezielte Förderung dicht bestockter, homogener Kiefernbestände. Durch eine besonders hohe Stammzahldichte wird eine kompakte Streuauflage ausgebildet, die eine Besiedlung durch Naturverjüngung und eine artenreiche Bodenvegetation verhindert. Zudem kommt es zu einer erheblichen Akkumulation brennbaren Materials, sodass sich die Gefahr von intensiven Großfeuern zusätzlich verstärkt, was vor allem Arten schädigt, die weniger an das Feuerregime adaptiert sind.</p> <p>Z: Die Verbesserung der Ökosystemfunktion und die Erhöhung der Diversität sollen über ein Durchforstungsregime erfolgen, das sich am natürlichen Störungsregime orientiert. Im günstigsten Fall erfolgt ab einem Alter von 70-100 Jahren die natürliche Ablösung kiefern-dominierten Wälder durch ungleichaltrige Laubmischwälder (<i>Quercus spec.</i>, <i>Carya spec.</i>, <i>Prunus spec.</i>). Durch die Annäherung an den natürlichen Feuerzyklus wird auch die Naturverjüngung der Mischbaumarten gefördert.</p>	<p>CHRISTENSEN & PEET 1984</p> <p>FOX et al. 2007</p> <p>FRIEDERICI (ed.) 2003</p> <p>LARSON & CHURCHILL 2012</p> <p>MEYER 2009</p> <p>ROSSI et al. 2011</p>

<p>China Korea-Kiefer (<i>P. koraiensis</i>) Chinesische Kiefer (<i>P. tabulaeformis</i>) Davids-Kiefer (<i>P. armandi</i>)</p>	<p>Z: Die Wiederaufforstungsprogramme in China nehmen weltweit die größte Fläche ein. Auf großflächigen Brachen und ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen wurden Mitte der 50er Jahre des letzten Jahrhunderts Reinbestände mit <i>P. koraiensis</i> und <i>P. tabulaeformis</i> etabliert. Diese Reinbestände sind charakterisiert durch große Homogenität und geringere Diversität.</p> <p>A: China umfasst sechs verschiedene Waldklimazonen. In den drei Waldzonen mit temperatem Klima dominieren unter natürlichen Bedingungen u.a. <i>Larix gmelinii</i>, <i>Pinus koraiensis</i>, <i>Betula platyphylla</i> und <i>Quercus spec.</i> Die Renaturierung der Kiefernreinbestände erfolgt einerseits durch die natürliche Einwanderung spätsukzessionaler Laubbaumarten aus den Primärwaldrefugien und naturnahen Sekundärwäldern. Andererseits werden ökologische Prozesse imitiert (z.B. Entstehung von Totholz, Sameneintrag) und natürliche Strukturen geschaffen, um den eigentlichen Renaturierungsprozess zu beschleunigen.</p>	<p>CHEN et al. 2003 LIU et al. 2012 REN et al. 2011 YANG et al. 2010, 2011 ZHANG et al. 2010</p>
<p>Australien & Neuseeland Monterey-Kiefer (<i>P. radiata</i>)</p>	<p>A: Der großflächige Anbau nichtheimischer Kiefern- und Eukalyptusarten führt zu deutlichen Veränderungen in der floristischen und faunistischen Artenausstattung. In den Kiefernplantagen fehlen insbesondere Kennarten von Naturwäldern.</p> <p>Z: Die Renaturierungsmaßnahmen streben eine großräumige, mosaikartige Vernetzung von Naturwäldern an, sodass die Einwanderung von Arten in die Plantagen leichter möglich ist. Als wesentliche Einflussgrößen auf das Arteninventar von Kiefernplantagen gelten das Bestandesalter und der Kronenschlussgrad. Ältere Kiefernbestände weisen demzufolge ein größeres Renaturierungspotenzial auf.</p>	<p>BROCKERHOFF et al. 2003 LANGER et al. 2008 LINDENMAYER & HOBBS 2007 MAHER 2009</p>

Obwohl alle Studien und Versuchsanstellungen in Tabelle 1 auf die Renaturierung in unterschiedlichen Regionen beziehen, finden sich in ihren konkreten Zielformulierungen und den initiierten Renaturierungsmaßnahmen gewisse Gemeinsamkeiten. Ein entscheidender Faktor ist dabei die **Präsenz natürlich vorkommender Kiefernarten**. Insbesondere in den *Pinus ponderosa*-Wäldern der USA verfolgen die Renaturierungsmaßnahmen vor allem die Herstellung natürlicher Bestandesstrukturen, die sich erheblich von den einschichtigen, gleichaltrigen und dicht bestockten Wirtschaftswäldern unterscheiden. Wenn die vorhandenen Kiefernarten Bestandteil des natürlichen Waldökosystems sind, ist die zusätzliche Anreicherung mit Laubbaumarten oder die Etablierung einer reichhaltigeren Begleitvegetation mit weitaus geringerem Aufwand verbunden. Die langfristige Entwicklung zu durch Eichen oder Buchen dominierten Laubwäldern stellt in jedem Fall eine besondere Herausforderung dar, da diese in ihren Klimaxstadien deutlich geringere Mischungsanteile von Baumarten mit geringer Schattentoleranz aufweisen (CHRISTENSEN & PEET 1984). Als abschließende Zielsetzung derartiger Renaturierungsmaßnahmen wird in jedem Fall ein Baumartenwechsel angestrebt. Des Weiteren werden in den genannten Untersuchungen zu Kieferngebieten besonders häufig Maßnahmen wie die Anpassung der Hiebsmaßnahmen an die Größe natürlicher Störungen, Feuermanagement, Pflanzungen und Saaten entsprechend der pnV, die Förderung vorhandener Altholzinseln, Bodenbearbeitung, die Anreicherung mit Totholz, die Schaffung von räumlichen Netzwerken und das Entfernen von sog. exotischen Arten angeführt. Daraus leiten sich u.a. die Versuchsvarianten für das im folgenden erläuterte Konzept des Großexperiments ab (vgl. Abschnitt 4.3).

Den angeführten Studien lässt sich außerdem entnehmen, dass ein umfangreiches Hintergrundwissen zur gegenwärtigen Waldsituation notwendig ist, um sinnvolle, flächenspezifische Waldentwicklungsszenarien ableiten zu können. Aussagen zur **gegenwärtigen Waldsituation (Ausgangssituation)** müssen daher Informationen zu standörtlichen Gegebenheiten, Waldstrukturen, Artenspektren und landschaftsbezogenen Einflussfaktoren enthalten (SHOROHOVA et al. 2011). Im optimalen Fall liegen diese Informationen mit einer hohen räumlichen Auflösung vor, um die räumliche Heterogenität und evtl. bestehende Diversität innerhalb des betrachteten Großgebietes berücksichtigen zu können. Zusätzliche Informationen zur Art, Intensität und Dauer der anthropogenen Einflussnahme sind weitere hilfreiche Kenngrößen, um die Veränderungen innerhalb der ursprünglichen Systeme besser abschätzen zu können.

Zudem kann der Vergleich zum angenommenen **Referenzsystem** nur mit Hilfe einer gut dokumentierten Ausgangssituation gezogen werden. Nach Aussagen der SER (2004) ist eine Referenz „[...] *best assembled from multiple reference sites and, if necessary, other sources.*“ Grundsätzlich eröffnet dieser Vergleich zwischen dem Ausgangszustand des aktuellen Systems und dem Referenzsystem, das zugleich auch Zielsystem sein kann, unterschiedliche Möglichkeiten. Es kann zunächst besser eingeschätzt werden, wie ähnlich sich die beiden Systeme hinsichtlich bestimmter Eigenschaften sind (KUULUVAINEN et al. 1996). Daraus lassen sich folglich Prognosen zum Renaturierungsaufwand und zur zeitlichen Dimension der Renaturierung ableiten. Das grundlegende Problem eines Vergleichs zwischen der Ausgangssituation eines Waldökosystems und der Referenz liegt in der Verfügbarkeit notwendiger Kenngrößen (z.B. Artenlisten, Strukturparameter). Meist sind weder auf der Ebene des gegenwärtigen Ausgangssystems noch auf Ebene des Referenzsystems alle ökosystemrelevanten Kenngrößen in ausreichender zeitlicher und räumlicher Auflösung vorhanden (SER 2004). Die Prüfung übereinstimmender Charakteristika reduziert sich daher häufig auf strukturelle und/oder artbezogene Schlüsselemente (z.B. ANDERSON & HYTTBORN 1991). Die umfassende und detailgetreue Rekonstruktion potenzieller Referenzsysteme setzt demnach das

Vorhandensein repräsentativer Naturwaldflächen voraus, die bisher keine oder lediglich minimale menschliche Einflussnahme erfahren haben. Insbesondere im mitteleuropäischen und skandinavischen Raum sind gänzlich unbeeinflusste Naturwälder jedoch nicht mehr vorhanden, sodass unmittelbar lokale oder regionale Referenzsysteme fehlen (PARVIAINEN 2005, HEINKEN 2007). Dies gilt auch für viele andere Gebiete weltweit. Zur Rekonstruktion natürlicher Waldökosysteme und ihrer charakteristischen Eigenschaften werden daher alternativ folgende Informationsquellen genutzt, deren Aussagefähigkeit im Einzelnen jedoch eingeschränkt ist (FOSTER et al. 1996, SER 2004, LINDBLADH et al. 2007, OVERBALLE-PETERSEN & BRADSHAW 2011):

- ökologische Beschreibungen und Artenlisten,
- Luftbilder und andere bildliche Dokumentationen,
- Pollen- und Holzkohleanalysen,
- Dendrochronologische Untersuchungen,
- Auswertung fossiler Fundstücke, Herbarien und Museumsarchive,
- historische Aufzeichnungen, Standorts- und Nutzungskarten.

Der räumliche und zeitliche Gültigkeitsbereich dieser Methoden wurde von LINDBLADH et al. (2007) in der nachfolgenden Grafik veranschaulicht. Ein wesentlicher Kritikpunkt der SER (2004) gegenüber den vorgestellten Rekonstruktionsmethoden umfasst den anthropozentrischen Einfluss, der auf die Deutung des verfügbaren Datenmaterials ausgeübt wird.

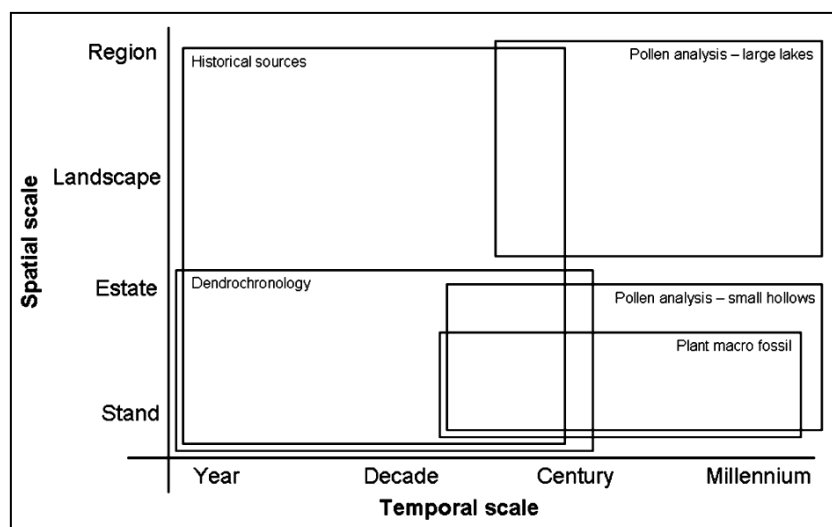


Abb. 5.

Darstellung der räumlichen und zeitlichen Gültigkeit der Methoden zur Konstruktion eines Referenzsystems

Insbesondere Bestandesstrukturdaten, wie sie für eine Umsetzung lokaler Renaturierungsmaßnahmen in Waldökosystemen notwendig sind, werden mit Hilfe der indirekten Methoden nur unzureichend geliefert. Je detaillierter die Renaturierungsziele formuliert werden, umso profunder sollten die Informationen zum jeweiligen Referenzsystem sein (SER 2004). Im mitteleuropäischen Raum geht die Rekonstruktion des natürlichen Referenzsystems meist mit der Ausweisung der sog. potenziellen natürlichen Vegetation (pnV) einher. Die pnV beschreibt den hypothetischen, natürlichen Zustand der Vegetation im betrachteten Areal, der sich unter den heutigen Umweltbedingungen und ohne menschliche Eingriffe „schlagartig“ einstellen würde (TÜXEN 1956). Wenngleich die Ausweisung der pnV ein anerkanntes methodisches Vorgehen darstellt, das vor allem für die Rekonstruktion der natürlichen floristischen Artenzusammensetzung als hilfreiches Leitbild dient, ist auch dieses Vorgehen aus den genannten Gründen nicht unumstritten (MATUSZKIEWICZ 1962,

LEUSCHNER 1997, ZERBE 1997, SCHMIDT 1998, HEINKEN 2007, 2008). Mit der Ausweisung potenzieller Waldentwicklungstypen lassen sich jedoch mögliche Sukzessionsabläufe bis zur Klimaxgesellschaft gut dokumentieren und als ein grundlegendes Gerüst für weiterführende Analysen nutzen. Für die Entwicklung von anthropogen stark beeinflussten Kiefernreinbeständen existieren u.a. Darstellungen von FANTA (1995), LEUSCHNER (1994) und KINT (2003) für unterschiedliche Standortsbedingungen. HEINKEN (2007, 2008) verweist hingegen darauf, dass die syntaxonomische Abgrenzung der „Kiefern-Forstgesellschaften“, wie sie u.a. von ELLENBERG & LEUSCHNER (2010) vorgenommen wurde, kontrovers zu diskutieren sei. Der Autor hält die Abgrenzung der Assoziationen innerhalb des Dicrano-Pinetum für wenig sinnvoll, da für die entsprechende Zuordnung nur die Artenzusammensetzung (Charakter- und Kennarten) von Bedeutung ist, während detaillierte Informationen zur „Genese, Struktur und Nutzung“ selten vorliegen und kaum in die Charakterisierung der Waldgesellschaften eingehen (Abb. 6). Als Syntaxa des Dicrano-Pinetum in Mitteleuropa unterscheidet HEINKEN (2007) daher zwischen den folgenden „vier Assoziationen und zwei Gesellschaften“: Cladonio-Pinetum (Flechten-Kiefernwald), Leucobryo-Pinetum (Weißmoos-Kiefernwald), Empetro-Pinetum (Krähenbeeren-Kiefernwald), Peucedano-Pinetum (Haarstrang-Kiefernwald), *Deschampsia flexuosa-Pinus sylvestris*-Gesellschaft (Drahtschmielen-Kiefernwald) und *Cirsium arvense-Pinus sylvestris*-Gesellschaft (Ackerkratzdistel-Kiefernwald).

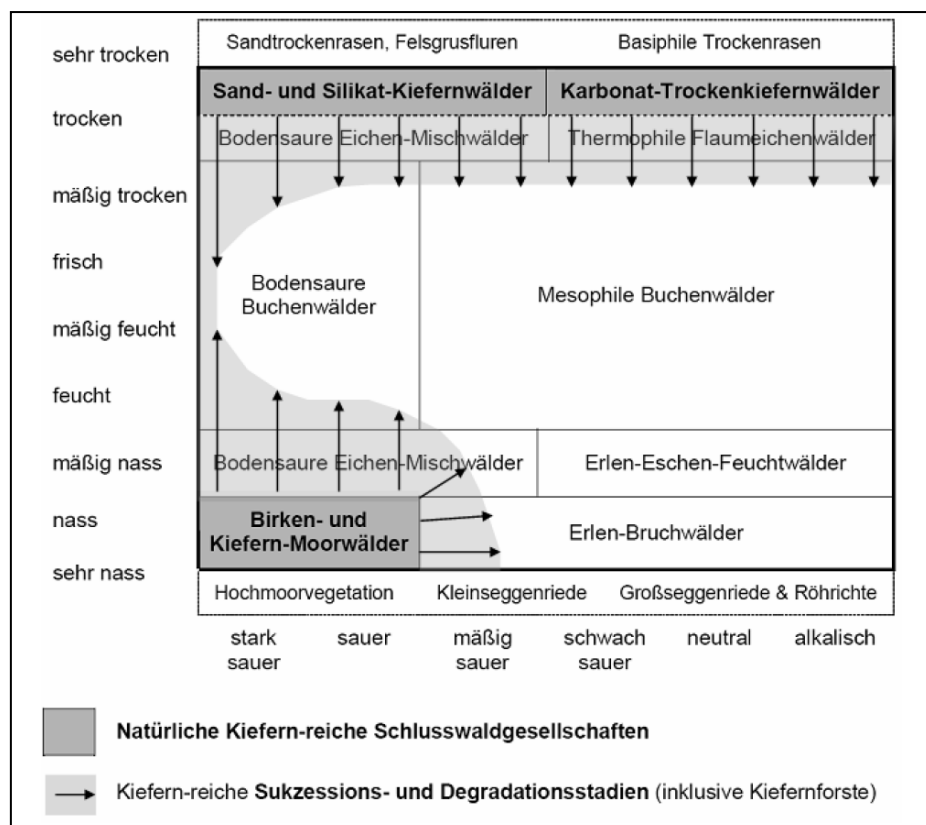


Abb. 6.

Darstellung der ökologischen Stellung natürlicher Kiefernwälder in Mitteleuropa (aus: HEINKEN 2008)

Aus diesen Beschreibungen und den Angaben von HOFMANN & POMMER (2005) für das nordost-deutsche Tiefland (Abb. 7) wird für die potenziellen Versuchsregionen (Liegenschaften) des geplanten Großexperiments ausgehend vom homogenen Kiefernforst folgende Abfolge der Waldentwicklungstypen, abgeleitet:

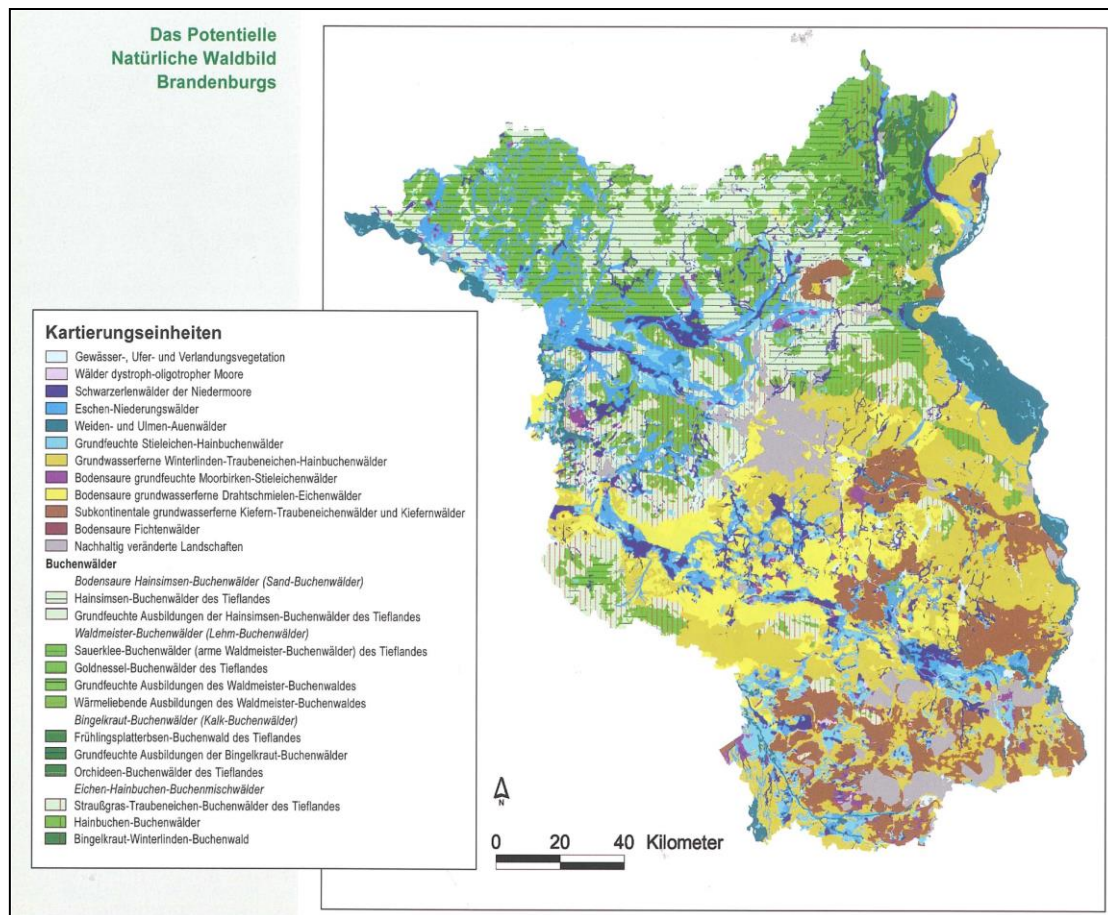


Abb. 7.

Karte der potenziellen natürlichen Vegetation für das Land Brandenburg (buchendominierte Bereiche -grün; eichendominierte Bereiche – gelb; aus: HOFMANN & POMMER 2005)

Je nach Lage der potenziellen Versuchsregionen unterscheidet sich die angestrebte Klimaxgesellschaft hinsichtlich der dominanten Hauptbaumarten. In den nördlicher gelegenen Gebieten dominieren nach pnV die Buchenwaldgesellschaften, während jene Flächen, die südlich von Berlin liegen, durch Eichenwaldgesellschaften dominiert werden (HOFMANN & POMMER 2005). Diese Grundannahme ist von besonderer Relevanz für die potenzielle Sukzessionsabfolge und für die Wahl klimaxspezifischer Renaturierungsmaßnahmen. Zu vergleichbaren Aussagen gelangten FANTA (1982), LEUSCHNER (1994), KINT (2003) und GORIS et al. (2007) für ihre Prognosen zur möglichen Sukzessionsabfolge ausgehend von homogenen Kiefernwäldern anthropogenen Ursprungs in Mitteleuropa. Besonders ausführliche und zugleich aktuelle Studien zur Renaturierung ehemals stark genutzter Kiefernforsten auf ärmeren Standorten stammen aus den Niederlanden. In den abgeleiteten Entwicklungsszenarien gehen u.a. KINT et al. (2004, 2006) von 4 Hauptszenarien aus, die sich je nach **Störungsregime** (Lückengrößen, Störungsintervalle) entwickeln werden (siehe Abb. 8). Die sekundäre Sukzession kann demnach von (1) Pinus zu Betula, (2) Pinus zu Quercus, (3) Pinus zu Fagus oder (4) zu einer großflächigen Störung führen, die das gesamte System weit zurückwirft. Darüber hinaus wird deutlich, dass zwischen den einzelnen Phasen der Teilszenarien verschiedene Übergänge möglich sind. Diese Übergänge bezeichnen „iterative oder alternative“ Zustände. Ein davon abweichender Verlauf kann in einem baumlosen Sukzessionsstadium enden; beispielsweise wenn ein intensives Feuer sowohl Unter- als auch Oberstand zerstört.

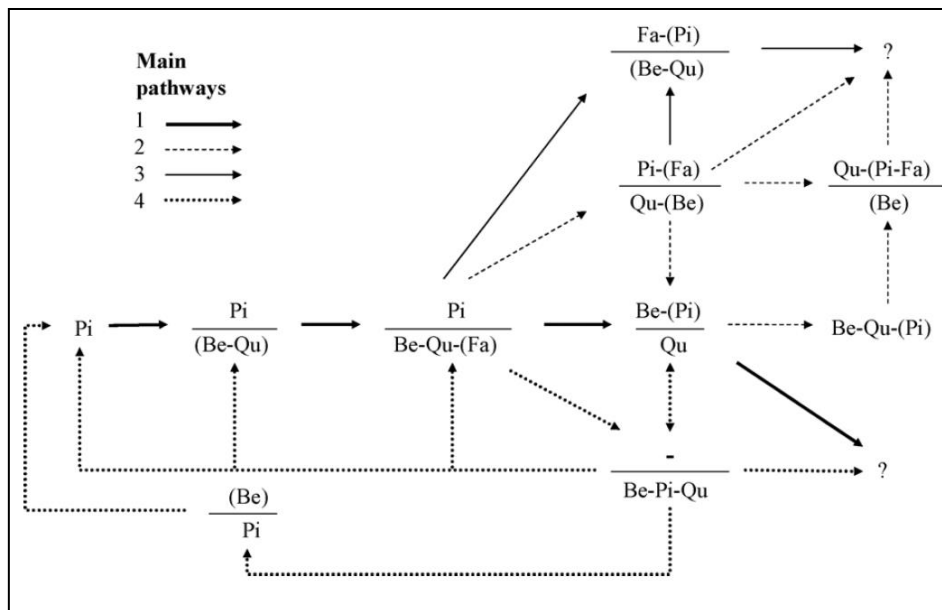


Abb. 8.

Darstellung der Modellszenarien zur langfristigen Entwicklung anthropogener, gleichaltriger Kiefern-wälder nach eingestellter Nutzung. Die Pfade 1 bis 3 der Szenarien orientieren sich an der Lückendynamik, während Pfad 4 hauptsächlich die Störungsdynamik einbezieht (aus: KINT et al. 2006). Die verwendeten Abkürzungen stehen für: Pi: Gemeine Kiefer; Be: Birke; Qu: Eiche; Fa: Buche. Die dargestellten Brüche verweisen auf die Unterschiede zwischen Ober- und Unterstand.

GORIS et al. (2007) gehen z.B. davon aus, dass großflächige Störungen insbesondere auf ärmeren Standorten die „Einwanderung“ von Birke und Eiche begünstigen. Kleinere **Kronendachöffnungen** auf Standorten besserer Nährstoffversorgung fördern hingegen die Ansiedlung der Buche. Darüber hinaus wird der **Verbissdruck** als ein wesentlicher Einflussfaktor für die erfolgreiche und zeitnahe natürliche Ansiedlung die Eiche angesehen. Die Aussagen zur Einwanderungsgeschwindigkeit der Eiche unter den bestehenden Oberstand der Kiefer reichen von 20 bis 60 Jahren für Kiefernbestände, die aus der Bewirtschaftung genommen wurden (MADDELEIN et al. 1993, KUPER 1994, FANTA 1995, LUST et al. 1998). Neben dem Störungsregime entscheiden auch die Präsenz vorhandener **Samenquellen** und deren räumliche Verteilung über die Geschwindigkeit der Etablierung von Zielbaumarten. Gleiches gilt für **kleinstandörtliche Unterschiede** (z.B. Relief, Wasser- oder Nährstoffverfügbarkeit), die einige Baumarten begünstigen bzw. in ihrer Konkurrenzfähigkeit stärken, während andere Baumarten lokal weniger präsent sind. **Randeffekte** angrenzender Flächen spiegeln sich ebenfalls in der Artenzusammensetzung und Abundanz wider. Über den Eintrag von Diasporen sind häufig entsprechende Gradienten nachvollziehbar (DUELLI et al. 1990). Deutliche Abweichungen von der prognostizierten Sukzessionsabfolge sind häufig das Ergebnis unvorhersehbarer Störungen und daraus resultierende Folgeeffekte (EMMER 1995, WALKER et al. 2007).

Die ausschließliche Orientierung an natürlichen, sukzessionsgesteuerten Prozessen sichert einerseits die Naturnähe der Systeme, erweist sich jedoch aus anthropozentrischer Sicht als langwierig und unkalkulierbar (MUCINA 2009). Darin liegt u.a. die Begründung für die gezielte Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen, die über das Zusammenspiel von ökologischen Kenntnissen und deren praktischer Anwendung eine Strukturierung und beschleunigte Entwicklung von Waldökosystemen ermöglichen. Bezogen auf die konkreten DBU-Naturerbe-Liegenschaften ergeben sich in Abhängigkeit von den gewählten Renaturierungsmaßnahmen, die in kieferndominierten Waldökosystemen

umsetzbar sind, unterschiedliche Szenarien. Diese Maßnahmen und die daraus resultierenden Entwicklungsszenarien sind Gegenstand des nachfolgenden Abschnitts 2.3.

2.3 Ableitung relevanter Renaturierungsmaßnahmen und Entwicklungsszenarien

Die Auswahl zielführender Renaturierungsmaßnahmen ist in der praktischen Umsetzung häufig durch standörtliche Gegebenheiten, regionalspezifische Eigentumsverhältnisse und finanzielle Rahmenbedingungen beschränkt (KINT et al. 2006). Dies schränkt das Maßnahmenbündel ein, da das vollständige Potenzial der Renaturierungsmöglichkeiten nicht ausgeschöpft werden kann. Zudem unterscheiden sich die Renaturierungsmaßnahmen zwischen den Ökosystemtypen deutlich. Für Waldökosysteme ist zudem der Ausgangszustand des zu renaturierenden Systems eine entscheidende Größe, da sich daraus die Intensität der Renaturierungsmaßnahmen ableitet. Allen ausgewählten Maßnahmen ist dabei eigen, dass sie auf das „Erreichen eines naturnäheren Zustandes [...]“ abzielen, der nach der Definition von ZERBE & WIEGLEB (2009, S. 4) zugleich in einem Zustand „[...] geringerer Nutzungs- bzw. Eingriffsintensität“ gipfelt. Das gänzliche Aussetzen der Nutzung ist somit „[...] mit dem Zulassen der natürlichen Sukzession [...]“ verbunden (ZERBE & WIEGLEB 2009). Die nachfolgende Tabelle 2 enthält eine Zusammenstellung waldökologisch relevanter Renaturierungsmaßnahmen. Als „**primäre**“ **Renaturierungsmaßnahmen** werden jene Ansätze bezeichnet, die unmittelbare Veränderungen im Oberstand herbeiführen und damit indirekt auf alle untergeordneten hierarchischen Ebenen wirken. „**Sekundäre**“ **Renaturierungsmaßnahmen** beziehen sich hingegen auf die direkte Beeinflussung der nachgeordneten Bestandesebenen (Unterstand/ Verjüngung, Bodenvegetation, Humus- und Oberboden).

Tab. 2.

Übersicht möglicher primärer und sekundärer Renaturierungsmaßnahmen in Waldökosystemen

Primäre Renaturierungsmaßnahmen
<ul style="list-style-type: none">• Komplette Beräumung des Oberstandes• Entnahme definierter Baumarten (Entmischung)• Verwendung eines spezifischen Durchforstungs- und/oder Ernteregimes (Hiebsarten) zur Imitation des natürlichen Kronenschlusses und der Lückengrößenverteilungen (Störungen)• Schaffung stehenden Totholzes (Ringeln, Kronensprengungen)• Windwurfsimulation (Umwerfen, Abbrechen oder Anschieben von Bäumen)• Kontrolliertes Abbrennen der Bestände über intensive Feuer (Kronenfeuer)• Künstliches Anheben oder Absenken des Grundwasserspiegels
Sekundäre Renaturierungsmaßnahmen
<ul style="list-style-type: none">• Künstliche Einbringung von Verjüngung über Saat, Pflanzung oder Verpflanzung von Wildlingen• Mischungsregulierungen innerhalb der Baumartenverjüngung• Anreicherung der Begleitvegetation mit sog. Schutzpflanzen zur Verbesserung der Etablierungsbedingungen für die „Zielarten“• Bodenbearbeitung (Pflügen, Plaggen, Kultivieren) und Kalkung• Mähen oder Beweiden zur Reduktion verjüngungshemmender Begleitvegetation• Mulchen zur Anreicherung des Oberbodens mit organischem Material• Applikation liegenden Totholzes• Bodenfeuer zur Förderung der Verjüngungsetablierung und Entfernung verdämmender Begleitvegetation

Nach der Vorstellung potenziell möglicher Renaturierungsmaßnahmen in unterschiedlichen Waldökosystemen stellt sich nun die Frage nach der Auswahl zielführender Renaturierungsmaßnahmen

für anthropogen stark veränderte Nadelwälder (Fichte und Kiefer) in Europa. Bezogen auf den vorliegenden Ausgangszustand jener Waldgebiete, die für eine entsprechende Renaturierung infrage kommen, ergeben sich die folgenden allgemeingültigen Charakteristika hinsichtlich der Standorte und Bestandesstrukturen (vgl. dazu auch Tabelle 13, Abschnitt 6.2):

- geringe bis mittlere Standortgüte hinsichtlich Trophie und Wasserversorgung,
- Reinbestände mit mehrheitlich geschlossenem Kronendach,
- Einschichtigkeit und vergleichbare Einzelbaumeigenschaften,
- hohe Bestockungsdichten,
- geringer Totholzanteil,
- ungünstige Humusform infolge Entkopplung des C-Kreislaufes,
- homogene, meist artenarme Bodenvegetation,
- geringe faunistische Diversität,
- Abundanz/Dominanz einzelner Arten(gruppen), die im naturnahen System eine weitaus geringere Präsenz aufweisen würden.

Die Steuerung dieser ursprünglich auf Wirtschaftlichkeit hin ausgerichteten Reinbestände lässt sich grundsätzlich als großflächig und einheitlich bezeichnen, d.h. alle Maßnahmen zielen auf maximale Produktivität auf der Fläche bei gleichzeitig hohem Technisierungsgrad. Dies gilt für alle Entwicklungsstufen innerhalb des wirtschaftlich ausgerichteten Entwicklungszyklus in Wäldern. Daher mangelt es häufig an ökologisch besonders wichtigen Grundelementen, die für eine Erhöhung der Diversität ebenso Vorbedingung sind wie für die Kontinuität systemerhaltender Prozesse. CHRISTENSEN & EMBORG (1996) konnten in ihrer Veröffentlichung veranschaulichen, dass in reinen Wirtschaftswäldern, die primär der Rohstoffproduktion dienen, insbesondere die Entwicklungsstadien von Zerfall und natürlicher Regeneration fehlen.

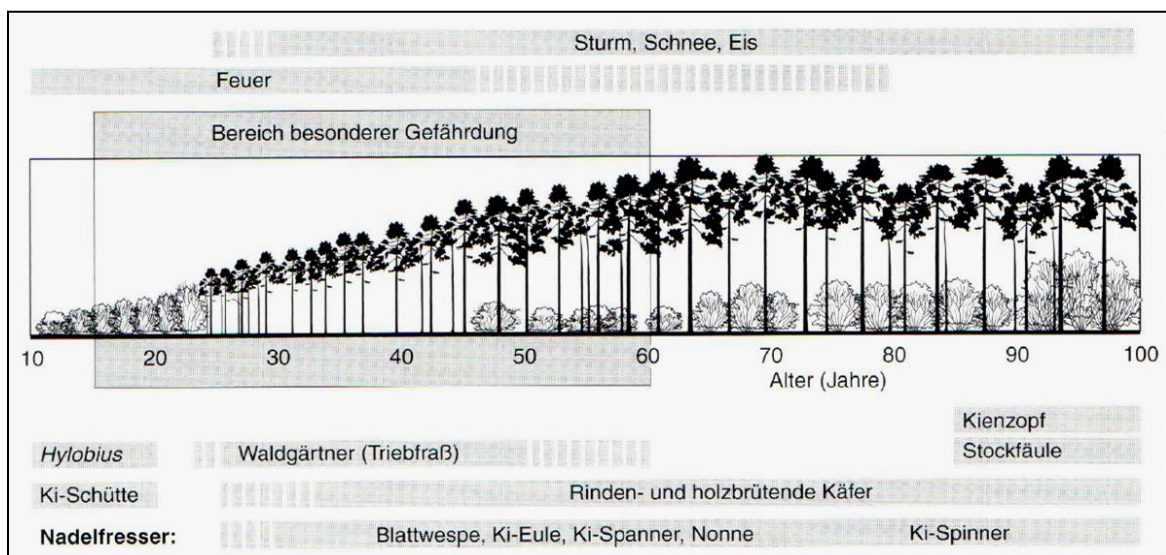


Abb. 9.
Gefährdungsprofil der Kiefer im Altersklassenwald
(aus: ALTENKIRCH et al. 2002, S. 183; in Anlehnung an OTTO 1994)

Auch das Störungsregime hat sich durch die strukturellen Veränderungen in den Kiefernforsten stark verändert, sodass sich sowohl grundsätzliche Verschiebungen hinsichtlich der Störungsursachen ergeben, aber in den einzelnen Entwicklungsstadien auch andere Störungsschwerpunkte auftreten. Abbildung 9 zeigt, dass die Feuergefährdung von natürlichen Kiefernwäldern in hochproduktiven

Entwicklungsstufen durch die entwickelten Kontrollsysteme in mitteleuropäischen Kiefernforsten unterbunden wird. Im Vergleich dazu steigen die Risiken einer großflächigen und altersunabhängigen Zerstörung von Monokulturen durch die Massenvermehrung von Schadinsekten, z.B. Rüsselkäfer, Kiefernspanner, Kiefernspinner, Nonne, Forleule und Blattwespen (ALTENKIRCH et al. 2002).

Die nachfolgenden Vorschläge für entsprechende Behandlungsvarianten zur Renaturierung von DBU-Naturerbeflächen in ausgewählten Versuchsregionen orientieren sich an möglichen Störungsszenarien, aber auch an deren Umsetzbarkeit mit Blick auf das geschachtelte Versuchsdesign (Abschnitt 6).

2.3.1 Einzelbaum- bis truppweise Entnahme von Altbäumen und Totholzerzeugung

Dieses Maßnahmenpaket lehnt sich in Teilen stark an die gegenwärtig praktizierten Renaturierungsmaßnahmen auf den DBU-Naturerbeflächen an. Die hochdurchforstungsartige Entnahme einzelner Bestandeglieder und die Schaffung von Bestandeslücken durch die gruppierte Entnahme von drei und mehr Altbäumen im Zuge von Erntemaßnahmen führen zu einer stärkeren Strukturierung des Bestandesgefüges (vgl. Abb. 10, Google earth).



Abb. 10.
Blick auf die aktuellen Hiebsmaßnahmen auf den DBU-Naturerbeflächen

Die mikro-klimatischen Bedingungen und das Strahlungsregime in den entstandenen Bestandeslücken der ausgewählten Kiefernreinbestände verändern sich. Dennoch bleibt grundsätzlich anzumerken, dass der Grad der Strukturierung von Kiefernwäldern mit Hilfe entsprechender Pflege- und Durchforstungsmaßnahmen seit längerer Zeit kritisch diskutiert wird. Bereits in der sog. Dauerwaldbewirtschaftung ausgewählter Kiefernforste wurde deutlich, dass der Strukturierung reiner Kiefernbestände bestimmte Grenzen gesetzt sind. Dies begründet sich u.a. durch die Eigenschaften der Baumart Kiefer, die eine vergleichsweise hohe Transmission aufweist, sodass selbst unter einem geschlossenen Kiefernaltbestand Anteile zwischen 20-30 % der Freilandstrahlung zu erwarten sind (BOLTE & BILKE 1998). Eine einzelbaumorientierte Erzeugung kleinflächig wirkender Strahlungsgradienten innerhalb des Bestandesgefüges ist daher kaum möglich (SIMILÄ & JUNNINEN 2012). Nur über großflächigere Auflichtungen des Kronendaches entstehen nutzbare Strahlungsgradienten innerhalb der Bestände (WAGNER et al. 2010). Ähnliche Effekte lassen sich für eine Veränderung des Wasserhaushalts prognostizieren. Aus den Untersuchungen von ANDERS et al. (2002) und HORNSCHUCH & RIEK (2009) geht hervor, dass die Reduktion der Bestandesdichte eine Reduktion des Interzeptionsverlustes und des gesamten Wasserhaushalts zur Folge hat. Insbesondere Abgrabungsexperimente in Kieferngebieten bestätigen weltweit den enormen Konkurrenzdruck auf Verjüngung und Bodenvegetation, der sich als sog. „Teller Effekt“ von Altbäumen beobachten lässt (RIEGEL et al. 1992, PALIK et al. 2003, PECOT et al. 2007). Auch in diesem Zusammenhang stellt sich die Schaffung von Bestandeslücken als vorteilhaft für die Erhöhung der Artenvielfalt heraus. Die Größe dieser Kronendachlücken entscheidet jedoch auch über die Dominanz einzelner Arten innerhalb der

Bodenvegetation. Häufig fördert ein zu starkes Auflichten des Bestandes oder die Schaffung vergleichsweise großer Lücken oder Freiflächenbereiche das flächige Auftreten verjüngungshemmender Arten, wie z.B. Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) oder Adler-Farn (*Pteridium aquilinum*) (BOLTE 1999, FISCHER & BENS 2002). Auch in diesen Fällen würde sich der zeitliche Horizont der Renaturierungsmaßnahme erheblich ausweiten. Eine Orientierung an Lückengrößenverteilungen natürlicher Waldökosysteme erscheint für eine erfolgreiche Renaturierung als besonders zielführend, um über die strukturelle Diversität auch die Diversität der Folgeentwicklungen zu fördern. Als wesentliche Ergebnisse der zahlreichen Untersuchungen zur Lückendynamik in Urwäldern unterschiedlicher Baumartenzusammensetzung ergeben sich charakteristische Lückengrößenverteilungen mit vielen vergleichsweise kleinflächigen Lücken und nur wenigen Lücken mit einer Größe von mehr als 500m² (PICKETT & WHITE 1985, LORIMER 1989). Insgesamt ist somit davon auszugehen, dass die lückenorientierte Entnahme von Bestandesgliedern innerhalb regulärer Hochdurchforstungsmaßnahmen heterogene Bestandesbedingungen inittiert. Dabei ergeben sich Zwischenfelder innerhalb des Bestandesgefüges, die sich infolge ihrer Baumeigenschaften durch eine geringere oder höhere Vitalität auszeichnen können (RÖHRIG et al. 2006). Unter Berücksichtigung der Totholzfunktion im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen können in den Zwischenfeldern gezielt Bestandesglieder belassen werden, die Potenzial zur Totholzbildung aufweisen, ganz im Gegensatz zu regulären Durchforstungs- und Nutzungszielen.

Totholz ist ein integraler Bestandteil von Waldökosystemen, dessen ökologische Funktionen seit mehreren Jahrzehnten Gegenstand intensiver Studien sind. Die Bezeichnung „Totholz“ wird für die Gesamtheit unterschiedlicher Fraktionen toten lignifizierten Materials genutzt, darunter stehendes und liegendes Totholz unterschiedlicher Dimensionen, Stubben sowie von der Bodenvegetation überwachsenes Totholz (HARMON & HARMON 2004, HAGEMANN et al. 2009, RONDEUX & SANCHEZ 2010). Ähnlich wie Streu unterliegt Totholz natürlichen Zersetzungsprozessen und ist somit eine wesentliche Komponente des Kohlenstoff- und Nährstoffkreislaufs von Wäldern (LAIHO & PRESCOTT 2004). Für einige Nadelbaumarten, insbesondere Vertreter des Genus *Picea*, ist in Zersetzung befindliches Holz ein wichtiges Substrat für die Etablierung von Naturverjüngung (ZIELONKA 2006). Darüber hinaus tragen tote und absterbende Bäume und liegendes Totholz durch die Schaffung kleinräumiger Strukturen erheblich zur Arten- und Habitatvielfalt von Wäldern bei (SIITONEN 2001, JONSSON et al. 2005, DEBELJAK 2006, STOKLAND et al. 2012). Insbesondere Vorkommen höhlenbewohnender Vogel- und Fledermausarten (BUNNELL et al. 2002, DRAPEAU et al. 2002, BÜTLER SAUVAIN 2003, PERR & THILL 2008), saproxylischer Insekten (SIMILÄ et al. 2003) und Pilzen (FERRIS et al. 2000, OHLSSON et al. 2011, STOKLAND et al. 2012), Moos- und Flechtenarten (KRUYSS & JONSSON 1999, HUMPHREY et al. 2002, COOTE et al. 2013) sind abhängig von Art und Menge des Totholzes. Aus diesem Grund ist die „liegende und stehende Totholzmenge pro Hektar“ ein sowohl im europäischen Raum als auch auf internationaler Ebene weithin angewandeter Strukturindikator für die Bewertung der Naturnähe und Biodiversität von Waldökosystemen (Abb. 11; MCPFE 2003, EEA 2007, RONDEUX & SANCHEZ 2010). Da sich allerdings die Lebensraumsprüche verschiedener Arten unterscheiden (siehe Review in VERKERK et al. 2011), empfiehlt sich eine differenzierte Anwendung dieses Indikators mit zusätzlicher Berücksichtigung anderer Totholzcharakteristika (LASSAUCE et al. 2011), wie z.B. räumliche Verteilung (BUNNELL et al. 2002, STRAETZ et al. 2009), Dimension und Zersetzungsgrad (ALBRECHT 1990, HUNTER 1990, BRIN et al. 2009) sowie eine Unterteilung in stehendes und liegendes Totholz (LEHTONEN et al. 2004, MONTES & CAÑELLAS 2006).

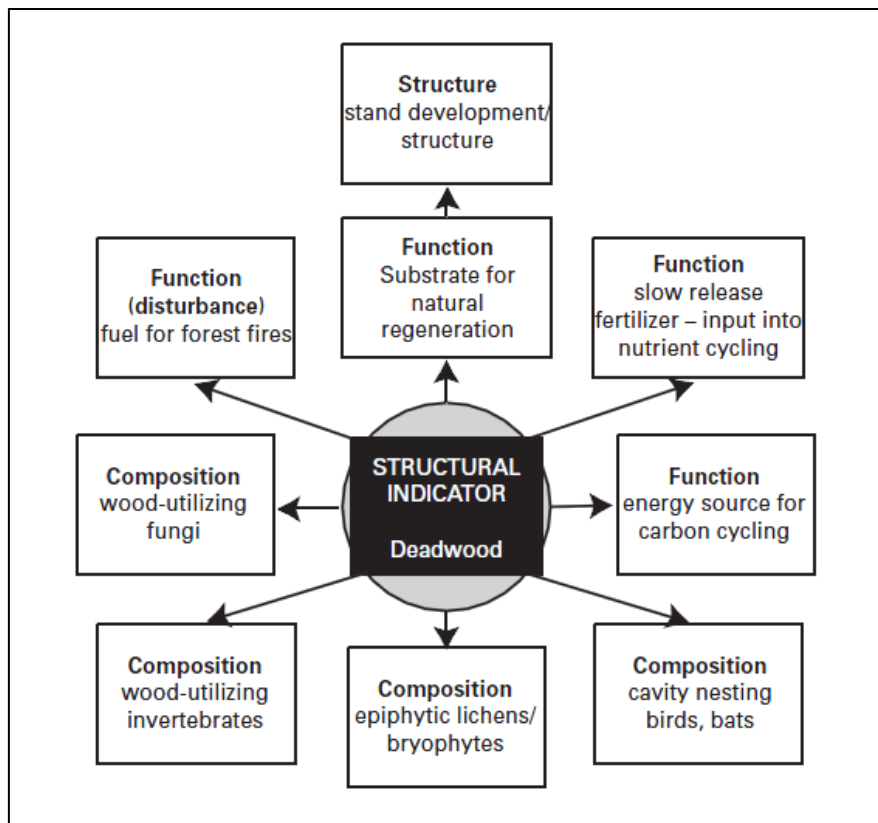


Abb. 11.

Totholz: ein Schlüssel-Strukturindikator für Biodiversität (aus: FERRIS & HUMPHREY 1999)

Hinsichtlich möglicher Zielgrößen für die Erzeugung von Totholz im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen ist eine Orientierung an den Totholzmengen und -eigenschaften in natürlichen Systemen sinnvoll, da bewirtschaftete Wälder im Vergleich i.d.R. deutlich verringerte Totholzvorräte aufweisen (HODGE & PETERKEN 1998, FRIDMAN & WALHEIM 2000, DEBELJAK 2006, VERKERK et al. 2011, HALME et al. 2013). In natürlichen Wäldern variieren die quantitativen Angaben zu Totholzanteilen je nach Klimazone und Waldgesellschaft von 0,5-11 m³/ha in borealen (HODGE & PETERKEN 1998, FRIDMAN & WALHEIM 2000) bis zu 39-550 m³/ha in temperaten Wäldern (HODGE & PETERKEN 1998, CHRISTENSEN et al. 2005, LOMBARDI et al. 2012). Für Wirtschaftswälder in Europa hingegen ergeben sich in Anlehnung an die unterschiedlichen Totholzinventuren, deren Aussagefähigkeit u.a. von ÖHMICHEN (2007) ausgewertet wurde, Totholzanteile, die lediglich 2 % bis 30 % der Totholzmengen in Naturwäldern entsprechen (SITONEN et al. 2000). Die 20 in Deutschland gelegenen Level II-Flächen weisen Totholzmengen zwischen 2,1 m³/ha und 63,9 m³/ha auf (TRAVAGLINI & CHIRICI 2006), während in temperaten und borealen Wirtschaftswäldern in Schweden nur 4,0-9,7 m³/ha Totholz zu finden sind (FRIDMAN & WALHEIM 2000).

Auch in reinen Kiefernwäldern stellen Totholzvorkommen ein wichtiges Initial zur Förderung von Artenvielfalt und Naturnähe dar. So wurde in unbewirtschafteten *P. banksiana* Wäldern in Quebec, Kanada 16-113 m³/ha liegendes Totholz gefunden (BRAIS et al. 2005). Ähnliche Mengen liegendes Totholzes wurden in reinen *P. sylvestris* Beständen in Finnland gefunden (8-128 m³/ha; KARJALAINEN & KUULUVAINEN 2002), in denen zusätzlich noch 10-56 m³/ha stehendes Totholz vorhanden war. LINDNER et al. (1997) berichten Gesamtmengen von 66-120 m³/ha, davon im Mittel 41 m³/ha stehendes und 50 m³/ha liegendes Totholz. Die häufig gering gehaltenen Totholzanteile in bewirtschafteten Kiefernwäldern begründen sich mehrheitlich durch die angestrebte Verminderung der Brandgefahr

(FRIEDERICI 2003) und sind stark Durchforstungsregime und -turnus abhängig (MONTES & CAÑELLAS 2006). MONTES & CAÑELLAS (2006) geben für gleichaltrige Kiefernreinbestände in Spanien (*P. sylvestris*) in ihrer Untersuchung Totholzvorkommen von 16-43 m³/ha an, die deutlich höher sind als die von FRIDMAN & WALHEIM (2000) für bewirtschaftete *P. sylvestris* Wälder in Schweden berichteten 2.3-9.1 m³/ha. Demgegenüber weisen Kiefernaltbestände in Großbritannien bis zu 40-54 m³/ha auf (REID et al. 1996, MASON 2000).

Die Zielformulierung, den Totholzanteil sowie die Diversität der Totholzvorkommen langfristig zu steigern, erfordert die Aufstellung eines Maßnahmenkatalogs zur technischen Umsetzung und Koordination auf den Waldflächen. Nach HUMPHREY & BAILEY (2012) können in diesem Zusammenhang vier wesentliche Maßnahmengruppen unterschieden werden:

o Arbeit mit natürlichen Prozessen

Dieser passive Ansatz versucht natürlich entstehendes Totholz (z.B. Windwurf, Seneszenz) auf der Fläche zu belassen und so zur Steigerung der Totholzvorräte zu nutzen. Je nach Bestandesalter und Waldgesellschaft erfordert diese Strategie jedoch ein sehr weites Zeitfenster (≥ 20 Jahre), da ohne großflächige Störungsereignisse insbesondere in jüngeren Beständen wenig Totholz durch natürliche Mortalität entsteht. Diese langfristige Art der Totholzanreicherung wird allerdings aufgrund des entsprechend langen Zeitraums als besonders vorteilhaft für die Besiedlung durch saproxyliche Pilze und Wirbellose angesehen.

o Erhalt und zusätzliche Anreicherung

Einerseits soll in den Flächen vorhandenes Totholz durch fördernde Maßnahmen, wie z.B. die Freistellung stark beschatteter, stehender Totholzstämme, umgesetzt werden. Jegliche Mischbaumart stellt auch in dieser Hinsicht einen enormen ökologischen Mehrwert dar. Andererseits können zusätzliche Totholz mengen in die vorgesehenen Waldflächen eingebracht werden. Mithilfe dieser Maßnahme einer künstlichen Totholzeinbringung ergibt sich die Möglichkeit über Totholzqualität und -quantität vorab zu entscheiden. Dies gilt insbesondere für die Einbringung anderer, für ausgewählte Arten(gruppen) essenzielle Baumarten bestimmter Dimension und Zersetzungsgrade (z.B. starkes Eichentotholz), und deren optimale räumliche Verteilung in der Fläche (BUNNELL et al. 2002). Kiefernreinbestände können auf diese Weise künstlich mit Totholz angereichert werden, was je nach umliegender Bestandessituation mit einem erheblichen logistischen Aufwand verbunden sein kann. Insgesamt kann der Totholzetablierung jedoch vergleichsweise rasch vollzogen werden.

o Schaffung und Ausweitung von Totholzhabitaten

Im Rahmen von regulären Hiebs- und Erntemaßnahmen lassen sich unterschiedlichste Arten von Totholz neu schaffen – entweder durch direktes Abtöten des Baumes oder durch die Induzierung des Absterbeprozesses. Die technischen Möglichkeiten reichen von besonders aufwendigen Verfahren wie Kronensprengungen (BÜTLER et al. 2006), die Erzeugung von Hochstubben und das Umbrechen oder Ziehen von Bäumen (vgl. Abschnitt 2.3.2), über das Fällen und Belassen von Bäumen und/oder Baumteilen bis hin zum gezielten Durchtrennen des Kambiums (z.B. durch das sogenannte Ringeln). Die Art der Kambiumverletzung entscheidet hierbei über die Dauer des Absterbeprozesses (Abb. 12a und b), und somit über den Zeitraum der saproxylichen Arten zur Besiedlung zur Verfügung steht. Bei der Auswahl einer geeigneten Methode ist zu bedenken, dass die Schaffung stehenden Holzes, das langsam abstirbt, andere Arten begünstigt als die unmittelbare Schaffung liegenden Totholzes (BUNNELL et al. 2002). Auch das reguläre Auszeichnen von Bäumen mit Sonderstrukturen wie Zwie-

seln, Höhlen, Fäule, u.a. als zukünftige Totholzbäume stellt eine langfristig sinnvolle Möglichkeit der Totholzförderung dar (BÜTLER et al. 2006), die bisher allerdings nur wenig praktiziert wird.

o Verbesserung der Vernetzung von Totholzhabitaten

Dieser Ansatz zielt innerhalb von zusammenhängenden Waldgebieten besonders auf Arten mit geringer Eigendynamik und hoher Anpassung an Totholzvorkommen ab (STRAETZ et al. 2009), darüber hinaus aber vor allem auch für die Ebene der Landschaft (BÜTLER et al. 2006). Die Vernetzung unterschiedlicher Totholzvorkommen in der Landschaft ist ein wichtiges Element des Artenschutzes, da räumlich begrenzte Schutzmaßnahmen zur einer Verinselung von Reliktpopulationen führen und somit ohne flächige Wirkung bleiben (BÜTLER et al. 2006). An Wald angrenzende Landnutzungsformen stehen diesbezüglich jedoch meist vor größeren Herausforderungen (z.B. Erhalt von Totholzinseln in der Agrarlandschaft), deshalb knüpfen viele Totholzkonzepte unmittelbar an die Waldbehandlung an. Eine erhöhte Außenwirkung der naturnahen Totholzanreicherung beinhaltet demnach auch die besondere Förderung von Übergangszonen und Randbereichen („Trittsteinkonzepte“).

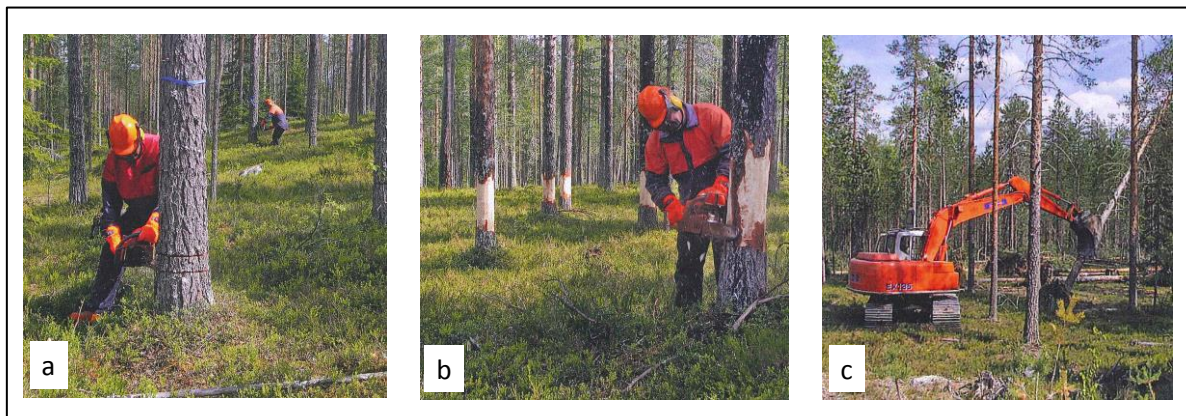


Abb.12.

Möglichkeiten der Totholzetablierung mittels Verletzung des Kambiums am stehenden Stamm (a & b) und technische Umsetzung der Windbruchsimulation (c) (aus: SIMILÄ & JUNNINEN 2012, S.15a, b, und c)

2.3.2 Windwurf- und Windbruchsimulation

Als weiteres Ereignis des natürlichen Störungsregimes gelten Windwürfe, die in ihrer Ausdehnung je nach Windgeschwindigkeit, Turbulenzen, Bestandes- und Standortsituation sehr unterschiedlich ausfallen können (COUTTS & GRACE 1995, COOPER-ELLIS et al. 1999, USBECK et al. 2007). Windwürfe sind auch zunehmend das Resultat klimatisch verursachter Extremereignisse, die in ihrer Häufigkeit zunehmen (SPATHELF & BOLTE, in: LFE 2009).

Obwohl Kiefern aufgrund ihrer Pfahlwurzeln und kleineren Kronen im Vergleich zur Fichte in der Vergangenheit weitaus seltener von dieser Art der Störung betroffen waren (MITCHELL & RODNEY 2001, SPATHELF & BOLTE, in: LFE, 2009), nehmen die Meldungen bezüglich gravierender Sturmschäden auch in Kieferngebieten kontinuierlich zu (PELTOLA et al. 1997, 1999, UNECE & FAO 2011). Aus dem Blickwinkel der Renaturierung von Waldbeständen stellen diese Ereignisse eine durchaus willkommene Beschleunigung des Sukzessionsablaufes dar. Das Kronendach, der infolge traditionell hoher Pflanzenzahlen bei der Begründung meist sehr dicht aufgewachsenen Kiefernreinbestände wird auf natürliche Weise durchbrochen, so dass sich die unter Punkt (1) beschriebenen Konkurrenzvorteile für andere Baumarten und die Strauch- und Krautschicht einstellen. Gleiches gilt für die Humusbildung und das kleinflächige Bestandesinnenklima. Die Dauerhaftigkeit dieses Effekts ist auch in

diesem Fall stark von der Größe der Störung abhängig. Darüber hinaus ist es die Vielzahl an Bestandesstrukturen als Resultat von Wurf und Bruch, die sich folgendermaßen charakterisieren lassen (SHOROHOVA et al. 2008, MITCHELL 2013):

- entwurzelte, in liegendes Totholz übergehende Bäume,
- Kronenbrüche und daraus resultierendes stehendes Totholz,
- angeschobene Bäume, die noch über einen gewissen Zeitraum Wurzelkontakt besitzen,
- übereinanderliegende Stämme, die langfristig aggregierte Totholzvorkommen bilden,
- großflächige Stammschäden am Kambium, die ein langfristiges Absterben des Baumes verursachen können,
- auf- und zurückgeklappte Wurzelteller, die kleinräumig die Reliefenergie erhöhen und zur Entstehung eines veränderten Mikroreliefs führen (ARÉVALO et al. 2000, ULANOVA 2000).

Wie bereits angeführt, eröffnet strukturelle Diversität die Chance für erhöhte Artendiversität und somit größere Naturnähe (UTSCHICK & Helfer 2003, UTSCHICK 2004). Da es sich bei dieser Behandlungsvariante um eine gesteuerte Maßnahme handelt, kann frei über die wesentlichen Parameter der Simulation, wie Flächengröße, Verteilung und in vielen Fällen auch die Art der Beschädigung bzw. des Wurfes einzelner Bäume entschieden werden. Allerdings zeigt die praktische Erprobung dieses Verfahrens, dass der Zufall bei der Etablierung eingeplant werden sollte, was den Gesamtansatz jedoch in seinem Renaturierungswert nicht mindert (KAMIMURA et al. 2009, MICHELL 2012).

Die technische Umsetzung (s. Abb. 12c) ist von den standörtlichen und bestandesspezifischen Gegebenheiten abhängig, verursacht jedoch in reinen Kiefernwäldern hinsichtlich der Umsetzung nur wenig Probleme. Die neuesten Erkenntnisse aus finnischen Renaturierungsexperimenten (SIMILÄ & JUNNINEN 2012) zeigen, dass im Gegensatz zu Seilzugsystemen (SCHOLZ et al. 2004) der Einsatz eines Schaufelbaggers praktikabel und kostenintensiv ist. Außerdem kann dieser am Einzelstamm agieren.

2.3.3 Waldbrand

Weltweit sind Waldbrände in natürlichen und anthropogen geprägten Gebieten, die durch Kiefernarten dominiert sind, eine häufig auftretende und oft großflächig wirkende Störungsursache (FRIEDERICI 2003, MOREIRA et al. 2012). Allein in Europa entstehen jährlich etwa 45.000 Feuer, die eine Fläche von ca. ½ Mill. Hektar Wald vernichten (MOREIRA et al. 2012). Hinsichtlich ihrer verjüngungsökologischen Bedeutung haben Kiefernarten jedoch sehr unterschiedliche Anpassungsstrategien entwickelt. Thermophile Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa, wie *P. halepensis*, *P. pinaster* oder *P. brutia*, sind sogar auf intensive Feuer angewiesen, da sich ihre Zapfen nur nach Hitzeeinwirkung öffnen. Anschließend werden die Samen freigesetzt. Diese Baumarten werden auch als „feuerresistent“ bezeichnet, da sie durch unterschiedliche Baumeigenschaften (z.B. dicke Borke, lange Nadeln, geschützte Knospen, tief streichendes Wurzelsystem und rasches Höhenwachstum) an intensive Feuer angepasst sind (De Las HERAS et al. 2012). Über ähnliche Eigenschaften verfügen die Kiefernarten *P. ponderosa*, *P. contorta* und *P. serotina*. *P. pinea* hingegen weist keine Anpassung der Zapfen auf, jedoch eine besonders starke Borke als Schutz. Alle anderen mediterranen Kiefernarten (u.a. *P. pinea*, *P. nigra*, *P. sylvestris*) sind nur bedingt an das Feuerregime angepasst, profitieren jedoch von Bodenfeuern durch den Abbau von Rohhumusaufgaben und verjüngungshemmender Bodenvegetation. Die Entstehungsursachen für Waldbrände können erfahrungsgemäß natürlichen Ursprungs (z.B. Blitzschlag), aber auch anthropogen verursacht sein (z.B. Brandstiftung oder

Funkenflug). Dabei ist es wichtig zwischen den spezifischen Eigenschaften und daraus resultierenden Wirkungen von Feuerereignissen für das Ökosystem zu unterscheiden:

(1) Größe der Brandfläche und Periodizität der Feuerereignisse

In besonders ariden Kieferngebieten treten immer wieder riesige Waldbrandflächen auf, deren Entstehung häufig anthropogenen Ursprungs ist. MOREIRA et al. (2012) beziffern den Anteil für Südeuropa immerhin auf 95 %. Die Größe der Brandflächen in *P. sylvestris* kann insbesondere in Rußland Flächen von mehreren 10.000-100.000 Hektar einnehmen (DIXON & KRANKINA 1993). AGEE (1998) verweist auf vergleichsweise lange Intervalle (> 50 Jahre) zwischen natürlichen Feuerereignissen in Gebieten mit natürlichem Vorkommen von *P. sylvestris*. Kontinuierliche Aufzeichnungen und die Auswertung von „fire scares“ zeigen außerdem, dass sich die Intervalle zwischen einzelnen Bränden durch den menschlichen Einfluss oder klimatische Extreme stetig verkürzen (ROWELL & MOORE 2000, LARSON & CHURCHILL 2012). Daraus resultieren häufig ungünstigere Bedingungen für die erfolgreiche Regeneration und dauerhaftere Besiedlung der Bestände durch eine vielfältige Fauna (GRIFFIS et al. 2001, CONVERSE et al. 2006). In den amerikanischen Gebieten mit *Pinus ponderosa* zeigt sich beispielsweise auf den ehemaligen Brandflächen eine deutliche Veränderung in der Vielfalt von Blütenpflanzen und den artspezifischen Schmetterlingsarten (WALTZ & COVINGTON 2004). Gleiches gilt für die Reaktion von Kleinsäugern (CONVERSE et al. 2006). Viele Autoren weisen jedoch darauf hin, dass in Ökosystemen, die durch ein natürliches Feuerregime geprägt sind, nicht unmittelbar ein positiver Effekt für das natürliche Arteninventar folgen muss (COLLETT 1998, PANZER & SCHWARTZ 2000). Untersuchungen zur Sukzession und Artenvielfalt auf Brandflächen in der Böhmisches Schweiz zeigen das enorme Renaturierungspotenzial durch die Anreicherung von Mischbaumarten, das sich nach diesen natürlichen Störungen eröffnet (KRÁL et al. 2012). Erstaunlich ist in diesem Zusammenhang auch das geringe Verjüngungspotenzial der Baumart *Pinus strobus*, deren Anteile in naturnahen Waldökosystemen Mitteleuropas normalerweise mit großem Aufwand reduziert werden (KRÁL et al. 2012).

(2) Feuerintensität (Boden- versus Kronenfeuer) und Geschwindigkeit

Ein weiterer wichtiger Faktor, der über die nachfolgende Sukzession entscheidet, umfasst alle Aspekte der Feuerintensität (ROWELL & MOORE 2000). XANTHOPOULOS et al. (2012) benennen die Eigenschaft der „Entflammbarkeit“ pflanzlicher Biomasse als wesentliche Kenngröße, die über die Feuergeschwindigkeit und das Feuerrisiko entscheiden. Systematisch lässt sich Bodenfeuer von Kronenfeuer unterscheiden. Das Kronenfeuer entsteht dabei aus einem sehr heißen Bodenfeuer (ALTENKIRCH et al. 2002). Die Temperaturen bei der Verbrennung von Holz liegen zwischen > 280 °C und 320 °C. Nach MIRBACH (1982) zündet die Streu der mitteleuropäischen Waldvegetation spätestens ab 350 °C. In lockerer Kiefernadelstreu können ohne Windeinfluss Temperaturen bis 600 °C erreicht werden. Unter Windeinfluss kann dieser Wert auf 1000 °C ansteigen (MIRBACH 1982). Von XANTHOPOULOS et al. (2012) werden 5 verschiedene Entflammbarkeitsklassen (1 - geringe Entflammbarkeit, 5 - sehr hohe Entflammbarkeit) gebildet, die mit spezifischen Vegetations- und Waldtypen kombiniert werden können. Natürliche Kiefernwälder (*P. sylvestris*) werden der mittleren Entflammbarkeitsklasse zugeordnet, während Kiefernplantagen grundsätzlich einer höheren Kategorie zugeordnet werden. Mit Blick auf die feuerabhängigen Regenerationsvorgänge bei einigen Kiefernarten, deren Zapfen durch Harz geschlossen sind, müssen die Temperaturen mindestens in einem Bereich zwischen 70-80 °C liegen, um die Zapfen zu öffnen. Besonders starke Kronenfeuer führen jedoch zum völligen Absterben der Baumarten, auch wenn diese durch besondere physiologische und morphologische Strategien, wie Stockausschlagfähigkeit bei Eichenarten (VALLEJO et al. 2012) oder eine starke Borke

im unteren Stammbereich (MOREIRA et al. 2012) geschützt sind. Die Geschwindigkeit des Feuers variiert sehr stark in Abhängigkeit von den Bestandesstrukturen (Begleitvegetation, Totholz, Verjüngung, Baumartenzusammensetzung) und der Witterung (z.B. Windeinfluss, Luftfeuchte, Lufttemperatur). Nach MIßBACH (1982) wurden Laufgeschwindigkeiten des Feuers zwischen 10 m und 1200 m pro Stunde gemessen.



Abb. 13.

Exkursion zu einer Brandfläche in den Kaarßer Sandbergen (Foto links: S. WAGNER 2012); Kiefernwald in der Tschechischen Republik ebenfalls nach einem Waldbrand mit geringer Intensität (Foto rechts: M. ADÁMEK 2012)

Bei diesen Temperaturen werden die Streu bzw. Teile der Bodenvegetation und der Humusaufgabe umgesetzt, jedoch keine Schäden verursacht, die tiefer in das Bodengefüge und den Wurzelraum eindringen. Darüber hinaus erfolgt eine partielle Mineralbodenfreilegung, die zudem die Bodensamenbank anregt und das Verjüngungspotenzial fördert (WEST 2005, PIHA 2011, 2013).

(3) Einfluss auf Verjüngung und Begleitvegetation

Die vollkommene Zerstörung der ursprünglichen Vegetation/ Waldgesellschaft durch intensive Feuer führt meist zu einem Zurückwerfen in der sukzessionalen Entwicklung (KOVALEVA et al. 2012) und somit zu einer zeitlich langwierigeren Sukzessionsabfolge (HILLE 2006). Insgesamt fördern Feuerereignisse frühsukzessionale Arten, insbesondere Laubbaumarten (WEBER et al. 1995, VANHA-MAJAMAA et al. 1996, LAMPAINEN et al. 2004). KOVALEVA et al. (2012) konnten anhand ihrer Untersuchungen in *P. sylvestris* Wäldern Sibiriens bei geringer Bodenfeuerintensität belegen, dass eine schnelle Rückbesiedlung durch zuvor präsente Arten (z.B. *Vaccinium vitis-idaea*, *V. myrtillus*) der Begleitvegetation erfolgt. Ein deutlicher Anstieg war in diesem Zusammenhang für das Vorkommen an Moosen und Flechten zu verzeichnen. Allerdings verweisen VANHA-MAJAMAA et al. (2007) darauf, dass die Rückwanderungsdauer für besonders seltene Moosarten besonders langwierig sei. Mehrheitlich gilt die Begleitvegetation, wie *Calluna vulgaris* (reichliche Samenproduktion) und *Vaccinium spec.* (vegetative Regeneration), in *P. sylvestris* Wäldern als gut an Feuerereignisse angepasst. VANHA-MAJAMAA et al. (2007) beschreiben das Entstehen eines Mosaiks aus kleinflächig stärker abgebrannten Kleinstandorten und wenig vom Feuer betroffenen Bereichen.

Aus diesen Informationen zum Einfluss von Feuer als Störung in Kiefernwäldern haben sich Verfahren abgeleitet, die sich mit dem kontrollierten Abbrennen von Flächen als sog. „prescribed burning“ (HILLE & DEN OUDEN 2004, PIHA 2011) befassen. Diese Maßnahmen zielen darauf ab, das Zeitfenster zur Regeneration der Bestände zu verkürzen. Je nach Fruchtifikation der Gemeinen Kiefer ist in den ersten beiden Jahren nach Bodenfeuer mit einer dichten Naturverjüngung zu rechnen (LITTLE & MOORE 1953, JOHNSTONE & CHAPIN 2006). HILLE & DEN OUDEN (2004) konnten in Kiefernwäldern (*P. sylvestris*) NW Europas die weitaus dichtere Verjüngungsetablierung und das gesteigerte Jugendwachstum der

Kiefernverjüngung auf Plots, deren Humusaufgabe abgebrannt wurde, feststellen. Arteninventar und Dominanzstruktur vor dem Feuerereignis determinieren dabei das Verjüngungsaufkommen. Die vorherige Grasdecke musste tiefer, über die Auflage hinaus abgebrannt werden, da die Rhizome der Gräser auch nach dem Abbrennen für die ankommende Verjüngung ein deutliches Hindernis darstellten. Darüber hinaus entstehen in homogenen Kiefernbeständen vielfältige Mikrostandorte und z.T. auch Totholzvorkommen, die vergleichsweise schnell durch xylobionte Insektenarten und später durch Pilzarten besiedelt werden (SCHAEFER 1980, WINTER et al. 1980).



Abb. 14.
Unterschiedliche Behandlungsvarianten in Kombination mit Feuer
(aus: VANHA-MAJAMAA et al. 2007; S. 80)

2.3.4 Hiebsmaßnahmen im Altbestand und Voranbau mit Buche und Eiche

Renaturierungsstrategien in Waldökosystemen nutzen sehr häufig „primäre“ Maßnahmen, die den Oberstand verändern (siehe Abschnitt 1.3), um wichtige ökologische Prozesse zu initiieren. In Wäldern mit schattentoleranten Baumarten (z.B. Rot-Buche) sind bereits kleinere Kronendachlücken ausreichend, die auf eine Entnahme einzelner Bäume zurückzuführen sind, um deutlich ausgeprägt ökologische Gradienten auszubilden (WAGNER et al. 2010). Auch unter natürlichen Bedingungen treten beispielsweise in Buchenurwäldern viel häufiger kleinere Störungen auf (YAMAMOTO 1992, TABAKU & MEYER 1999, ZEIBIG et al. 2005). Die Wirkungen von Maßnahmen im Oberstand von Waldökosystemen, die von Pionierbaumarten (*Pinus spec.*, *Betula spec.*) dominiert sind, wurden bereits im Absatz (1) dargestellt. Die abschirmende Wirkung des Kronendaches und somit die Absenkung der verfügbaren Strahlung (20-30 % der Freilandstrahlung) ist als weitaus geringer (BOLTE

& BILKE 1998), sodass die tatsächliche Ausprägung von Umweltgradienten durch kleinräumige Modifikationen des Kronendaches nur bedingt möglich ist. HARMER & KIEWITT (2005) haben vier unterschiedliche Entnahmemengen (Absenkung der Bestandesgrundfläche auf 10, 20, 40 and 80 %) in *P. nigra* Beständen hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Begleitvegetation getestet. Das Verjüngungswachstum von *Fraxinus excelsior* erhöhte sich bei starker Grundflächenabsenkung ebenso drastisch wie der Deckungsgrad, die Blüten- und Fruchtbildung von *Rubus fruticosus*. Homogene Strahlungsverfügbarkeit lässt diese Effekte bis auf wenige standörtliche Unterschiede flächendeckend wirken. Weitere Untersuchungen in Kiefernwäldern belegen, dass Gradienten durch den Oberstand eher unter Trockenstress oder Nährstoffmangel erzeugt werden können (MÖTTÖNEN et al. 1999, ANDERS et al. 2002). Auch eine gleichmäßige Auflichtung des Oberstandes, wie sie beispielsweise für waldbauliche Verjüngungsverfahren (Schirmschlag, Samenbaumverfahren) genutzt wird, erzeugt keine extremen Umweltgradienten im Unterstand (VANSELOW 1949). Mit Blick auf eine Maximierung kleinräumiger Heterogenität und die Annäherung an die natürliche Baumartenzusammensetzung sind daher sekundäre Renaturierungsmaßnahmen (z.B. Einbringen anderer Baumarten, Bodenverwundung, kleinräumiges Abbrennen) notwendig (KARLSSON & NILSSON 2005).

Als klassisches Verfahren zur Annäherung der homogenen, gleichaltrigen Nadelwälder an das natürliche Baumartenspektrum hat sich in Mitteleuropa der sog. Waldumbau („*forest conversion*“ oder „*forest transformation*“) etabliert. Waldumbau bezeichnet den Baumartenwechsel, heute i.d.R. zugunsten von Laubbaumarten und zuungunsten von Nadelbaumarten (NEBE 1995, LEDER 1997, WICKEL et al. 1998, VON TEUFFEL et al. 2005, FRITZ 2006, ELMER 2009). Als grundlegende Zielsetzungen von Waldumbaumaßnahmen werden in diesem Zusammenhang genannt: (a) die Anreicherung mit Mischbaumarten, (b) die Etablierung standortgerechter Baumarten (evtl. Baumartenwechsel), (c) die Verwendung autochthoner oder standortsangepasster Herkünfte und (d) die vorrangige Nutzung natürlicher Verjüngungsprozesse. Trotz diverser Teilziele, die sich mit den Vorstellungen einer Waldrenaturierung gut vereinbaren lassen (SCHMIDT 1999), erfolgen Waldumbaumaßnahmen primär aus wirtschaftlichen Erwägungen. Darin begründen sich beispielsweise die hohen Pflanzenzahlen bei der Einbringung von Rot-Buche und Trauben-Eiche unter den Schirm der Nadelbaumarten im Sinne eines Voranbaus (LEONHARDT & WAGNER 2006). Das Ergebnis dieser großflächigen Waldumbaumaßnahmen seit Beginn der 90er Jahre sind erneut einschichtige Reinbestände mit einem dichten Kronenschluss. Die langfristigen ökologischen Folgen dieses beschleunigten Baumartenwechsels sind bisher kaum abzusehen. Untersuchungen, die Aussagen zur kurzfristigen Wirkung dieser Voranbauten auf Standort, Flora und Fauna zulassen, sind bisher noch selten. DENNER (2007) hat eine umfangreiche Arbeit zur Wirkung von Buchen- und Eichenvoranbauten vorgelegt, die sich anhand einer unechten Zeitreihe mit den Veränderungen der Bodenvegetation befasst. Der Autor konnte zeigen, dass mit zunehmendem Einfluss des Voranbaus die Diversität im Deckungsgrad besonders präsender Arten (wie z.B. *D. flexuosa*) ansteigt. Außerdem bewirkt der zeitliche Effekt eine Verbesserung der Humusform (FISCHER et al. 2002) sowie eine Veränderung von Wasserspeicherfähigkeit und Hydrophobie, auch und besonders auf sandigen Böden Nordostdeutschlands (BUCZKO et al. 2002, SCHÄFER et al. 2002). Die relative Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden ist mit dem Erreichen der geschlossenen Entwicklungsstadien des Buchenvoranbaus extrem reduziert ($\text{DIFFSF} \leq 3,5 \%$). In vorangebauten Nadelbaumbeständen waren seltene und gefährdete Arten häufiger nachweisbar. BRÄSICKE (2009) hat die Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernwäldern im Kontext von Schädlingsantagonisten untersucht. Die Einbringung von Laubbaumarten trägt im Initialstadium zur Erhöhung des Artenreichtums und der Aktivitätsdichte von Webspinnen bei. Das Gesamtartenspektrum lag in den Voranbauflächen mit Eiche höher als in den Kiefernwäldern, die mit Rot-Buche angereichert wurden. Im

Zusammenhang mit Waldumbau wird neben dem Voranbau zunehmend auch die Voraussaat erfolgreich erprobt (AMMER & MOSANDL 2007, LÖF & BIRKEDAL 2009).

2.3.5 Kontrollvariante

Für einen vollständigen Versuchsaufbau, der sich mit dem Entwicklungspotenzial von Wäldern in Abhängigkeit von unterschiedlichen Behandlungsvarianten befasst, ist es notwendig unbehandelte Referenzflächen aufrecht zu erhalten (JEFFERS 1960). Auf diese Weise lassen sich echte Behandlungseffekte identifizieren. Bezüglich der Renaturierung von Waldökosystemen bildet die sog. Kontrollvariante die von unmittelbaren menschlichen Eingriffen unbeeinflussten Systemzustände und Prozesse ab. Für einschichtige, gleichaltrige Kiefernwälder bedeutet der Verzicht auf jegliche Eingriffe, dass naturnahe Zustände nur sehr langfristig erreicht werden können. Derartige „Wildnisflächen“ haben „[...] a high level of predominance of natural process and natural habitat. They tend to be individually smaller and more fragmented than wilderness areas, although they often cover extensive tracts. The condition of their natural habitat, processes and relevant species is however often partially or substantially modified by human activities such as livestock herding, hunting, fishing, forestry, sport activities or general imprint of human artifacts“ (WILD EUROPE 2012). Eine Erfolgskontrolle zwischen aktiver Renaturierung und unbeeinflusster Entwicklung der Waldökosysteme sollte bestenfalls nur über die Einbeziehung von Kontrollvarianten erfolgen. Des Weiteren kann anhand der Kontrollvariante nachvollzogen werden, ob sich unter den gegenwärtigen und zukünftigen Klimabedingungen vergleichbare Sukzessionsabfolgen einstellen, wie sie bereits für vergangene Entwicklungsperioden beschrieben wurden (KINT et al. 2006) und die ursprünglich abgeleitete pnV auch unter veränderten Klimabedingungen ihre Gültigkeit behält (Abb. 15, LASCH et al. 2002).

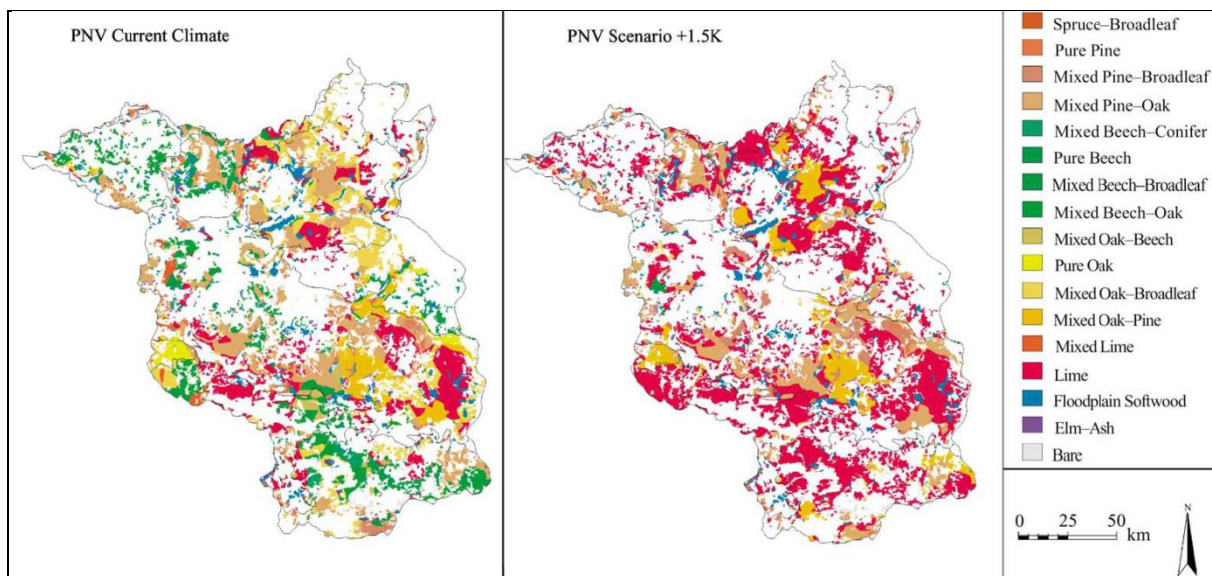


Abb. 15.

Gegenüberstellung der simulierten Darstellungen zur Verteilung der pnV unter gegenwärtigen (links) und zukünftigen (rechts) klimatischen Rahmenbedingungen für das Bundesland Brandenburg (aus: LASCH et al. 2002)

VANHA-MAJAMAA et al. (2007) und DOC SMITH et al. (2004) konnten in ihren Untersuchungen zur Renaturierung von Kieferngebietern deutliche Unterschiede in der Entwicklung zwischen den angewendeten Behandlungsvarianten und der Kontrollvariante nachweisen.

Aus der Darstellung potenzieller Renaturierungsmaßnahmen, die in Waldökosystemen und speziell in Kiefernökosystemen zur Anwendung kommen können, geht bereits hervor, dass das Vorwissen zur grundsätzlichen Handhabung von Totholz vergleichsweise umfangreich ist. Vielgestaltige Techniken sind erprobt, die jedoch deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Effekte in den verschiedenen Waldökosystemen zeigen. Im Vergleich dazu sind Windwurf- und Windbruchexperimente nur in geringem Umfang vorhanden und wissenschaftlich dokumentiert, da der technische Aufwand zur Etablierung deutlich höher einzuschätzen ist und auch die kontinuierliche Dokumentation in der Umsetzung eine Herausforderung darstellt. Der große Anteil großflächiger Schäden durch extreme Sturmereignisse unterstreicht jedoch die gestiegene Relevanz dieses Störungsregimes für Wälder in Mitteleuropa.

2.4 Ableitung möglicher Entwicklungsszenarien

In Anlehnung an die Referenzsysteme und Waldentwicklungsszenarien in Abschnitt 2.2 lassen sich unter Berücksichtigung der vier Maßnahmenswerpunkte zur Renaturierung der Kiefernreinbestände in den Liegenschaften der DBU konkrete Waldentwicklungsszenarien ableiten, die in Abbildung 16 dargestellt sind.

Aus den Forsteinrichtungsdaten (Stichtag 01.10.1996) und der 2012/13 durchgeführten Flächen-Vorevaluation ergeben sich beispielsweise für die Liegenschaft Rühnicker Heide, Revier Birkholzgrund (Block I-III) folgende Charakteristika:

- Die Altersspanne der Kiefer im Oberstand liegt im Mittel bei 71 ± 18 (Spanne 49-82 Jahre; Stichtag 31.12.2013), mit Ausnahme von zwei kleinen eingebetteten Teilflächen mit Kiefern im Alter von 115 Jahren. Zum Zeitpunkt der letzten Forsteinrichtung lag der Bestockungsgrad im Durchschnitt bei $1,0 \pm 0,1$ (FE vom Stichtag 01.10.1996), und wurde beim Flächenbegang für die ausgewählten Teilflächen als $> 0,8$ eingeschätzt.
- Als Mischbaumarten werden im Oberstand vor allem einzelbaumweise bis truppweise eingemischte Birke, sowie einzelne meist alte Exemplare von Trauben-Eiche und Rot-Buche genannt. Sehr vereinzelt sind im Oberstand auch Europäische Lärche (kleine Teilflächen) sowie Douglasie und Gemeine Fichte (einzelbaum- bis truppweise) genannt, die im Zuge der Flächenvorbereitung zu entnehmen wären. Innerhalb der ausgewiesenen Versuchsblöcke finden sich darüber hinaus kleine Teilflächen mit reiner Birke sowie Kiefernstangenhölzern, die weder als Versuchsfläche geeignet sind, noch von Relevanz für die benachbarten Versuchsflächen sind und somit belassen werden können.
- In der Naturverjüngung finden sich vorrangig die Baumarten Trauben-Eiche und Birke, die einzelbaumweise flächig vorkommen, jedoch i.d.R. stark verbissen sind. In der Nähe der im Oberstand vorhandenen Altbäume von Douglasie und Fichte ist vereinzelt Naturverjüngung dieser Baumarten zu finden, die ebenfalls vor Versuchsbeginn entfernt werden müsste.
- Die standörtlichen Gegebenheiten sind als mittelfrische, ziemlich arme (ca. 21% der Fläche) bis mäßig nährstoffhaltige (ca. 79% der Fläche) Sande mit mäßig frischem Rohhumus charakterisiert.
- Laut den Angaben im Bestandeslagerbuch werden als potenzielle natürliche Vegetation vorrangig Hainrispen-WLI-TEI-BU-Wald (auf ca. 79% der Fläche) sowie Sauerklee-Blaubeer-BU-TEI-Wald (auf ca. 21% der Fläche) angenommen.

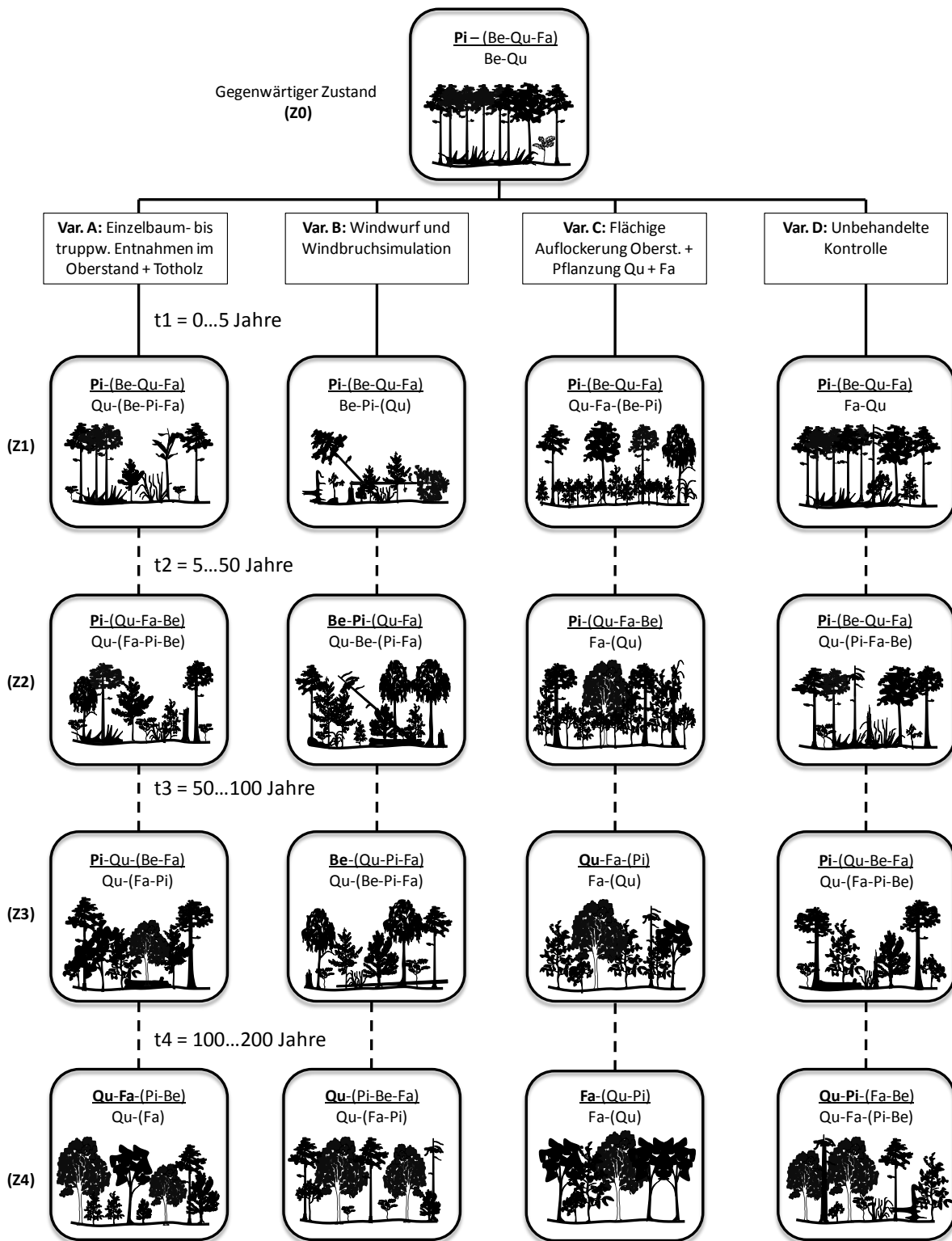


Abb. 16.

Darstellung der potenziellen Entwicklungsszenarien nach Anwendung vier unterschiedlicher Waldrenaturierungsmaßnahmen für die Ausgangsbedingungen auf der Liegenschaft Rüthnicker Heide, Revier Birkholzgrund (Blöcke I-III)

(Die Abkürzungen für die Baumarten stehen für: Pi – Pinus, Qu – Quercus, Fa – Fagus, Be – Betula). Die einzelnen Systemzustände sind mit (Z) und die betrachteten Entwicklungsphasen mit (t) bezeichnet.

Anhand dieser Angaben, die noch keine kleinflächigen Detailinformationen enthalten, lassen sich für die vier Maßnahmenswerpunkte zur Renaturierung der Kiefernreinbestände vorläufige, theoretische Hauptszenarien ableiten. Die Übergänge der einzelnen Zwischenzustände des Systems sind fließend, außerdem können Störungen auftreten, die das gesamte System in seiner Entwicklung deutlich zurückwerfen oder eine starke Annäherung an Systemzustände einer anderen Variante aufweisen (LEUSCHNER 1994, KINT et al. 2006).

Variante A verfolgt einen Ansatz, bei dem durch einzelbaum- bis truppweiser Nutzung der oberständigen Kiefern kleine bis mittelgroße Lücken im Kronendach geschaffen werden. Die gezielte Totholzetablierung dieser Behandlungsvariante erzeugt eine zusätzliche Auflichtung im Kronendach, die insbesondere den Lichtbaumarten zugute kommt. Die Auswahl der Baumarten für die Totholzerzeugung entscheidet maßgeblich über die Organismen, die zur Besiedlung der jeweiligen Baumart befähigt sind (z.B. spezialisierte Insekten und Vogelarten). Aufgrund der vergleichsweise geringen Kronenplastizität der Baumart Kiefer ist mit einem kurzfristigen Wiederherstellen des Kronenschlusses innerhalb des Zeitraumes t_1 nicht zu rechnen. Durch die Auswahl der zu entnehmenden Baumarten und Individuen im Oberstand kann gleich zu Beginn entschieden werden, ob und in welchen Anteilen eine Mischbaumart als potenzielle Samenquelle erhalten bleibt. Dies gilt ebenso für die Mischungsanteile aller anderen Baumarten. Da die Strahlungsverfügbarkeit auch unter einem geschlossenen Kronendach der Kiefer (MLUV 2007) zunächst zur Etablierung von Baumarten wie Eiche und Kiefer, würde sich durch das Auflichten des Oberstands insbesondere der Konkurrenzdruck hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit (Altholzwurzelkonkurrenz) deutlich abmildern. Die Verjüngungssituation von Lichtbaumarten könnte sich demnach geringfügig verbessern, insbesondere für die Birke auf den mittelgroßen Bestandeslücken (HUTH & WAGNER 2006). Allerdings kann die Schattbaumart Rot-Buche (Fa) entsprechend ihrer Wuchsdynamik langfristiger von der veränderten Bestandesituation profitieren, wenn ein ausreichender und ebenfalls kontinuierlicher Sameneintrag auf der Fläche gegeben ist. In größeren Bestandeslücken ist jedoch auch mit einer stärkeren Entwicklung von *Calamagrostis spec.* (Reitgras), *Deschampsia flexuosa* (Drahtschmiele) oder *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn) zu rechnen. Dieser Effekt auf die Bodenvegetation reduziert wiederum die Wahrscheinlichkeit der Etablierung leichtsamiger Pionierbaumarten, die i.d.R. nur auf Mineralboden hohe Verjüngungsdichten zeigen (ATKINSON 1992, KARLSSON 1996). Dementsprechend wird auch im Zeitraum t_2 die Gemeine Kiefer im Oberstand als Hauptbaumart präsent sein, während sich in den Bestandeslücken dauerhaft vor allem Mischbaumarten, wie Rot-Buche und Trauben-Eiche etablieren können. Auch die Kiefer wird in diesen Bestandeslücken weiterhin als Verjüngungsbaumart vorhanden sein, da hier ihre höchsten und kontinuierlichsten Sameneinträge prognostiziert werden können. Innerhalb des Zeitraumes t_3 wird sich der Kiefern oberstand zusätzlich auflichten, da die oberständigen Kiefern nun ein Alter zwischen 100 und 180 Jahren aufweisen und die natürliche Mortalität entsprechend zunehmen wird. Der natürliche Totholzanteil wird in erster Linie durch die Baumarten Birke und Gemeine Kiefer steigen. Insbesondere die Birke hat mit ca. 80-100 Jahren zu großen Teilen ihre physiologische Altersgrenze erreicht. Im Gegensatz dazu können Trauben-Eiche und Rot-Buche je nach Vitalität und Konkurrenzsituation im Kronenraum weiter zum Sameneintrag auf der Fläche beitragen. Angesichts der höheren Plastizität und Konkurrenzfähigkeit im Kronenraum gilt dies in besonderem Maße für die Rot-Buche (SCHRÖTER et al. 2012). Der Zwischenstand und die Verjüngungsschicht sind innerhalb des Zeitraums t_3 ebenfalls durch Rot-Buche, Trauben-Eiche und Gemeine Kiefer dominiert. Die tatsächlichen Baumartenanteile entscheiden schließlich darüber, ob der Zustand 4 bereits durch Rot-Buche dominiert wird oder zunächst ein eichendominiertes Stadium der Waldentwicklung folgt, das im Oberstand geringfügigere Anteile an Kiefer und Birke aufweist. Auf-

grund der nun durch den laubholzdominierten Oberstand stark reduzierten Strahlungsverfügbarkeit ist davon auszugehen, dass sich in der Verjüngungsschicht hauptsächlich Rot-Buche und Trauben-Eiche dauerhaft ansiedeln können. Nach mehr als 100 Jahren Entwicklungsdauer wäre durch Variante A eine deutliche Annäherung an die natürlichen Waldgesellschaften (Hainrispen-Winterlinden-Eichen-Buchen-Wald sowie Sauerklee-Blaubeer-Buchen-Traubeneichen-Wald) erreicht – es sei denn, es käme zu weiteren Störungen oder einem Auftreten verjüngungshemmender Begleitvegetation. Letzteres könnte zu einem längerfristigen Verbleib im Systemzustand 1 oder 2 führen und somit den Zeitraum des gesamten Entwicklungsverlaufs erheblich verlängern (vgl. Abb. 16).

Variante B orientiert sich an der Simulation von Sturmereignissen, die in Kiefernreinbeständen vorrangig zur Erzeugung gebrochener Stämme, Kronen und Kronenteile führen, da das Pfahlwurzelsystem in Abhängigkeit vom Standort selten einen Windwurf zulässt. Direkt nach Abschluss dieser Renaturierungsmaßnahme ist das Bestandesbild stark verändert. Neben einzelnen noch vorhandenen Individuen des Oberstandes und kleineren Baumgruppen sind vielfältige Zwischenstufen zu finden, z.B. angeschobene Bäume, die teilweise noch geraume Zeit überleben können, wenn ihr Wurzelkontakt weiterhin gewährleistet ist. Massive Kronenbrüche hingegen erzeugen rasch stehendes Totholz bzw. Hochstubben. Insgesamt erfolgt durch die Maßnahme eine schnelle und starke Auflichtung des Bestandesgefüges, kleinräumig bis hin zur völligen Auflösung des Oberstandes. Die Strahlungsverfügbarkeit am Boden steigt demnach deutlich an und bietet bereits im Zeitraum t2 gute Etablierungsbedingungen für die Pionierbaumarten Birke, Gemeine Kiefer und Trauben-Eiche. Eine zusätzliche Verbesserung der Etablierungssituation im Vergleich zu Variante A bewirkt die kleinflächige Mineralbodenfreilegung nahe gekippten Wurzeltellern, bzw. die gezielte Verwundung der organischen Auflage im Zuge des Maschineneinsatzes (ULANOVA 2000, VON OHEIMB 2007). In Variante B können die Pionierbaumarten zusätzlich von der kleinflächig und kurzfristig schwächeren Konkurrenz durch die Bodenvegetation profitieren, wenn zeitgleich gute Samenjahre für die Pionierbaumarten zu verzeichnen sind. Auch in dieser Variante beeinflusst die Auswahl der „sturmgeschädigten“ Baumarten ihre räumliche Verteilung, sowie ihre Dimension und die anschließende Entwicklung auf den Flächen. Erneut ist eine gezielte Reduktion spezifischer Mischbaumarten oder besonders vitaler Kiefern möglich, um den anschließenden Sameneintrag zu steuern. Die anschließende Besiedlung des entstandenen Totholzes ist abhängig von wichtigen Parametern wie Baumart, Dimension, Exposition, Position (stehend vs. liegend) und Nähe zu stärker zersetztem Totholz, so dass sich entsprechende Entwicklungsprognosen nur schwer ableiten lassen. Insgesamt hängt die Besiedlungsgeschwindigkeit sehr stark von der Situation der umgebenden Flächen ab, bzw. deren Potenzial an mobilen Arten (McCULLOUGH et al. 1998). Im Verlauf der Zeiträume t2 bis t3 wird die heranwachsende Baumschicht insbesondere durch Pionierbaumarten geprägt, namentlich Birke, Gemeiner Kiefer und Europäischer Lärche. In die Verjüngungsschicht können, je nach Samenpotenzial und Dichte vorhandener Vektoren (z.B. Häher, Mäuse), langsam die Klimaxbaumarten einwandern. Im Gegensatz zur Rot-Buche kann die Trauben-Eiche in diesem Fall von der höheren Strahlungsverfügbarkeit und den freiflächenähnlichen Bedingungen profitieren. Mit zunehmender Bestandesdichte der Pionierbaumarten (z.B. geschlossener Birkenbestand) steigt jedoch auch der Konkurrenzdruck gegenüber der Eiche. Der Sameneintrag der Gemeinen Kiefer bleibt auch in dieser Entwicklungsphase durch die Präsenz der Samenbäume garantiert. Die geringere Alterserwartung der Birke und die zunehmende Konkurrenz der Mischbaumarten im Zwischenstand führen mit Eintritt in den Entwicklungszeitraum t4 (> 100 Jahre) zu einem überproportionalen Ausfall dieser Baumart. Dementsprechend wird der Zustand 4 nach Ablösung der Birke vor allem durch Trauben-Eiche, Gemeine Kiefer und Rot-Buche dominiert. Eine unmittelbare Annäherung an die Baumartenzusammensetzung

der Klimax-Waldgesellschaft kann im betrachteten Zeitraum von 200 Jahren in Variante B jedoch nicht erreicht werden (Abb. 16).

Variante C verfolgt den für Mitteleuropa klassischen Waldumbau mit Rot-Buche und Trauben-Eiche. Nach der flächigen Auflockerung des Oberstandes folgt die Kunstverjüngung der potenziellen Klimax-Baumarten Trauben-Eiche und Rot-Buche in weiten Pflanzverbänden mit intensiver Mischung. Der daraus resultierende Bestandaufbau weist im Ausgangszustand (Z1) eine Zweischichtigkeit auf. Durch die Auflockerung des Kronendaches werden die Wuchsbedingungen des Unterstandes verbessert. Die Konkurrenzfähigkeit der Rot-Buche ist unter Schirmdruck und bei einer ausreichenden Wasserversorgung grundsätzlich höher als die der Trauben-Eiche. Kleinräumige Abweichungen von diesem Szenario sind jedoch möglich. Diese können z.B. durch Ausfälle der Buche oder besonders günstige Wuchsbedingungen für die Trauben-Eichen verursacht sein, sodass auch der Unterstand innerhalb des Zeitraums t_2 (5...50 Jahren) kleinflächig heterogen sein kann. Diese Heterogenität wird auch durch die weiten Pflanzverbände gefördert (z.B. 2 m x 5 m), die die Etablierung weiterer Mischbaumarten mittels Naturverjüngung ermöglichen. Die Auflockerung des Oberstandes kann die Einzelbaumstabilität vitaler Individuen deutlich verbessern und führt insbesondere bei den weit stehenden Rot-Buchen und Trauben-Eichen zu einem verstärkten Kronenausbau und zugleich verbesserter Fruktifikation. Auch in dieser Variante entscheidet die praktische Umsetzung darüber, ob bestimmte Baumarten gänzlich dem Bestand entnommen werden. Mit Erreichen des Entwicklungszustands Z2 haben sich die mit Laubbaumarten bepflanzten Bestandesbereiche wieder stärker geschlossen, während die großflächigeren Bereiche mit Kieferschirm ohne Unterstand noch immer einen lockeren Kronenschluss aufweisen. Die Seneszenz der Birken im Oberstand führt ebenfalls zu neuen Kronendachlücken und zur Bildung stehenden Totholzes. Im Verlaufe dieses ersten Entwicklungszeitraums von bis zu 50 Jahren haben die meisten Bestandesglieder der ehemals zweiten Bestandeschicht den Kronenraum des Oberstandes erreicht und die deutliche Zweischichtigkeit der Bestandesstruktur löst sich auf. Insbesondere die Rot-Buchen werden nun zu Konkurrenten für die Kiefern des Oberstandes. Eine dauerhafte Etablierung weiterer Verjüngungspflanzen kann entsprechend der geringen Strahlungsverfügbarkeit lediglich für die Rot-Buche und in kleineren Bestandeslücken auch für die Eiche angenommen werden. Nach weiteren 50 bis 100 Jahren werden Birken und Kiefern nur noch in sehr geringen Anteilen im Oberstand präsent sein, der dann eindeutig durch Rot-Buche und Trauben-Eiche dominiert wird. Im Zwischen- und Unterstand dominiert weitgehend die Rot-Buche, die auch nach weiteren 100 Jahren im Zustand 4 weitgehend das Bestandesbild prägt. Auch für Variante C kann die vorübergehende Dominanz der Trauben-Eiche nicht ausgeschlossen werden, wenn diese beispielsweise von höheren natürlichen Sameneinträgen profitiert, größere Kronendachlücken effektiver nutzt oder auftretende Trockenperioden besser übersteht. Hier wäre ebenfalls das Übergangsstadium mit Eichendominanz im Zustand 4 denkbar, sodass die buchen-dominierte Klimax gemäß der pnV eine weitere Bestandesgeneration zur Entwicklung benötigt.

Als besonders schwierig erweist sich die Herleitung von Entwicklungsprognosen für die **Variante D**. Diese Kontrollvariante schließt, beginnend mit dem gegenwärtigen Ausgangszustand, alle aktiven Maßnahmen aus. Die Variante D durchläuft alle systemimmanenten ökologischen Prozesse und wird in Entwicklungsrichtung und Geschwindigkeit extern lediglich durch klimatische Einflüsse und ggf. atmogene Deposition modifiziert. Es ist davon auszugehen, dass erst mit Beginn des Zeitraumes t_3 (nach weiteren 50 Jahren Entwicklung) die Auflösung der momentan vorherrschenden Bestandesstrukturen einsetzen wird. Erneut scheidet die Birke, soweit bereits als Mischbaumart vorhanden, frühzeitig aus dem Oberstand aus, während sich aufgrund konkurrenzbedingter Differenzierungs-

und Selektionsprozesse im homogenen Kiefernbestand erst im Verlaufe der Zeit zunehmend absterbende Individuen finden. Der Anteil stehenden und liegenden Totholzes wird in den Zuständen Z2 und Z3 vergleichsweise hoch sein – jedoch deutlich geringer als in Variante B unmittelbar nach der Sturmsimulation. Das Kronendach wird sich kontinuierlich auflichten, so dass gegebenenfalls bereits eingemischte Laubbaumarten des Oberstandes von der reduzierten Kronenkonkurrenz profitieren können, die durch das Absterben von Birke und Gemeiner Kiefer erzeugt wird. In der Verjüngungsschicht kann sich gleichzeitig möglicherweise auch die verjüngungshemmende Begleitvegetation kontinuierlich und flächig ausbreiten, je nach kleinstandörtlichem Potenzial und zusätzlicher Präsenz in der Bodensamenbank. Zunehmend ist wahrscheinlich das Auflaufen von Naturverjüngung der Baumarten Trauben-Eiche, Gemeiner Kiefer und Rot-Buche zu verzeichnen. Der Verjüngungserfolg und die daraus resultierenden Strukturen bzw. Altersstaffelungen in der Verjüngung resultieren aus der Kombination Sameneintrag, Bodenvegetation, klimatische Bedingungen und Veränderungen im Oberstand. Im Zustand 3 lässt sich die Bestandesstruktur als ein Mosaik von Lücken mit Verjüngungspflanzen oder reichhaltiger Bodenvegetation und Aggregaten zwischen- und unterständiger Mischbaumarten um einzelne Kiefernaltbäume starker Dimension beschreiben. Erst nach weiteren 100 Jahren erhält die Bestandesstruktur durch das Aufschließen zwischenständiger Trauben-Eichen, Kiefern und Rot-Buchen wieder den Charakter eines lichten Oberstandes. Die Gemeine Kiefer bleibt länger als in allen anderen Varianten Teil der weiteren Bestandesgenerationen, da der kontinuierliche Sameneintrag durch die Kiefern-Alt bäume über einen sehr langen Zeitraum aufrecht erhalten wird. Es bleibt schwierig, großflächigere Zusammenbrüche im Oberstand der Kiefer zu prognostizieren, die extrem witterungsabhängig sind und jederzeit durch Sturm, Schneedruck oder biotische Schadfaktoren verursacht werden können. Es ist allerdings sehr wahrscheinlich, dass der endgültige Übergang zur Klimax-Waldgesellschaft einen weitaus längeren Zeitraum erfordern wird, wenn ausgedehnte Störungen im Oberstand ausbleiben. Ein großflächiger Ausfall des Oberstandes könnte jedoch auch eine Rückkehr des gesamten Systems in ein frühes Sukzessionsstadium ohne Baumschicht nach sich ziehen, wenn der flächige Ausfall des Oberstandes mit der Dominanz einer verjüngungshemmenden Bodenvegetation einhergeht. Auch in diesem Fall würde sich die Entwicklung des Systems erheblich verlängern.

2.5 Großexperimente, Minimumareale und zeitliche Betrachtungseinheiten

Die Einrichtung der ersten großflächigen Versuchsflächen zur dauerhaften Erforschung waldökologischer Fragestellungen liegt bis zu 25 Jahre zurück (KÜHNE & PUETTMANN 2006). In anderen Regionen bildeten einfache Dauerversuchsflächen, die über Jahrzehnte aufgenommen wurden, den Ausgangspunkt für den Aufbau eines komplexeren Versuchsdesigns, getragen durch ein dauerhaftes Netzwerk von Interessengemeinschaften (z.B. Forschung an *P. ponderosa* durch das *Ecological Restoration Institute* – ERI in Flagstaff, Arizona, USA). Experimentalflächen mit großer Ausdehnung sind durchaus rar, da (i) ausreichend große Waldflächen mit geeigneter Struktur verfügbar sein müssen, die ii) nicht von Flächenzerschneidungen betroffen sind und (iii) deren Eigentümer ein entsprechendes Forschungsinteresse verfolgen. Insbesondere für die Großexperimente im Westen Washingtons und Oregons (USA) war der Paradigmenwechsel von der reinen Kahlschlagswirtschaft (Bewirtschaftung, die sich ausschließlich an der Holzproduktion orientiert) zur Behandlung von Waldökosystemen, ein wichtiger Anstoß zur dauerhaften Einrichtung. Dieser neue Ansatz wurde 1994 im „*Northwest Forest Plan*“ (NWFP) festgeschrieben. Alternativen zur Kahlschlagswirtschaft sollten aufgezeigt werden, da die Bestandesstrukturen vielfach Defizite im Vergleich zur natürlichen Bestandesstruktur aufwiesen (Franklin 1988). Aus wissenschaftlicher Sicht bestand großes Interesse an der Dokumentation biologischer und physikalischer Prozesse und Mechanismen, um diese auf unterschiedliche räumliche und zeitliche Ebenen übertragen zu können. Außerdem reifte das Bewusstsein, bestimmte waldökologisch relevante Prozesse und Komponenten (z.B. Habitate von Wildtieren) nicht auf kleiner Betrachtungsebene (d.h. auf einzelnen Versuchsflächen) zu untersuchen. Deshalb gehen mehr als 2/3 der sogenannten „*Large-scale silviculture experiments*“ (LSSE) der Frage nach, ob und wie durch eine waldbauliche Steuerung und Manipulation ein beschleunigter Umwandlungsprozess von plantagenartigen Jungbeständen in naturnähere Altbestandsstrukturen und Baumartenspektren möglich sei. Lediglich zwei LSSE nutzen dafür explizit Strukturelemente und -kriterien, um den Erfolg oder Misserfolg der Maßnahmen dokumentieren zu können. Einige Großexperimente haben seit ihrer Anlage die ursprünglichen Untersuchungspläne vollständig revidiert. Ein intensives Netzwerk der Großexperimentalflächen wurde beispielsweise in Nord-Amerika ins Leben gerufen, um den kontinuierlichen, wissenschaftlichen Erfahrungsaustausch zu gewährleisten (REUTEBUCH et al. 2004, PUETTMANN et al. 2005). Hintergrund zur Entstehung dieser LSSE war vor allem die Entwicklung waldbaulicher Managementstrategien für die Umsetzung von Schutzstrategien und die Erprobung neuer waldbaulicher Ansätze (POAGE & ANDERSON 2007). Ähnliche Netzwerke von Großexperimenten, die auch über die Betrachtung von Waldökosystemen hinausgehen, existieren in Südamerika (*Long Term Ecological Research Network – Pinus ponderosa*; BAKKER et al. 2006), in China (Chinese Ecosystem Research Network – CERN; YU 2012) und Australien (Tumut Fragmentation Study – TUMUT; LINDENMAYER 2009).

Folgende Definitionen werden für waldbauliche Großexperimente gegeben: „*Large-scale silviculture experiments are silviculture experiments conducted at operational scales. As true manipulative experiments (sensu HURLBERT 1984), LSSEs are characterized by such fundamental elements of experimental design as randomization, replication, and unmanipulated, “control” treatments (MONSERUD 2002).*“ Die Bezeichnung eines waldbaulichen Experiments leitet sich aus der Integration von Behandlungsmaßnahmen ab, die u.a. Durchforstungen oder Erntehiebe etc. berücksichtigen. Als Besonderheit von Großexperimenten wird die breite Variation an erklärenden Variablen, z.B. Baumarten, Mischungen, Kleinsäuger, Totholz, Pilze, Boden, Mikroklima und soziale Komponenten angegeben. Mit der Erfassung erklärender Variablen wird die Reaktion des Ökosystems auf konkrete Behandlungsvarianten beschrieben. Die Abgrenzung zu sog. „*Management experiments*“ (ME) liegt

darin, dass LSSE ausschließlich wissenschaftliche Ziele verfolgen, während ME als integraler Bestandteil von Forstverwaltungen gelten und im Rahmen von regulären Maßnahmen dokumentiert werden.

Das Versuchsdesign von Großexperimenten sollte stets zeitliche und räumliche Betrachtungseinheiten miteinander verbinden. Die Größenangaben zu den eingerichteten Behandlungseinheiten in den Experimentalflächen reichen von >2 ha bis 40 ha (POAGE & ANDERSON 2007). Für die Wahl der Flächengrößen einzelner Behandlungsvarianten werden unterschiedliche Begründungen gegeben. Zum einen ist die Flächenverfügbarkeit, bezogen auf spezifische Anforderungen an die Waldstruktur und die standörtlichen Gegebenheiten, entscheidend. Zum anderen liefern die konkrete Fragestellung und die Zielorganismen, die untersucht werden sollen, den wesentlichen Ansatz für die Größe der Untersuchungseinheiten. Nach MONSERUD (2002) gilt: „*In such experiments, the treatment unit is large enough to include the relevant physical, chemical, and biotic context of the processes being studied*“. In diesem Zusammenhang stellt sich, ähnlich wie bei der Ausweisung von Schutzgebietskategorien, die Frage nach akzeptablen **Minimumarealen** (PARVIAINEN 2005). BÜCKING (2003) formuliert in seiner Zusammenfassung, dass die einfachste Methode zur Herleitung des potenziellen Minimumareals die Berechnung des notwendigen Pufferbereichs sei, um Randeffekte auszuschließen. Bei einer theoretischen Baumhöhe von 50 m hätte eine Fläche von 100 m x 100 m (1 Hektar) keine unbeeinflusste Kernzone. Je kleiner eine kompakte Fläche also ist, umso ungünstiger ist die Relation zwischen Flächengröße und Randlinieneinfluss. In Anlehnung an die Zusammenstellungen von MONSERUD (2002), BÜCKING (2003), PARVIAINEN (2005), SEYMOUR et al. (2006) und MEYER (2009) zur Größe von Waldschutzgebieten ergeben sich die folgenden Flächenrelationen:

Tab. 3.
Übersicht definierter Minimumareale unter Berücksichtigung spezifischer Fragestellungen oder Zielgrößen

Parameter für die Festlegung der Flächengröße	Minimumfläche [ha]
Waldstrukturen	5 - 100
Mikro- und Mesofauna	50 - 100
Großsäuger und Vogelarten	>100
Behandlungskonzepte und Empfehlungen	20 - 500
Lückenuntersuchungen	40

Neben den grundsätzlichen Angaben zur Größe von Minimumarealen einzelner Untersuchungseinheiten muss zusätzlich die Möglichkeit zur Replikation einkalkuliert werden (LÓPEZ-BARRERA et al. 2007). Häufig stellt dies noch höhere Anforderungen an die erfolgreiche Umsetzung eines großflächig angelegten Versuchsdesigns (HURLBERT 1984, HARGROVE & PICKERING 1992).

Die Schwierigkeiten einer Realisierung großflächiger Experimentalflächen manifestieren sich auch bei der **Langfristigkeit** (*long-term*). TAYLOR (1989) hält den Ansatz der Langfristigkeit in der Wissenschaft grundsätzlich für ungewöhnlich. Auch wenn langfristige Ökosysteminformationen nach LIKENS (1989) auf unterschiedlichste Weise gewonnen werden können, z.B. durch empirische oder naturwissenschaftliche Aufzeichnungen, retrospektive Studien, Modellierung, experimentelle Manipulation oder direktes Dauermonitoring, stellen sie eine besonders defizitäre Komponente in der Umsetzung ökologischer Forschungskonzepte dar (LINDENMAYER & LIKENS 2010). Langfristige Erhebungen resultieren meist aus einem dauerhaften Monitoring spezifischer Parameter. Der Begriff "Monitoring" bezeichnet „[...] a process to produce information repeatedly through time“ (GITZEN 2012). Dabei entscheiden die Qualitätssicherung und die Qualitätskontrolle erfahrungsgemäß über den Erfolg des Dauerversuchs. Langzeitstudien eignen sich in besonderem Maße für die Erfassung (1) langsam

ablaufender Dynamik, (2) selten auftretender Ereignisse und (3) periodischer Phänomene mit hoher Variabilität. Komplexe Zusammenhänge in Waldökosystemen stellen ebenfalls eine besondere Herausforderung dar und können nur über Dauerversuchsflächen dokumentiert werden (FRANKLIN 1989).

Die **Gesamtlaufzeit** einer Studie entscheidet darüber, ob aussagefähige Ergebnisse gewonnen werden können. Viele Prozesse in Waldökosystemen sowie Arten(gruppen) zeigen erst nach mehreren Monaten oder Jahren messbare Veränderungen in ihrer qualitativen und quantitativen Ausprägung als Reaktion auf spezifische Behandlungsvarianten. Die Gesamtlaufzeiten sog. Dauerversuchsanlagen reichen daher von 5 Jahren bis zu 150 Jahren auf dem Gebiet der Waldrenaturierungsforschung (TILMAN 1989, MONSERUD 2002). Insbesondere die Beobachtung und Beschreibung sukzessionaler Prozesse setzt langfristige Forschung voraus, da Systemübergänge und das Erreichen stabiler Systemzustände unterschiedliche Aufnahmeintervalle benötigen, um Erkenntnisse qualitativ und quantitativ absichern zu können. Besonders enge Aufnahmeintervalle müssen beispielsweise bei der Erfassung von Verjüngungsprozessen gewählt werden. Der Verjüngungsprozess mit seinen einzelnen Entwicklungsstadien (Blüte, Fruktifikation, Samenausbreitung, Lagerung, Keimung, Keimling, Sämling, etablierte Verjüngungspflanze) und den relevanten Einflussfaktoren (z.B. Mikroklima) dokumentieren zu können. Für die Ableitung übertragbarer Gesetzmäßigkeiten werden Wiederholungsaufnahmen nötig, um die Wirkung variierender Umweltfaktoren (z.B. jährliche Unterschiede in der Witterung) einbeziehen zu können (SEYMOUR et al. 2006). Diese können die Rahmenbedingungen erheblich verändern, z.B. hinsichtlich auftretender Reproduktions- und Wachstumsraten, die nicht primär auf die Behandlungsvariante zurückzuführen sind. Ungünstige Aufnahmeintervalle und begrenzte Laufzeiten bergen die Gefahr der Fehlinterpretation gewonnener Ergebnisse.

3 Forschungsziele und Hypothesen

3.1 Priorisierte Zielstellungen

Als übergeordnete Zielstellung wird auf den Naturerbeflächen die Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) mit Blick auf naturnahe Waldökosysteme verfolgt (BMU 2007). Anhand des gewählten Ausgangssystems „Kiefernforste“ sollen Lösungsansätze für eine beschleunigte, ökonomisch und ökologisch nachhaltige Wildnisgebietsausweisung (Kriterien und Maßnahmen) erarbeitet werden.

Das Gesamtkonzept ist ergebnisoffen und erfordert eine differenzierte Analyse ökosystemarer Prozesse und Zustände. Als langfristiges Ziel wird die Etablierung reifer Wälder im Klimax-Stadium angestrebt, um mesoskalige Prozessabläufe zu sichern. Bisherige Maßnahmen zur Schaffung von Naturnähe (z.B. Waldumbau) verfolgten i.d.R. wirtschaftliche Zwecke. Dabei fungiert die Stabilisierung der Waldökosysteme als ein wesentlicher Teil des Risikomanagements und der Kostensenkung durch die Nutzung natürlicher Prozesse. Dies soll durch eine „echte“ Annäherung an natürliche Prozesse und Zustände, d.h. durch die Überführung in unterschiedliche Sukzessionsstadien geändert werden.

Eine wichtige Zielsetzung des Forschungskonzepts beinhaltet die **Formulierung des angestrebten Systemzustands**, der sich aus einem zuvor definierten Systemziel ableitet. Als ein mögliches Referenzsystem ist die pnV anzusehen, mit deren Hilfe die Naturnähe des Systemzustands eingeschätzt werden kann. In diesem Zusammenhang sind jene Argumentationen zu berücksichtigen, die sich kritisch mit der Nutzung der pnV als Referenzsystem auseinandersetzen (vgl. u.a. ZERBE & WIEGLEB

2009). Entsprechende Belege stammen aus der Urwaldforschung bzw. der Untersuchung naturnaher Waldökosysteme (REMMERT 1991, BENDER et al. 1998, VOLLER & HARRISON 1998, BÜCKING 2003, PARVIAINEN 2005).

Das **primäre Zielkonzept** umfasst die Erprobung effizienter Maßnahmen der Waldrenaturierung unter Einbeziehung klassischer ökologischer Theorien (z.B. Sukzession, Mosaik-Zyklus, Störungsregime, Verjüngungszyklus). Kurz-, mittel- und langfristige Wirkungen mit Blick auf eine größere Naturnähe können anhand von Indikatoren dokumentiert werden. Diesbezüglich sind im Zuge der Projektinitiierung für jeden Indikator Hypothesen aufzustellen, die sich auf den Zeithorizont des Erkenntnisgewinns beziehen. Die ausgewählten Maßnahmen orientieren sich an der Sukzessionsabfolge, die u.a. von LEUSCHNER (1994) erarbeitet wurde. Als Referenzsystem gilt hier zunächst die regionalspezifische pnV. Die im Detail vorgestellten Maßnahmen verfolgen das Ziel den Ausgangszustand des Systems (von Kiefer-Birke zu Birke oder Eiche-Kiefer, Buche-Kiefer) zu „überwinden“. Angesichts der realen Flächensituation sind Mutterbäume anderer Baumarten (z.B. einzelne Altbäume von Eiche und Buche) in die Entwicklungsszenarien einzubeziehen.

Das **sekundäre Zielkonzept** strebt die Beschreibung des Funktionsverlaufs für die Beziehung aus Randlinieneffekten und Diversität an (vgl. Abb 17a). Eine Veränderung der Randlinienlänge im Verhältnis zur Flächengröße beeinflusst direkt abiotische Faktoren (z.B. Strahlung, Klima) und somit indirekt auch Habitateignung und Diversität. Die Diversität wird mittels Arten- (Flora und Fauna) und Strukturvielfalt charakterisiert. Eine derartige Diversitätseinschätzung stützt sich neben der Erfassung relevanter Schlüsselarten auch auf die Berechnung von Diversitätsindizes (FERRIS & HUMPHREY 1999, BRIN et al. 2009). Darüber hinaus erfolgt die Differenzierung in früh- und spätsukzessionale Arten, um Informationen für einzelne Artengruppen zu erhalten.

3.2 Wissenschaftliche Hypothesen

Das Gesamtkonzept der geplanten Versuchsanlage beruht auf den nachfolgenden, wissenschaftlich unterlegten Hypothesen. Die Hypothesen beinhalten eine Verschachtelung der räumlichen Betrachtungseinheiten. Innerhalb der Versuchsanlage ergibt sich deshalb eine differenzierte Bewertung einzelner Maßnahmen, die sowohl auf Ebene der Parzellen (= Zerlegungseinheiten), aber auch auf Ebene der Versuchsblöcke erfolgen muss (vgl. dazu Abbildung 18).

Hypothese 1a:

Größere Diversität und Naturnähe ergeben sich bei Approximation von Randlinienlängen an Urwaldsysteme.

Betrachtet man zunächst nur die lokale Vielfalt an einem bestimmten Punkt (einem Teil-Lebensraum, wie z.B. einer der Probenflächen), werden die Diversität und die mit ihr verknüpften Prozesse „ α -Diversität“ genannt (siehe WHITTAKER 1972). Auf einer höheren Ebene hängt der Anstieg der Gesamtvielfalt dann vor allem davon ab, wie verschieden die unterschiedlichen Einzelpunkte untereinander sind. Je weniger Arten die Lebensräume gemeinsam bei gegebener α -Diversität haben, desto größer ist die sog. „ β -Diversität“. Die β -Diversität ist daher besonders bei der Betrachtung der Auswirkung von Variationen in den Lebensbedingungen (z.B. Habitatgradienten zwischen den Versuchsvarianten, wie Temperatur- oder Feuchtgradienten) relevant.

Die Verwendung der β -Diversität dient im Kontext des Großexperimentes als Messgröße vor allem dazu, lokale und regionale Effekte auseinanderzuhalten. So kann die Lebensgemeinschaft im lokal begrenzten Kiefernökosystem aus sehr vielen Arten bestehen, ergo eine hohe α -Diversität besitzen, jedoch regional - also über die Versuchsvarianten hinweg - durchaus uniform sein, sodass dieselbe artenreiche Lebensgemeinschaft in derselben Zusammensetzung überall auftritt. Im Gegensatz dazu kann die Lebensgemeinschaft an allen untersuchten Orten eher arten- und prozessarm sein (geringe α -Diversität), sich regional aber äußerst divers präsentieren. Hohe α - und hohe β -Diversität müssen also nicht notwendigerweise miteinander zusammenhängen, und ihre Differenzierung verspricht mit Blick auf das Versuchsflächendesign wertvollen Erkenntnisgewinn.

Besondere Bedeutung muss in diesem Kontext den Randlinienlängen beigemessen werden. Randlinien definieren einerseits vorhandene oder potenziell mögliche Kontaktzonen zwischen einzelnen Strukturelementen (z.B. Bäumen), andererseits bilden sie Korridore zwischen abgrenzbaren räumlichen Einheiten ab (vgl. Glossar). Diese räumlichen Einheiten sind ihrerseits das Ergebnis großräumigerer Strukturen, klimatischer Gegebenheiten, Nutzungs- oder Standortsformen. Auch wenn in der Literatur die β -Diversität zumeist an eine regionale Skala gekoppelt ist, wollen wir darunter die Diversität auf der zu den Parzellen nächst-höheren Ebene verstehen: „Block“ enthält stets das gleiche Set verschieden behandelter Parzellen, allerdings ggf. in unterschiedlicher Zerlegungsintensität (Maßstab „Randlinienlänge“). Die Diversitätseffekte auf diesen Ebenen sollten sich daher als Ergebnis der unterschiedlich feinen Zerlegung und damit von unterschiedlicher Komplexität darstellen lassen.

Eine Orientierung an Urwaldsystemen mit ihrer per definitionem maximalen Naturnähe führt zur Annahme besonders hoher Randlinienlängen innerhalb des Urwaldes (FAGAN et al. 1999). Dies begründet sich vor allem mit der meist hohen Struktur- und Artendiversität in diesen Systemen im Vergleich zu anthropogen geprägten Waldökosystemen gleichen Standortpotenzials. Randlinien zwischen strukturellen Einheiten erzeugen spezifische räumliche Effekte, die sich über die eigentliche Kontaktzone hinaus entfalten. Die Wirkung von Randlinieneffekten zwischen zwei Nutzungseinheiten, Waldzuständen bzw. Waldentwicklungsstufen wird häufig mit Untersuchungen zur Ausbreitungsökologie (LÓPEZ-BARRERA et al. 2007) von Baumarten (z.B. Samenausbreitung) verbunden oder mit der Dokumentation veränderter Bedingungen des Mikroklimas. Je nach Gradient bzw. Übergangsschärfe des Randlinieneffekts (DUELLI et al. 1990) und Ausdehnung der Effektzonen ergeben sich klimatische, standörtliche oder strukturelle Veränderungen in den angrenzenden Ökosystemen oder Ökosystembereichen. Dabei ist zu unterscheiden, ob es sich um tatsächliche Randlinieneffekte („edge effects“) oder sog. Kontraste innerhalb einer Matrix („matrix contrast“) handelt (RIES et al. 2004). Aus diesen Veränderungen resultieren weiterführende Effekte, die sich u.a. auf die Diversität von Flora und Fauna niederschlagen (MATLACK & LITVAITIS 1999). Entsprechende Übersichtsartikel von MURCIA (1995) und LÓPEZ-BARRERA et al. (2007) betonen, dass verallgemeinernde Aussagen zur Wirkung von Randlinieneffekten kaum möglich seien, da die Reaktionsmuster artspezifisch sind. Beispielsweise beschreiben DONOVAN et al. (1997) und MCCOLLIN (1998) geringe bzw. schwer vorher-sagbare Randlinieneffekte innerhalb eines Mosaiks von Waldflächen.

Gemäß der Hypothese 1 ist die Erhöhung der Randlinienlängen innerhalb einer definierten größeren Betrachtungseinheit (z.B. Versuchsblöcke) durch die stärkere Zerlegung in Teileinheiten (z.B. Parzellen) mit verminderter Größe zu erreichen. Die damit angestrebte Erhöhung der Diversität führt somit zur Frage der Größe bzw. Anzahl dieser Teileinheiten, um eine Arten- und Strukturmaximierung als Maß für größte Naturnähe zu realisieren. Abbildung 17b verdeutlicht in diesem Zusammenhang,

dass eine entsprechend konzipierte Versuchsanlage grundsätzlich mehr als zwei Varianten für die Ausbildung von Teileinheiten aufbieten sollte. Da der Verlauf der Funktion, die sich aus der größten und der kleinsten Unterteilung ergibt, nur durch eine Gerade beschrieben werden kann, während über zusätzliche „Ankerpunkte“ ein Mehrwert bezüglich des Funktionsverlaufs erreicht werden kann. Angesichts natürlich ausgebildeter Einheiten von Entwicklungsphasen in Urwäldern wird deutlich, dass für bestimmte Prozesse innerhalb des Sukzessionszyklus auch so genannte Minimumareale notwendig sind (KORPEL 1995, REMMERT 1991), sodass die kleinste Unterteilung und somit maximale Randlinienlänge nicht zwangsläufig zur Maximierung der Diversität führen muss (Abschnitt 2). Abbildung 17b enthält deshalb zwei Möglichkeiten des Funktionsverlaufs (rot und grün) bei der Festlegung von vier verschiedenen Varianten der Flächenzerlegung. Die grün eingezeichnete Funktion folgt der Teilhypothese, dass bereits bei einer etwas großflächigeren Unterteilung und somit mittlere Randlinienlänge eine maximale Diversität in der Artenzusammensetzung und Struktur erreicht werden kann, während eine weitere Unterteilung keinen Mehrwert hinsichtlich der Diversitätsmaximierung erzeugt.

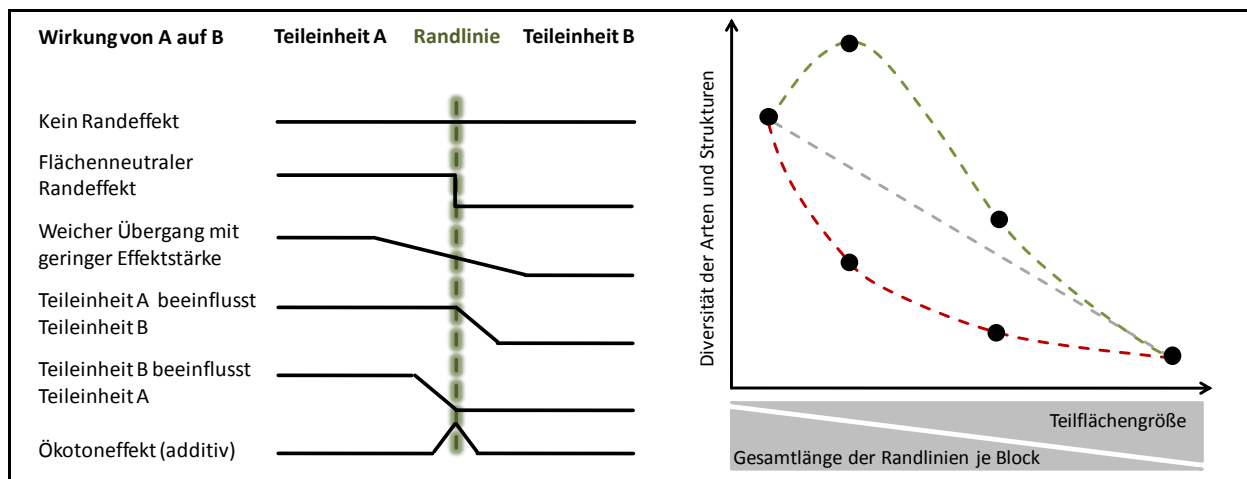


Abb. 17.

- a.) Schematische Darstellung möglicher Randlinieneffekte und ihre Wirkung auf die Flächendiversität (links);
b.) Darstellung des Zusammenhangs zwischen Flächengröße, Randlinienlänge und Diversität von Strukturen und Arten (rechts)

Hypothese 1b:

Die räumliche Überlagerung der Varianteneffekte beschleunigt zusätzlich die Entwicklung des Systems zu größerer Naturnähe.

Die räumliche Trennung unterschiedlicher Behandlungs- oder Entwicklungsvarianten bildet je nach Betrachtungseinheit ein Mosaik interagierender Teileinheiten. Neben den bereits beschriebenen Randlinieneffekten, die wesentlich zur Vernetzung oder Abgrenzung dieser Teileinheiten beitragen, ist davon auszugehen, dass die absolute Flächengröße der Teileinheiten den Entwicklungsfortschritt (z.B. Eintrag von Diasporen) maßgeblich beeinflusst. Eine beschleunigte Naturnäheentwicklung dokumentiert sich in der Präsenz immobiler Arten mit geringem Ausbreitungspotenzial. Für den Bereich der Fauna lassen sich hier u.a. die Klassen der Mollusken, Lurche oder Reptilien nennen (s. Abschnitt 4.5). Ihre Habitatbindung ist vergleichsweise groß. Neben der natürlichen Immobilität dieser Tier-

klassen trägt auch die große Sensitivität gegenüber mikro- oder meso-standörtlichen Veränderungen zu einer verminderten räumlichen Flexibilität bei (SEIFERT & FISCHER 2008, KAPPES 2009, STRAETZ et al. 2009). Demnach müssten sich räumliche Überlagerungseffekte kleiner Zerlegungseinheiten auch positiv auf die großflächige Präsenz dieser Arten auswirken, da ein großflächiges Auftreten standörtlicher Extreme (geschlossener Bestand *versus* Freifläche), die überwunden werden müssen, kaum zu erwarten ist. Ferner ist durch die räumliche Überlagerung der unterschiedlichen Varianteneffekte auch von einer Neukombination potenzieller ökologischer Nischen auszugehen. Die Erhöhung struktureller Diversität bei Neukombination von Varianteneffekten beschleunigt das Besiedlungspotenzial durch Flora und Fauna bereits auf vergleichsweise kleinen räumlichen Einheiten.

Hypothese 2:

Eine langfristige Vielfalt von Zuständen und Prozessen kann in einem renaturierungsbedürftigen homogenen, naturfernen Waldökosystem nur dann erreicht werden, wenn die Manipulation a) zeitgleich an unterschiedlichen Ökosystemkomponenten wirksam wird und b) eine massive und damit effektive Störgröße darstellt.

a) Bei den hier betrachteten Waldökosystemen kann eine experimentelle Manipulation von einer drastischen Veränderung gewachsener charakteristischer Strukturen (wie dem Entfernen des kompletten Bestandesgefüges) bis hin zur lediglich ephemeren Modifikation einzelner vertikaler oder horizontaler Strukturelemente (wie einer räumlich eng begrenzten Bodenbearbeitung) reichen.

Der erste Teil der Hypothese ließe sich über ein Variantenstudium überprüfen, in dem z.B. in einem Fall 30 % des Oberstands entnommen werden und in einem anderen Fall zusätzlich zu dieser Entnahme im Oberstand ein Voranbau von Buchen oder Eichen erfolgt.

Eine Kontrollvariante ohne Oberstandsmanipulation und ohne Voranbau erlaubt die entsprechenden Effektprüfungen.

b) Dass sich die eingeleiteten Manipulationen in der Diversität der Arten und Prozesse manifestieren werden und zumindest kurzfristig auch quantifizieren lassen, scheint evident. Ob und inwieweit sich allerdings das Ökosystem in der Folge der Störung auch mittel- und langfristig in einem anderen, bzw. abweichend sukzessionalen Stadium etabliert, wird von der ökosystemspezifischen Resilienz bestimmt. Darüber hinaus wird die Fähigkeit des Systems, seine grundlegende Organisationsweise beizubehalten und daher nach Störung wieder zum ursprünglichen Art- und Prozessgefüge zurückzukehren oder nicht, von der Störgröße der Manipulation abhängen.

In dem Versuchsflächenkonzept sind allein vier voneinander abweichende Störgrößen realisiert, die – so die Hypothese – hinsichtlich einer zunehmenden Störintensität folgendermaßen geordnet werden können: Nullvariante < DBU-Standard < simulierter Sturmwurf < Voranbau mit Laubholz.

Es ist somit erklärtes Ziel der Manipulationen, die Resilienz der Kiefernforste mit ihrer vergleichsweise hohen Systemträgheit, ihren nur mäßig ausgebildeten ökologischen Gradienten (Lichtbaumart!) und ihrer recht geringen Kronenplastizität in Teilflächen gezielt zu strapazieren und zu überschreiten. Nur auf diese Weise ist ein Verharren oder eine rasche Rückkehr in das gleiche sukzessionale Stadium unwahrscheinlich. Dabei zielen die Varianten mit der höchsten Störintensität jedoch auf eine Auslenkung des Systems in unterschiedliche Richtungen im Hinblick auf den zeitlich gerichteten Sukzessionsverlauf. Während der „simulierte Sturmwurf“ das System in Richtung früher Sukzessionsstadien manipuliert, entspricht die Variante „Voranbau mit Laubholz“ einem Avancieren des Systems in Richtung Schlusswaldgesellschaft.

4 Versuchsdesign

4.1 Terminologien des Großexperiments

Die in Tabelle 4 vorgestellten und eindeutig definierten Bezeichnungen sind essenziell für das Verständnis der nachfolgenden Abschnitte zum Versuchsdesign und sind konsequent für die Kommunikation in Bezug auf das Großexperiment zu verwenden.

Tab. 4.
Terminologie des RenaKi-Versuchsdesigns

Deutsch	Englisch	Definition
Lokalität	site	Gesamtheit der Versuchsanlagen innerhalb einer DBU-Liegenschaft
Block	block	zusammenhängende Versuchsflächeneinheit, die eine definierte Gesamtfläche aller Behandlungsvarianten mit unterschiedlicher Parzellengröße (Zerlegung) umfasst
Pufferzone	bufferzone	Bereich der Versuchsfläche, der zwischen den einzelnen Blöcken (Abstand ≥ 30 m) und zwischen den Blöcken und umliegenden Waldflächen (Abstand ≥ 70 m) liegt, den Kriterien zur Versuchsflächenauswahl genügt und einheitlich bewirtschaftet wird
Parzelle (= Versuchseinheit)	unit	kleinste Teileinheit der Versuchsfläche, die einer definierten Behandlungsvariante zugeordnet ist und innerhalb eines Blocks stets eine einheitliche Größe aufweist
ungezäunte/ gezäunte Teilfläche	unfenced/ fenced sub-unit	Teilbereich einer Parzelle, der ungezäunt bzw. gezäunt ist (keine eigenständige Versuchseinheit)
Plot	plot	Teilbereich einer Parzelle auf der Versuchsparameter erfasst werden; u.U. mehrere Plots je Parzelle; Größe und Form der Plots abhängig von zu erfassenden Parametern
Transekt	transect	lineare Struktur entlang derer Versuchsparameter erfasst werden; u.U. mehrere Transekte je Parzelle oder parzellenübergreifend; Länge abhängig von Parametern
Behandlung	treatment	definierte Kombination von Renaturierungsmaßnahmen die im Zuge der Versuchsanlage einmalig implementiert werden; eindeutige Zuordnung zu den Parzellen
Maßnahmen	measures	einzelne Eingriffe in die Versuchsfläche, die zu Behandlungsvarianten kombiniert werden
Vorinventur	establishment inventory	Inventur der Versuchsflächen zur Quantifizierung der Inhomogenitäten innerhalb der Versuchsfläche, zur Delinierung der Blöcke und Parzellen und zur Zuweisung der Behandlungsvarianten ($t = -1$ Jahr)
Initialinventur	pre-treatment inventory	Inventur der Versuchsflächen als Referenz für die spätere Quantifizierung der Effekte der Behandlungsvarianten ($t = 0$ Jahre)
Folgeinventur	follow-up inventory	Inventur der Versuchsflächen zur Quantifizierung der Effekte der Behandlungsvarianten im Laufe der Zeit im Vgl. zur Initialinventur ($t = 1, 2, 3, 4, 5, 10, usw.$ Jahre)

4.2 Versuchsvarianten (Behandlungen)

Zur Prüfung der in Abschnitt 3 hergeleiteten Hypothesen sind neben einer unbehandelten Kontrollvariante und der *Status quo*-Variante mindestens zwei weitere komplexe Behandlungsvarianten erforderlich, die sich hinsichtlich der zu erwartenden Auswirkungen auf das Waldökosystem drastisch unterscheiden (siehe Abschnitt 2). Alle Behandlungsvarianten nehmen in jeweils unterschiedlichem Maß Einfluss auf den i) sukzessionalen Zustand des Waldökosystems, ii) die Bestandesstruktur, iii) das Auftreten von Sonderstrukturen (Totholz, Wurfböden, etc.) und iv) das Naturverjüngungspotenzial.

4.2.1 Variante A: Einzelbaum- bis truppweise Entnahme des Oberstands und Totholzerzeugung

Diese Behandlungsvariante setzt sich aus aktuell in der Praxis durch die DBU angewandten Renaturierungsmaßnahmen zusammen (s. Abschnitt 2.3). Dementsprechend ist sie von großer Relevanz bei der Bewertung zurzeit Praktiken und möglicher Empfehlungen für Anpassungen der aktuell auf den Naturerbe-Flächen verfolgten Waldbehandlungsstrategien. Im Detail umfasst die Behandlungsvariante C die **Auflichtung des Oberstands** durch die einzelbaum- bis truppweise Entnahme von 25% des stehenden Vorrats sowie die **Schaffung stehenden Totholzes** durch Umschneiden oder Ringeln einzelner Bäume.

4.2.2 Variante B: Simulation von Windwurf und Windbruch

Eine Rücküberführung des Waldökosystems in **frühere Sukzessionsstadien** kann nur durch eine starke Auflichtung des Oberstands in Kombination mit einer erheblichen Störung der organischen Auflagehorizonte und einer zumindest partiellen Freilegung des Mineralbodens erreicht werden (s. Abschnitt 2.3). Mögliche Maßnahmen dieser Behandlungsvariante wären somit

- a) eine gleichmäßige Auflichtung des Oberstands durch die flächige Entnahme von ca. 30 % des stehenden Vorrats mit nachfolgendem Umschieben bzw. -brechen von weiteren 30 % des Oberstands zur Schaffung stehenden und liegenden Totholzes sowie von Wurfböden (Analogie: **Sturmereignis**), oder
- b) eine gleichmäßige Auflichtung des Oberstands durch die flächige Entnahme von >50 % des stehenden Vorrats mit nachfolgendem Bodenfeuer zur flächigen Freilegung des Mineralbodens durch Verbrennen der Humusaufgabe (Analogie: **Waldbrand**).

Für das geplante Großexperiment wird die Simulation eines Sturmereignisses empfohlen, indem großflächig Totholz und Hochstubben geschaffen werden und der Mineralboden freigelegt wird (a).

Aufgrund der örtlichen Gegebenheiten auf den vorausgewählten Versuchsflächen ist die Realisierung kontrollierter Waldbrände im gewünschten Umfang (je Lokalität 40 ha in unterschiedlichen Einheiten) nicht möglich. Zum einen gestattet die Nähe zu Siedlungen und die erforderlichen Genehmigungsverfahren die Durchführung derartiger Maßnahmen nicht. Zum anderen sind die witterungsbedingten Zeitfenster für den kontrollierten Einsatz von Feuern klein und die Risiken (z.B. Über-greifen auf Nachbarbestände und Kontrollverlust bei trockenen und windigen Witterungslagen) groß. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass die teilweise mächtigen Humusaufgaben durch die erreichte Brandintensität nicht ausreichend verbrennen, um den für die Keimung von Pionierbaumarten erforderlichen Mineralboden freizulegen.

4.2.3 Variante C: Flächige Auflichtung des Oberstands und Pflanzung

Das zeitliche Avancieren des Waldökosystems in **spätere Sukzessionsstadien** ist nur durch die gezielte Einbringung spät-sukzessionaler Baumarten möglich (s. Abschnitt 2.3). Diese Behandlungsvariante umfasst daher die gleichmäßige Auflichtung des Oberstands durch die flächige Entnahme von 30% des stehenden Vorrats mit nachfolgender flächiger Pflanzung (Voranbau) von Eiche und Buche in einzelbaumweiser Mischung mit einer Dichte von 1.000 Pflanzen je Hektar. Eine identische systematische Mischpflanzung von Eiche und Buche in allen Lokalitäten unabhängig von der jeweiligen regionalen pnV führt möglicherweise zu erheblichen Ausfällen einer der Baumarten aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten. Angesichts der innerhalb der Versuchsflächen z.T. vorhandenen alten Buchen oder Eichen (Mutterbäume) wäre alternativ auch die Einbringung von entsprechendem Saatgut möglich (z.B. in Form von Häherraufen), aber die statistisch abgesicherte Erfassung der tatsächlichen Behandlungseffekte würde durch die räumlich extrem heterogene und stark geklumpfte Verbringung des Saatguts durch Häher erheblich erschwert werden.

4.2.4 Variante D: unbehandelte Kontrolle

Für eine statistisch abgesicherte Quantifizierung möglicher Behandlungseffekte für die Varianten A–C und die Berücksichtigung von zufälligen Einflüssen im Versuchszeitraum auf die gesamte Versuchsfläche (z.B. allgemeiner Anstieg der mittleren Jahrestemperatur, Änderung des Niederschlagsregimes, Eintrag atmosphärischen Stickstoffs etc.) ist die Anlage einer **unbehandelten Kontrollvariante** essenziell. Im Kontext von Renaturierungsmaßnahmen kommt dieser Behandlungsvariante darüber hinaus eine zusätzliche Bedeutung zu, da der Verzicht auf jegliche Maßnahmen oft als ein eigenständiges Konzept im Sinne der Renaturierung verstanden wird und als solche hinsichtlich der geänderten Diversität ebenfalls zu evaluieren ist.

4.2.5 Teilbehandlung: Gezäunte und ungezäunte Teilflächen

Innerhalb jeder der vier Behandlungsvarianten werden zur Quantifizierung des Einflusses von verbeißendem Schalenwild auf die Waldentwicklung und die Sukzession ca. 25 % der Versuchsfläche mit hasen- und rotwild-sicherem Zaun eingezäunt. Es ist darauf zu achten, dass die einzelnen Zaunareale eine maximale Größe von 2,5 ha haben, damit die eingezäunten Bereiche bei Anlage frei von Wild sind und im Versuchszeitraum dicht gehalten werden können (regelmäßige Kontrolle und ggf. Reparaturen erforderlich).

4.3 Randliniengradient (Versuchsblöcke)

Die in Abschnitt 3 beschriebene Hypothese hinsichtlich der positiven Auswirkung einer gesteigerten Randlinienlänge zwischen unterschiedlichen Sukzessionsstadien (Mosaik) auf Arten- und Strukturdiversität erfordert die Anlage von mindestens 2 Versuchsblöcken mit deutlich unterschiedlichen Randlinienlängen zwischen den in Abschnitt 4.2 vorgestellten Behandlungsvarianten. Eine genauere Beschreibung des Funktionsverlaufs zwischen den Größen „Randlinienlänge“ und der mittels Arten- (Flora und Fauna) und Strukturspektrum quantifizierten „Diversität“ erfordert jedoch mehr als zwei Ankerpunkte (vgl. Abb. 17a in Abschnitt 3).

Tab. 5.
Überblick über das geschachtelte Versuchsdesign

Lokalität ($n = 4$)	Behandlung ($b = 4$)	Block ($k = 4$)	Parzellen je Behandlung ($w \in \{1;8\}$)	Parzellen- größe	Randlinien- länge je Block	gezäunte (Z)/ ungezäunte UZ) Fläche ($z = 2$)
Rüthnicker Heide	A	I	1	10 ha	ca. 1300 m (32,5 m/ha)	Z: ca. 25% UZ: ca. 75%
Weißhaus	B	II	2	5 ha	ca. 2300 m (57,5 m/ha)	Z: ca. 25% UZ: ca. 75%
Zschornoer Wald	C	III	4	2,5 ha	ca. 3900 m (97,5 m/ha)	Z: ca. 25% UZ: ca. 75%
Ückermünder Heide	D	IV	8	1,25 ha	ca. 5900 m (147,5 m/ha)	Z: ca. 25% UZ: ca. 75%

Empfehlenswert ist daher die Anlage von 4 Blöcken ($k = 4$) in jeder der 4 Lokalitäten ($n = 4$) mit abgestuften Randlinienlängen, d.h. mit jeweils unterschiedlichen Parzellengrößen (Tab. 5; Abb. 18). Bei einer Blockgröße von 40 ha und vier Behandlungsvarianten ($b = 4$) sind somit je Block insgesamt jeweils 10 ha flächenmäßig zu gleichen Teilen den Behandlungsvarianten zugeordnet, allerdings je nach Block zerlegt in 1 Parzelle à 10 ha ($w = 1$), 2 Parzellen à 5 ha ($w = 2$), 4 Parzellen à 2,5 ha ($w = 4$) bzw. 8 Parzellen à 1,25 ha ($w = 8$).

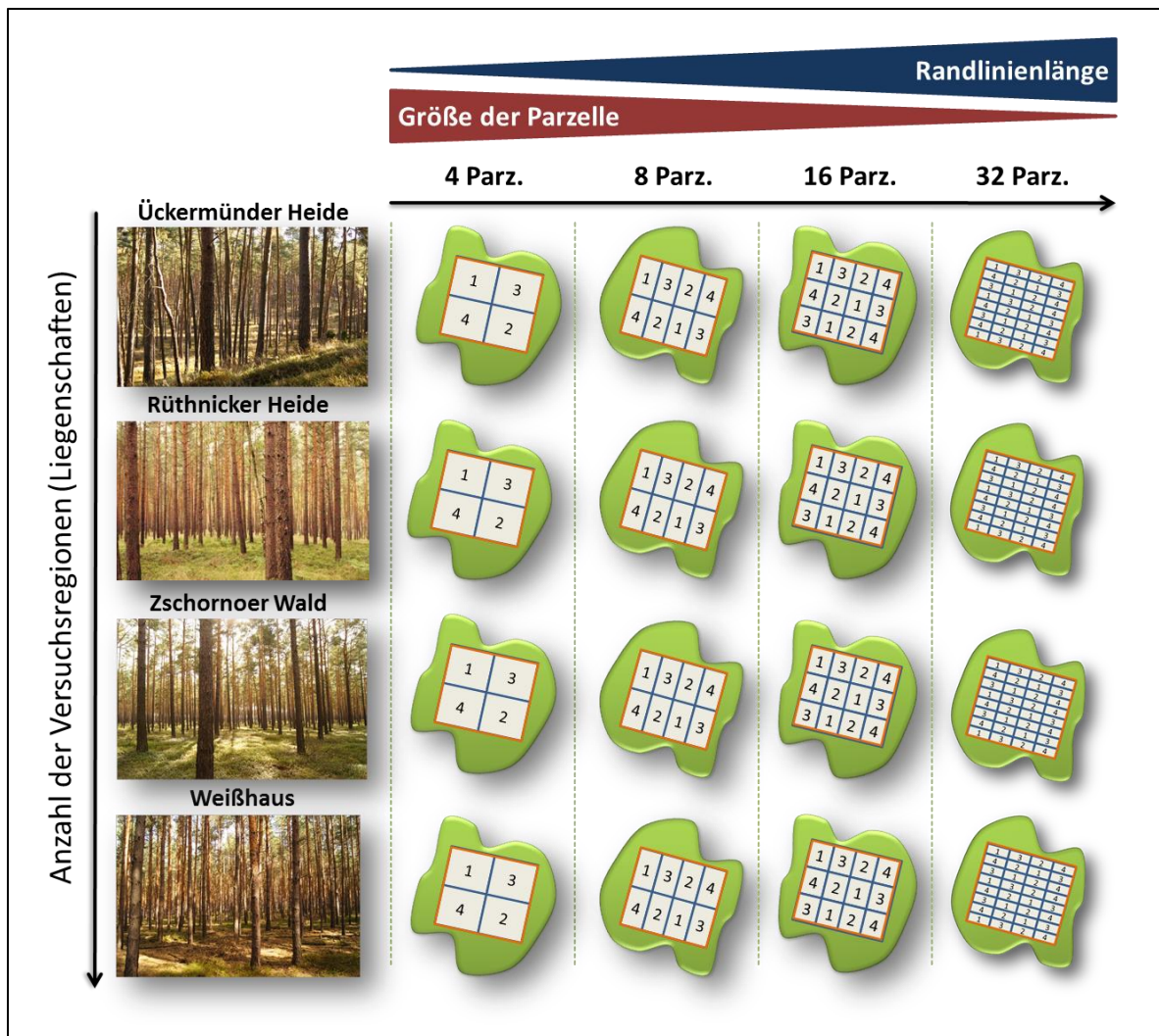


Abb. 18.

Schematischer Überblick über das Versuchsdesign: 4 Lokalitäten x 4 Versuchsblöcke x 4 Varianten. Unterschiedliche Ziffern entsprechen unterschiedlichen Varianten (ohne eindeutige inhaltliche Zuordnung)

Da neben der Randlinienlänge auch die **Gradienten zwischen den einzelnen Behandlungsvarianten** innerhalb der Versuchsblöcke von Interesse sind, sollten die Behandlungsvarianten den Parzellen nicht ausschließlich randomisiert zugeordnet werden. Durch eine zufällig ungleichmäßige Zuordnung der Varianten zu den Parzellen können zum einen bei inhomogenen Standortverhältnissen systematische Fehler entstehen, und zum anderen kann es zu einer Ungleichverteilung der bilateralen Nachbarschaften der Behandlungsvarianten kommen. Um hinsichtlich der Effekte aller Gradienten zwischen je zwei Behandlungsvarianten statistisch abgesicherte Aussagen treffen zu können, sollten die Häufigkeiten aller Kombinationen von je zwei Varianten (Nachbarschaften) innerhalb eines Blocks weitgehend eine Gleichverteilung aufweisen. Dies kann durch eine „gerechte randomisierte Blockanlage“ erreicht werden, bei der die Varianten zufallsgemäß auf die Parzellen verteilt und durch Umgruppierung in einer Weise angeordnet werden, dass die Häufigkeit der Nachbarschaften in etwa gleich ist. Die je nach Block verbleibenden Ungleichheiten können bei der Verteilung der Stichprobenpunkte berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 4.5.3). In der nachfolgenden Grafik ist beispielhaft für vier 500 m x 800 m große Versuchsblöcke eine günstige bzw. im 16-Parzellen-Block die optimale Verteilung der vier Behandlungsvarianten berücksichtigt, mit einer annähernden Gleichverteilung der möglichen Nachbarschaften.

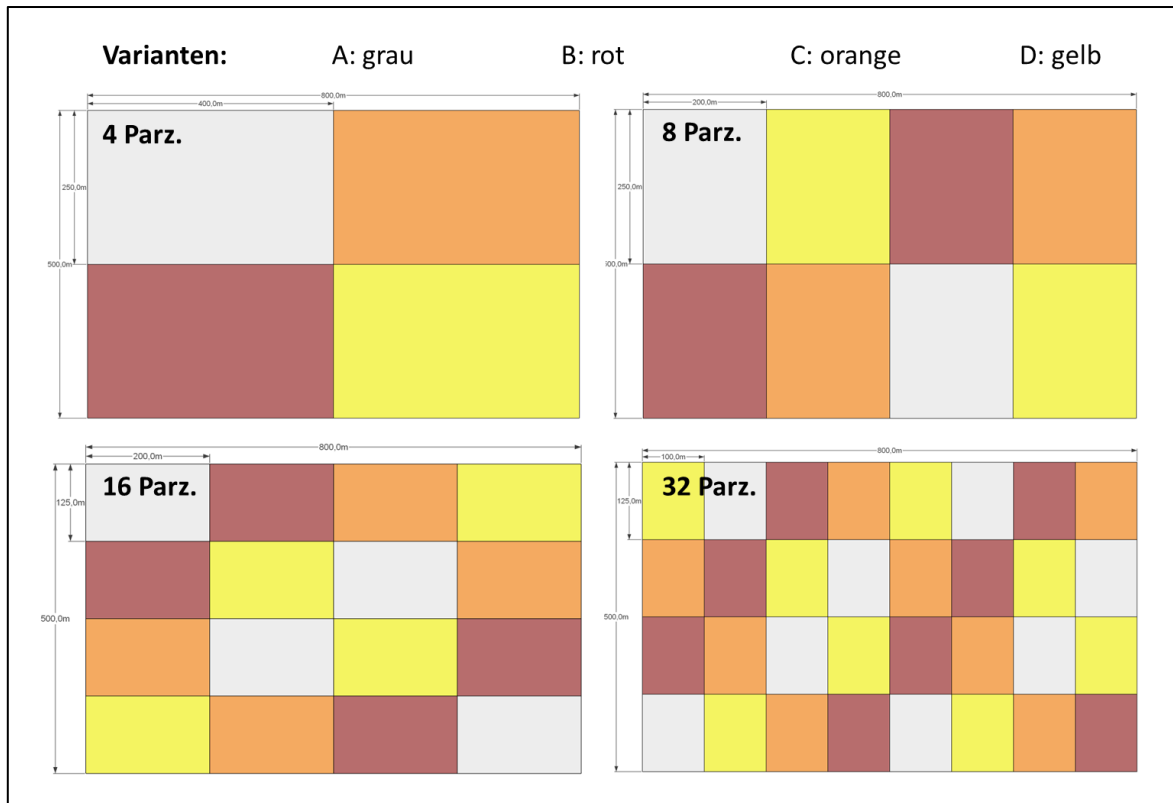


Abb. 19.

Mögliche Zuordnung von vier Behandlungsvarianten zu den Parzellen in den vier verschiedenen Blöcken (schematisch, d.h. ohne konkrete inhaltliche Zuordnung der Behandlungen)

Tab. 6.

Häufigkeiten der Nachbarschaften zwischen je zwei der vier Behandlungsvarianten für die einzelnen Versuchsblöcke

Block	Anzahl der Nachbarschaften zwischen einzelnen Behandlungsvarianten						Summe
	A-B	A-C	A-D	B-C	B-D	C-D	
4 Parz.	1	1	0	0	1	1	4
8 Parz.	2	1	2	2	1	2	10
16 Parz.	4	4	4	4	4	4	24
32 Parz.	7	7	12	12	7	7	52

4.4 Zeitlicher Horizont des Großexperiments

Angesichts des Zeitraums, der allein für die Anlage eines Renaturierungsexperiments der angedachten Größenordnung erforderlich ist, und der Zeiträume, innerhalb derer sich voraussichtlich die Reaktionen der relevanten Ökosystemparameter auf die initialen Renaturierungsmaßnahmen einstellen werden, liegt der zeitliche Horizont für das geplante Großexperiment bei **mindestens 30 Jahren**.

4.4.1 Phasen der Versuchsdurchführung

Prinzipiell sind fünf **Phasen der Versuchsdurchführung** zu unterscheiden:

Phase I: Vorinventur (Dauer ca. 1 – 2 Jahre)

Vor der Implementierung der eigentlichen Versuchsanlage ist zur Erfassung der ursprünglichen Ausprägungen aller im Rahmen des Großexperiments zu erfassenden Parameter auf der gesamten Versuchsfläche eine **Vorinventur** hinsichtlich Waldstruktur, Verjüngung, Streu- und Samenfall, Bodenzustand und Bodenvegetation und Insekten (Fauna) sowie möglicher weiterer Basisparameter durchzuführen.

Diese Vorinventur dient zum einen der **Quantifizierung der Inhomogenitäten** innerhalb der Versuchsflächen auf Basis der Waldstrukturdaten (z.B. Dichte des Oberstands, Anteil von Mischbaumarten, usw.) und ist damit Voraussetzung für die räumliche Anordnung der Behandlungsvarianten. Um einen räumlichen Bias infolge der existenten flächeninhärenten Inhomogenitäten zu vermeiden, erfolgen die Delinierung der einzelnen Versuchspartellen und die gleichmäßige **Zuordnung der Behandlungsvarianten zu den Partellen** erst im Zuge der Vorinventur (nach Auswertung der Waldstrukturdaten). Punktuelle Inhomogenitäten (z.B. einzelne vorhandene Buchen-Alt bäume) können bei einer nach Entfernung zu Inhomogenitäten stratifizierten Partellenanlage mit möglichst ähnlichen Häufigkeiten je Versuchsblock bei der statistischen Datenauswertung berücksichtigt werden.

Zum anderen dienen die Vorinventur-Daten von Verjüngung, Streu- und Samenfall, Bodenzustand und -vegetation sowie Insekten als **Referenzwert für die Analyse** der unmittelbaren Effekte der Renaturierungsmaßnahmen (= absoluter Nullpunkt). Für Parameter, die während der Vorinventur nicht erfasst wurden, können zu einem späteren Zeitpunkt keine Aussagen über mögliche unmittelbare Behandlungseffekte mehr getroffen werden.

Idealerweise sollte diese Phase der Vorinventuren nicht nur 1 Jahr andauern (Abschnitt 5.2), sondern auf 2 Jahre (d.h. 2 Vegetationsperioden) ausgedehnt werden, um insbesondere für Organismen mit ausgeprägt annueller Abundanz (z.B. Insekten, Pilze) einen verlässlichen Bezugswert für die spätere Abschätzung des Behandlungseffekts zu erhalten. Aufgrund der räumlichen Variabilität vieler Arten können die in die Versuchsanlage integrierten Kontrollvarianten eine intensive Vorinventur nur bedingt ersetzen.

Phase II: Anlage der Behandlungsvarianten (Dauer ca. 6-9 Monate je Lokalität)

Nach Abschluss der statistisch abgesicherten Erfassung der Ausgangssituation im Rahmen der Vorinventur können die eigentlichen Behandlungsvarianten (s. Abschnitt 4.2) implementiert werden. Je nach Größe der Versuchsfläche und Koordination der einzelnen Arbeitsschritte sind

hierfür prinzipiell ca. 6-9 Monate je Lokalität erforderlich, da die für die einzelnen Behandlungsvarianten erforderlichen Arbeitsschritte z.T. abhängig von Jahreszeit und Witterung sind (z.B. Pflanzung) und deshalb in sinnvoller Abfolge geplant und umgesetzt werden müssen (z.B. Holzeinschlag vor Zaunbau vor Pflanzung). Idealerweise erfolgt die Anlage der Behandlungsvarianten im Herbst und Winter direkt nach Beendigung der Vorinventur (z.B. Oktober bis März), sodass im darauffolgenden Frühjahr sofort die Initialinventur durchgeführt werden kann, um die unmittelbaren Effekte der Renaturierungsmaßnahmen zu erfassen.

Phase III: Unmittelbare und kurzfristige Effekte (bis ca. 5 Jahre nach Anlage)

Unmittelbar nach Festlegung der Versuchspartellen schließt sich die sogenannte **Initialinventur** an, die eine **Quantifizierung der direkten Effekte der Renaturierungsmaßnahmen** ermöglicht und die im weiteren Versuchsverlauf als Referenz für die folgende sukzessionale Entwicklung der Versuchsflächen dient ($t = 0$ Jahre). Im Zuge der Initialinventur sollten vordringlich sämtliche Parameter der Vorinventuren erfasst werden, um statistisch abgesicherte Referenzwerte für alle Parameter zu haben. Ausnahmen sind Parameter, die von den Renaturierungsmaßnahmen mit Sicherheit nicht unmittelbar beeinflusst werden, wie z.B. Daten zum Zustand des Mineralbodens oder Daten zum Oberstand in der Kontrollvariante (ohne Eingriff).

Nachfolgend sind innerhalb der ersten 5 Jahre nach Versuchsanlage potenzielle **Kurzfrist-Indikatoren**, d.h. Parameter, die unmittelbar auf die Änderungen der Umweltbedingungen durch die Renaturierungsmaßnahmen reagieren, mit **jährlicher Auflösung** zu erfassen. Dazu zählen z.B. Abundanzen von Insekten, Abundanzen der Bodenvegetation durch Etablierung von Störungszeigern wie *Rumex acetosella*, *Epilobium angustifolium* oder Nitrophyten, Fruktifikation und Zapfenbehang des Altbestands, Etablierung von Verjüngungspflanzen sowie alle abiotischen Parameter (s. Abschnitt 4.5). Eine Folgeinventur der weniger dynamischen Waldstrukturdaten (Parameter des Oberstands) ist frühestens nach 5 Jahren erforderlich.

Phase IV: Mittelfristige Effekte (ca. 5–25 Jahre nach Anlage)

Mittelfrist-Indikatoren, d.h. Parameter die ca. 5 bis 25 Jahre nach Versuchsanlage auf die durch die Renaturierungsmaßnahmen ausgelösten Änderungen der Umweltbedingungen reagieren, sollten in Phase IV in einem ca. 5-jährigen Turnus erfasst werden. Hierzu zählen z.B. Bodenvegetation und Verjüngung (Veränderungen und Mortalität durch zunehmenden Lichtmangel), die Humusaufgabe (Veränderungen durch modifizierten Streueintrag), durch die Versuchsanlage generiertes Totholz (Zersetzungsdynamik) sowie Veränderungen hinsichtlich des Wachstums und der Mortalität des Oberstands.

Phase V: Langfristige Effekte (Dauer unbegrenzt; ab ca. 25–30 Jahre nach Anlage)

In der letzten Phase, die ca. 25 bis 30 Jahre nach Versuchsanlage einsetzt, werden **Langfrist-Indikatoren** untersucht. Wichtige Parameter in dieser Phase sind beispielsweise Totholz (Zersetzungsfortschritt und Neuentstehung durch Mortalität), Verjüngung und Struktur des Zwischenstands (Etablierung neuer Bäume und soziologisches Umsetzen) sowie Bodenparameter

(Akkumulierung organischen Materials im Mineralboden). Aufgrund der vergleichsweise langsam ablaufenden Prozesse wird in dieser Phase eine Datenerfassung im 10jährigen Turnus ausreichend sein.

4.4.2 Zeitliche Staffelung der Versuchsanlage

Hinsichtlich der zeitlichen Planung der Versuchsdurchführung sind neben der Verfügbarkeit potenzieller Versuchsflächen (s. Abschnitt 6) insbesondere die maximale jährlich realisierbare Versuchsanlage und Datenerfassung (Vor-, Initial- und erste Folgeinventur) limitierend. Die geplante Versuchsanlage umfasst in ihrer Gesamtheit 640 ha Versuchsfläche (4 Lokalitäten x 4 Blöcke x 40 ha/Block). **Allein aufgrund der Versuchsflächengröße ist somit eine zeitliche Staffelung der Versuchsanlage unumgänglich.** Eine zeitgleiche Implementation von Behandlungsvarianten in allen Lokalitäten wäre zwar prinzipiell möglich, ist jedoch aufgrund der dafür erforderlichen Ressourcen nicht realisierbar. Eine zeitlich gestaffelte Versuchsanlage ist mit hohen logistischen Anforderungen verbunden, bietet aber im Hinblick auf einen effizienten Einsatz der personellen, maschinellen und finanziellen Ressourcen erhebliche Vorteile.

Darüber hinaus hat eine zeitliche Staffelung der Versuchsanlage auch aus versuchstechnischer Sicht Vorteile, die mit der interannuellen witterungsbedingten Variabilität einer Vielzahl von Versuchsparametern zusammenhängen.

Würden alle Versuchsflächen innerhalb eines witterungsungünstigen Jahres angelegt werden, könnte dies erhebliche Konsequenzen für die gesamte Versuchsanlage haben – mit möglicherweise fatalen finanziellen Konsequenzen (Wiederholung bestimmter Maßnahmen). So könnte beispielsweise ein besonders trockenes Frühjahr zu einem Komplettausfall der Pflanzungen (Variante C) führen. Eine zeitliche Staffelung über mehrere Jahre bietet einen gewissen Schutz gegen derartige durch interannuelle Schwankungen bedingte Extrembedingungen.

Allerdings ist die zeitliche Staffelung der Versuchsanlage aus statistischer Sicht nicht trivial, da die o.g. interannuellen Schwankungen mit den eigentlichen Versuchsfaktoren (Behandlungsvarianten, Randliniengradient) interagieren, und diese Interaktion je nach Lokalität unterschiedlich ausfallen kann. Auch wenn die kleinste Flächeneinheit (Parzelle) nach dem Zufallsprinzip ausgewählt wird, so können Festlegungen hinsichtlich der zeitlichen Staffelung zu erheblichen Bias und Auswertungsschwierigkeiten führen. Bei einer pro Jahr realisierbaren Versuchsfläche von 160 ha sollte unbedingt in jeder Lokalität jeweils 1 Versuchsblock pro Jahr angelegt werden. Das heisst konkret, dass jeweils 25% der Versuchsanlage inklusive Vorinventur in 4 konsekutiven Jahren initiiert werden sollte. Es ist noch abschließend zu klären, ob die Auswahl der jeweils anzulegenden Blöcke in den einzelnen Lokalitäten nach dem Zufallsprinzip erfolgen sollte oder ob es eine systematische Auswahl geben sollte, die sicherstellt, dass die in jedem Jahr angelegten Blöcke unterschiedliche Randlinienlängen aufweisen. In den nachfolgenden statistischen Auswertungen ist in jedem Fall das Jahr der Versuchsanlage als zufälliger Faktor zu berücksichtigen (s. Abschnitt 4.6.2).

4.5 Indikatoren, Messgrößen & Parameter

In den Übersichtsartikeln von NOSS (1999), SER (2004), RUIZ-JEAN & AIDE (2005) zur Erfassung des Erfolgs unterschiedlicher Renaturierungsmaßnahmen werden die folgenden, jedoch sehr theoretischen Kenngrößen als grundsätzlich messbare Attribute benannt:

-
- (1) der Vergleich der Diversitäts- und Gesellschaftsstrukturen mit den Referenzsystemen,
 - (2) die Präsenz einheimischer Arten,
 - (3) die Präsenz funktioneller Gruppen, die für eine langfristige Stabilität notwendig sind,
 - (4) die ausreichende Kapazität physischer Umweltressourcen, um eine nachhaltige Reproduktion an Populationen zu gewährleisten,
 - (5) die normale Funktionsweise des betrachteten Systems,
 - (6) die Integration in das Landschaftsgefüge,
 - (7) die Abwehr potenzieller Bedrohungen für das System,
 - (8) die Resilienz gegenüber natürlichen Störungen,
 - (9) die eigene Nachhaltigkeit des Systems.

Die Erfassung all dieser Attribute stellt sich nicht nur aufgrund finanzieller und personeller Grenzen als problematisch dar. Mit Blick auf das jeweilige Waldökosystem und das Renaturierungsziel erscheinen diese Größen auch als vergleichsweise unspezifisch, d.h. insbesondere für die Formulierung fachspezifischer Aussagen müssen Indikatoren und Messgrößen präziser definiert werden. RUIZ-JEAN & AIDE (2005) zeigen in ihrer Auswertung von 68 weltweit angesiedelten Renaturierungsstudien, dass im Wesentlichen drei Gruppen von Attributen untersucht werden: (i) die **Diversität**, (ii) die **Vegetationsstruktur** und (iii) die **ökologischen Prozesse**. Die Bestimmung der Diversität erfolgt dabei mehrheitlich anhand des Artenreichtums und der Artenabundanz. Meist wird hier nach funktionellen Gruppen unterschieden (PETERSON et al. 1998). Eine Beschreibung der Vegetationsstruktur beruht zu meist auf der Untersuchung von Deckungsgrad, Individuendichte der Holzgewächse, ober- und unterirdischer Biomasse und vertikalen Vegetationsprofilen. Als wichtige zu untersuchende Prozesse werden meist der Nährstoffumsatz, die Sukzessionsabfolge oder der Mykorrhizierungsgrad ausgewählt.

Für das vorliegende Konzept eines langfristig angelegten Großexperiments in Kiefernwäldern ist noch einmal auf die Zielsetzungen des Abschnitts 3 zu verweisen, deren Umsetzung mit Hilfe geeigneter Indikatoren und Messgrößen zu prüfen sein wird. Dabei erweist sich der **Faktor Zeit** als eine wesentliche Einflussgröße bei der Auswahl geeigneter Indikatoren. Es wird einerseits davon ausgegangen, dass die etablierten Behandlungsvarianten (A bis D, s. Abschnitt 4.2) in zeitlicher Staffelung messbare Reaktionen zeigen. Andererseits reagieren bestimmte Organismengruppen innerhalb sehr unterschiedlicher Zeitfenster auf Umweltveränderungen, wie in Tabelle 7 verdeutlicht wird. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass im optimalen Fall der Zustand aller wichtigen Ökosystemkomponenten unmittelbar vor und nach dem Eingriff erfasst werden müsste, um überhaupt Aussagen über die weitere Entwicklung des Systems für alle Komponenten ableiten zu können. In der Realität sind jedoch die Erfassung von Vegetation (Diversität und Vegetationsstruktur), Oberbodenzustand und Strahlungsverfügbarkeit als realisierbare Kenngrößen anzusehen (vgl. auch Abschnitt 8.3).

Es ist davon auszugehen, dass die etablierten Behandlungsvarianten unmittelbar (**kurzfristig**) insbesondere auf abiotische Faktoren (z.B. Bestandesinnenklima, Niederschlag) wirken, die durch strukturelle Veränderungen im Bestandesgefüge beeinflusst werden. Für Organismen der Fauna entscheiden Faktoren wie (i) der Abhängigkeitsgrad von standörtlichen Veränderungen bzw. die Wirkung von Schlüsselfaktoren (z.B. Licht oder Temperatur) und Habitatbindungen, (ii) der Mobilitätsgrad und (iii) die Entfernungen zum jeweils günstigen Mikrostandort (d. h. die bereits vorhandene Präsenz auf übergeordneter räumlicher Ebene) über den Zeitraum der Reaktion auf die Behandlungsvarianten. Die **mittel- bis langfristige Präsenz** auf den Teilflächen kann für relativ immobile Arten (z.B. Schnecken) nur gewährleistet werden, wenn alle Habitatansprüche, die zur erfolgreichen

Reproduktion benötigt werden, auch gegeben sind (KAPPES et al. 2009, STRAETZ et al. 2009). Im Gegensatz dazu können beispielsweise Vögel oder größere Säugetiere aufgrund ihrer hohen Mobilität einen kurzfristigen Wechsel zwischen Teilhabitaten realisieren, um spezifische Habitatansprüche (z.B. Nahrungsaufnahme, Ruheplätze) zu befriedigen ohne tatsächlich dauerhaft auf der Teilfläche präsent zu sein (BLOCK et al. 2001, WEHNERT et al. 2010). Die Besiedlungszeiträume pflanzlicher Organismen sind sehr stark von (i) ihren spezifischen Standortsansprüchen, (ii) den Reproduktions- und Ausbreitungsmechanismen (Anemochorie vs Zoochorie) und (iii) der Konkurrenzfähigkeit abhängig. Das Vorhandensein einer Bodensamenbank (FENNER & THOMPSON 2005, LECK 2012) ist für den Besiedlungszeitraum ebenso entscheidend wie die Entfernung fruktifizierender Elternbäume (LEVEY et al. 2002, WAGNER & LUNDQVIST 2005, DENNIS et al. 2007).

Tab. 7.

Übersicht relevanter Messgrößen unter Berücksichtigung der zeitlichen Staffelung für prognostizierte Indikatorwirkungen (kurzfristig 1 ≤ 5 Jahre [k], mittelfristig > 5 ≤ 20 Jahre [m], langfristig > 20 Jahre [l]).

(*Die Abkürzungen möglicher Aufnahmeverfahren stehen für: TS–Transektstichprobe, PS–Plotstichprobe, V–Vollaufnahme.)

Parameter	Mögliche Messgrößen	Zeithorizont d. Indikatorwirkung	mögliche Verfahren* [Aufnahmetechniken]	Auswahl an methodischen Veröffentlichungen	
Struktur & Pflanzen	Oberstand	Art, Koordinaten, BHD, Höhe, Kronenparameter, Vitalität, ökol. Wert, Mortalität, Blüte, Fruktifikation, LAI	m, l	PS/V [GPS]	Bachmann et al. 1998, Pretzsch 2002, Kangas & Maltamo 2006, Korhonen et al. 2006, Mandallaz 2008, Tomppo et al. 2009, Ferretti & Fischer 2013
	Verjüngung	Art, Anzahl, Alter, Höhe, WHD, Verbiss, Vitalität, Mikrohabitat, Mortalität, Biomasse, LAI	k, m, l	PS/TS/V [GPS]	Scott 1998, Ammer et al. 2004, Lutze et al. 2004, Zielonka 2006, Hessenmöller et al. 2013
	Bodenvegetation	Art, Deckungsgrad, Verbiss, Vitalität, Blüte, Fruktifikation, Stängeldichte, Biomasse	k, m	PS/TS/V	Dierschke 1994, Hill et al. 2006, Stohlgren 2007, Newton 2007
	Totholz stehend (inkl. Hochstubben ≥1.3 m)	Art, BHD, Höhe, Zersetzungsgrad, Koordinaten, ökol. Wert, Sonderstrukturen, Besiedlung	k, m, l	PS/V	Wallace 1953, Hodge & Peterken 1998, Lindenmayer et al. 2000, Bunnell et al. 2002, Büttler Sauvain 2003, Harmon et al. 2004, Schuck et al. 2004, Oehmichen 2007, Hagemann et al. 2009, Stokland et al. 2012
	Totholz liegend (inkl. Stubben <1.3 m)	(Mitten-/End-)Durchmesser, Länge, Zersetzungsgrad, Art, Rinde, Qualität (Bodenkontakt, Besiedlung, etc.), Koordinaten	m, l	PS/TS/V	Thomas 1979, Hodge & Peterken 1998, Fridman & Walheim 2000, Brais et al. 2005, Christensen et al. 2005, Oehmichen 2007, Hagemann et al. 2009, Stokland et al. 2012
	Streufall und Samenfall	Biomasse, Art/Typ, Samenabundanz (PI, BE, Qu, Fa)	k, m	PS [Fallen, Streusammler]	Rothe & Kreuzer 1998, Staelens et al. 2004, Newton 2007, Frischbier 2012
	epiphytische Flechten/Moose	Art, Abundanz	m, l	PS/TS/V [Kombination mit Totholz]	Humphrey et al. 2002, Chantanaorrapint 2010
Tiere	Stamm: Arthropoda (Gliederfüßer) u.a. Käfer, Spinnen, Springschwänze, Schmetterlinge, Ameisen	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Biomasse, Körpermaße, Geschlechter, Entwicklungszustand	k, m	PS [spezifische Fallen & Eklektoren]	Dunger & Fiedler 1989, Mühlenberg 1993, Pollard & Yates 1994, Alonso & Agosti 2000, Southwood & Henderson 2000, Jonsson et al. 2005, Bouget & Nageleisen 2009, Bräsicke 2009,
	Stamm: Mollusca (Weichtiere)	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Reproduktionsrate, Größe	m, l	PS [Absammeln, Aussieben, Fraßscheiben]	Kralka 1986, Kappes 2006, Kappes 2009, Straetz et al. 2009, Szybiak et al. 2009
	Klasse: Aves (Vögel)	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Reproduktionsrate, Größe	m, l	PS/V [Sichtungen, Nistplätze]	Ralph et al. 1993, Howe et al. 1997, Gregory et al. 2005, Moning et al. 2007
	Klasse: Amphibien (Lurche)	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Reproduktionsrate, Größe	m, l	PS/V [Sichtungen]	Heyer et al. 1994, Crosswhite 1999, Rödel & Ernst 2004
	Klasse: Reptilien (Kriechtiere)	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Reproduktionsrate, Größe	m, l	PS/V [Sichtungen]	Crosswhite 1999, McDiarmid et al. 2012
	Klasse: Mammalia (Säugetiere)	Art, Abundanz, Aktivitätsdichte, Reproduktionsrate, Größe	k, m, l	PS/V [Sichtungen, Verbiss, Fährten, Fallen, Köder, Besendern]	Wilson 1996, Plumptre 2000, Dietz et al. 2003, Doerpinghaus et al. 2005, Jenkins et al. 2005, Rodgers et al. 2008, Behrens et al. 2009, Gurnell et al. 2009
Boden (abiotisch & biotisch)	Bodentemperaturen/-feuchte	Temperatur- und Feuchtwerte: vertikale und horizontale Gradienten, Extremwerte, zeitlicher Verlauf	k	PS/TS [Datalogger, FDR, TDR, Tensiometer etc.]	Hewlett 1982, Oberdörster 2010, Ferretti & Fischer 2013
	Humus	Humusform, Humusmächtigkeit, Biomasse, C-Gehalt, pH, Nährstoffe, Samenbank	m, l	PS [Profil, Humusziegel, Bohrstock]	Rehfuess 1990, Gaublomme et al. 2006, Carter & Gregorich 2007
	Mineralboden	C-Gehalt, pH, Nährstoffe, Bodentyp, Bodenart etc.	m, l	PS [Profil, Bohrstock]	Jones 1999, Robertson et al. 1999, Margesin & Schinner 2005, Carter & Gregorich 2007
	(Fein)Wurzeln	Art, Vitalität, Biomasse, horizontale und vertikale Verteilung	k, m, l	PS/TS [Bohrstock, Bodenprofil, Rhizotron]	Böhm 1979, Aber et al. 1985, Smit et al. 2000, Majdi et al. 2005, Vogt et al. 1998, Amato et al. 2012, Eschel & Beeckman 2013, Li et al. 2013
	Mykorrhiza	Art, Abundanz, Wurzelspitzenaktivität	k, m	PS/TS [Bohrstock], Fruchtkörperinventur	Agerer 1985, Agerer et al. 2004, Wöllecke 2001, Foster & Bills 2011, Olsson et al. 2011, Dommergues 2012, Marks 2012
Sonstige abiotische Faktoren	Lufttemperatur/ relative Luftfeuchte	Temperatur- und Feuchtwerte: vertikale und horizontale Gradienten, Extremwerte, zeitlicher Verlauf	k	PS/TS [Datalogger, Wetterstation]	Lischke et al. 1997, Brock & Richardson 2001, Střelcová 2008
	Strahlung	Strahlungsverfügbarkeit (direkte und diffuse Strahlung, Spektralbereiche): vertikale und horizontale Gradienten, Extremwerte, zeitlicher Verlauf, Freilandstrahlung (Vgl.)	k, m	PS/TS [Fish-eye, LAI, PAR-Sensoren]	Jennings et al. 1999, Brown et al. 2000, Comeau et al. 2000, Nackaerts et al. 2000, Jonckheere et al. 2004, Wagner et al. 2004
	Niederschlag	Niederschlagsmenge: räumliche und zeitliche Verteilung, Stammablauf, Kronentrauf, Interzeption/Kronenrückhalt, lateraler Fluss; Inhaltstoffe, Freilandniederschlag (Vgl.)	k, m	PS/TS [Niederschlags-sammler, Rinne, Wetterstation]	Hewlett 1982, Hüttl & Bellmann 1999, Peck 2004, Bredemeier et al. 2011, Frischbier 2012
	Windgeschwindigkeit/ Windrichtung	Windgeschwindigkeit und Windrichtung: vertikale und horizontale Gradienten, Extremwerte, zeitlicher Verlauf	k, m	PS/TS [Anemometer]	Marshall 1998, Novak et al. 2000, Brock & Richardson 2001, Usbeck et al. 2009, Queck & Bernhofer 2010

Diesen Betrachtungen ist bereits zu entnehmen, dass der **Einflussfaktor Raum** eng mit der zeitlichen Komponente verknüpft ist. Neben den Distanzen, die für eine Besiedlung der etablierten Behandlungsvarianten zurückgelegt werden müssen, entscheiden räumliche Gradienten (Randlinienlängen bzw. Randlinieneffekte zwischen den Varianten, s. auch Abschnitte 3.2 und 4.3) und strukturelle Gegebenheiten (Mikrostandorte, Überschilderung etc.) über den Besiedlungserfolg von Flora und Fauna.

Randlinien können für spezielle Organismengruppen eine Barrierewirkung haben, während sie für andere Gruppen als vernetzendes Element bzw. Trittstein fungieren. Räumliche Barrieren, wie schwer durchwurzelbare Bodenschichten oder Freiflächen mit klimatischen Extremen, hemmen und verlangsamen die Besiedlung einiger Arten(gruppen), während räumliche Vernetzungen (z.B. die flächige Präsenz spezifischer Habitatbäume) zur Beschleunigung der Besiedlung beitragen (ANGELSTAM et al. 2003, RECK et al. 2010). Bei der Wahl der Messgrößen und Indikatoren ist vorab stets zu prüfen, ob das Design auf die Hypothesen zur zeitlichen und räumlichen Reaktion unterschiedlicher Organismengruppen abgestimmt ist und somit den Effekt der jeweiligen Behandlungsvariante wiedergibt. Alle Messgrößen müssen **periodisch** wiederholt aufgenommen werden, um die Behandlungseffekte und die Entwicklung der Varianten nachvollziehen zu können. Die Abbildung des Pflanzenwachstums (z.B. Sprosslänge) bedarf dabei einer anderen zeitlichen Auflösung (kurz- bis mittelfristig) als beispielsweise Erhebungen zur Tothholzersetzung (mittel- bis langfristig). Ähnliche Schwierigkeiten ergeben sich bei der Koordination der Probenahme (**Plot vs. Transekt**) und der Arbeit mit **nicht destruktiven bzw. destruktiven Verfahren** in den Behandlungsvarianten. Das optimale Versuchsdesign berücksichtigt diese Problempunkte. Es ist bemüht, aufgrund der Langfristigkeit und Komplexität des Versuchsansatzes, jene Kompromisse auf der Fläche zu realisieren, die möglichst vielen Forschergruppen eine Anknüpfungsmöglichkeit an die Versuchsanlage bieten. Die Verschneidung gewonnener Daten sollte fundiert erfolgen (BLOCK et al. 2001, HERRICK et al. 2006, HEIMANN et al. 2010). Dabei ist es unumgänglich, aus den oben genannten Messgrößen und Indikatoren eine Auswahl zu treffen, die räumlich und zeitlich kombinierbar ist und den Kernhypothesen sowie den Zielen der Renaturierungsmaßnahmen folgt.

4.6 Statistische Grundprinzipien, Auswertungsansätze und Stichprobendesign

4.6.1 Statistische Grundprinzipien

Als Voraussetzung für skalenübergreifende und komplexe Auswertungen unterschiedlichster Parameter ist die Verwendung eines harmonisierten Stichprobendesigns und standardisierter Methoden der Datenerfassung für ein Großexperiment von integraler Bedeutung. Im Hinblick auf die Zielstellungen des Experiments und die formulierten Hypothesen sind insbesondere folgende statistische Grundprinzipien zu bedenken (SEYMOUR et al. 2006, GANIO & PÜTTMANN 2008):

- Eindeutige Definition der räumlichen und zeitlichen Skalen, auf denen Aussagen getroffen werden sollen,
- Definition von Indikatoren und der erforderlichen räumlichen und zeitlichen Replikation für jede Kombination von Projektzielen und räumlicher bzw. zeitlicher Skala sowie von räumlichen und zeitlichen Beprobungsansätzen für jeden Indikator,

-
- Minimierung von statistischen, durch das Versuchs- und Stichprobendesign bedingten Beschränkungen.

Räumlich gesehen, ermöglicht das geplante Großexperiment repräsentative Aussagen für Kiefernreinbestände der zwei quantitativ charakteristischen pnV-Typen (Buchenwald basenarmer Standorte; Subkontinentale Kiefern-Eichen- u. Kiefernwälder; nach SUCK & BUSHART 2010) und somit für einen Großteil der strukturarmen Kiefernreinbestände Nordostdeutschlands (vgl. Kapitel 6).

Durch den insgesamt langen Versuchszeitraum von >30 Jahren lassen sich darüber hinaus Aussagen auf unterschiedlichen **zeitlichen** Skalen treffen (vgl. Abschnitt 4.4). Während innerhalb von 5 Jahren nach Versuchsanlage aus den kurzfristigen Behandlungseffekten **Kurzfrist-Indikatoren** für Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet werden können, sollen im weiteren Verlauf **Mittelfrist-** (5-30 Jahre nach Versuchsanlage) und **Langfrist-Indikatoren** (>30 Jahre) identifiziert werden. Weitere Ausführungen zu potenziellen Indikatoren und den entsprechenden zeitlichen und räumlichen Erfassungsschemata finden sich in Kapitel 4.5.

4.6.2 Auswertungsansätze

Insgesamt entspricht das Versuchsdesign einer **balancierten Versuchsanlage** mit den drei festen Faktoren 1) „Randlinienlänge“ ($k = 4$), 2) „Behandlung“ ($b = 4$) und 3) „Zäunung“ ($z = 2$). Durch die identische Anlage in den ausgewählten vier Lokalitäten ($n = 4$) ist jede Faktorenkombination vierfach repliziert.

Dabei ist bei der Auswahl der statistischen Verfahren für die Auswertung einzelner Parameter zwischen den in Abschnitt 3 formulierten Hypothesen zu unterscheiden. Eine Prüfung der Auswirkungen unterschiedlicher Randlinienlängen auf Struktur- und Artendiversität kann ausschließlich auf der Ebene der Versuchsblöcke erfolgen. Ein statistischer Vergleich, z.B. der Artenabundanz je Block, könnte somit mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse vorgenommen werden. Allerdings ist bei nicht-summarischen Parametern, die innerhalb der Parzellen und Blöcke mehrfach erfasst werden, die Anwendung eines **hierarchischen gemischten linearen Modells (LMM)** zu empfehlen (PINHEIRO & BATES 2000). Mit diesem statistischen Werkzeug kann zudem die Prüfung der Auswirkungen unterschiedlicher Behandlungsvarianten erfolgen. In einem solchen hierarchischen LMM werden „Randlinienlänge“, „Behandlung“ und „Zäunung“ als **feste Faktoren** und „Lokalität“, „Block“ und „Parzelle“ als **zufällige Faktoren** berücksichtigt. So kann z.B. geprüft werden, ob eine kleinskaligere Heterogenität der Waldflächen zu mehr Struktur- und Artenvielfalt führt. Darüber hinaus können die einzelnen Behandlungsvarianten hinsichtlich ihrer kurz-, mittel- und langfristigen Auswirkungen auf einzelne Diversitätsindikatoren bewertet und verglichen werden (Longitudinalanalysen; „Plot“ als niedrigste Ebene der zufälligen Faktoren).

Auch potenzielle **Interaktionen** (z.B. von „Behandlung“ und „Randlinienlänge“) können in die LLM-Analyse einbezogen werden. Je nach Parametertyp und abhängig von der Anzahl der Plots bzw. Transekte je Parzelle anhand derer ein Parameter erfasst wurde, sollte auch „Plot“ bzw. „Transekt“ geschachtelt in Parzelle als zufälliger Faktor behandelt werden. Angesichts der wiederholten Datenerfassung der meisten Parameter innerhalb Versuchszeitraumes, ist unbedingt zusätzlich das „Erfassungsdatum“ als fester Faktor zu berücksichtigen.

Aufgrund der Komplexität des betrachteten Waldökosystems ist jedoch damit zu rechnen, dass o.g. lineare Modelle nur eine beschränkte Aussagekraft für die multiplen, nicht immer hierarchisch miteinander interagierenden Faktoren und Prozesse haben. Für die integrierende Analyse aller

erfassten Parameter empfiehlt sich daher ein weiteres multivariates Analyse-Werkzeug: sogenannte „**Structural equation models**“ (SEM; Strukturgleichungsmodelle; BAGOZZI & YI 2012). Im Gegensatz zu den multivariaten linearen Modellen können i) abhängige Variablen in einer Regressionsgleichung des SEM gleichzeitig erklärende Variablen in anderen Gleichungen sein, ii) Variablen sich gegenseitig sowohl direkt als auch indirekt über andere Variablen beeinflussen, iii) Variablen indirekt auch Effekte auf sich selbst haben, und iv) mittels sogenannter latenter (d.h. nicht direkt gemessener) Variablen Einflüsse von Messfehlern im Modell berücksichtigt werden (FOX 2002, LAUGHLIN et al. 2007, BAGOZZI & YI 2012). SEM finden bereits seit längerem Anwendung im Bereich der Sozialwissenschaften (GOLDBERGER 1972, BAGOZZI & YI 2012), werden aber seit einigen Jahren auch zunehmend zur Analyse und Beschreibung ökologischer Zusammenhänge eingesetzt (z.B. LAUGHLIN et al. 2007, PUHLICK et al. 2011). Im Hinblick auf die hier diskutierten Fragestellungen und das entwickelte Versuchsdesign kann mit Hilfe von SEM die relative Bedeutung einzelner direkter und indirekter Faktoren für die Arten- und Strukturdiversität auf unterschiedlichen Skalenebenen quantifiziert werden.

Neben der Quantifizierung der Effekte von Randlinienlänge und Behandlungsvariante stehen außerdem die **Gradienten zwischen den Behandlungsvarianten** im Fokus der Auswertung. Hierbei geht es insbesondere um die Reichweite etwaiger Randeffekte der einzelnen Behandlungsvarianten in die benachbarten Parzellen hinein. Dafür eignen sich räumlich explizite Auswertungsverfahren wie Punktprozessstatistik und inverse Modelle (ILLIAN et al. 2008, VAN PUTTEN et al. 2012) mit denen sich kleinräumig analysieren lässt, wie die Reichweite der Randeffekte einzelner Indikatoren ist und ob es räumliche Zusammenhänge zwischen einzelnen Strukturparametern und Diversitätsindikatoren gibt.

Im **Gesamtüberblick** ergeben sich also für das Großexperiment die folgenden grundsätzlich unterschiedlichen Auswertungsansätze:

- a) variantenbezogene Auswertung: Effekte der einzelnen Behandlungsvarianten
- b) blockbezogene Auswertung: auf Block-Ebene integrierte Effekte der Randlinienlänge
- c) integrierte Auswertung mit LLM und SEM: kombinierte Einflüsse von Faktoren auf die Arten- und Strukturdiversität auf unterschiedlichen Skalenebenen
- d) räumlich explizite Auswertung: gradienten-, nachbarschafts- und einzelbaumbezogene Effekte

4.6.3 Stichprobendesign

Die räumliche Dimensionierung der flächenmäßig identischen Versuchsblöcke (40 ha) und deren Zerlegung in Parzellen sind von Relevanz für die Auswahl eines harmonisierten Stichprobendesigns. Die im Beispiel (Abb. 19) dargestellten 500 m x 800 m großen Versuchsblöcke lassen sich durch schrittweise Halbierung der Seitenlängen problemlos in 4, 8, 16 bzw. 32 Parzellen aufteilen. Dadurch sind alle Versuchsblöcke unabhängig von ihrer Zerlegung *de facto* alle mit einem **identischen regelmäßigen Stichproben (SP)-Grundraster** zu erfassen und weisen somit identische SP-Abstände auf. Zum einen ist dadurch sowohl die Stichprobengleichheit der Behandlungsvarianten innerhalb eines Blockes als auch zwischen den Blöcken sichergestellt. Zum anderen sind auf den direkt auf den Randlinien platzierten SP Randeffekte zu erwarten. Für die Auswertung von Gradienten können außerdem zusätzliche Erhebungen entlang von Transekten zwischen zwei Parzellen anhand der Distanz von der Parzellengrenze post-stratifiziert werden.

Im Falle von 500 m x 800 m großen Versuchsblöcken empfiehlt sich beispielsweise die Anlage eines Grundrasters von 100 m x 125 m mit einer zweidimensionalen Verdichtung auf 50 m bzw. 62,5 m

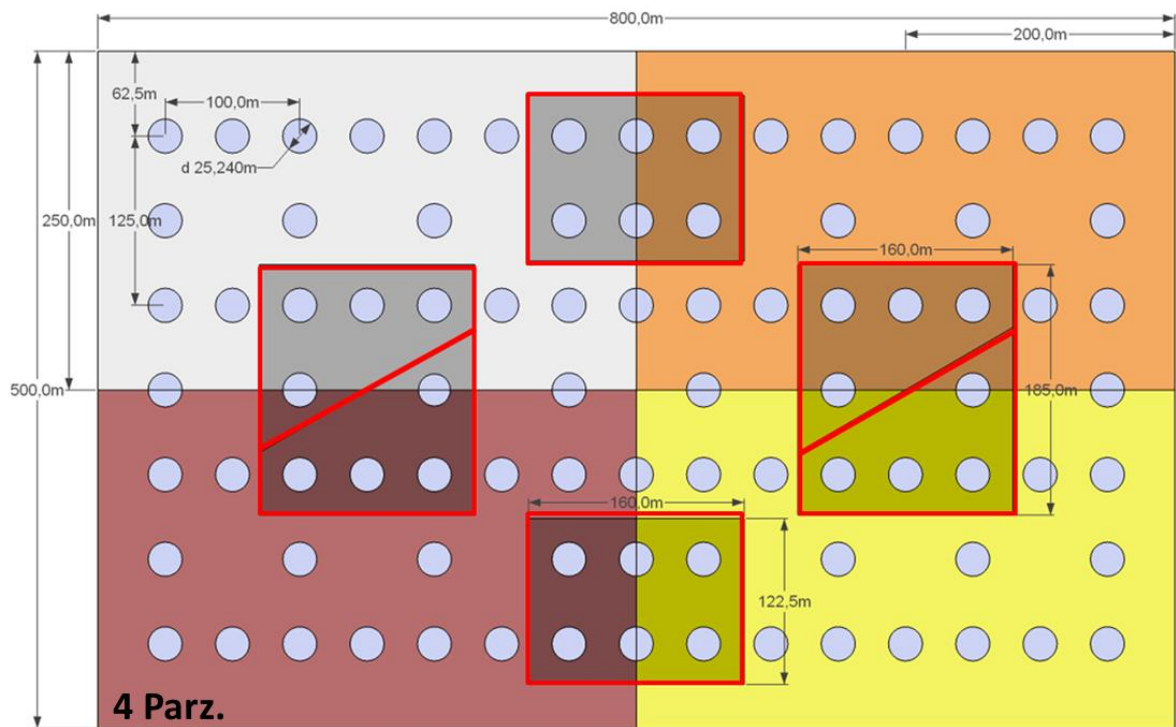
(Abb. 20a, b; Tab. 8) und somit insgesamt 84 regulären SP je Block (ca. 1 SP je 0,48 ha Versuchsfläche). Bei zwei Blöcken werden zum Ausgleich von Ungleichverteilungen je 2 zusätzliche SP-Punkte integriert, damit sowohl die Behandlungsvarianten und als auch die sechs bivariaten Nachbarschaften repräsentativ erfasst werden. Eine Ausnahme ist hier der 4-Parzellen-Block, in dem 2 von 6 möglichen Nachbarschaften nicht realisierbar sind. Bei einer kreisförmigen SP-Fläche von 0,05 ha ($r = 12,62$ m) werden insgesamt ca. 10,5-10,75 % der Versuchsfläche eines Blocks beprobt. Je nach Parameter empfehlen sich u.U. Probekreise geringerer (z.B. Verjüngung) bzw. größerer Fläche (z.B. starke Altbäume).

Tab. 8.
Häufigkeiten der Nachbarschaften zwischen je zwei der vier Behandlungsvarianten für die einzelnen Versuchsblöcke

Block	Anzahl der Stichprobenpunkte							Summe
	Σ -Anzahl SP in Kernzone	Anzahl SP je Nachbarschaften (davon im Zaun)						
		A-B	A-C	A-D	B-C	B-D	C-D	
4 Parz.	4 x 18 (4 x 5)	4 (2)	3 (2)	0	0	3 (2)	4 (2)	86 (28)
8 Parz.	4 x 16 (4 x 4)	4 (2)	3 (2)	4 (2)	4 (2)	3 (2)	4 (2)	86 (28)
16 Parz.	4 x 12 (4 x 3)	6 (2)	6 (3)	6 (2)	6 (2)	6 (3)	6 (2)	84 (26)
32 Parz.	4 x 8 (4 x 3)	7 (2)	7 (3)	12 (4)	12 (4)	7 (3)	7 (2)	84 (30)

Entlang der Linien des Grundrasters können auf kleineren Plots Parameter erfasst werden, die eine höhere räumliche Datenauflösung erfordern (z.B. Bodenvegetation). Linienförmige (z.B. liegendes Totholz) und seltene Strukturen (z.B. stehendes Totholz) können entlang von Transekten aufgenommen werden, die mit randomisierter Ausrichtung in die SP des Grundrasters eingehängt sind. So können für verschiedene Parameter unterschiedliche Stichprobenintensitäten bei gleichzeitig eindeutigem Raumbezug umgesetzt werden.

Auch innerhalb der zur Quantifizierung des Einflusses verbeißenden Schalenwildes (vgl. Abschnitt 4.2.5) angelegten Zaunflächen sollte eine repräsentative Gleichverteilung der SP im Zaun in Bezug auf die Behandlungsvarianten und deren Nachbarschaften gegeben sein (Abb. 20a, b; Tab. 8). Bei einer maximalen Einzelzaunfläche von 2,5 ha beträgt die Gesamtzaunlänge je Block zwischen 2880–3390 m. Damit sind ca. 24,5-28,7% der Versuchsfläche in den einzelnen Blöcken eingezäunt.

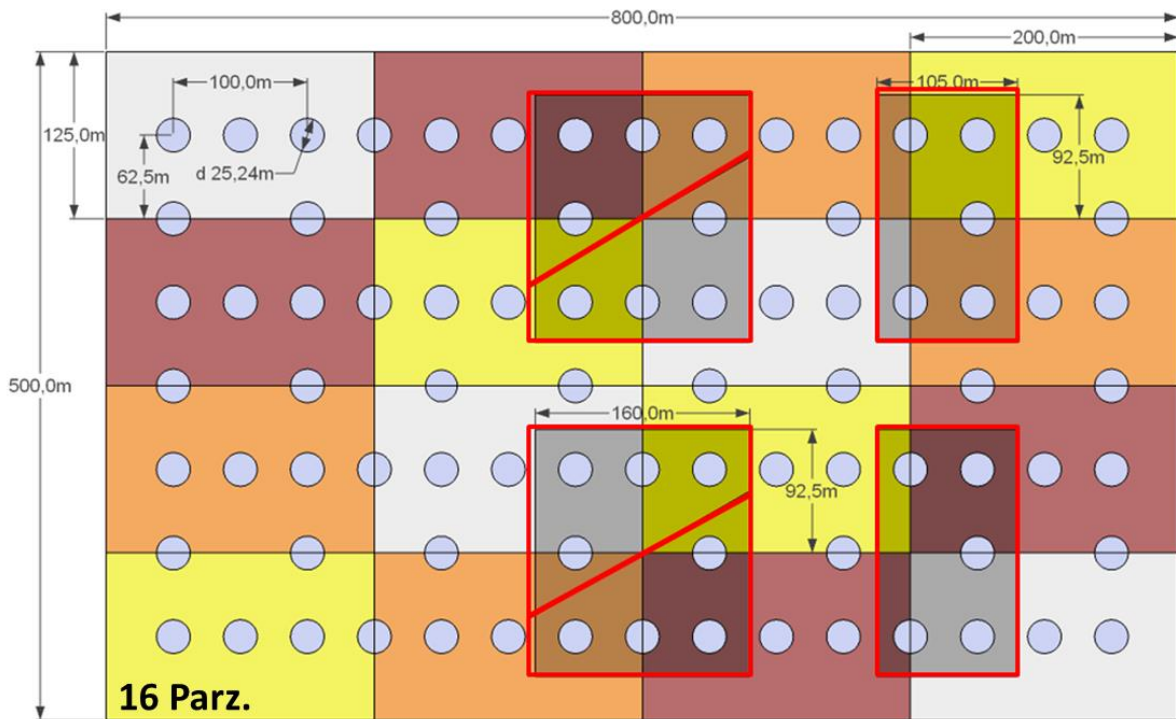


Varianten: A: grau B: rot C: orange D: gelb



Abb. 20a.

Mögliche Anordnung von kreisförmigen Stichprobenpunkten nach einem systematischen Grundraster und Ausrichtung der Zäune (rot) in den vier verschiedenen Blöcken



Varianten: A: grau B: rot C: orange D: gelb



Abb. 20b.

Mögliche Anordnung von kreisförmigen Stichprobenpunkten nach einem systematischen Grundraster und Ausrichtung der Zäune (rot) in den vier verschiedenen Blöcken

5 Koordination und Verwaltung des Großexperiments

Alle langfristigen waldökologischen Großexperimente stehen aufgrund der i.d.R. erheblichen Versuchsflächengröße, des oft skalenübergreifenden Versuchsansatzes und der angestrebten Interdisziplinarität vor ähnlichen Herausforderungen hinsichtlich Organisation und Koordination (DEYMOUR et al. 2006, GANIO & PUETTMANN 2008). So kann allein die Langfristigkeit derartiger Experimente, vor dem Hintergrund der im Wissenschaftsbereich üblichen Vertragslaufzeiten, zu einer hohen Personalfuktuation führen. Daraus ergeben sich bei mangelhafter Organisation der Projektübergabe („*passing the torch*“) erhebliche Schwierigkeiten. Unabhängig von der gewählten Projektstruktur kann dies auch dazu führen, dass charismatische und begeisterte Mitarbeiter für den Erfolg des gesamten Versuchs von entscheidender Bedeutung sein können.

5.1 Empfehlungen zur Projektstruktur

Für das geplante Großexperiment wird in jedem Fall eine professionelle Koordination aller agierenden Ebenen durch einen möglichst langfristig in Vollzeit (beispielsweise bei der DBU) angestellten **Projektkoordinator** benötigt. Die Aufgaben des Koordinators umfassen unter anderem die inhaltliche und logistische Organisation und Kontrolle der Versuchsanlage, die Anleitung und Abstimmung mit allen Beteiligten vor Ort sowie die Öffentlichkeitsarbeit des Großexperiments. Der Koordinator ist darüber hinaus Mitglied des **Kern-Forscherteams**, das sich aus Wissenschaftlern der langfristig (wenn möglich von Anfang an) am Versuch beteiligten Forschungsinstitutionen zusammensetzen sollte. Dieses Gremium sollte die fachliche Entscheidungskompetenz bei Themen wie Versuchsflächenmanagement, Beprobungsdesign, Berichtspflichten, wissenschaftliche Publikationen und Präsentationen sowie Strategien der Öffentlichkeitsarbeit besitzen.

Dem Forscherteam beratend zur Seite gestellt ist idealerweise ein **Wissenschaftlicher Beirat**, in dem neben der DBU auch Vertreter der entsprechenden Bundesländer (Fachministerien), Gemeinden (Bürgermeister) sowie ausgewählte Wissenschaftler vertreten sein sollten. Der Wissenschaftliche Beirat ist verantwortlich für die strategische Zielstellung bzw. Vision des Großexperiments, für Verhandlungen mit den finanzierenden Institutionen sowie für politische und gesellschaftliche Aktivitäten. Darüber hinaus sollte der Wissenschaftliche Beirat für das Gesamtprojekt Direktionsrecht besitzen und die Zugangsmodalitäten für neue Arbeitsgruppen regeln.

Die Konzeption des Großexperiments als **Forschungsplattform** erscheint vor dem Hintergrund der angestrebten Interdisziplinarität mehr als wünschenswert, ist jedoch nicht einfach umzusetzen, da in der Realität oft eine Diskrepanz zwischen dem Interesse an wissenschaftlicher Kooperation und der Bereitschaft zur Organisation einer externen Finanzierung besteht. Daher empfiehlt es sich, die wesentlichen inhaltlichen Forschungsfragen mit dem Kern-Forscherteam abzudecken. So kann sichergestellt werden, dass für alle Fragestellungen relevante Basisdaten von Beginn an in adäquater Qualität und Intensität erhoben werden. Die **Beteiligung weiterer, externer Forschungspartner** gemäß den Regelungen des Wissenschaftlichen Beirats, sollte neben einer externen Finanzierung explizit detaillierte Absprachen hinsichtlich der Integration der externen Arbeitsgruppe in das bestehende Versuchsdesign und die Datenstruktur voraussetzen.

Vor Ort ist das Großexperiment auf langfristig kontinuierlich tätige **Versuchsflächenmanager** angewiesen – eine Aufgabe, die beispielsweise die lokal zuständigen Förster der entsprechenden Bundesforstbetriebe übernehmen könnten. Kernaufgaben der Flächenmanager sind die Überwachung und

Sicherung der Versuchsfelder und die Einweisung und logistische Unterstützung des ausführenden wissenschaftlichen und technischen Personals. Aufgrund einer sinnvollen Einbindung in die Öffentlichkeitsarbeit vor Ort ist es von essenzieller Bedeutung, dass sich die Flächenmanager insbesondere durch Einfühlungsvermögen in die Belange der lokalen Bevölkerung und hervorragende kommunikative Fähigkeiten auszeichnen.

5.2 Versuchsfeldermanagement: Räumliche und zeitliche Leitplanung

Die Langfristigkeit der Versuchsanlage erfordert ein umfassendes Konzept für das Management der Versuchsfelder. Es ist von integraler Bedeutung für Qualität der Daten und Forschungsergebnisse und somit für den Projekterfolg. Ein derartiges Konzept sollte detailliert auf Aspekte der **räumlichen und zeitlichen Leitplanung** eingehen.

Trotz der relativ großen Versuchsfelder resultieren aus der langfristig angelegten und periodisch wiederholten, z.T. destruktiven Beprobung, einzelner Ökosystemkomponenten Limitierungen hinsichtlich der Felder Verfügbarkeit. Beispielsweise dürfen an Stellen, an denen destruktive Bodenbeprobungen (z.B. durch Bohrkernentnahme) durchgeführt wurden, nachfolgend während der gesamten verbleibenden Projektlaufzeit keine floristischen Erhebungen durchgeführt werden, um einen systematischen Bias durch die Probenahme zu vermeiden. Eine **räumlich explizite Leitplanung** sollte daher neben der allgemeinen Abgrenzung einzelner Versuchseinheiten (Parzellen) auch die Ausweisung von allgemeinen Zugangswegen, Betretungsrechten, generellen Schutzzonen (sogenannte Tabu-Bereiche) und parameterspezifischen Beprobungsfelder für die einzelnen Projektpartner umfassen. Darüber hinaus sollte klar geregelt werden, wo und wann Besucherzugang statthaft ist und in welcher Form Beschilderungen und Absperrungen erforderlich sind. Hierbei spielen die Lage der jeweiligen Versuchsfelder zu Siedlungen, die mittlere Besucherfrequenz (z.B. durch Wanderwege, etc.) und die Gefahr von Vandalismus eine wichtige Rolle. Wesentliche Elemente der räumlichen Leitplanung sollten durch die Flächenmanager vor Ort auf den Versuchsfelder markiert und regelmäßig kontrolliert werden. Die Bereitstellung detaillierter Versuchsfelder Übersichts-karten sollte ein fester Bestandteil der Einweisung in die Versuchsfelder sein. Im Zuge der Projektinitiierung empfiehlt sich die Kontaktaufnahme zu Verantwortlichen bereits bestehender Großversuche (z.B. zu den DFG Biodiversitäts-Exploratorien), um von den dortigen Erfahrungen über räumliches Feldermanagement zu partizipieren.

Von ähnlich großer Relevanz wie die räumliche Planung ist die **zeitliche Leitplanung** für das Großexperiment. Hier geht es neben der Langfristigkeit und der Periodizität der Probenahme auch um Aspekte, die mit der Saisonalität einzelner Untersuchungsparameter zusammenhängen. Während einige Parameter, wie z.B. Witterung oder Streufall, kontinuierlich erfasst werden, können beispielsweise Ökosystemkomponenten wie Bodenvegetation oder Insekten nur zu bestimmten Jahreszeiten und in relativ engen Zeitfenstern erhoben werden. Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten und die integrierende Datenanalyse zu ermöglichen, ist daher zwingend eine inhaltliche logische Abfolgeplanung einzelner Erhebungen und eine genaue zeitliche Abstimmung der Beprobungstermine erforderlich.

Das **ambitionierte und anspruchsvolle Zeitmanagement** wird in der nachfolgenden Darstellung ersichtlich, die beispielhaft einen möglichen Zeitplan für die Initiierung der Versuchsanlage in nur einer Liegenschaft für einen Gesamtzeitraum von 5 Jahren aufzeigt (Tab. 9):

Tab. 9.

Überblick über einen möglichen Zeitplan zur Anlage von 4 Versuchsblöcken (5 Jahre)

Voraussetzung: erfolgte Vorauswahl der Versuchsblöcke; die senkrechte fette Linie markiert den Zeitpunkt $t = 0$ für die Zählung der Zeit nach den Restorationsmaßnahmen

Durchzuführende Arbeiten		Jahr 1				Jahr 2				Jahr 3				Jahr 4				Jahr 5				
		I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	
1	Vorbereitung der Versuchsflächen	X																				
1.1	Einmessung und Markierung der Parzellen	X																				
1.2	Inventurplanung und Erstellung der Aufnahmeanweisung	X																				
2	Vorinventur		X	X	X																	
2.1	Waldstrukturdaten		X	(X)																		
2.2	Verjüngung, Streu- und Samenfall		X	X	X																	
2.3	Bodenzustand und Bodenvegetation		X	X	X																	
2.4	Insekten		X	X	(X)																	
3	Implementierung der Behandlungsvarianten				X	X	(X)															
3.1	Zuordnung der Behandlungsvarianten zu den Parzellen				X																	
3.2	Entnahme der Oberstandes (Holzernte)				X	(X)																
3.3	Pflanzung und Zaunbau				(X)	X	(X)															
3.4	Totholzschaffung (flächig und einzelbaumweise)				(X)	X	(X)															
4	Initialinventur					X	X	X														
4.1	Waldstrukturdaten					X	X															
4.2	Verjüngung, Streu- und Samenfall					X	X	X														
4.3	Bodenvegetation					X	X	(X)														
4.3	Insekten					X	X	(X)														
5	Auswertung von Vor- und Initialinventur									X	X	X	X	X	X	X	X					
5.1	Auswertung der Inventurdaten									X	X	X	X	X	(X)							
5.2	Quantifizierung der <u>direkt</u> durch die Implementierung der Behandlungsvarianten geschaffenen Strukturdiversität													(X)	X	X	X					
6	Folgeinventuren										X	X	X		X	X	X			X	X	X
6.1	Verjüngung, Streu- und Samenfall									X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
6.2	Bodenvegetation										X	X	X		X	X	X			X	X	X
6.3	Insekten										X	X	X		X	X	X			X	X	X
7	Auswertung der Folgeinventuren (fortlfd.)													X	X	X	X	X	X	X	X	X
7.1	Auswertung der Inventurdaten: Verjüngung													X	X			X	X			
7.2	Auswertung der Inventurdaten: Struktur, Streu/Samenfall													X	X			X	X			
8	Öffentlichkeitsarbeit (fortlfd.)					X	X								X	X						
8.1	z.B. Führungen zu den Versuchsflächen					X	X								X	X						

5.3 Literatur- und Publikationsmanagement

In der Projektkonzeption und der wissenschaftlichen Begleitung eines großflächig angelegten Renaturierungsprojekts ist die kontinuierlich gepflegte Literaturdatenbank eine wichtige Säule. Diese Literaturdatenbank soll (1) vergleichsweise leicht zu Handhaben sein, (2) Bezüge zu den wesentlichen Schlüsselbegriffen bzw. Kernfragen herstellen und (3) einen aktuellen Überblick zu lokaler und internationaler Fachliteratur ermöglichen. Eine derartige Literaturdatenbank liegt bisher im mitteleuropäischen Raum nicht vor. Mit der kontinuierlichen Pflege dieser Datenbank kann die DBU perspektivisch eine Plattform aufbauen, die sie zur zentralen Anlaufstelle für den Informationsaustausch zum Kernthema „Renaturierungsforschung in Waldökosystemen“ erhebt.

5.3.1 Grundlagen der Literaturdatenbank

Für die Literaturdatenbank zum vorliegenden Projektkonzept „RenaKi“ lassen sich folgende Teilziele und Strukturansprüche ableiten:

- (a) thematischer Einstieg in die drei wesentlichen Kerngebiete: 1. Kiefernwälder, 2. Großexperimente und 3. Renaturierung,
- (b) mögliche Verknüpfungen der Kerngebiete mit Blick auf Interdisziplinarität über Schlüsselbegriffe und/oder „Mischkategorien“,
- (c) Recherche bis hin zu differenzierten Detailangaben über eine Hierarchie der Schlüsselbegriffe,
- (d) Erstellen einer digitalen Ablage mit identischer Struktur der Schlüsselbegriffe,
- (e) Angaben der Schlüsselbegriffe in deutscher und englischer Sprache.

Die **Literaturdatenbank** wurde im Programm **EndNote X5**[®] erstellt. Um die endgültige Struktur der Schlüsselbegriffe festlegen zu können, wurde vorab eine grundlegende Recherche zu den unter Punkt (a) genannten Kernbegriffen durchgeführt. Als Recherchemedien dienten u.a. die Bibliothekskataloge der Sächsischen Landesbibliothek - Staats- und Universitätsbibliothek Dresden (Datenbank-Infosystem - DBIS) sowie die daran geknüpften Standorte des deutschlandweiten Bibliotheksverbundes (u.a. Kooperativer Bibliotheksverbund Berlin-Brandenburg - KOBV), Datenbanken zur Literaturrecherche wie „Web of Science“, „Scopus“, „CAB Abstracts“ und „BIOSIS Previews“ sowie Informationsmaterialien, die auf den aktuellen internationalen Tagungen der GfÖ (*Gesellschaft für Ökologie; 10.-14. September 2012, Lüneburg, 42th Annual Meeting of the Ecological Society of Germany, Austria and Switzerland*) 2012 und der SER (*Society of Ecological Restoration*) 2012 („*The 8 European Conference on Ecological Restoration - Near-Natural Restoration*“; September 9 – 14, Ceské Budejovice, Czech Republic) zur Verfügung gestellt wurden. Des Weiteren wurden in großem Umfang jene Expertenhinweise genutzt, die bei der Bereisung der Großexperimente in den USA gegeben wurden.

Der daraus abgeleitete Ablagepfad gliedert sich in fünf hierarchische Ebenen, die gleichermaßen als Schlüsselbegriffe in der Literaturdatenbank genutzt werden (Tabelle 10a). Die erste hierarchische Ebene enthält die oben genannten Kernbegriffe. Aufbauend auf den Kategorien dieser Kernbegriffe lassen sich alle nachgeordneten Begriffshierarchien kombinieren. Dies ermöglicht sowohl eine übergeordnete Recherche, als auch eine zunehmend spezifischere Auswahl auf der Ebene sehr konkreter Schlüsselbegriffe (siehe auch Erläuterungen zur konkreten Handhabung im Abschnitt 5.3.2). Der Begriff „Kiefernwälder“ umfasst zahlreiche Kiefernarten weltweit und bündelt unterschiedlichste Informationen für das Spektrum der natürlichen bis stark genutzten Wälder (RICHARDSON 2000, FOX et al. 2006, SHORHOVA et al. 2011, FRISIRAS 2012, HALME et al. 2013). Dieser Informationsblock bietet

somit ein sehr breites Aussagenspektrum, das die gegenwärtige Hauptbaumart auf den Natur-
 erbeflächen ins Zentrum der Betrachtungen stellt, ohne notwendigerweise den Renaturierungs-
 gedanken einzubeziehen. Die Kategorie der „Großexperimente“ enthält Arbeiten, die sich mit
 nahezu allen Aspekten (z.B. Planung, Anlage, Organisation und Verwaltung) weltweiter Versuchs-
 flächen mit großem Flächenumfang (≥ 20 Hektar) befassen (CISSEL et al. 1998, HALPERN et al. 1999,
 BÜCKING 2003, CERN 2003, CONVERSE et al. 2006). Die Auswahl dieser Veröffentlichungen reduziert
 sich nicht ausschließlich auf Großexperimente in Waldökosystemen, da gerade Informationen zur
 erfolgreichen Verwaltung und Organisation von großflächigen Versuchsanlagen in anderen Öko-
 systemen von Interesse sind. Unter dem Oberbegriff der „Renaturierung“ sind alle Literaturangaben
 zusammengefasst, die sich mit relevanten Teilaspekten, z.B. Zielsetzungen, Strategien, Methoden
 und Artengruppen beschäftigen (FRIEDERICI 2003, FALK et al. 2006, ZERBE & WIEGLEB 2009, BURTON &
 MACDONALD 2011, VAN ANDEL & ARONSON 2012, ARONSON & CLEWELL 2013, HALME et al. 2013). Die
 Literaturangaben beziehen sich dabei vorrangig auf die Renaturierung von Waldökosystemen.

Tab. 10a.

Schlüsselbegriffe der ersten und zweiten hierarchischen Ebene in der Literaturdatenbank

Hierarchische Ebene der Schlüsselbegriffe	
<i>Hierarchical level of key words</i>	
1.	2.
Kiefernwälder <i>Pine forests</i>	
	↳ Kiefernart <i>Pinus spec.</i>
Großexperimente <i>large-scale experiments</i>	
	↳ Bezeichnung des Großexperiments <i>name of large-scale experiment</i>
Renaturierung <i>restoration</i>	
	↳ Übersichtsartikel <i>review article</i>
	↳ Zielformulierungen <i>objectives</i>
	↳ Region & Klimazone <i>region & climate zone</i>
	↳ Naturnähe <i>degree of naturalness</i>
	↳ Sukzession <i>succession</i>
	↳ Organisation & Verwaltung <i>organisation & administration</i>
	↳ Design & Methoden <i>design & methods</i>
	Fachdisziplin/ Interdisziplin <i>research subject/multidiscipl.</i>

Die folgende hierarchische Ebene ist insbesondere für die Kategorie der „Renaturierung“ stärker in Teilaspekte untergliedert (Tabelle 10a). Die Schlüsselbegriffe der zweiten Ebene verknüpfen den globalen Renaturierungsbegriff mit Teilaspekten, die für die Projektplanung und Flächenetablierung von Relevanz sind, aber auch mit Blick auf wichtige ökologische Prozesse (z.B. Sukzession) ausgewählt wurden (LEUSCHNER 1994, THOMASius & SCHMIDT 1996, WALKER et al. 2007, ZERBE & JANSEN 2008). Die nachfolgenden Ebenen drei bis fünf enthalten sehr spezifische Begriffe, die eine effiziente und zielgerichtete Abfrage innerhalb der Datenbank ermöglichen (Tabelle 10b).

Tab. 10b.

Schlüsselbegriffe der dritten bis fünften hierarchischen Ebene in der Literaturdatenbank

Hierarchische Ebene der Schlüsselbegriffe		
<i>Hierarchical level of key words</i>		
3.	4.	5.
Indikatoren <i>indicators</i>		
Offenland <i>open landscape</i>		
Gewässer <i>water bodies</i>		
Moore <i>bogs and fens</i>		
Wald <i>forest</i>		
	↳ Waldgesellschaft <i>forest community</i>	
		↳ Baumarten <i>tree species</i>
Naturwald <i>natural forest</i>		
Naturnaher Wald <i>near-natural forest</i>		
Forst <i>plantation</i>		
	↳ Mischbaumarten <i>tree species mixture</i>	
	↳ Potentielle Natürliche Vegetation <i>potential natural vegetation</i>	
Zustand <i>status</i>		
Verlauf <i>progress</i>		
Mitarbeiter <i>staff</i>		
Datenverwaltung <i>data management</i>		
	↳ Datenbank <i>database</i>	
	↳ Kartenmaterial <i>maps</i>	
	↳ Netzwerk <i>network</i>	

→ Fortsetzung der **Tabelle 10b**

Datenverfügbarkeit <i>data availability</i>		
	↳ Standortsdaten <i>site data</i>	
	↳ Bestandesdaten <i>forest stand data</i>	
	↳ Daten zu Flora und Fauna <i>floral and faunal data</i>	
	↳ Luftbilder <i>aerial photographs</i>	
Pseudoreplikation <i>pseudoreplication</i>		
Orientierung am Landschaftsmosaik <i>provision for landscape mosaic</i>		
	↳ Fragmentierung <i>fragmentation</i>	
		↳ Randlinieneffekte <i>edge effects</i>
		↳ Vernetzungsgrad <i>connectivity</i>
	↳ Waldtextur <i>forest patterns</i>	
Behandlungsvarianten <i>treatments</i>		
	↳ Mosaikzerlegung <i>mosaic design</i>	
	↳ Blockzerlegung <i>block design</i>	
	↳ Stillegung <i>set-aside</i>	
	↳ Rückbau <i>renaturalisation</i>	
	↳ Artenzusammensetzung <i>species composition</i>	
		↳ Artenansiedlung <i>species (re)introduction</i>
		↳ Artenverdrängung <i>species supression</i>
	↳ Vegetationsstruktur <i>vegetation structure</i>	
		↳ Durchforstung <i>thinning</i>
		↳ Brand <i>burning</i>

→ Fortsetzung der **Tabelle 10b**

↳ Vegetationsstruktur <i>vegetation structure</i>	↳ Mahd <i>mowing</i>
	↳ Saat <i>sowing/ seed</i>
	↳ Pflanzung <i>planting</i>
	↳ Totholz <i>dead wood</i>
	↳ Naturverjüngung <i>natural regeneration</i>
↳ Boden <i>soil</i>	↳ Kalkung <i>liming</i>
	↳ Bodenbearbeitung <i>soil preparation/ scarification</i>
↳ Topographie & Relief <i>topography & relief</i>	↳ Abtrag <i>removal of soil material</i>
	↳ Aufschüttung <i>of soil material</i>
↳ Grundwasserstand <i>groundwater level</i>	↳ Absenkung <i>drawdown of water table</i>
	↳ Anhebung <i>increase of water table</i>
Messverfahren <i>measurement methods</i>	
↳ Baumschicht <i>tree layer</i>	
↳ Bodenvegetation <i>ground vegetation</i>	
↳ Boden <i>soil</i>	
↳ Fauna <i>fauna</i>	
↳ Klima <i>climate</i>	
Inventurverfahren <i>sampling design</i>	
↳ Probekreisverfahren <i>circular plot sampling</i>	
↳ Linien- und Transektverfahren <i>line and transect sampling</i>	
↳ Stichprobenverteilung <i>sample distribution</i>	
↳ Umfragen <i>survey</i>	

→ Fortsetzung der **Tabelle 10b**

Auswertungsverfahren <i>methods of analysis</i>	↳ Klassische Datenanalyse <i>classic data analysis</i>	↳ Explorative Datenanalyse <i>exploratory data analysis</i>
		↳ Vergleichende Datenanalyse <i>comparative data analysis</i>
	↳ Zeitreihenanalyse <i>time series data analysis</i>	
	↳ Räumliche Datenanalyse <i>spatial data analysis</i>	
	↳ Diversitätsindizes <i>diversity indices</i>	
	↳ Modellierung <i>modeling</i>	
Zoologie <i>zoology</i>	↳ Ornithologie <i>ornithology</i>	} Arten/ Gruppen <i>species</i>
	↳ Entomologie <i>entomology</i>	
	↳ Wildökologie <i>wildlife ecology</i>	
Vegetationskunde <i>vegetation science</i>	↳ Pflanzenphysiologie <i>plant physiology</i>	
	↳ Pflanzensoziologie <i>plant sociology</i>	
Mykologie <i>mycology</i>		
Bodenkunde <i>soil science</i>		
Waldschutz <i>forest protection</i>		
Naturschutz <i>nature conservation</i>		
Klimatologie <i>climatology</i>		
Hydrologie <i>hydrology</i>		
Waldbau <i>silviculture</i>		
Umweltpolitik <i>environmental policy</i>		
Forsttechnik <i>forest engineering</i>		

Sie umfassen neben ökologischen auch ökonomische Aspekte (VANHA-MAJAMAA et al. 2007, SIMILÄ & JUNNINEN 2012) auch die soziale Komponente von Großexperimenten. Letztere ist eng mit Fragen der Personalstruktur (Begriffe: Mitarbeiter und Datenverwaltung), aber auch mit der Öffentlichkeitsarbeit (Begriffe: Datenverwaltung, Netzwerk, Inventurverfahren, Umfragen, Umweltpolitik) verbunden (RIBE & MATTESON 2002, FRIEDERICI 2003, COMIN 2010). Alle genannten Schlüsselbegriffe können zudem unabhängig von ihrer hierarchischen Einordnung innerhalb der Datenbank abgefragt werden.

5.3.2 Recherchemöglichkeiten innerhalb der Literaturdatenbank

Die erstellte Literaturdatenbank umfasst gegenwärtig 343 Einträge, die sich, wie in Abbildung 21 erkennbar, auf die erste und zweite hierarchische Ebene aufteilen. Eine Zuordnung zu mehreren Kategorien der ersten Ebene ist möglich, d.h. wenn sich beispielsweise eine Veröffentlichung findet, die sich mit der großräumigen Renaturierung eines Kieferngebietes befasst, kann diese allen drei Kategorien zugeordnet sein (z.B. TOMBACK et al. 2001, FRIEDERICI 2003).

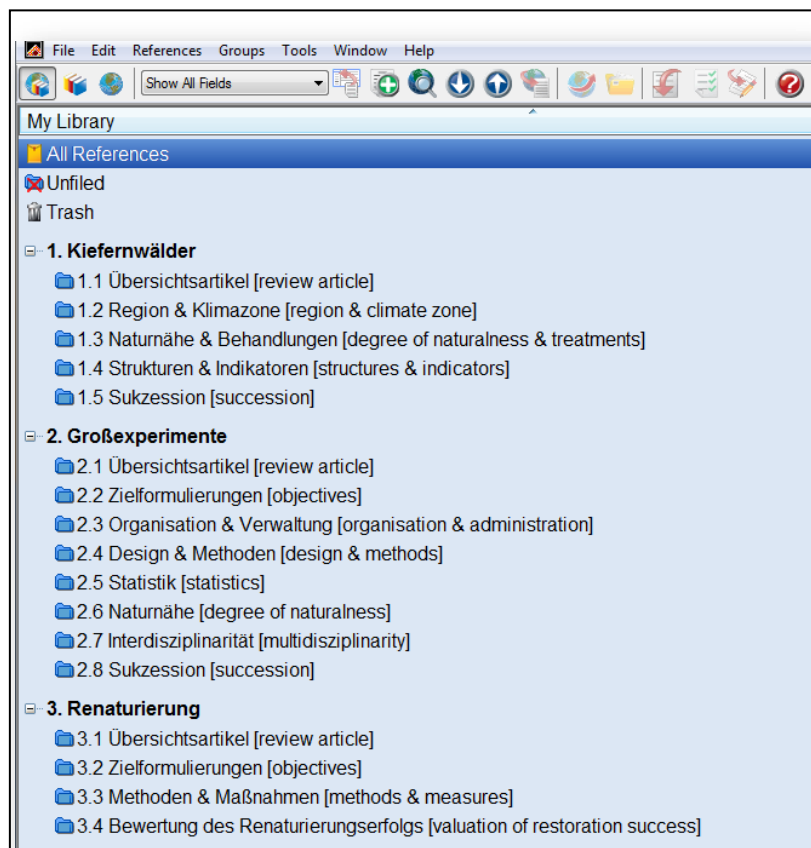


Abb. 21.

Ansicht der hierarchischen Gliederungsebenen in der EndNote®-Literaturdatenbank

Die Reduktion in der hierarchischen **Gesamtansicht der Literaturdatenbank** resultiert einerseits aus den Restriktionen der Software, andererseits soll der Überblick für den Nutzer gewahrt bleiben. Dieser grobe Überblick erleichtert jener Nutzergruppe den thematischen Einstieg, die sich bisher nur mit Teilaspekten oder nicht detailliert mit der Thematik der Renaturierung von Waldökosystemen befasst hat. Eine differenziertere Recherche ist über die zuvor genannten **Schlüsselbegriffe** möglich. Darüber hinaus bietet EndNote® die Möglichkeit über einen **Modus zur schnellen Suche** in der gesamten Datenbank auch nach Autoren, Jahrgängen, Zeitschriften etc. zu recherchieren. Neben

dieser Einzelwortsuche können beliebige Kombinationen zur Suche (Autor + Jahr + Titel usw.) genutzt werden.

Die Einträge enthalten zunächst einen Vermerk zur **Art der Referenz** (*reference type*), d.h. es wird differenziert nach Büchern, Buchbeiträgen, Artikeln, Projektberichten, Tagungsbeiträgen etc. Die vollständige Gliederung der Einträge ist beispielhaft in der nachfolgenden Abbildung 22 dargestellt.

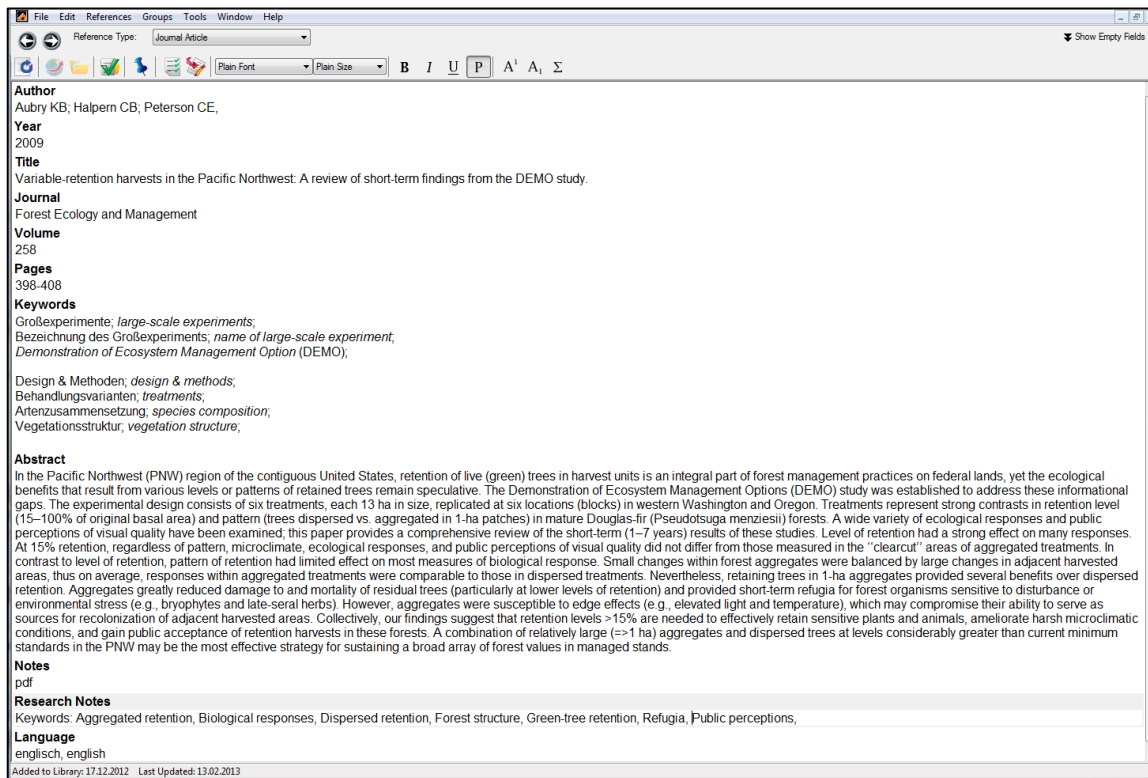


Abb. 22.

Beispielhafte Darstellung der Eingabemaske in der EndNote® Literaturlatenbank

Erkennbar ist die Auflistung der **Schlüsselbegriffe** (*key words*) in zwei Sprachen. Außerdem sind Zusammenfassungen oder Kurzfassungen eingefügt worden, um die Vorabprüfung der Literatur hinsichtlich ihrer thematischen Eignung für den Nutzer zu erleichtern. Eine entsprechende Kurzfassung ist jedoch nicht in jedem Fall vorhanden. Durch den Vermerk „pdf“ unter der Eingabeoption **Notes** ist ablesbar, ob in der Ablage der digitalen Literatur eine entsprechende Version verfügbar ist. Dieses Vorgehen vermeidet die Option der sogenannten Verknüpfungen im Programm EndNote®, ergeben sich hier doch häufig Probleme bei der Handhabung der Datenbank die eine enorme Speicherkapazität benötigt. Unter der Option **Research Notes** sind zusätzlich zu den eigenen Schlüsselbegriffen jene Begriffe vermerkt, die ursprünglich von den Autoren der Veröffentlichung vergeben wurden. Abschließend wird ein Hinweis auf die **Sprache** gegeben, in der die Publikation verfasst worden ist. In den Fällen, die eine **Verknüpfung zum Originaldokument** besitzen, kann dieses unmittelbar über die Datenbank aufgerufen werden (siehe Abbildung 23).

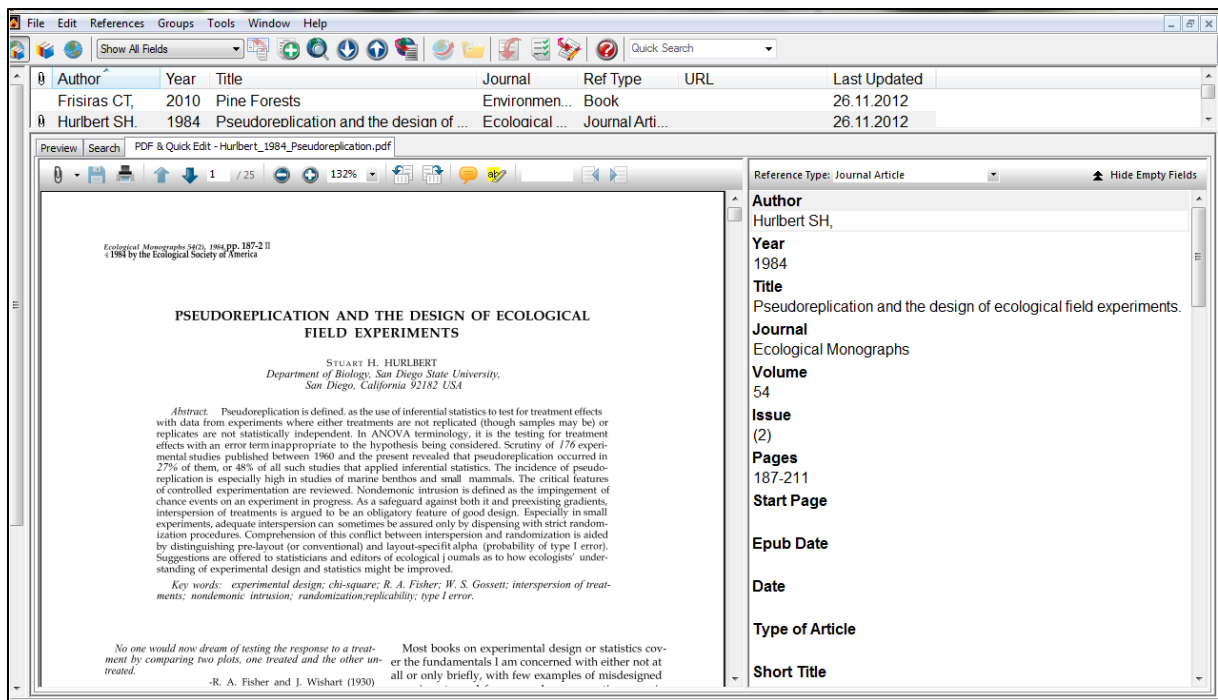


Abb. 23.

Beispielhafte Darstellung für eine Verknüpfung in der EndNote® Literaturlatenbank

5.4 Datenmanagement

Die Notwendigkeit einer zentralisierten und kontinuierlichen Datenverwaltung haben die Vertreter der drei im Westen der USA besuchten Großexperimente als wesentlich für den Erfolg des Konzepts herausgestellt (vgl. ABBOTT et al. 1999, VANHA-MAJAMAA et al. 2007).

Das Thema Datenmanagement umfasst dabei neben der eigentlichen Verwaltung der erhobenen Daten auch die eindeutige **Definition von Terminologien** im Hinblick auf Versuchsdesign und -planung (vgl. Abschnitt 4.1) in deutscher und englischer Sprache, eine für alle Beteiligten zugängliche, transparente und vollständige **Projektdokumentation** sowie die Archivierung der Projektvorschläge externer Arbeitsgruppen und projektspezifischer Publikationen (vgl. Abschnitt 7).

Die eigentliche Datenverwaltung in einer zentralisierten Datenbank ist mit personellem und dementsprechend auch finanziellem Aufwand verbunden. Alle befragten Wissenschaftler messen jedoch den Investitionen im Bereich Projektdatenmanagement große Bedeutung bei, sind sie es doch, die langfristig die Datenqualität und -verfügbarkeit sichern können und somit essenziell für die Verwertung der Projektergebnisse und somit für den Projekterfolg sind. Große Verbundprojekte, wie z.B. die DFG-Biodiversitäts-Exploratorien, haben i.d.R. 1-2 Personalstellen für Datenverwaltung und Qualitätssicherung (plus Hilfskräfte). Um die Kontinuität der Datenprüfung und -speicherung für das geplante Großexperiment zu gewährleisten, darf die Datenverwaltung nicht in den Verantwortungsbereich einer Einzelperson gelegt sein, vielmehr ist ein zentrales **institutionalisiertes Datenmanagement** durch ein mehrköpfiges erfahrenes IT-Team erforderlich. Dabei ist die Anbindung an eine Institution mit langjähriger Erfahrung in der Datenverwaltung von Forschungsverbänden oder anderen Großprojekten wünschenswert, um eine kontinuierliche Dokumentation sicherzustellen und bereits bestehende IT-Infrastrukturen nutzen zu können. So werden beispielsweise die Daten des

Großprojekts „Demonstration of Ecosystem Management Options Study“ (DEMO-Studie) in einer zentralen Datenbank der University of Oregon verwaltet. Eine Alternative stellt die Übertragung und Modifikation einer bestehenden Datenverwaltungssoftware aus einem anderen Großprojekt (z.B. BExIS++ oder FOR816dw) dar, die auf EML (Ecological Metadata Language) und internationalen Standards basiert. Diese Standardisierung ermöglicht – dem aktuellen Trend zu einer offenen Verfügbarkeit ökologischer Daten folgend – eine spätere Bereitstellung der Daten für die wissenschaftliche Gemeinschaft (Metadaten öffentlich, Daten auf Anfrage).

Bereits zu Projektbeginn sollte ein umfassendes **Konzept zur Sicherung der Datenqualität** entwickelt werden. Wesentliche Maßnahmen dieses Konzepts sind z.B.

- die vollständige Erfassung von Metadaten zu den einzelnen Versuchsflächen, Parametern (Aufnahmemethodik, Messanweisungen und -protokolle) und Arbeitsgruppen,
- die Erstellung detaillierter parameterspezifischer Aufnahmeanweisungen und übersichtlicher Formulare zur Datenerhebung,
- die Entwicklung von Algorithmen zur Datenüberprüfung in Hinblick auf Vollständigkeit und Konsistenz,
- die Verwendung von Feldcomputern mit digitalen Eingabemasken, wenn dies realisierbar ist,
- sowie die Durchführung von Testläufen zur Identifizierung von potenziellen Fehlerquellen.

Die Kombination interdisziplinärer Daten mit unterschiedlicher zeitlicher und räumlicher Auflösung stellt eine große Herausforderung für die Datenverwaltung des Großexperiments dar. Hier ist die eindeutige Definition von Schnittstellen (z.B. Messpunkt, Raster-Koordinate, Quadrant, Transsekt, Plot, Datum, usw.) zwischen den einzelnen Teildatensätzen zentrales Anliegen zur Gewährleistung der Verschneidung und einer nachfolgenden integrierenden Auswertung der Messdaten. Empfehlenswert ist die Einbindung aller Datensätze in ein projektinternes GIS-System auf Basis möglichst genau einzumessender Koordinaten, bzw. Winkel und Entfernung zu definierten und auf der Versuchsfläche sichtbar markierten Ankerpunkten.

6 Versuchsflächenauswahl

Gemäß den Zielen des RenaKi-Projekts waren geeignete Versuchsflächen aus den von der gemeinnützigen DBU Naturerbe GmbH, einer Tochtergesellschaft der DBU, verwalteten Naturerbeflächen auszuwählen. Dabei lag der Fokus auf den neuen Bundesländern, die mit rund 40.000 ha den Großteil der DBU-Naturerbeflächen stellen. Auch wenn auf den DBU-Naturerbeflächen derzeit struktur- und artenarme Kiefernbestände überwiegen, gibt es dennoch große Offenlandbereiche, Feuchtgebiete und Wälder mit relativ naturnaher Artenzusammensetzung. Dementsprechend erfolgte die Auswahl der nachfolgend vorgestellten potenziellen Versuchsflächen in einem mehrstufigen Prozess anhand definierter Parameter und Kriterien.



Abb. 24.

Lage der für eine Erkundung von der DBU vorausgewählten Lokalitäten (Quelle: DBU)

6.1 Auswahl der Lokalitäten

Bedingt durch die vorherige militärische Nutzung der DBU-Naturerbeflächen sind diese als ehemalige Bestandteile verschiedener Bundesforstbetriebe in verschiedenen Liegenschaften organisiert, die im Kontext des RenaKi-Projekts als sogenannte **Lokalitäten** bezeichnet werden. Aus den insgesamt 33 Naturerbe-Liegenschaften wurden zu Projektbeginn durch die DBU insgesamt 6 Lokalitäten für eine genauere Erkundung vorausgewählt (Abb. 24; Tab. 11). Diese Lokalitäten

- bilden einen Nord-Süd-Gradienten im Alt- und Jungpleistozän des Nordostdeutschen Tieflands ab,
- haben einen hohen Waldanteil (>70 %),
- weisen großflächige, zusammenhängende Waldflächen auf, die aktuell überwiegend mit struktur- und artenarmen Kiefernbeständen bestockt sind,
- integrieren zusätzlich kleinere historisch alte Waldstandorte mit naturnaher Bestockung (klassifiziert als Waldbehandlungskategorie „N“),
- und zeichnen sich durch eine geringe Kampfmittel-/Munitionsbelastung aus, was für die Sicherheit des Personals bei der Anlage und Betreuung der Versuchsflächen wichtig ist.

Tab. 11.

Übersicht über die Kenndaten der für eine Erkundung von der DBU vorausgewählten Lokalitäten (Quelle: DBU)

Lokalität	Ückermünder Heide	Rühnicker Heide	Weißhaus	Prösa	Zschornoer Wald	Daubaner Wald
Bundesland	Mecklenb.-Vorp.	Brandenburg	Brandenburg	Brandenburg	Brandenb./Sachsen	Sachsen
Gesamtfläche (ha)	7771	3871	1107	3310	1859	3626
Waldfläche (ha)	6570	2704	1057	3098	1606	2886
Waldfläche (%)	85	70	95	94	86	80
Dominanter pnV-Typ*	L, M	L	P, L	P	P	H, P

*L – Buchenwald basenarmer Standorte; M – Buchenw. mäßig basenreicher Standorte; P – Subkont. Kiefern-Eichen- u. Kiefernwald

Zur Vorbereitung der Versuchsflächenauswahl wurden die der DBU und den betreuenden Bundesforstbetrieben Vorpommern-Strelitz, Westbrandenburg und Lausitz für die vorausgewählten Lokalitäten aktuell vorliegenden Karten in analoger und (soweit verfügbar) digitaler Form zusammengetragen. Aufgrund der historischen Entwicklungen (Eigentumsübertragung, vorherige militärische Nutzung, usw.) ist insbesondere die digitale Verfügbarkeit sehr eingeschränkt. Die zum Projektende vorliegenden Karten sind Tab. 12 zu entnehmen.

Tab. 12.
Übersicht über die Verfügbarkeit der Geodaten nach Typ und Liegenschaft/Revier

Liegenschaft	Revier	FBK_Baumarten			FBK_Blankett		Standortskarte			Luftbilder
		analog	PDF	GIS	analog	PDF	analog	PDF	GIS	GIS (WMS)
Prösa	Prösa	X		X		X		X		X
	Dreieichen	X		X		X		X		X
Daubaner Wald	Dauban	X		X		X		X		X
	Halbendorf	X		X		X		X		X
Zschornoer Wald	Zschornoer Wald	X		X		X		X		X
Weißhaus	Silberbrunnen		X	X		X				X
Rüthnicker Heide	Neukammer	X		X	X					X
	Birkholzgrund	X		X	X					X
Ückermünder Heide	alle	X		X						X

6.2 Kriterien für die Versuchsflächenauswahl

Basierend auf den Zielen des RenaKi-Projekts wurden für die Auswahl der potentiellen Versuchsflächen grundlegende Kriterien hinsichtlich des aktuellen Zustands von Standort, Ober- und Unterstand, Bodenvegetation und der historischen Bestandesbehandlung definiert (Tab. 13). Um die statistische Vergleichbarkeit der Lokalitäten und der Versuchspartellen innerhalb der Lokalitäten zu gewährleisten, sollten die Lokalitäten bei zentralen Kriterien weitgehend ähnliche Zustände aufweisen. Dies erfordert jedoch nicht zwingend eine flächige Homogenität mit Blick auf einzelne Kriterien, sondern vielmehr eine **ähnliche Variabilität der Zustände** innerhalb und zwischen den Lokalitäten. Alle Lokalitäten sollten demnach möglichst eine vergleichbare Spannweite an Zuständen mit einer gleichmäßigen Verteilung in der Fläche aufweisen.

Für einige Kriterien (**Ausschlusskriterien**) wurden Ausprägungen definiert, die zu einem definitiven Ausschluss einer Fläche führten. Beispielsweise sind hier die flächige Präsenz von Mischbaumarten, das Vorkommen von Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina*) oder Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) sowie eine bereits erfolgte unregelmäßige Auflichtung des Oberstands zu nennen, da unter diesen Umständen die statistisch abgesicherte Erfassung der Auswirkungen von experimentellen Behandlungsmaßnahmen nicht von etwaigen ereignisbedingten Effekten vor Versuchsanlage zu trennen wäre. Die restlichen Kriterien dienen vor allem einer beschreibenden Charakteri-

sierung der potentiellen Versuchsflächen und – in einem zweiten Schritt – als Grundlage einer Priorisierung der vorausgewählten Versuchsflächen hinsichtlich Ähnlichkeit und Homogenität.

Tab. 13.
Übersicht über die der Versuchsflächenauswahl zugrunde liegenden Kriterien

Kriterien- gruppe	Kriterien	Idealzustand	Ausschlusskriterien
Fläche	Größe	Blöcke von 50-200 ha	Fläche <50 ha
	Fragmentierung	keine öffentlichen Straßen und stark ausgebauten Waldwege	angrenzende frequent. Wege und Siedlungen
Standort	(Stamm) Standortsformengruppe, (Nährkraft/Wasserhaushalt), Bodenart	Z1-3 und A1-3; sandiges Substrat; Standortshomogenität (>95%)	
Oberstand	Hauptbaumart	<i>Pinus sylvestris</i>	andere Baumarten
	Bestandesalter	50-100 Jahre; möglichst geringe Altersspanne	<50 und >100 Jahre; Ungleichaltrigkeit
	Vertikale Struktur/ Schichtung	einschichtig; wenige Sonderstrukturen	flächiges Vorkommen einer 2. Bestandesschicht
	Baumartenmischung	Mischungsanteil Birke max. 20%, einzelne standortsheimische Baumarten (EI, BU); keine/wenige nicht standortsheimischen Baumarten (z.B. LÄ, FI, DG, etc.)	Mischungsanteile BI >20%; EI/BU >5%; LÄ, FI, DG, etc. >5%
	Kronenschlussgrad	mind. 80%; möglichst homogen; nur vereinzelte Lücken (<5%)	unregelmäßig durchforstete Flächen
	Randeffekte	möglichst keine direkten Randbereiche zu Offenland etc.	
	Vitalität	gute Vitalität; keine Kalamitätsflächen	Schadflächen (Insekten, o.ä.)
	Qualität/Herkünfte, Bonität	ohne Bedeutung	
Unterstand und Boden- vegetation	Totholz	nicht überproportional	
	Naturverjüngung	bedingt akzeptabel (nur gebietsheimische Baumarten)	Präsenz Spätblühender TKI; Vorkommen heterogener Verjüngungskegel
	Kunstverjüngung (Pflanzung/Saat)	unerwünscht; bei sonstiger Eignung vermerken (evtl. für Zerstörungsvarianten)	
	Bodenvegetation	keine verjüngungshemmende Vegetation; Dominanz vermerken (z.B. Adlerfarn oder <i>Calamagrostis</i>)	
	Verbiss-Situation	vermerken, ohne Bedeutung	
	Präsenz von Neophyten	idealerweise kein Vorkommen	
Bestandes- behandlung	Aufschluss/ Feinerschließung	keine starke Befahrung; reguläres Gassennetz	
	letzte Durchforstung	>2 Jahre vor Versuchsanlage	
	Durchforstungsart	möglichst homogen	
	Bodenbearbeitung	nicht erwünscht	

6.3 Prozess der Versuchsflächenauswahl

Anhand der analog und digital vorliegenden Forstgrundkarten und Baumartenkarten sowie den in den Geographischen Informationssystemen der entsprechenden Bundesländer¹ vorhandenen digitalen Luftbilder wurden die Flächenbegänge in den einzelnen Lokalitäten geplant und in der zweiten Jahreshälfte 2012 durchgeführt. Aktualisierungen der in den Online-Informationssystemen hinterlegten Luftbilder sind 2013 geplant für NW-Brandenburg (aktuell 18.4.2010), SO-Brandenburg (aktuell 20.4.2011) und NO-Sachsen (aktuell 24.05.2011). Eine erneute Befliegung SW-Brandenburgs ist derzeit unsicher (aktuell 10.4.2011).

Des Weiteren haben die betreuenden Revierförster vorab Hinweise und Empfehlungen zu Güte und Eignung der Flächenkomplexe gegeben. Während des Flächenbegangs wurden die wesentlichen Eigenschaften der grundsätzlich als Versuchsflächen geeigneten Teilflächen in einem Formular und in vorbereiteten Arbeitskarten erfasst. Geeignete Flächen wurden zusätzlich fotografisch für eine nachträgliche Einschätzung bzw. Verifizierung der Kriterienansprache dokumentiert. Formulare, Arbeitskarten und Fotos sind in den beigelegten Materialien enthalten.

Im GIS (Quantum GIS 1.7.3) wurden für jede bereiste Lokalität die vollständig oder teilweise geeigneten forstlichen Teilflächen ausgewählt und in mehreren Arbeitsschritten flächig zusammenhängende Versuchsblöcke ausgewiesen:

- Delinierung und Digitalisierung der Außengrenzen zusammenhängender geeigneter Flächen,
- Ausweisung einer 70 m breiten Pufferzone innerhalb der Außengrenzen und der dadurch entstandenen Kernzone,
- Digitalisierung und Ausweisung ungeeigneter Versuchsflächen innerhalb der Kernzone, die keine versuchsrelevanten Auswirkungen auf benachbarte Bereiche haben (z.B. junge Kiefernbestände, Birkenbestände, etc.),
- Ausweisung von vier 50-ha-Versuchsblöcken innerhalb der Kernzone unter Berücksichtigung einer Pufferzone von mindestens 30 m zwischen den Versuchsblöcken,
- Erstellung von Übersichtskarten für die einzelnen Lokalitäten.

6.4 Potenziell geeignete Versuchsflächen

In nur vier der sechs bereisten Lokalitäten wurden ausreichend große und zusammenhängende potenzielle Versuchsflächen gefunden (vgl. Abb. 25):

- „Rüthnicker Heide“ (Brandenburg): 4 x 50 ha
- „Weißhaus“ (Brandenburg): 4 x 50 ha
- „Zschornoer Wald“ (Brandenburg/Sachsen): 2 x 50 ha
- „Ückermünder Heide“ (Mecklenburg-Vorpommern) 3 x 50 ha und 1 x 42 ha

Im „Daubaner Wald“ waren nur knapp 44 ha geeignet, die allerdings erhebliche Kiefern- und Birken-Naturverjüngung auf den Gassen aufwiesen und für die bereits der Zuschlag für einen Holzeinschlag im Januar 2013 vergeben worden war. In „Prösa“ waren aufgrund der bereits fortgeschrittenen

¹Sachsenatlas (<http://www.atlas.sachsen.de/>); GeoPortal Mecklenburg-Vorpommern/GAIA-MVlight (https://www.geoportal-mv.de/land-mv/GeoPortalMV_prod/de/Startseite/index.jsp); Brandenburg Viewer (<http://www.geobasis-bb.de/bb-viewer.htm>);

Baumartendiversifizierung und der erheblichen Strukturierung der Bestände keine großflächigen homogenen Kiefernbestände zu finden. Die Liegenschaften „Daubaner Wald“ und „Prösa“ scheiden daher für eine Versuchsanlage aus.

Die ausgewählten Lokalitäten decken im Hinblick auf die potenziell natürliche Vegetation (pnV; nach SUCK & BUSHART 2010) die für das nordostdeutsche Tiefland auch quantitativ charakteristischsten pnV-Typen ab („Rüthnicker Heide“ und „Ückermünder Heide“– Buchenwald basenarmer Standorte; „Weißhaus“ und „Zschornoer Wald“– Subkontinentale Kiefern-Eichen- u. Kiefernwälder) und sind somit repräsentativ für einen Großteil der strukturarmen Kiefernreinbestände Nordostdeutschlands.

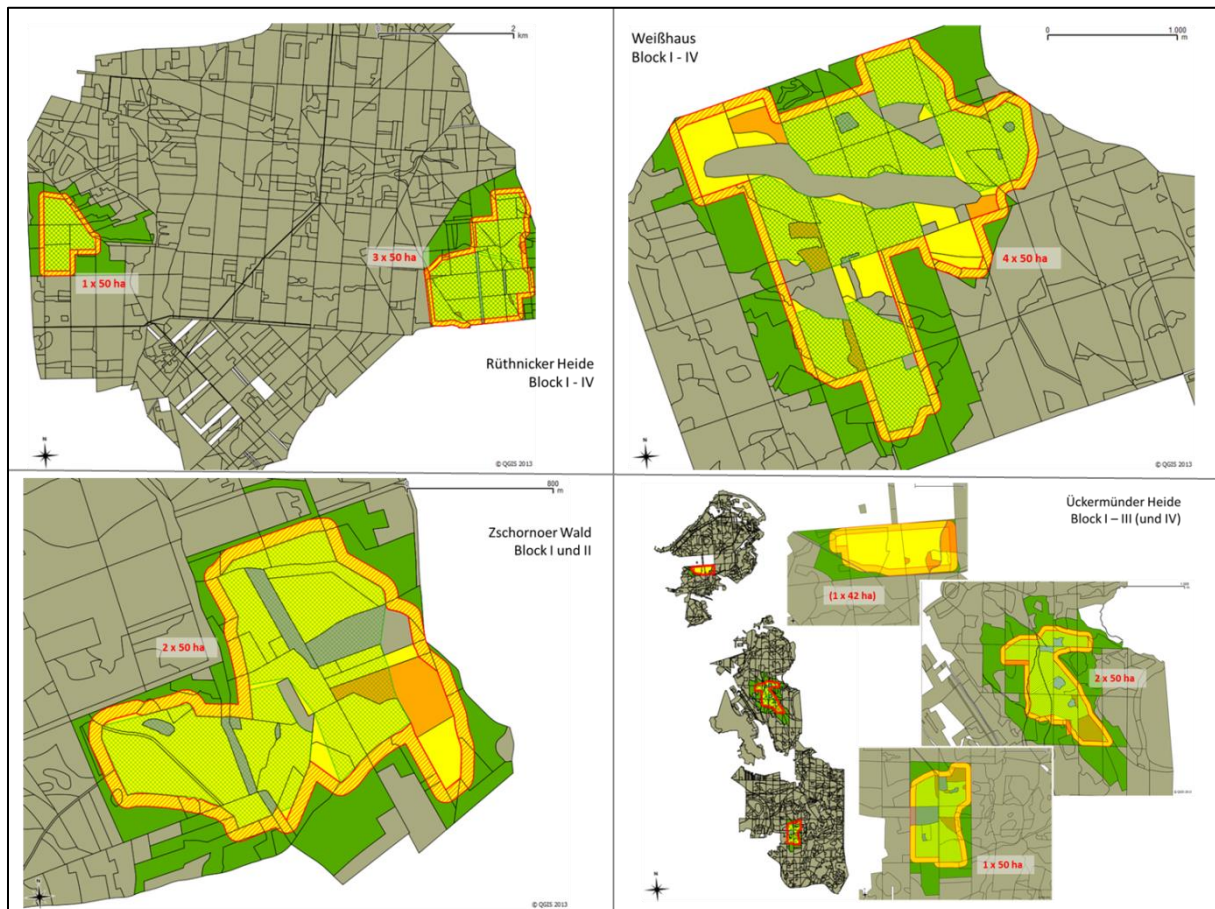


Abb. 25.

Übersicht über die potenziell geeigneten Versuchsblöcke (grüne Schraffur) in den vier Liegenschaften (siehe auch ganzseitige Detailkarten im Anhang 11.1)

7. Kooperationen, Partner, Netzwerke und Öffentlichkeitsarbeit

Der nachfolgende Abschnitt soll Optionen für das geplante Großexperiment aufzeigen, die sich aus dem Erfahrungsschatz bekannter Großprojekte ableiten. Folgende Kernpunkte sind für den Erfolg von Großprojekten besonders relevant:

- (1) Rechtszeitige Einbindung und Vernetzung aller unmittelbaren Akteure und indirekt betroffenen Gruppen (Institutionen, Organisationen, Personen),
- (2) Absicherung dauerhaft präsender Organisations- und Finanzierungspartner,
- (3) Transparente Dokumentation von Maßnahmen und gewonnenen Daten,
- (4) Option zur Netzwerkerweiterung und Einbindung neuer Akteure.

7.1 Einbindung und Vernetzung von Akteuren

Die Übersichtsartikel zu Großexperimenten zeigen eine Vielfalt an organisatorischen und öffentlichkeitswirksamen Netzwerken auf (CERN 2003, ADAMS et al. 2004, PETERSON & AUBRY 2007). Sie sind sehr von den landes- und regionalspezifischen Rahmenbedingungen geprägt. So unterscheiden sich wissenschaftliche Netzwerke innerhalb staatlicher Institutionen (z.B. Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten – DVFFA, USDA *Forest Service*, CERN innerhalb Chinas) deutlich von institutionell übergreifenden und international agierenden Forschungsnetzwerken (z.B. *International Union of Forest Research Organisations* - IUFRO). Auf regionaler und lokaler Ebene agieren wiederum andere Vertreter innerhalb des wissenschaftlichen Projektnetzwerkes, deren Unterstützung vor allem über personelle und finanzielle Aufwendungen erfolgt, aber auch die grundsätzliche Akzeptanz gegenüber konkreten Maßnahmen, voraussetzt.

Ein erfolgreiches Versuchsdesign für großflächige Renaturierungsprojekte erfordert den regelmäßigen Austausch mit einzelnen Waldbesitzern und Vertretern von Institutionen. Obwohl viele Flächeneigentümer teilweise nur indirekt von den eigentlichen Maßnahmen oder strukturellen Veränderungen betroffen sind, zeigen Beispiele wie der Nationalpark Bayerischer Wald (NBW 2008) oder Renaturierungsmaßnahmen, die mit einem spezifischen Feuermanagement arbeiten (CISSEL et al. 1999), dass die **regionale Einbindung von Flächenbesitzern und politischen Akteuren** notwendig ist, um die gesellschaftliche Akzeptanz für langfristig angelegte Projekte zu gewährleisten. Erfahrungsgemäß stellt die Kommunikation zwischen den Vertretern unterschiedlicher Interessengruppen besondere Ansprüche an die Projektinitiatoren und jene Akteure, die für die erfolgreiche Umsetzung des Forschungsvorhabens verantwortlich sind. Hier existieren viele Parallelen zur Ausweisung von Großschutzgebieten, deren Erfahrungen beispielsweise auch auf dem Gebiet der Renaturierungsforschung genutzt werden können (BENNETT & MULONGOY 2006). Um eine gemeinsame Identifikation potenzieller Partner und Akteure mit den Forschungsinhalten und Zielen zu erreichen, ist deren frühzeitige Einbindung bereits innerhalb der Projektentwicklungsphase erforderlich. Gespräche mit den forstlichen Akteuren (Förster, Waldarbeiter), Naturschutzverantwortlichen und den Vertretern der regionalen Bevölkerung stellen obligatorische Aktionsräume dar. Die praktische Umsetzung der geplanten Renaturierungsmaßnahmen kann nur gelingen, wenn Waldarbeiter, Maschinenführer und Förster das theoretische Konzept mittragen. Dies gilt umso mehr, wenn diese Akteure nicht nur mit der praktischen Umsetzung geplanter Maßnahmen (z.B. Auszeichnen, Abtransport des Holzes, Pflanzungen), sondern darüber hinaus unmittelbar mit der Erfassung von Daten (z.B. Inventuren) betraut sind. Missverständnisse bei der einheimischen Bevölkerung lassen sich ebenfalls vermeiden, wenn deren Vertreter vor Ort informiert werden, bzw. ein regelmäßiger Austausch statt-

findet. Dabei ist bedeutsam, dass der Informationsfluss sowohl auf „bilateraler“ als auch „multi-lateraler“ Ebene stattfindet.

In den Formulierungen zu den konkreten Zielsetzungen des geplanten Renaturierungsprojekts sollten sich die unterschiedlichen Akteure unmittelbar wiederfinden. Beispielsweise sind auf Ebene der Waldbewirtschaftung die **Zielformulierungen** staatlicher, kommunaler und privater Waldbesitzer vor Ort nutzbar. Für potenzielle DBU Naturerbeflächen ist die Einbindung der Zielformulierungen, die sich in den Landeswaldgesetzen finden, besonders hilfreich.

Im Landeswaldgesetz des Landes Brandenburg ist bspw. formuliert: „Zur nachhaltigen, pfleglichen und sachgemäßen Bewirtschaftung des Waldes gehört insbesondere [...], 2. die Erhaltung und Entwicklung von stabilen Waldökosystemen, die in ihrem Artenspektrum, in ihrer räumlichen Struktur sowie in ihrer Eigendynamik den natürlichen Waldgesellschaften nahe kommen, [...]“ (LWaldG; §4 Ordnungsgemäße Forstwirtschaft, Abs.(3)).

7.2 Organisation und Finanzierung

Aus den Veröffentlichungen zu großflächig eingerichteten Renaturierungsprojekten geht hervor, dass diese stets aus einer **Kofinanzierung** mehrerer Institutionen gespeist werden. Dies gilt in besonderem Maße für dauerhafte Versuchsanlagen. Die nachfolgende Tabelle 14 zeigt beispielhaft eine Liste der beteiligten Institutionen und Vereine, die in „The Greater Flagstaff Forests Partnership (GFFP)“ kooperieren. Diese Vereinigung hat sich gebildet, um gemeinschaftlich ein Behandlungskonzept für die Renaturierung eines etwa 72.000 Hektar großen Gebietes, das durch *P. ponderosa* dominiert ist, zu entwickeln. Die Untersuchungsschwerpunkte der eingerichteten Versuchsflächen konzentrieren sich auf die Anpassung der Bestandesstrukturen an naturnahe Bedingungen, um das natürliche Feuerregime und die daran geknüpfte Artenvielfalt wiederherzustellen (MARLETTE 2001). Die 25 Hauptkooperationspartner haben gemeinsam sog. „ökonomische, ökologische und soziale Versionen“ formuliert, da das gegenwärtige Feuerregime aufgrund ungünstiger Bestandesstrukturen jährlich mehrere 1.000 Hektar Waldfläche zerstört.

Tab. 14.
Liste der 25 Hauptkooperationspartner im GFFP (www.gffp.org)

Arizona Game and Fish	Greater Flagstaff Economic Council
Arizona Public Service	Highlands Fire Department
Arizona State Lands Department—Fire Management Division	Indigenous Community Enterprises
City of Flagstaff	NAU School of Forestry
Coconino County	NAU College of Engineering and Technology
Coconino County Farm Bureau and Cattle Growers Association	Perkins Timber Harvesting
Coconino Natural Resource Conservation District	Practical Mycology
Coconino Rural Environment Corps	Society of American Foresters—Northern Arizona Chapter
Cocopai Resource Conservation and Development District	Southwest Environmental Consultants
Ecological Restoration Institute at Northern Arizona University (NAU)	The Arboretum at Flagstaff
Flagstaff Chamber of Commerce	The Nature Conservancy
Flagstaff Native Plant & Seed	U.S. Fish and Wildlife Service
Grand Canyon Trust	

Darüber hinaus wurde im GFFP ein Aufsichtsrat eingerichtet, der über die Mittelverwendung und die Realisierung konkreter Projektvorschläge entscheidet. Die Aufsichtsratsmitglieder sind auch zu großen Teilen für die Kofinanzierung des Forschungsprojekts verantwortlich, wobei auch zahlreiche Privatpersonen als zahlende Mitglieder der Vereinigung zur finanziellen Unterstützung des Projekts beitragen. Die Finanzierung setzt sich aus Gründungszuschüssen, staatlichen Zuschüssen, Unterstützungen für Kooperationen, Spenden, Mitgliedsbeiträgen und sonstigen Einnahmen zusammen. Die jährlichen Einnahmen zur Umsetzung des dauerhaften Monitorings auf den Versuchsflächen belaufen sich auf etwa 200.000 \$. Ein weiteres Beispiel für die Finanzierung von Dauerversuchsflächen im Rahmen einer Landschaftsstudie betrifft die „*Blue River Landscape Study* (BLRS)“. Die jährliche Finanzierung beläuft sich hier auf etwa 170.000 \$. In beiden Fällen wurden zusätzlich dauerhafte Institutionen eingerichtet, die Forschungspersonal zur Koordination des Projektes anstellen. SEYMOUR et al. (2006) bestätigen in ihrem historischen Abriss zu Großexperimenten in den USA Etablierungskosten zwischen 120.000 \$ bis 1.000.000 \$. Die Angaben zur Finanzierung der jährliche Messkampagnen in den Dauerversuchsanlagen liegen zwischen 7.500 \$ und 300.000 \$.

Die Recherche im **Europäischen Raum** hinsichtlich konkreter Angaben zur **Finanzierung großräumiger Renaturierungsprojekte** gestaltet sich schwierig. Lediglich im Rahmen des „**ENVIRONMENT LIFE Programme**“ der Europäischen Kommission sind konkrete Angaben zur Finanzierung größerer Renaturierungsprojekte öffentlich verfügbar [ec.europa.eu/environment/life]. Für eine Laufzeit von 4 Jahren bewegen sich die jährlichen **EU Zuschüsse** für Waldrenaturierungsprojekte in einem Rahmen von 100.000 € - 400.000 €. Die zusätzliche jährliche **Eigenfinanzierung** durch die jeweils geförderte Institution liegt zwischen 25.000 € - 400.000 €.

Vor dem Hintergrund der Relevanz des geplanten Großexperiments für die Umsetzung der Nationalen Biodiversitätsstrategie in **Deutschland** liegt außerdem eine Partnerschaft mit dem **Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)** bzw. mit dem **Bundesamt für Naturschutz (BfN)** nahe. Sollte es keine Möglichkeit geben, im Rahmen aktueller Förderprogramme oder darüber hinaus von diesen Institutionen eine finanzielle Unterstützung einzuwerben, so besteht doch u.U. die Möglichkeit der Übernahme einer Schirmherrschaft durch eine prominente Persönlichkeit aus diesen Institutionen. Weitere mögliche Partner dieser Art sind natürlich die entsprechenden für Naturschutzbelange zuständigen Landesministerien in den Bundesländern, in deren Verantwortungsbereich die vorausgewählten Versuchsflächen liegen.

Weitere Partner, die sich finanziell an dem Projekt beteiligen könnten, sind größere Stiftungen, die im Bereich von Umwelt- und Naturschutz aktiv sind. So hat beispielsweise bereits die „**Heidehof Stiftung**“ [<http://www.heidehof-stiftung.de/>] konkretes Interesse an dem Projekt bekundet. **Andere Stiftungen**, die als mögliche kofinanzierende Partner gewonnen werden könnten, sind z.B. die „Allianz Umweltstiftung“, die „BUNDStiftung“, die „Deutsche Wildtierstiftung“, die „EuroNatur Stiftung“, der „Global Nature Fund“, die „Heinz Sielmann Stiftung“, die „Horst Richard Kettner Stiftung“, die „Naturstiftung David“, die „Rut- und Klaus-Bahlsen-Stiftung“, die „Stiftung Naturlandschaften Brandenburg“, die „Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg“, die „Landesstiftung Umwelt- und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern“, die Stiftung „Wald für Sachsen“, die „Stiftung Zukunftserbe“, die „Umweltstiftung Greenpeace“, die „Vattenfall Europe Umweltstiftung“, die „Volkswagen Stiftung“ oder der „World Wide Fund for Nature Deutschland“. Möglicherweise könnten auch die **Bundesforste** dafür gewonnen werden, das Projekt durch Personal- oder Sachleistungen zu unterstützen.

Das grundsätzliche Problem von Langzeitprojekten besteht in der **Absicherung einer kontinuierlichen Projektfinanzierung** über den Zeitraum der Anschubfinanzierung hinaus. In den Gesprächen mit den Projektinitiatoren der Großexperimentalflächen in den USA wurde deutlich, dass die dauerhafte Gewährleistung eines ausreichenden Finanzrahmens besonders durch veränderte politische und institutionelle Rahmenbedingungen sowie ein abnehmendes Interesse an den Kernforschungsfragen gefährdet ist. Daher ist es unbedingt notwendig, bestehende Forschungsansätze zu erweitern, Forschungsfragen offenzulegen und neue Forschergruppen zur Einbindung in das bestehende Projektkonzept zu motivieren. Nur über die Beschaffung zusätzlicher Finanzierungsmöglichkeiten durch kleinere Teilprojekte lässt sich eine großflächig angelegte Experimentalfläche über einen langen Zeitraum aufrecht erhalten. Eine weitere Option stellt die Vernetzung mit anderen bestehenden langfristigen Experimenten in Waldökosystemen dar. Es empfiehlt sich eine Anbindung an bestehende Infrastrukturen. Hier ist auf **NoLTFoX (Nordic and Baltic database for long-term forest experiments²)** hinzuweisen – ein Netzwerk forstlicher Langzeitversuche mit einer umfassenden wissenschaftlichen Datenbank, in dem Deutschland leider bislang nicht vertreten ist. Der Beitritt zu einem solchen Netzwerk dient nicht nur einem verbesserten fachlichen Austausch mit internationalen Experten, sondern trägt dazu bei Langzeitversuche zu erhalten. Gleiches gilt für die Kontaktaufnahme zur „**Society of Ecological Restoration**“ (SER), die eine globale und öffentlichkeitswirksame Vernetzung vielfältiger Renaturierungsprojekte und Initiativen anstrebt (www.ser.org). Sie ist ein Bindeglied zwischen Renaturierungsforschung und Praxis. Unter Federführung der SER werden internationale Tagungen zum Thema Renaturierung ausgerichtet, die einen Austausch auf unterschiedlicher Ebene ermöglichen. Das Kerngebiet der Waldrenaturierung gilt in diesem Zusammenhang noch immer als unterrepräsentiert, wie die internationale SER Tagung im Jahr 2012 (ECER) in Ceské Budejovice verdeutlicht hat.

7.3 Transparente Projektdokumentation und Organisationsstruktur

Um die Kontinuität und das Interesse an großflächigen Experimentalflächen im Rahmen der Renaturierungsforschung zu gewährleisten, müssen bereits während der Projektkonzeption und innerhalb der ersten Projektlaufzeit grundlegende organisatorische und strukturelle Fragen geklärt sein. Für die rationale Aufgabenbewältigung im Sinne der gestellten Ziele ist die Etablierung einer **Organisationsstruktur** notwendig. Diese sollte die Aktions- und Verwaltungsebenen mit ihren konkreten Aufgabenbereichen und Teilzielen klar abgrenzen, aber auch deren Vernetzungen deutlich herausstellen. Insbesondere die Abgrenzung der Verantwortungsbereiche auf den Untersuchungsflächen durch den Einsatz von **wissenschaftlichen Koordinatoren auf den einzelnen Untersuchungsflächen** ist eine notwendige Maßnahme, die zum Gelingen dauerhafter Großexperimente beiträgt (ADAMS et al. 2004, BRLS 2008). Die Gewinnung von Finanzierungs- und Forschungspartnern ist ein schrittweises Vorgehen. In **Einzelgesprächen** kann geklärt werden, welche Institutionen oder Organisationen prinzipiell an dem Projekt interessiert sind. Diese Interessenten könnten dann von der DBU als Projektträger zu einer Art „Geberkonferenz“ eingeladen werden, auf der a) das Projekt detaillierter vorgestellt wird und b) einzelne konkrete inhaltliche Forschungspakete für eine Förderung angeboten werden (z.B. die Erhebungen zur Insektenabundanz, o.ä.). Damit würde den potentiellen Partnern die Möglichkeit gegeben, ihre konkrete Beteiligung auch entsprechend öffentlichkeitswirksam zu präsentieren – sicherlich ein guter Anreiz. Aufgabe der Institution, die die Schirmherrschaft über das Projekt übernommen hat, besteht vor allem darin eine hohe **Transparenz**

²<http://noltfox.metla.fi/>

gegenüber den Teilprojektpartnern und auch potenziellen Projektpartnern zu wahren. Dies kann nur gelingen, wenn alle Elemente des Projektdesigns nachvollziehbar gestaltet sind und zudem **konkrete Schnittstellen** für Forschergruppen von Beginn an benannt werden, deren Erweiterung jederzeit willkommen ist. Dies stellt hohe Ansprüche an die Konzeption des Projektdesigns, da erfahrungsgemäß allein die Untersuchungsmethoden (z.B. destruktiv vs. zerstörungsfrei, Transekte vs. vollflächige Erhebungen) schwer auf einer Untersuchungsfläche zu vereinbaren sind (s. auch Abschnitt 4.5). Überlagerungseffekte oder gegenseitige Ausschlusskriterien bei der Flächenbeprobung durch unterschiedliche Forschergruppen sind im Vorfeld zu benennen (AUBRY et al. 1999). Je vernetzter die Strukturen sind, umso anspruchsvoller wird dabei die Koordination des Gesamtprojekts. Neben der gezielten Öffentlichkeitsarbeit, die in einem solchen Großexperiment einer professionellen Betreuung bedarf (s. Abschnitt 7.4), darf auch der **Informationsfluss und die Identifikation innerhalb der eigenen Organisation (Trägerorganisation)** nicht vernachlässigt werden (PETERSON & AUBRY 2007). Regelmäßige **Workshops**, die über den aktuellen Projektstand und die wichtigsten Teilergebnisse informieren, bilden die wesentliche **Kommunikationsplattform** zwischen Projektgruppen, Koordinatoren und lokalen Akteuren (Förster, Waldarbeiter). Sie bieten darüber hinaus die Möglichkeit Ziele zu formulieren (Teilziele und übergeordnete Projektziele), zur gemeinsamen kritischen Analyse (theoretischer Zeitplan vs. Umsetzbarkeit vor Ort), aber auch zur gemeinsamen Erfolgskontrolle. Da eine gute Kommunikation innerhalb der Arbeitsgruppen oder Organisationen meist vorausgesetzt und demzufolge in der Planung von Arbeitsabläufen vernachlässigt wird, sei an dieser Stelle noch einmal explizit auf diesen Punkt hingewiesen.

7.4 Öffentlichkeitsarbeit

Die Umsetzung der Visionen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS), die Schaffung und Sicherung von Wildnisgebieten sowie die Bereitstellung natürlicher und naturnaher Waldlebensräume und deren Vernetzung auf Landschaftsebene sind Themen mit hoher politischer Relevanz. Ebenso wie die Entwicklung von Wildnisgebieten und die In-Wert-Setzung von Flächen für den Naturschutz setzt auch das geplante Großexperiment die **Akzeptanz der Öffentlichkeit** voraus (RIBE 1999, GFFP 2011). Das Verständnis zentraler Komplexindikatoren zur Bewertung der Entwicklung von Naturnähe ist forstwissenschaftlichen Laien aber ebenso wenig vermittelbar, wie die Darstellung aller Ziele der Entwicklung und Erprobung von Maßnahmen zur Waldökosystemrenaturierung im Detail.

Deshalb muss eine besondere Herausforderung für die projektspezifische Öffentlichkeitsarbeit darin gesehen werden, eine allgemein verständliche Umsetzung der ökosystemaren Zusammenhänge und der komplexen Forschung auf eine den Adressaten zumutbare Ebene sicherzustellen. Andererseits gilt es auch, die Neugier auf Naturphänomene in Kiefernreinbeständen zu wecken und die Naturerbeflächen als wertvollen Lebensraum sowie als Aktions- und Lernwelt erkennbar zu machen.

Eine adäquate kontinuierliche Öffentlichkeitsarbeit, auch flankiert von entsprechender politischer Lobbyarbeit, sollte sowohl die unmittelbar beteiligten Akteure auf allen Ebenen umfassen, als auch die lokale Bevölkerung in ausreichendem Maße einbeziehen. Das gilt gleichermaßen für

- das Erstellen von Pressemitteilungen,
- Führungen zu den Versuchsflächen,
- den Kontakt zu den Verbänden und Organisationen, vor allem im forst- und waldwirtschaftlichen Bereich und dem Naturschutz,

- die Bearbeitung telefonischer und schriftlicher Anfragen von Journalisten sowie die Vermittlung von Interviews,
- die Beobachtung und Auswertung von Tageszeitungen, Pressediensten, landwirtschaftlichen Wochenblättern und anderem Informationsmaterial einschließlich Themensuche,
- die Beobachtung des Landfunks, Kontakt zu den Landfunkredaktionen und die regelmäßige Belieferung einzelner Rundfunkanstalten mit speziellem Informationsmaterial.

Zur Gewährleistung eines ausreichenden Informationsflusses empfehlen die Kollegen in den USA nach ihrer bisherigen Erfahrung die rechtzeitige Ankündigung von Maßnahmen in der regionalen Presse, die Installation anschaulicher Informationstafeln und die Einrichtung von Demonstrationsbeständen (RIBE & SILVAGGIO 2002). Im Rahmen des „Greater Flagstaff Forests Partnership“ (GFFP)-Projekts wurden beispielsweise nahe Flagstaff, Arizona so genannte „tele-forests“ eingerichtet, die auf kleiner Fläche alle Behandlungsvarianten präsentieren und interessierten Besuchern Tuchfühlung mit der Versuchsanlage ermöglichen. Die freie **Informationsgabe unmittelbar auf der Fläche** soll anhand der folgenden Abbildungen verdeutlicht werden und steht exemplarisch für die Eindrücke, die während der Forschungsaufenthalte in den USA gewonnen wurden.



Abb. 26.

Beispiele für eine öffentlichkeitswirksame Beschilderung der Experimentalflächen in den USA

7.5 Öffentlichkeitsarbeit im Projekt RenaKi

Während der einjährigen Projektphase zur Erstellung eines Konzepts für eine großflächige Dauerversuchsanlage wurden bereits erste, öffentlichkeitswirksame Schritte eingeleitet. Die Gestaltung eines identitätsstiftenden **Projektlogos** mit entsprechender **Namensgebung** ist ein erster Schritt, der sowohl für die Arbeitsgruppe als auch für die Information der Öffentlichkeit von Bedeutung war (siehe Deckblatt des Berichts). Des Weiteren erfolgte die Gestaltung einer **Homepage** [<http://www.forst.tu-dresden.de/renaki/>], die alle wesentlichen Zielsetzungen und Projekthinhalte kurz vorstellt und über die Projektpartner Auskunft gibt [DBU unter <https://www.dbu.de/projekt30108/db1036.html>]. Die Arbeitsfortschritte und die Konzeption des Großexperiments konnten im Jahr 2012 während zweier internationaler Tagungen präsentiert werden, die sich mit den Schwerpunktthemen Waldökologie und Waldrenaturierungsforschung befassten. Zum einen war dies die 42. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie (**GfÖ**) vom 10.-14.09.2012 in Lüneburg (Poster siehe Anlage 11.4). Die zweite Veranstaltung war „*The 8th European Conference on Ecological Restoration*“ (**ECER**). Sie fand vom 9.-14. September 2012 in Ceské Budejovice (Tschechische Republik) zum Thema „*Near-natural restoration*“ statt (Poster siehe Anlage 11.4). Während dieser Veranstaltungen erfolgte ein reger Erfahrungsaustausch, bei dem einmal mehr der Mangel an Waldrenaturierungsprojekten zutage trat, insbesondere mit Blick auf Anlagen mit komplexem Versuchsansatz und langen Untersuchungszeiträumen. Wichtige Hinweise zu konzeptionellen Fragestellungen, auch mit speziellem Bezug zu Kiefernwäldern, wurden u.a. von den Arbeitsgruppen aus Skandinavien (SVAVARSDÓTTIR et al. 2012: „*A regional assessment of ecosystem restoration: A case study on the Nordic countries*“; SIMILÄ & JUNNINEN 2012. „*Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland.*“, Griechenland (KAKOUIROS 2012: „*Post fire restoration of Pinus nigra forests on Mount Parnon (Greece) through a structured approach*“) und der Tschechischen Republik (ADAMEK & HADINCOVA 2012. „*Wildfire impact on forest vegetation in sandstone areas of Czech Republic*“) gegeben. Eine einschlägige und umfangreiche Publikation wird in der 2. neu konzipierten Auflage des Buches „*Restoration of temperate forests*“ 2014 erscheinen (FISCHER H., HUTH F., HAGEMANN U., WAGNER S. [in Begutachtung]. *Developing restoration strategies for temperate forests using natural regeneration processes*; eds. STANTURF J.A., MADSEN P.)

Des Weiteren konnten zwei **Artikel** in der Zeitschrift AFZ-Der Wald veröffentlicht werden, die einerseits die Notwendigkeit großflächiger Dauerversuchsanlagen herausarbeiten und den Bezug zur Renaturierung von Kiefernwirtschaftswäldern im Nordostdeutschen Tiefland herstellen (HUTH et al. 2012, siehe Anlage 11.4), andererseits wurden die gesammelten Erfahrungen aus der Bereisung der Großexperimente in den USA dargestellt (HAGEMANN et al. 2012, siehe Anlage 11.4).

Die **Bereisung ausgewählter amerikanischen Großexperimente** („*Demonstration of Ecosystem Management Options Study*“ - DEMO-Studie; „*Blue River Landscape Study*“ - BRL-Studie; Landschaftsstudie der „*Greater Flagstaff Forests Partnership*“ - GFFP) hat wesentlich dazu beigetragen, unsere Fragen zur Renaturierungsökologie und Waldbautechnik zu präzisieren. Darüber hinaus bot sich die einmalige Gelegenheit, bei den für Wissenschaft und Administration Verantwortlichen alle wichtigen Hintergrundinformationen der Projektplanung, Finanzierung und langfristigen Koordination aus erster Hand zu erhalten.



Abb. 27.

Übersichtskarte mit der Lage der besuchten Großexperimente (I.) DEMO, (II.) BLRS und (III.) GFFP

Als besonders wertvoll aus unserer Sicht erwies sich das Versuchsflächennetz um Flagstaff (Arizona). Auch wenn die klimatischen Bedingungen weitaus extremer ausfallen und sich die Kiefernart (*P. ponderosa*) unterscheidet, ergaben sich doch viele Parallelen, z.B. die Baumartenkombination Kiefer-Eiche, der angestrebte Wandel in den Waldstrukturen und das Ansinnen, die Bevölkerung vor Ort in die Vorhaben einzubinden. Über das „*Ecological Restoration Institute*“ hat sich eine umfassende Renaturierungsforschung und öffentlichkeitswirksame Vernetzung von Interessengruppen etabliert.

8 Kalkulation des Finanzierungsbedarfs für das vorgestellte Großexperiment

8.1 Allgemeines

Die Größe der ökologischen Experimente gepaart mit der diesen Versuchen inhärenten Langfristigkeit sind hinsichtlich der Finanzierung ambitioniert. Die **initiale Finanzierung (Anschubfinanzierung)** einer derartigen Versuchsanlage ist durch die Kombination der bestehenden Ressourcen von Stiftungen und/oder Verwaltungen mit zeitlich befristeten Projektmitteln der öffentlichen Hand durchaus realistisch – insbesondere wenn wie im vorliegenden Fall die inhaltliche Ausrichtung des Großexperiments wesentliche gesellschaftliche Fragestellungen aufgreift (Biodiversität). Weniger sichergestellt ist die Gewährleistung der **Kontinuität**, d.h. die mittel- und langfristige Finanzierung, da sich politische Zielsetzungen und Budgetallokationen innerhalb von Jahrzehnten grundlegend ändern können und somit insbesondere die auch nachhaltige Finanzierung des Projektkoordinators sowie der Versuchsflächenmanager. Darüber hinaus kann sich die Finanzierung von ergänzenden Satellitenstudien als schwierig erweisen, die sich mit Fragestellungen befassen, welche vom Kern-Projektteam nicht abgedeckt werden können oder nur in bestimmten Phasen von Interesse sind (VANHA-MAJAMAA et al. 2007).

Tab. 15.
Gesamtüberblick über die Kosten der Versuchsanlage sowie der Basis-Inventuren

KOSTENART & POSITION	JAHR 1	JAHR 2	JAHR 3	JAHR 4	JAHR 5	KOSTEN	ERTRAG*
1. Personal							
Koordinator E13, 100%	60.000 €	60.000 €	60.000 €	60.000 €	60.000 €	300.000 €	
Doktorand E13, 65%, Jahr 3-5			40.000 €	40.000 €	40.000 €	120.000 €	
Techniker E8/9, 100%	44.000 €	44.000 €	44.000 €	44.000 €		176.000 €	
Wissenschaftliche Hilfskräfte	2.000 €	2.000 €	2.000 €	2.000 €	2.000 €	10.000 €	
	106.000 €	106.000 €	146.000 €	146.000 €	102.000 €	606.000 €	0 €
2. Versuchsanlage & Basis-Inventuren							
Vorinventur (je 4 Blöcke/Jahr)							
Waldstrukturdaten	45.000 €	45.000 €	45.000 €	45.000 €		180.000 €	
Verjüngung, Streu- und Samenfall	5.000 €	5.000 €	5.000 €	5.000 €		20.000 €	
Versuchsanlage (je 4 Blöcke/Jahr)							
Holzeinschlag		-340.000 €	-340.000 €	-340.000 €	-340.000 €		-1.360.000 €
Pflanzung		72.000 €	72.000 €	72.000 €	72.000 €	288.000 €	
Sturmwurfsimulation		34.000 €	34.000 €	34.000 €	34.000 €	136.000 €	
Zaunbau		79.000 €	79.000 €	79.000 €	79.000 €	316.000 €	
Initialinventur (je 4 Blöcke/Jahr)							
Waldstrukturdaten		30.000 €	30.000 €	30.000 €	30.000 €	120.000 €	
Verjüngung, Streu- und Samenfall		2.000 €	2.000 €	2.000 €	2.000 €	8.000 €	
Folgeinventuren (jährlich für 5 Jahre)							
Verjüngung, Streu- und Samenfall			2.000 €	4.000 €	6.000 €	12.000 €	
	50.000 €	267.000 €	269.000 €	271.000 €	223.000 €	1.080.000 €	-1.360.000 €
GESAMTSUMME	156.000 €	373.000 €	415.000 €	417.000 €	325.000 €	1.686.000 €	-1.360.000 €

* holzerntekostenfreier Erlös aus dem Holzeinschlag auf den Versuchsflächen (nicht Teil der Summen)

Im Folgenden wird ein Überblick über die Kosten der Versuchsanlage für einen Zeitraum von 5 Jahren gegeben, getrennt nach Personalkosten und Sachkosten (Tab. 15). Dabei wurde der in Abschnitt 5.2 vorgestellte Zeitplan zugrunde gelegt, d.h. es wurde von der Installation von 4 Versuchsblöcken je Jahr ausgegangen, unabhängig davon in welcher Lokalität diese zu finden sind. Die Kalkulation beinhaltet die Vor- und Folgeinventuren der Basisdaten, d.h. die Kosten für die Erhebung der Waldstrukturdaten sowie der Daten zu Verjüngung, Streu- und Samenfall. Es ist darüber hinaus wichtig, dass Inventuren zum Bodenzustand (innerhalb der 5 Jahre nur Vorinventur), Boden-

vegetation und Insekten (Vor-, Initial- und jährliche Folgeinventuren) erfolgen, die durch Projektpartner des Kern-Forscherteams zu kalkulieren, durchzuführen und durch entsprechende zusätzliche finanzielle Mittel abzusichern sind.

8.2 Personalkosten

8.2.1 Projektkoordination

Für die Realisierung des vorgestellten Großexperiments ist ab Projektbeginn durchgängig ein in Vollzeit angestellter Projektkoordinator erforderlich. Insbesondere für den Zeitraum der Vorinventuren und Versuchsanlage, d.h. während der ersten 5 Jahre (s. Abschnitt 5.2), ist im Hinblick auf die dem Projektkoordinator obliegende Verantwortung personelle Kontinuität zu gewährleisten. Die Personalkosten für die entsprechende Stelle belaufen sich je nach Berufserfahrung der Person z. Zt. auf ca. 60.000 €/Jahr (TV-L E13, 100 %), d.h. für den 5-Jahreszeitraum auf ca. 300.000 € (vorbehaltlich Tarifsteigerungen).

8.2.2 Technisches und wissenschaftliches Personal

Die Einstellung eines Technikers in Vollzeit ist für die ersten 4 Jahre der Versuchsanlage unerlässlich (ca. 44.000 €/Jahr). Die Aufgaben des Technikers umfassen die Einmessung der Versuchsflächen und Parzellen auf allen Liegenschaften, die Einmessung und Markierung der zu zäunenden Flächen, die Markierung von Plots und Transekten zur Datenerfassung, die Installation von Messtechnik, die Unterstützung der Versuchsflächenmanager sowie in Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Hilfskräften die Durchführung der Waldverjüngungsinventur inklusive Erfassung von Streu- und Samenfall. Nach erfolgreicher Anlage aller Versuchsblöcke werden die Waldverjüngungsinventur und die Erfassung des Streu- und Samenfalls sowie deren gestaffelte Auswertung von einem Doktoranden übernommen (E13, 65 %, ca. 40.000 €/Jahr).

8.3 Sachkosten und Aufwendungen

8.3.1 Waldstrukturdatenerhebung

Die Waldstrukturdatenerhebung schafft in Zusammenhang mit Bodendaten die Datenbasis des Großexperiments, da der Einfluss der Renaturierungsmaßnahmen auf die Biodiversität grundsätzlich nur im Hinblick auf die durch die Maßnahmen geschaffene Strukturvielfalt analysiert und evaluiert werden kann. Im Zuge der Waldstrukturdatenerhebung werden Parameter zur Beschreibung der Baumschicht (z.B. Baumart, Höhe, BHD, etc.) mit seiner horizontalen und vertikalen Variabilität sowie zum stehenden und liegenden Totholz erfasst, die zur Interpretation der potenziell als Indikatoren geeigneten Parametergruppen (z.B. Verjüngung, Bodenvegetation, Insekten, u.a.) dienen. Vor Implementierung der Behandlungsvarianten ist eine Vorinventur durchzuführen, auf deren Grundlage eine gleichmäßige Zuordnung der Behandlungsvarianten zu den Parzellen stattfinden kann (s.o. Abschnitt 3.1). An die Renaturierungsmaßnahmen schließt sich unmittelbar die Initialinventur an, die es ermöglicht den direkten Einfluss der Maßnahmen zu quantifizieren und die als Referenz für die sukzessionale Entwicklung dient.

Angesichts der Flächengröße, der Stichprobenanzahl (s. Abschnitt 3.5), der zu erhebenden Parameter und der zeitlichen Restriktionen empfiehlt sich für die Waldstrukturdatenerhebung der Einsatz von Dienstleistern, so wie z.B. bei der Bundeswaldinventur üblich. Durch den gleichzeitigen Einsatz mehrerer 2-Mann-Teams kann eine zügige Datenerfassung innerhalb der engen Zeitfenster gewährleistet werden. Eine qualitativ hochwertige Datenerfassung durch umfassende Schulung des vom Dienstleister eingesetzten Personals, unabhängige Kontrollmessungen an einer festgelegten Anzahl von Stichprobenpunkten und – wenn möglich – Personalkontinuität auf Seiten des Dienstleisters sicherzustellen. Im Hinblick auf den Umfang und die zeitliche Staffelung der Waldstrukturdatenerhebung ist somit eine langfristige Kooperation für beide Seiten von Vorteil.

Die Kosten für die Vorinventur für insgesamt 4 Versuchsblöcke belaufen sich inkl. Übernachtungs- und Reisekosten sowie MWSt. auf ca. 45.000 € je Inventur (ca. 129 €/Stichprobenpunkt). Dies umfasst die Vermarktung der durch die Versuchsflächenmanager eingemessenen Stichprobenpunkte bzw. deren Neuvermarktung. Weil der Arbeitsaufwand sinkt (die Nullvariante wird nicht erneut gemessen und bereits erfasste Objekte werden nur überprüft) ist die Initialinventur nur mit ca. 30.000 € (ca. 105 €/Stichprobenpunkt) zu kalkulieren. Unterschiedliche Geländebedingungen können jedoch Abweichungen von den kalkulierten Sätzen bewirken.

Tab. 16.
Übersicht der Waldstrukturdatenerhebung

Parameter	Vorinventur	Initialinventur	Folgeinventur ¹
Lebende Bäume (Ober- und Zwischenstand; Höhe >1,3 m)			
Azimet, Entfernung, Baumart, BHD	alle Varianten	nicht Nullvariante, Objekte überprüfen	alle Varianten
Baumhöhe, Kronenansatz	alle Varianten, nur ausgewählte Bäume	nicht Nullvariante, nicht erfasste Bäume messen	alle Varianten
Stehendes Totholz			
Azimet, Distanz, Baumart, BHD, Höhe, Zerfallsklasse	alle Varianten, nur wenige Objekte zu erwarten	nicht Nullvariante, Objekte prüfen, neue Objekte messen	alle Varianten
Liegendes Totholz			
Durchmesser, Baumart, Zerfallsklasse, Position	alle Varianten, nur wenige Objekte zu erwarten	nicht Nullvariante, Objekte prüfen, neue Objekte messen	alle Varianten

¹ Innerhalb des kalkulierten 5 Jahreszeitraums ist keine Folgeinventur erforderlich (erste Folgeinventur 5 Jahre nach Implementierung der Renaturierungsmaßnahmen). Die Kosten für eine Folgeinventur belaufen sich ebenfalls auf ca. 45.000 €.

8.3.2 Verjüngung, Streu- und Samenfall

Die Durchführung der Verjüngungsinventuren sowie die Erfassung von Streu- und Samenfall werden durch den Techniker in Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Hilfskräften durchgeführt, so dass für diese Datenerhebungen nur Kosten für Verbrauchsmaterial und Analysen kalkuliert wurden. Auch die Flächenmanager können beispielsweise bei der regelmäßigen Leerung der Streu- und Samenfallen einbezogen werden. Nach erfolgreicher Anlage aller Versuchsblöcke werden die jährlichen Verjüngungsinventuren und die fortlaufende Erfassung des Streu- und Samenfalls von dem Doktoranden übernommen.

8.3.3 Holzeinschlag

Die Behandlungsvarianten A–C beinhalten die Entnahme von jeweils ca. 25-30 % des stehenden Holzvorrats vor Implementierung der Pflanzung, Sturmwurfsimulation bzw. Totholzschaffung, während in der Variante D keine Holzentnahme stattfindet. Bei der konservativen Annahme einer durchschnittlichen Erntemenge von 70–85 Efm/ha und einem erntekostenfreien Erlös von 40 €/Efm ergeben sich durch den Holzverkauf Erträge in Höhe von insgesamt 336.000 - 408.000 € je Lokalität bzw. für je 4 Versuchsblöcke (Tab. 17).

Tab. 17.
Abschätzung der Holzerntemengen und -erlöse für 4 Versuchsblöcke

Block	Gesamtfläche [ha]	Ernte- fläche [ha]	Erntemenge		Erntekostenfreier Erlös (DB I)	
			[Efm/ha]	[Efm]	[€/Efm]	[€]
4 Parz.	40,0	30,0	70–85	2.100–2.550	40 €	84.000–102.000 €
8 Parz.	40,0	30,0	70–85	2.100–2.550	40 €	84.000–102.000 €
16 Parz.	40,0	30,0	70–85	2.100–2.550	40 €	84.000–102.000 €
32 Parz.	40,0	30,0	70–85	2.100–2.550	40 €	84.000–102.000 €
SUMME:		120,0	SUMME:	8.400-10.200	SUMME:	336.000–408.000 €

8.3.4 Pflanzung

Auf den Flächen der Behandlungsvariante B folgt auf die flächige Entnahme von ca. 30% des stehenden Vorrats die flächige Pflanzung (Voranbau) von Eiche und Buche in einzelbaumweiser Mischung mit einer Dichte von 1000 Pflanzen je Hektar (Pflanzverband 3,3 x 3,3 m). Die Kosten dafür belaufen sich bei angenommenen Pflanzenkosten von 0,80 €/Pflanze (Sortiment 2+0; Pflanzhöhe 15-20 cm) und Pflanzungskosten von 1,00 €/Pflanze auf 72.000 € für 4 Versuchsblöcke bzw. insgesamt 288.000 €.

Tab. 18.
Abschätzung der Kosten für Pflanzen und Pflanzung für 4 Versuchsblöcke

Block	Gesamtfläche [ha]	Pflanzfläche [ha]	Pflanzenanzahl		Kosten für Pflanzen		Kosten für Pflanzung	
			[Pfl./ha]	Gesamt	[€/Pfl.]	[€]	[€/Pfl.]	[€]
4 Parz.	40,0	10,0	1.000	10.000	0,80 €	8.000 €	1,00 €	10.000 €
8 Parz.	40,0	10,0	1.000	10.000	0,80 €	8.000 €	1,00 €	10.000 €
16 Parz.	40,0	10,0	1.000	10.000	0,80 €	8.000 €	1,00 €	10.000 €
32 Parz.	40,0	10,0	1.000	10.000	0,80 €	8.000 €	1,00 €	10.000 €
SUMME:		40,0	SUMME:	40.000	SUMME:	32.000 €	SUMME:	40.000 €
							Gesamtkosten:	72.000 €

8.3.5 Sturmwurfsimulation

Das Sturmereignis wird durch die Schaffung stehender (Bruch) und liegender Stämme (Wurf) simuliert. Hochstubben (Sturmbruch) können bereits im Zuge der Holzernte (Entnahme von ca. 30% des stehenden Vorrates; s.o.) durch den Harvester durch Kappung in einer Höhe von ca. 5–6 m erzeugt werden. Umgeworfene Bäume werden durch das Umschieben von 30% des verbleibenden Holzvorrates mit einer Maschine nachgeahmt (Bruch der Wurzeln oder Hochklappen des Wurzel Tellers, bei Bedarf zusätzliche Bodenverwundung). Hierfür sollte ein schwerer Kettenbagger (30 t-Klasse) mit einer vollgeschützten Kabine eingesetzt werden, wie er beispielsweise beim Abriss von Gebäuden verwendet wird. Die Kosten dafür belaufen sich bei einer geschätzten mittleren Leistung von 15 Wurfbäumen je Stunde auf insgesamt rund 34.000 € für 4 Versuchsblöcke bzw. ca. 136.000 € (Tab. 19). Etwaige Mehrkosten können durch den An-/Abtransport der Maschine/n entstehen, die von der Art, Anzahl und Herkunft der eingesetzten Maschinen abhängen. In jedem Fall empfiehlt sich zur Minimierung der Maßnahmendauer der zeitgleiche Einsatz von mindestens 2 Maschinen.

Tab. 19.
Übersicht über die Kosten für die Sturmwurfsimulation für 4 Versuchsblöcke

Kenngröße	Einheit	Wert
Ausgangsbestand	Anzahl Bäume/ha	600
Entnahme durch Harvester (30% d. Ausgangsbestands)	Anzahl Bäume/ha	180
Wurf-Bäume je ha (30% d. Ausgangsbestands)	Anzahl Bäume/ha	180
Wurf-Fläche je Lokalität	ha	40
Wurf-Bäume je Lokalität (4*10 ha)	Anzahl Bäume/LS	7200
Zeit je Baum (entspricht 4 min; d.h. 15 Bäume/h)	h	0,067
Zeit insgesamt (ohne Transport/Anfahrt der Maschine)	Wochen	ca. 10
Maschinenkosten inkl. Maschinist, Versicherung und Transport	€/MAS	70 €
Gesamtkosten/Lokalität		33.768

8.3.6 Zaunbau

Zur Quantifizierung des Einflusses verbeißenden Schalenwilds (vgl. Abschnitt 3.3.5) wird ein Teil der Versuchsflächen aller Behandlungsvarianten eingezäunt. Bei einer repräsentativen Gleichverteilung der Stichprobenpunkte im Zaun bei den Varianten und deren Nachbarschaften variiert die Gesamtzaunlänge je Block zwischen 2880-3390 m. Die Gesamtlänge je Lokalität (d.h. 4 Versuchsblöcke) beträgt bei einer maximalen Einzelzaunfläche von 2,5 ha somit ca. 12.060 m, was bei veranschlagten Kosten von 6,50 €/m (hasen- und rotwildsicherer Zaun, Bau durch Dienstleister) Gesamtkosten von ca. 79.000 € je Lokalität bzw. insgesamt 316.000 € ergibt.

Tab. 20.
Überblick über die Zaunkosten je Lokalität

Block	Zaunfläche [ha]	Zaunlänge [m]	Zaunkosten	
			[€/lfd. m]	[€]
4 Parz.	9,84	2880	6,50 €	18.720,00 €
8 Parz.	9,84	2880	6,50 €	18.720,00 €
16 Parz.	9,8	2910	6,50 €	18.915,00 €
32 Parz.	11,5	3390	6,50 €	22.035,00 €
GESAMTLÄNGE		12060	SUMME	78.390,00 €

8.3.7 Weitere Sachkosten

Weitere Sachkosten im Zusammenhang mit den oben angeführten Arbeiten können ohne genauere Details zu den Projektpartnern, beteiligten Instituten und beschäftigten Personen nicht kalkuliert werden. Sie beinhalten z.B. Reisekosten, sonstiges Verbrauchsmaterial sowie evtl. Messinstrumente. Weitere Kosten entstehen durch Maßnahmen in Zusammenhang mit der Datenverwaltung (siehe Abschnitt 5.4) und Öffentlichkeitsarbeit (siehe Abschnitt 7).

Darüber hinaus sollten vom Kern-Forscherteam nach Möglichkeit Inventuren von Bodenzustand (innerhalb der 5 Jahre nur 1 Vorinventur), Bodenvegetation und Insekten (Vor-, Initial- und jährliche Folgeinventuren für ca. 5 Jahre nach Implementierung der Renaturierungsmaßnahmen) durchgeführt werden. Die Kosten für diese Inventuren sind durch die Projektpartner zu kalkulieren, durchzuführen und müssen durch entsprechende zusätzliche finanzielle Mittel abgesichert werden.

9 Referenzen

- Abella** S.R. 2004. Tree thinning and prescribed burning effects on ground flora in Arizona ponderosa pine forests: A review. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 36(2): 68-76.
- Aber** J.D., Melillo J.M., Nadelhoffer K.J., McClaugherty C.A., Pastor J. 1985. Fine root turnover in forest ecosystems in relation to quantity and form of nitrogen availability: a comparison of two methods. *Oecologia* 66: 317-321.
- Abbott** R.S., White J.D., Woodard B.L. 1999. The benefits and challenges of large-scale silvicultural experiments: perspectives from forest managers on the Demonstration of Ecosystem Management Options (DEMO) study. *Northwest Science* 73 (Special Issue): 118-125.
- Adámek** M., Hadincova V. 2012. Wildfire impact on forest vegetation in sandstone areas of Czech Republic. P11; The 8th European Conference on Ecological Restoration. September 9-14, 2012, České Budějovice, Czech Republic, p.90.
- Adams** M.B., Loughry L., Plaugher L.L. 2004. Experimental Forests and Ranges of the USDA Forest Service. (USDA) United States Department of Agriculture Forest Service Northeastern Research Station 177 p.
- Agee** J.K. 1998. Pines and fire – community-level perspectives. Chapter 16, pp. 193-218; In: Richardson D.M. (ed.) *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press.
- Agerer** R. 1985. Zur Ökologie der Mykorrhizapilze. *Bibl Mycol* 97: 1-160.
- Agerer** R., Piepenbring M., Blanz P. (eds.) 2004. *Frontiers in Basidiomycote Mycology*, IHW-Verlag, Eching, 428 p.
- Albrecht** L. 1990. Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, München.
- Altenkirch** W., Majunke C., Ohnesorge B. 2002. *Waldschutz auf ökologischer Grundlage*. Stuttgart: Eugen Ulmer GmbH & Co. 434 S.
- Amato** M., Lupo F., Bitella G., Bochicchio R., Abdel Aziz M., Celano G. 2012. A high quality low-cost digital microscope minirhizotron system. *Computers and Electronics in Agriculture* 80: 50–53.
- Ammer** C., Brang P., Knoke T., Wagner S. 2004. Methoden zur waldbaulichen Untersuchung von Jungwüchsen. *Forstarchiv* 75: 83-110.
- Ammer** C., Mosandl R., El Kateb H. 2002. Direct seeding of beech (*Fagus sylvatica* L.) in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) stands – effects of canopy density and fine root biomass on seed germination. *Forest Ecology and Management* 159: 59-72.
- Ammer** C., Mosandl R. 2007. Which grow better under the canopy of Norway spruce - planted or sown seedlings of European beech? *Forestry* 80(4): 385-395.
- Anders** S., Beck W., Bolte A., Hofmann G., Jenssen M., Krakau U., Müller J. 2002. Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. - Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. 1. Auflage, Verlag Dr. Kessel, Oberwinter, 283 S.
- Anderson** L.I., Hytteborn H. 1991. Bryophytes and Decaying Wood: A Comparison between Managed and Natural Forest. *Holarctic Ecology* 14(2): 121-130.

-
- Angelstam** P.K., Bütler R., Lazdinis M., Mikusinski G., Roberge J.-M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation — dead wood as an example. *Ann. Zool. Fennici* 40: 473–482.
- Apostol** D., Shlisky A. 2012. Restoring Temperate Forests: A North American Perspective. Chapter 13, pp. 161-172; In: Van Andel J., Aronson J. (eds.) *Restoration Ecology: The New Frontier*, Second edition, Blackwell Publishing Ltd.
- Arévalo** J.R., DeCoster J.K., McAlister S.D., Palmer M.W. 2000. Changes in two Minnesota forests during 14 years following catastrophic windthrow. *Journal of Vegetation Science* 11: 833-840.
- Arévalo** J.R., Fernández-Palacios J.M. 2005. From Pine Plantations to Natural Stands. *Ecological Restoration of a *Pinus canariensis* Sweet, Ex Spreng Forest*. *Plant Ecology* 181(2): 217-226.
- Arianoutsou** M., Christopoulou A., Ganou E., Kokkoris Y., Kazanis D. 2009. Post-fire response of Greek endemic. *Abies cephalonica* forests in Greece: the example of a NATURA 2000 site in Mt. Parnitha National Park. In: Miko L., Boitani L. (eds.) *Proceedings of the 2nd European congress of conservation biology*. Czech University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences, Prague.
- Asner** G.P., Rudel T.K., Aide T.M. 2009. A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology* 23: 1386-1395.
- Atkinson** M.D. 1992. *Betula pendula* Roth (*B. verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh. *Journal of Ecology* 80: 837-870.
- Aubry** K.B., Amaranthus M.P., Halpern C.B., White J.D., Woodard B.L., Peterson C.E., Lagoudakis C.A., Horton A.J. 1999. Evaluating the Effects of Varying Levels and Patterns of Green-tree Retention: Experimental Design of the DEMO Study. *Northwest Science* 73: 12-26.
- Aubry** K.B., Halpern C.B., Peterson C.E. 2009. Variable-retention harvests in the Pacific Northwest: A review of short-term findings from the DEMO study. *Forest Ecology and Management* 258: 398-408.
- Bachmann** M. 1998. Indizes zur Erfassung der Konkurrenz von Einzelbäumen. *Methodische Untersuchung in Bergmischwäldern*. *Forstliche Forschungsberichte* 171: Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, München.
- Bagozzi** R.P., Yi Y. 2012. Specification, evaluation, and interpretation of structural equation models. *J. of the Acad. Mark. Sci.* 40: 8-34. [DOI 10.1007/s11747-011-0278-x.]
- Bakker** J.D., Grootjans A.P., Hermy M., Poschlod P. 2000. How to define targets for ecological restoration? *Applied Vegetation Science* 3: 3-7.
- Bakker**, J.D., Moore, M.M., Convington, W.W. 2006. Long-Term Vegetation Studies in the Southwest. pp. 187-196; In: Irlan L.C., Camp A.E., Brisette J.C., Donohev Z.R. (eds.) *Long-term Silvicultural & Ecological Studies Results for Science and Management*. GISF Research Paper 005. Yale University School of Forestry and Environmental Studies. Global Institute of Sustainable Forestry.
- Barr** J., Sayer C.M. 2012. The political economy of reforestation and forest restoration in Asia–Pacific: Critical issues for REDD+. *Biological Conservation* 154: 9-19.
- Begon** M., Harper J.L., Townsend C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, 1068 p.
- Behrens** M., Neukirchen M., Sachteleben J., Weddeling K., Zimmermann M. 2009. Konzept zum bundesweiten FFH-Monitoring in Deutschland. - *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 57: 144-152.

-
- Bender** D.J., Contreras T.A., Fahrig L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2): 517-533.
- Bennett** G., Mulongoy K.J. 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series 23, 100 S.
- Birkedal** M., Löf M., Olsson G., Bergsten U. 2010. Effects of granivorous rodents on direct seeding of oak and beech in relation to site preparation and sowing date. *Forest Ecology and Management* 259(12): 2382-2389.
- Bisteau** E., Mahy G., 2005. Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a Pinus forest. *Appl. Veg. Sci.* 8: 167-174.
- BMU** 2007. Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Referat Öffentlichkeitsarbeit, 11055 Berlin. [Internet: www.bmu.de]
- Block** W.M., Franklin A.B., Ward J.P. jr, Ganey J.L., White G.C. 2001. Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology* 9(3): 293-303.
- Böhm** W. 1979. Methods of studying root systems. Springer-Verlag, New York.
- Bollmann** K., Bergamini A., Senn-Irlet B., Nobis M., Duelli P., Scheidegger C. 2009. Konzepte, Instrumente und Herausforderungen bei der Förderung der Biodiversität im Wald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 160: 53-67.
- Bolte** A., Bilke G. 1998. Wirkung der Bodenbelichtung auf die Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* in den Kiefernforsten Nordostdeutschlands. *Forst und Holz* 53: 232-236.
- Bolte** A. 1999. Canopy thinning, light climate and distribution of *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in a Scots pine forest (*Pinus sylvestris* L.). - *Verh. Ges. Ökol.* 29: 9-18.
- Bradshaw** A.D. 2002. Introduction and philosophy. pp. 3-9; In: Perrow M.R., Davey A.J. (eds.) *Handbook of Ecological Restoration*. Vol 1., Cambridge University Press, Cambridge.
- Brang** P., Commarmot B., Rohrer L., Bugmann H. 2008. Monitoringkonzept für Naturwaldreservate in der Schweiz. [published online February 2008] Available from World Wide Web <<http://www.wsl.ch/publikationen/pdf/8555.pdf>>. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL; Zürich, ETH Zürich, Professur für Waldökologie. 58 S.
- Brais** S., Sadi F., Bergeron Y., Grenier Y. 2005. Coarse woody debris dynamics in a post-fire jack pine chronosequence and its relation with site productivity. *For. Ecol. Manage.* 220(1-3): 216-226. [DOI:10.1016/j.foreco.2005.08.013]
- Bräsicke** N. 2009. Effekte von Waldumbaumaßnahmen in Kiefernforsten auf potenzielle Schädlingsantagonisten am Beispiel der Webspinnenzönose (Arachnida: Araneae). Diss. Cuvillier Verlag, Göttingen, 212 S.
- Bredemeier** M. 2011. Forest Management and the Water Cycle: An Ecosystem-Based Approach.. *Ecological Studies-Analysis and Synthesis* 212: 546p.
- Brin** A., Brustel H., Jactel H. 2009. Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. *Annals of Forest Sciences* 66: 306. [DOI: 10.1051/forest/2009009]
- Bunnell** F.L., Boyland, M., Wind, E. 2002. How should we spatially distribute dying and dead wood. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181*, 739-752.

-
- Bütler** Sauvain, R. 2003. Dead wood in Managed forests: how much and how much is enough? Development of an snag quantification method by remote sensing & GIS and snag targets based on Three-toed woodpeckers' habitat requirements. Diss. Lausanne, 184 S.
- Brock** F.V., Richardson S.J. 2001. Meteorological Measurement Systems. Oxford University Press, 304 S.
- Brockhoff** E.G., Kníek, M., and Bain, J. 2003. Checklist of indigenous and adventive bark and ambrosia beetles (Curculionidae: Scolytinae and Platypodinae) of New Zealand and interceptions of exotic species (1952–2000). N.Z. Entomol. 26: 29-44.
- Brown** N., Jennings S., Wheeler P., Nabe-Nielsen J. 2000. An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments. Journal of Applied Ecology 37: 1044-1053.
- Brūmelis** G., Jonsson B.G., Kouki J., Kuuluvainen T., Shorohova E. 2011. Forest Naturalness in Northern Europe: Perspectives on Processes, Structures and Species Diversity. Silva Fennica 45(5): 807-821.
- Bücking** W. 2003. Are there threshold numbers for protected forests? Journal of Environmental Management 67: 37-45.
- Bullard** S., Hodges J.D., Johnson R.L., Straka T.J. 1992. Economics of direct seeding and planting for establishing oak stands on old-field sites in the south. South. J. Appl. For. 16: 34-40.
- Burns** R.M., Honkala B.H. 1990. Silvics of North America, Vol. 1, Conifers. Washington DC: U.S.D.A. Forest Service Agriculture Handbook 654. [http://www.na.fs.fed.us/pubs/silvics_manual/table_of_contents.shtml.]
- Burton** P.J., Macdonald S.E. 2011. The restorative imperative: assessing objectives, approaches and challenges to restoring naturalness in forests. Silva Fennica 45(5): 843–863.
- Carter** M.R., Gregorich E.G. (eds.) 2007. Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press, Inc. Boca Raton, FL, USA.
- CERN** (Chinese Ecosystem Research Network) 2003. A base for ecological monitoring, research and demonstration. Beijing, 16p. [<http://www.cern.ac.cn/>]
- Chambers** C.L. 2002. Forest Management and the Dead Wood Resource in Ponderosa Pine Forests: Effects on Small Mammals. USDA Forest Service: 679-693.
- Chantanaorrapint** S. 2010. Ecological studies of epiphytic bryophytes along altitudinal gradients in Southern Thailand. Dissertation. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Chen** X., Li B.-L., Lin Z.-S. 2003. The acceleration of succession fort he restoration oft he mixed-broadleaved Korean pine forests in Northeast China. Forest Ecology and Management 177: 503-514.
- Christensen** M., Emborg J. 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. Forest Ecology and Management 85: 47-51.
- Christensen** M., Hahn K., Mountford E.P., Ódor P., Standová T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. For Ecol Manage 210(1): 267-282.
- Christensen** N.L., Peet R.K. 1984. Convergence During Secondary Forest Succession. Journal of Ecology 72: 25-36.

-
- Cissel J.**, Swanson F., Mayo J. 1998. Blue River Landscape Study: Testing an Alternative Approach. C. E. Management, Oregon State University; Pacific NW Research Station; Willamette National Forest 2p.
- Cissel J.H.**, Swanson F.J., Weisberg P.J. 1999. Landscape Management using Historical Fire Regimes: Blue River, Oregon. *Ecological Applications* 9(4): 1217-1231.
- Clewell J.**, Aronson A.F. 2013. *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. 2nd Edition. Island Press. 336p.
- Collett N.G.** 1998. Effects of two short rotation prescribed fires in autumn on surface-active arthropods in dry sclerophyll eucalypt forest of west-central Victoria. *Forest Ecology and Management* 107: 253–273.
- Comeau P.G.**, Gendron F., Letchford T. 2000. A comparison of several methods for estimating light under a paper birch mixedwood stand. *Canadian Journal of Forest Research* 28(12): 1843-1850. [10.1139/x98-159.]
- Comín F.A.** 2010. *Ecological Restoration: A Global Challenge*. Cambridge University Press, 291 S.
- Converse S.J.**, Block W.M., White G.C. 2006. Small mammal population and habitat responses to forest thinning and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 228: 263-273.
- Coote L.**, Dietzsch A.C., Wilson M.W., Graham C.T., Fuller L., Walsh A.T., Irwin S., Kelly D.L., Mitchell F.J.G., Kelly T.C., O’Halloran J. 2013. Testing indicators of biodiversity for plantation forests, *Ecological Indicators* 32: 107-115. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.020>.]
- Cooper-Ellis S.**, Foster D.R., Carlton G., Lezberg A. 1999. Forest Response to Catastrophic Wind: Results from and Experimental Hurricane. *Ecology* 80: 2683–2696. [<http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658>]
- Coutts M.P.**, Grace J. (Hrsg.) 1995. *Wind and Trees*. Cambridge University Press, 485 S.
- Crosswhite D.L.**, Fox S.F., Thill R.E. 1999. Comparison of Methods for Monitoring Reptiles and Amphibians in Upland Forests of the Ouachita Mountains. *Proc. Okla. Acad. Sci.* 79: 45-50.
- Czerepko J.** 2004. Development of vegetation in managed Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in an oak–lime–hornbeam forest habitat. *Forest Ecology and Management* 202: 119-130.
- Debeljak M.** 2006. Coarse woody debris in virgin and managed forests. *Ecol Ind* 6: 733-742. [doi:10.1016/j.ecolind.2005.08.031]
- De Groot R.S.**, Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. SPECIAL ISSUE: The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- De las Heras J.**, Moya D., Vega J.A., Daskalaku E., Vallejo R., Grigoriadis N., Tsitsoni T., Baeza J., Valdecantos A., Fernández C., Espelta J., Fernandes P. 2012. Post-Fire Management of Serotinous Pine Forests. Chapter 6, p. 121-150; In: Moreira F. et al. (eds.) *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*. *Managing Forest Ecosystems* 24, Springer Science-Business Media, 330 p. [DOI 10.1007/978-94-007-2208-8_6]
- Denner M.** 2007. Auswirkungen des ökologischen Waldumbaus in der Dübener Heide und im Erzgebirge auf die Bodenvegetation-Ermittlung phytozönotischer Indikatoren für naturschutzfachliche Bewertungen. Diss. Technische Universität Dresden. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt. *Contributions to Forest Sciences* 29, Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart, 402 S.

-
- Dennis A.**, Green R., Schupp E.W., Wescott D. (eds) 2007. Frugivory and seed dispersal: theory and applications in a changing world. Commonwealth Agricultural Bureau International, Wallingford, 684 p.
- Dierschke H.** 1994. Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. UTB GmbH, 683 S
- Dieterich V.** 1953. Forstwirtschaftspolitik: Eine Einführung. Parey, Hamburg, Berlin, 398 S.
- Dietz M.**, Meinig H., Simon O. 2003. Entwicklung von Bewertungsschemata für die Säugetierarten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie. Natur und Landschaft 78(12): 541-543.
- Dixon R.K.**, Krankina O.N. 1993. Forest fires in Russia; carbon dioxide emissions to the atmosphere. Canadian Journal of Forest Research 23: 700-705.
- Doerpinghaus A.**, Eichen C., Gunnemann H., Leopold P., Neukirchen M., Petermann J., Schröder E. 2005. Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Naturschutz und Biologische Vielfalt 20, 454 S.
- Dommergues Y.R.** 2012. Interactions between Non-Pathogenic Soil Microorganisms And Plants. Developments in agricultural and managed-forest ecology Bd 4, Elsevier, 480 p.
- Donovan T.M.**, Jones P.W., Annand E.M., Thompson III F.R. 1997. Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. Ecology 78(7): 2064-2075.
- Drapeau P.**, Nappi A., Giroux J., Leduc A., Savard J. 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed Eastern boreal forests. USDA Forest Service, Pac. SW Res. Stat. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-181.
- Duelli P.**, Studer M., Katz E. 1990. Minimalprogramm für die Erhebung und Aufbereitung Zooökologischer Daten als Fachbeiträge zu Planung am Beispiel ausgewählter Arthropodengruppen. Schr. R. f. Landespflege u. Natsch. 32: 211-222.
- Dunger W.**, Fiedler H.J. 1989. Methoden der Bodenbiologie. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 539 S.
- Dzwonko Z.** 2001. Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. Ecography 24: 198-204.
- EEA** 2007. Final list of SEBI 2010 indicators, In: SEBI 2010; In: Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators. European Environment Agency (EEA) Tech Report 11-2007.
- Ellenberg H.**, Leuschner C. 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Auflage: 6., völlig überarb. Aufl., UTB, Stuttgart, 1357 S.
- Elmer M.**, Kätzel R., Bens O., Bues C.-T., Sonntag H., Hüttl R.F. (Hrsg.) 2009. Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichen-Kiefern-Mischbeständen im Spannungsfeld von Klimawandel, Waldumbau und internationalem Holzmarkt. 1. Auflage, München: oekom, 160 S.
- Emmer I.M.** 1995. Humus form development and succession of dwarf shrub vegetation in grass dominated primary *Pinus sylvestris* forests. Ann Sci For 52: 561-571.
- Engelmark O.** 1984. Forest fires in the Muddus National Park (northern Sweden) during the past 600 years. Canadian Journal of Botany 62 (5): 893-898.
- Eriksson A.-M.**, Olsson J., Jonsson B.G., Toivanen S., Edman M. 2013. Effects of restorationfire on dead wood heterogeneity and availability in three *Pinus sylvestris* forests in Sweden. Silva Fennica 47(2): 15 p.
- Eschel A.**, Beeckman T. 2013. Plant Roots. The Hidden Half. CRC Press. 848 p.
- Esseen P.-A.**, Ehnström B., Ericson L., Sjöberg K. 1997. Boreal forests. Ecol. Bull. 46: 16-47.

-
- Fagan** W.F., Cantrell R.S., Cosner C. 1999. How Habitat Edges Change Species Interactions. *The American Naturalist* 153(2): 165-182.
- Fanta** J. 1995. Walddynamik in Flugsandgebieten des niederländischen Teiles des nordwesteuropäischen Diluviums. *Forstarchiv* 66: 128-132.
- Fenner** M., Thompson K. 2005. *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press. 250 p.
- Ferretti** M., Fischer R. 2013. *Forest Monitoring: Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia*. Developments in Environmental Science Bd. 12, Verlag Newnes, 536 p.
- Ferris** R., Humphrey J.W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry* 72(4): 313-328.
- Ferris** R., Peace A.J., Newton A.C. 2000. Macrofungal communities of lowland Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) plantations in England: Relationships with site factors and stand structure. *Forest Ecology and Management* 131: 255-267. [doi:10.1016/S0378-1127(99)00218-2.]
- FFH (Flora-Fauna-Habitat)-Richtlinien** 1992. Richtlinie 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7). [http://www.bfn.de/0302_ffh_rl.html]
- Fischer** H., Bens O. 2002. Artendynamik und assoziierte Artmerkmale der Bodenvegetation in einer Traubeneichen-Chronosequenz. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitschrift* 173(1): 8-14.
- Fischer** A., Fischer H. 2012. Restoration of Temperate Forests: An European Approach. Chapter 12: pp. 145-160; In: Van Andel, J. & Aronson, J. (eds.): *Restoration Ecology: The New Frontier*, Second edition, Blackwell Publishing Ltd.
- Foster** D.R., Orwig D.A., McLachlan J.S. 1996. Ecological and conservation insights from reconstructive studies of temperate old-growth forests. *Review. Tree* 10: 419-424.
- Foster** M.S., Bills G.F. 2011. *Biodiversity of Fungi: Inventory and Monitoring Methods*. Academic Press, 777 S.
- Fox** J. 2002. Structural Equation Models – Appendix to An R and S-PLUS Companion to Applied Regression. [Online] <http://cran.r-project.org/doc/contrib/Fox-Companion/appendix-sems.pdf>.
- Fox** T.R., Jokela E.J., Allen H.L. 2007. The Development of Pine Plantation Silviculture in the Southern United States. *Journal of Forestry* 105(7): 337-347.
- Franklin** J.F. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. pp. 3-19; In: Likens, G.E. (Ed.), *Long-Term Studies in Ecology. Approaches and Alternatives* Springer, New York.
- Fridman** J., Walheim M. 2000. Amount, structure and dynamics of deadwood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23-36. [doi:10.1016/S0378-1127(99)00208-X.]
- Friederici** P. 2003. *Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Forests. The Science and Practice of Ecological Restoration*, Island Press, Washington - Covelo – London, 561 p.
- Fries** C., Johansson O., Pettersson B., Simonsson P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94: 89-103.
- Friesen** C.A. 2008. *Blue River Landscape Strategy. Version #2 Addendum A*. 63 p.
- Frischbier** N. 2012. Untersuchungen zur einzelbaumverursachten kleinräumigen Variabilität und regenhöhenbasierten Dynamik des Bestandesniederschlages am Beispiel zweier Buchen-Fichten-

Mischbestände. Dissertation. Technische Universität Dresden, Fakultät für Forst-, Geo-und Hydrowissenschaften, 274 S.

- Frisiras C.T.** 2012. Pine Forests: Types, Threats & Management. Environmental Science, Engineering and Technology. Nova Science Publishers Inc, 327 p.
- Fritz P.** 2006. Ökologischer Waldbumbau in Deutschland: Fragen, Antworten, Perspektiven. Ökom-Verlag, 351 S.
- Fulé P.Z., McHugh C., Heinlein T.A., Covington W.W.** 2001. Potential Fire Behavior Is Reduced Following Forest Restoration Treatments. pp. 28-35. In: Vance, R.K., Edminster, C.B., Covington, W.W., Blake, J.A. 2001. Ponderosa pine ecosystems restoration and conservation: steps toward stewardship; 2000 April 25–27; Flagstaff, AZ. Proceedings RMRS-P-22. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. USDA Forest Service Proceedings RMRS.
- Gaublomme E., De Vos B., Cools N.** 2006. An indicator for Microbial Biodiversity in Forest Soils. INBO. R.2006.40 Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Gayer K.** 1886. Der gemischte Wald seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst und Gruppenwirtschaft. Verlag von Paul Parey, Berlin, 168 S.
- Ganio L.M., Puettmann K.J.** 2008. Designing Long-Term, Large-Scale Forestry Experiments with Research Objectives at Multiple Scales. Journal of Sustainable Forestry 26(1): 1-18. [DOI: doi:10.1300/J091v26n01_01.]
- GFFP (Greater Flagstaff Forests Partnership)** 2011. Restoring Forest Ecosystems and Protecting Our Community Annual Report. 2 p. [www.gffp.org]
- Gitzen R.A.** 2012. Design and Analysis of Long-term Ecological Monitoring Studies. Cambridge University Press, 584 p.
- Goldammer J.G. (ed.)** 1990. Ecosystem Processes and Global Challenges. Ecological Studies 84: 216-272.
- Goldberger A.S.** 1972. Structural equation models in the social sciences. Econometrica 40: 979-1001.
- Gómez-Aparicio L., Zavala M.A., Bonet F.J., Zamora R.** 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. Ecological Applications, 19(8): 2124-2141.
- Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C.** 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69: 1209-1218.
- Goris R., Kint V., Haneca K., Geudens G., Beeckman H., Verheyden K.** 2007. Long-term dynamics in a planted conifer forest with spontaneous ingrowth of broad-leaved trees. Applied Vegetation Science 10: 219-228.
- Gradwohl J., Greenberg R.** 2013. Saving the Tropical Forests. Natural Resource Management Set. Routledge, 212 p.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D.G., Foppen R.P.B., Gibbons D.W.** 2005. Developing indicators for European birds. Phil. Trans. R. Soc. B 360: 269-288. [doi:10.1098/rstb.2004.1602.9]
- Griffis K.L., Crawford J.A., Wagner M.R., Moir W.H.** 2001. Understorey response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forests. Forest Ecology and Management 146: 239-245.

-
- Gurnell J., Lurz P., McDonald R., Pepper H.** 2009. Practical techniques for surveying and monitoring squirrels. Practice Note, FCPN011: 12 p.
- Hagemann U., Moroni M., Makeschin F.** 2009. Deadwood abundance in Labrador high-boreal black spruce forests. *Can J For Res* 39(1): 131-142. [doi:10.1139/X08-166]
- Hagemann U., Huth F., Fischer H., Wagner S.** 2012. Waldbauliche Großexperimente – Erkenntnisse einer Studienreise in den Westen der USA. *AFZ-DerWald* 22: 15-19.
- Halldórsson G., Aradóttir Á.L., Fosa A.M., Hagen D., Nilsson C., Raulund-Rasmussen K., Skringo Brekke A., Svavarsdóttir K., Tolvanen A.** 2012. ReNo: Restoration of Damaged Ecosystems in the Nordic Countries. TemaNord Series, Nordisk Ministerråd, Nordic Council of Ministers, 65 p.
- Halme P., Allen K.A., Auniņš A., Bradshaw R.H.W., Brūmelis G., Čada V., Clear J.L., Eriksson A.-M., Hannon G., Hyvärinen E., Ikauniece S., Iršėnaitė R., Gunnar Jonsson B., Junninen K., Kareksela S., Komonen A., Kotiaho J.S., Kouki J., Kuuluvainen T., Mazziotta A., Mönkkönen M., Nyholm K., Oldén A., Shorohova E., Strange N., Toivanen T., Vanha-Majamaa I., Wallenius T., Ylisirniö A.-L., Zin E.** 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe, *Biological Conservation* 167: 248-256. [<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.029>]
- Halpern C.B., Evans S.A., Nelson C.R., McKenzie D., Liguori D.A., Hibbs D.E., Halaj M.G.** 1999. Response of Forest Vegetation to Varying Levels and Patterns of Green-tree Retention: An Overview of a Long-term Experiment. *Northwest Science* 73: 27-44.
- Hamm T., Weidig J., Huth F., Wagner S.** 2014. Growth of direct-seeded silver fir in response to ground vegetation and light competition. *AFJZ* [im Druck]
- Hargrove W.W., Pickering J.** 1992. Pseudoreplication: a *sine qua non* for regional ecology. *Landscape Ecology* 6(4): 251-258.
- Harmer R., Kiewitt A.** 2006. Restoration of lowland conifer PAWS. Forest Research Annual Report and Accounts 2005–2006. 29 p.
- Harmon M., Harmon J.** 2004. Coarse woody debris global database. Oregon State University, Corvallis, OR.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K. Jr., Cummins K.W.** 2004. Ecology of woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res. Classic Papers* 34: 59-234.
- Heimann D., Nieschulze J., König-Ries B.** 2010. A flexible statistics web processing service - Added value for information systems for experiment data. *Journal of Integrative Bioinformatics* 7(1): 140. [http://journal.imbio.de/index.php?paper_id=140.]
- Heinken T.** 2007. Sand- und Silikat-Kiefernwälder (Dicrano-Pinion) in Deutschland: Gliederungskonzept und Ökologie. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, Potsdam: Postprints der Universität Potsdam, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe* 154, 19: 146-162.
- Heinken, T.** (2008): Die natürlichen Kiefernstandorte Deutschlands und ihre Gefährdung *Natural Scots pine forests in Germany: habitats, distribution, and threat*. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Potsdam: Postprints der Universität Potsdam, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 153, 2: 19-41.
- Herrick J.E., Schuman G.E., Rango A.** 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171. [Doi:10.1016/j.jnc.2006.05.001.]
- Hessenmöller D., Elsenhans A.S., Schulze E.D.** 2013. Sampling forest tree regeneration with a transect approach. *Ann. For. Res.* 56(1): 3-14.

-
- Hewlett** J.D. 1982. Principles of Forest Hydrology. University of Georgia Press, 183 p.
- Heyer** W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.A.C., Foster M.S. (eds.) 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Biological Diversity Handbook Series, 384 pp.
- Hill** M.O., Bell N., Bruggeman-Nennenga M.A., Bruguès M., Cano M.J., Enroth J., Flatberg K.I., Frahm J.P., Gallego M.T., Garilleti R., Guerra J., Hedenäs L., Holyoak D.T., Hyvönen J., Ignatov M.S., Lara F., Mazimpaka V., Muñoz J., Söderström L. 2006. An annotated checklist of the mosses of Europe and Macaronesia. *J. Bryol.* 28: 198-267.
- Hille** M., Den Ouden J. 2004. Improved Recruitment and Early Growth of Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) Seedlings after Fire and Soil Scarification. *European Journal of Forest Research* 123: 213-218.
- Hille** M. 2006. Fire Ecology of Scots Pine in Northwest Europe. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, 179 p.
- Hodge** S.J., Peterken G.F. 1998. Deadwood in British forests: priorities and a strategy. *Forestry* 71(2): 99-112.
- Hofmann** G., Pommer U. 2005. Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin mit Karte im Maßstab 1:200 000. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Band XXIV: 315 p.
- Holl** K. D. 2013. Restoring Tropical Forest. *Nature Education Knowledge* 4(4): 4.
- Hornschuch** F, Riek W. 2007. Einfluss der Bestandesstruktur auf Bodenvegetation, Durchwurzelung und Eigenschaftendes Mineralbodens. *Archiv f. Forstwes. u. Landsch. Ökol.* 41(4): 152-161.
- Hornschuch** F., Riek W. 2009. Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe? 2. Biologische, strukturelle und bodenkundliche Diversität in Natur- und Wirtschaftswäldern Brandenburgs und Nordwest-Polens. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 55-82.
- Hou** X.Y. 2001. The Vegetation Atlas of China (1:1000000). Science Press, Beijing, 280 p.
- Howe** R.W., Niemi G.J., Lewis S.J., Welsh D.A. 1997. A Standard Method for Monitoring Songbird Populations in the Great Lakes Region. *The Passenger Pigeon* 59(3): 183-194.
- Humphrey** J., Bailey S. 2012. Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission Practice Guide. Forestry Commission, Edinburgh. i-iv + 1-24 pp.
- Humphrey** J.W., Davey S., Peace A.J., Ferris R., Harding K. 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: The influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological Conservation* 107(2): 165-180. [doi:10.1016/S0006-3207(02)00057-5.]
- Hunter** M.L., Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, NJ. 370 p.
- Hurlbert** S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2): 187-211.
- Huth** F., Wagner S. 2006. Gap structure and establishment of Silver birch regeneration (*Betula pendula* Roth.) in Norway spruce stands (*Picea abies* L. Karst.) *Forest Ecology and Management* 229: 314-324.
- Huth** F., Hagemann U., Wagner S., Fischer H. 2012. Ansatz für großflächigen Dauerversuch auf DBU-Naturerbeflächen. Renaturierung von Kiefernreinbeständen - RENAKI. *AFZ-DerWald* 15: 21-23.
- Hüttl** R.F., Bellmann, K. 1999. Changes of atmospheric chemistry and effects on forest ecosystems - a roof experiment without roof. *Nutriens in ecosystems*, Kluwer Academic Publishers Dordrecht/Netherlands, 324 p.

-
- Illian J.**, Penttinen A., Stoyan H., Stoyan D. 2008. Statistical Analysis and Modelling of Spatial Point Patterns. *Statistics in Practice* Wiley & Sons, Chichester, England, 534 S.
- Jeffers J.N.R.** 1960. Experimental design and analysis in forest research. Almquist & Wiksell, Stockholm, 172 S.
- Jenkins K.J.**, Roberts S.L., Seaman D.E. 2005. Monitoring Small Mammal Populations in Coniferous Forest Ecosystems of Olympic National Park: Preliminary Assessment. Forest and Rangeland Ecosystem Science Center U. S. Geological Survey, Forest and Rangeland Ecosystem Science Center, Olympic Field Station, 600 E. Park Avenue, Port Angeles, WA 98362, 39 S.
- Jennings S. B.**, Brown N.D., Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry* 72(1): 59-73.
- Johnson R.L.**, Krinard R.M. 1985. Oak Seeding on an Adverse Field Site. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Research Note SO-319.
- Johnston J.**, Bailey J., Bond B., Duncan S., Hulse D., Reeves G., Steel B., Swanson F. 2008. Nonequilibrium Ecosystem Dynamics: Management Implications for Oregon. Institute for Natural Resources, 117 S.
- Johnstone J.F.**, Chapin III F.S. 2006. Effects of Soil Burn Severity on Post-Fire Tree Recruitment in Boreal Forest. *Ecosystems* 9: 14-31. [DOI: 10.1007/s10021-004-0042-x]
- Jonckheere I.**, Fleck S., Nackaerts K., Muys B., Coppin P., Weiss M., Baret F. 2004. Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 121: 19-35.
- Jones J.B. Jr.** 1999. Soil Analysis Handbook of Reference Methods. Soil and Plant Analysis Council, Inc CRC Press, 264 p.
- Jonsson B.G.**, Krusys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood—lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39(2): 289-309.
- Kakouros P.**, Apostolakis A., Simadi P. 2012. Post fire restoration of *Pinus nigra* forests on Mount Parnon (Greece) through a structured approach. Oral presentation 76; The 8th European Conference on Ecological Restoration. September 9-14, 2012, České Budějovice, Czech Republic. p. 49.
- Kamimura K.**, Saito S., Kitagawa K., Mizunaga H. 2009. Tree pulling experiments. Forestry and Forest Product Research Institute (FFPRI); Shizuoka University, 17 p.
- Kangas A.**, Maltamo M. 2006. Forest Inventory: Methodology and Applications. Managing forest ecosystems Band 10, Springer, 382 p.
- Kappes H.** 2006. Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237: 450-457.
- Kappes H.**, Jordaens, K., Van Houtte, N., Hendrickx, F., Maelfait, J.-P., Lens, L., Backeljau, T. 2009. A land snail's view of a fragmented landscape. *Biological Journal of the Linnean Society* 98: 839-850.
- Karjalainen L.**, Kuuluvainen T. 2002. Amount and Diversity of Coarse Woody Debris within a Boreal Forest Landscape Dominated by *Pinus sylvestris* in Vienan salo Wilderness, Eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 147-167.
- Karlsson A.** 1996. Site pre-variation of abandoned fields and early establishment of naturally and direct-seeded birch in Sweden. *Studia Forestalia Suecica* 199: 25 S.
- Karlsson M.**, Nilsson U. 2005. The effects of scarification and shelterwood treatments on naturally regenerated seedlings in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 205(1-3): 183-197.

-
- Kint V.** 2003. Structural development in ageing Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in Western Europe. Ph.D.Thesis. Ghent University, Ghent, BE.
- Kint V;** Mohren GMJ; Geudens G; De Wulf R; Lust N 2004. Pathways of stand development in ageing *Pinus sylvestris* forests. *Journal of Vegetation Science* 15: 549-560.
- Kint V.,** Geudens G., Mohren G.M.J., Lust N. 2006. Silvicultural interpretation of natural vegetation dynamics in ageing Scots pine stands for their conversion into mixed broadleaved stands. *Forest Ecology and Management* 223: 363-370. [doi:10.1016/j.foreco.2005.11.018.]
- Korhonen L.,** Korhonen K.T., Rautiainen M., Stenberg P. 2006. Estimation of Forest Canopy Cover: a Comparison of Field Measurement Techniques. *Silva Fennica* 40(4): 577-588.
- Korpel S.** 1995. Old growth Forests of the West Carpathians. Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, New York, 310 S.
- Kovaleva N.M.,** Ivanova G.A., Conard S.G. 2012. Post- fire succession of ground vegetation of central Siberia in Sots pine forests. V. N. Sukachev Institute of Forest SB RAS, Krasnoyarsk, Russia; USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Missoula, MT [Poster]
- Král K.,** Vrška T., Hort L., Adam D., Šamonil P. 2012. Developmental phases in a temperate natural spruce-fir-beech forest: determination by a supervised classification method. *Eur J Forest Res* 129: 339-351.
- Kralka R.A.** 1986. Population characteristics of terrestrial gastropods in boreal forest habitats. *American Midland Naturalist* 115:156-164.
- Kruys N.,** Jonsson B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests of northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 29(8): 1295-1299. [doi:10.1139/cjfr-29-8-1295.]
- Kühne C.,** Puettmann K.J. 2006. Großraumstudien Nordamerikas Neue Ansätze in der waldbaulichen Forschung. *Forstarchiv* 77: 102-108.
- Kuper J.H.** 1994. Sustainable development of Scots pine forests. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, NL.
- Kuuluvainen T.,** Penttinen A., Leinonen K., Nygren M. 1996. Statistical opportunities for comparing stand structural heterogeneity in managed and primeval forests: an example from boreal spruce forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30: 315-328.
- Kuuluvainen T.** 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97-125.
- Kuuluvainen T.,** Aapala K., Ahlroth P., Kuusinen M., Lindholm T., Sallantausta T., Siitonen J., Tukia H. 2002. Principles of Ecological Restoration of Boreal Forested Ecosystems: Finland as an Example. *Silva Fennica* 36(1): 409-422.
- Laiho R.,** Prescott C.E. 2004. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: A synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 763-777.
- Lassauce A.,** Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039. [doi:10.1016/j.ecolind.2011.02.004.]
- Lamb D.,** Erskine P.D., Parrotta J.A. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* 310: 1628-1632.

-
- Lampainen J.**, Kuuluvainen T., Wallenius T.H., Karjalainen L., Vanha-Majamaa I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* 15(2): 245-256.
- Langer E.R.**, Steward, G.A., Kimberley, M.O., 2008. Vegetation structure, composition and effect of pine plantation harvesting on riparian buffers in New Zealand. *Forest Ecol. Manage.* 256: 949-957.
- Larson A.J.**, Churchill D. 2012. Tree spatial patterns in fire-frequent forests of western North America, including mechanisms of pattern formation and implications for designing fuel reduction and restoration treatments. (Review). *Forest Ecology and Management* 267: 74-92. [doi:10.1016/j.foreco.2011.11.038]
- Lasch P.**, Lindner M., Erhard M., Suckow F., Wenzel A. 2002. Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change-the Brandenburg case study. *Forest Ecology and Management* 162: 73-86.
- Laughlin D.C.**, Abella, S.R., Covington, W.W., und Grace, J.B. 2007. Species richness and soil properties in *Pinus ponderosa* forests: A structural equation modeling analysis. *Journal of Vegetation Science* 18: 231-242.
- Leck M.A.** 2012. *Ecology of Soil Seed Banks*. Elsevier, 484 p.
- Leder B.** 1997. Die Bucheckern-Voraussaat. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW. Bd.13: 6888.
- Leder B.**, Wagner S., Wollmerstädt J., Ammer C. 2003. Bucheckern-Voraussaat unter Fichtenschirm - Ergebnisse eines Versuchs des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten/Sektion Waldbau. *Forstw. Cbl.* 122: 160-174.
- Lehtonen A.**, Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., Liski J. 2004. Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forests. *Forest Ecology and Management* 188: 211-224.
- Leonhardt B.**, Wagner S. 2006. Qualitative Entwicklung von Buchen-Voranbauten unter Fichtenschirm. *Forst und Holz* 61(11): 454-457.
- Leuschner C.** 1994. Walddynamik auf Sandböden in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Phytocoenologia* 22: 289-324.
- Leuschner C.** 1997. Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192: 379-391.
- Levey D.J.**, Silva W.R., Galetti M. 2002. *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution, and Conservation* CABI Publishing Series, CABI. 511 p.
- LFE** (Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde) 2009. Wald im Klimawandel – Risiken und Anpassungsstrategien. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band 42, Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH, 144 S.
- Li P.**, Yang Y., Fang J. 2013. Variations of root and heterotrophic respiration along environmental gradients in China's forests. *Journal of Plant Ecology* 6(5): 358-367.
- Likens G.E.** (ed.) 1989. *Long-term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*. Springer-Verlag, New York.
- Lindbladh M.**, Brunet J., Hannon G., Niklasson M., Eliasson P., Eriksson G., Ekstrand A. 2007. Forest History as a Basis for Ecosystem Restoration—A Multidisciplinary Case Study in a South Swedish Temperate Landscape. *Restoration Ecology* 15(2): 284-295.
- Lindenmayer D.B.**, Franklin J. 2003. *Towards Forest Sustainability*. Csiro Publishing, 244 p.

-
- Lindenmayer** D.B. 2009. Large-Scale Landscape Experiments - Lesson from Tumut. In: Usher, M., Saunders, D., Peet, R., Dobson, A. (eds.) Ecology, Biodiversity and Conservation. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo: Cambridge University Press, 287 S.
- Lindenmayer** D.B., Hobbs R.J. 2007. Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. A report for the RIRDC/L&WA/FWPRDC. Joint Venture Agroforestry Program, RIRDC Publication No 05/128, Project No. UMU-31A, 37 p.
- Lindenmayer** D., Likens G. 2010. Effective Ecological Monitoring. Csiro Publishing, 184 p.
- Linder** P., Elfving B., Zackrisson O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98: 17-33.
- Lindhe** A. 2004. Conservation through management – cut wood as substrate for saproxylic organisms. PhD Thesis, Silvestria 300, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Little** S., and E. B. Moore. 1953. Severe burning treatment tested on lowland pine sites. USDA Forest Service, Station Paper 64. Northeastern Forest Experiment Station, Broomall, PA.
- Liu** L., Gundersen P., Zhang T., Mo J. 2010. Effects of phosphorus addition on soil microbial biomass and community composition in three forest types in tropical China. *Soil Biology and Biochemistry* 44(1): 31-38.
- Loberger** C.D., Theimer T.C., Rosenstock S.S., Wightman C.S. 2011. Use of restoration-treated ponderosa pine forest by tassel-eared squirrels. *Journal of Mammalogy* 92(5): 1021-1027. [DOI: 10.1644/10-MAMM-A-321.1.]
- Löf** M., Birkedal M. 2009. Direct seeding of *Quercus robur* L. for reforestation: The influence of mechanical site preparation and sowing date on early growth of seedlings. *Forest Ecology and Management* 258: 704-711.
- Löf** M., Dey D.C., Navarro R.M., Jacobs D.F. 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. *New For.* 43: 825-848.
- Lombardi**, F., Lasserre, B., Chirici, G., Tognetti, R., Marchetti, M. (2012): Deadwood Occurrence and Forest Structure as Indicators of Old-Growth Forest Conditions in Mediterranean Mountainous Ecosystems. *Ecoscience* 19(4): 344-355.
- López-Barrera** F., Armesto J.J., Illiams-Linera G.W.-L., Smith-Ramírez C., Manson R.H. 2007. Fragmentation and Edge Effects on Plant–Animal Interactions, Ecological Processes and Biodiversity. Chapter 4, pp. 69-101. In: A.C. Newton (ed.): Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest Landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. CAB International.
- Lust** N., Geudens G. 1998. Silviculture of Scots pine in Belgium. *Silva Gandavensis* 63: 84-91.
- Lust** N., Muys B., Nachtergale L. 1998. Increase of biodiversity in homogeneous Scots pine stands by an ecologically diversified management. *Biodivers. Conserv.* 7: 249-260.
- Lust** N., Geudens G., Olsthoorn A.F.M. 2000. Scots Pine in Belgium and the Netherlands. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de Serie* 1: 213-231.
- Lutze** M., Ades P., Campbell R. 2004. Spatial distribution of regeneration in mixed-species forests of Victoria. *Australian Forestry* 67(3): 172-183.
- Maddelein** D., Neiryneck, J. & Sioen, G. 1993. Growth and management of mixed *Pinus sylvestris* - *Quercus robur* stands in Flanders, Belgium. *Silva Gandavensis* 58: 91-100.
- Madsen** P., Löf M. 2005. Reforestation in southern Scandinavia using direct seeding of oak (*Quercus robur* L.). *Forestry* 78(1): 55-64.

-
- Maestre F.T., Cortina J.** 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198: 303-317.
- Maher K.** 2009. Restoration of Banksia Woodland after the Removal of Pines at Gngara: Seed Species Requirements and Prescriptions for Restoration. University of Western Australia, A report prepared on behalf of the Department of Environment and Conservation for the Gngara Sustainability Strategy, 47 p.
- Majdi H., Pregitzer K., More A.-S., Nylund J.-E., Ågren G.I.** 2005. Measuring fine root turnover in forest ecosystems. *Plant and Soil* 276: 1-8.
- Mandallaz D.** 2008. Sampling Techniques for Forest Inventories. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL.
- Marks G.C.** 2012. Ectomycorrhizae: Their ecology and physiology. Elsevier, 460 p.
- Marlette J.** 2001. Greater Flagstaff Forests Partnership a Research Reference Guide, Second Edition, Flagstaff, Arizona 86001, 59 p.
- Mason W.L.** 2000. Silviculture and stand dynamics in Scots pine forests in Great Britain; implications for biodiversity. *Invest. Agraria fuera ser.* 1: 175-197.
- Malcolm D.C., Mason W.L.** 1999. Experimental mixtures of Scots pine and birch: 30 year effects on production, vegetation and soils. pp. 79-87; In: Olsthoorn A.F.M., Bartelink H.H., Gardiner J.J., Pretzsch H., Hekhuis H.J., Franc A. (eds.) Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contribution 15, IBN-DLO, Wageningen.
- Margesin R., Schinner F.** 2005. Manual for Soil Analysis - Monitoring and Assessing Soil Bioremediation: Monitoring and Assessing Soil Bioremediation. *Soil Biology Bd 5*, Springer, 382 p.
- Matlack G.R., Litvaitis, J.** 1999. Forest edges. pp. 210-233; In: Hunter M. (ed.) Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems, Cambridge University Press, New York.
- Matuszkiewicz W.** 1962. Zur Systematik der natürlichen Kiefernwälder des mittel- und osteuropäischen Flachlands. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsg. NF 9*: 145-168.
- McCollin D.** 1998. Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21: 247-60.
- McComb B.C.** 2007. Wildlife Habitat Management: Concepts and Applications in Forestry. University of Minnesota, CRC Press/Taylor & Francis Group, 319 p.
- McCullough D.G., Werner R.A., Neumann D.** 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* 43: 107-127.
- McDiarmid R.W.** 2012. Reptile Biodiversity: Standard Methods for Inventory and Monitoring. University of California Press., 412 S.
- MCPFE** 2003. Improved pan-European indicators for sustainable forest management as adopted by the MCPFE Expert Level Meeting. In: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Vienna, 6 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment)** 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. 137 p.
- Meyer R.C.** 2009. Vegetation Response to Restoration Treatments in a Former Pine Plantation in North Florida. UNF Theses and Dissertations. Paper 316. [<http://digitalcommons.unf.edu/etd/316>]
- Meyer P., Schmidt, M., Spellmann, H.** 2009. Die „Hotspots-Strategie“ – Wald-Naturschutzkonzept auf landschaftsökologischer Grundlage. *AFZ/DerWald* 15: 822-824.

-
- Miao** S.L., Carsten S., Nungesser M. (eds.) 2008. Real World Ecology: Large-scale and Long-term Case Studies and Methods. Springer, New York.
- Michell** S.J., Rodney J. 2001. Windthrow Assessment and Management in British Columbia. Proc.-Windthrow Researchers Workshop, Richmond, B.C. Forestry Continuing Studies Network. 229 p.
- Mitchell** S.J. 2013. Wind as a natural disturbance agent in forests – a synthesis. *Forestry* 86: 147-157.
- Mißbach** K. 1982. Waldbrand Verhütung und Bekämpfung. 3. Auflage, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 108 S.
- MLUV** (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) 2005. BMBF-Forschungsverbund „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“: Ökologischer Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXIII, K+L Drucken Plus, 141 S.
- MLUV** (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg) 2007. Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland – Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXII, 568 S.
- Monserud** R.A. 2002. Large-scale management experiments in the moist maritime forests of the Pacific Northwest. *Landscape and Urban Planning* 59: 159-180.
- Montes** F., Cañellas I. 2006. Modelling coarse woody debris dynamics in even-aged Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 221: 220-232.
- Möller** A. 1922. Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und seine Bedeutung. Berlin: Springer. 136 p.
- Moning** C., Lauterbach M., Franz C. 2007. Vogelmonitoring im bayerischen Stattswald 1999-2004. *LWF Wissen* 56: 133 S.
- Möttönen** M., Järvinen E., Hokkanen T.J., Kuuluvainen T., Ohtonen R. 1999. Spatial distribution of soil ergosterol in the organic layer of a mature Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 503-516.
- Moore** M.M., Covington W.W., Fulé P.Z. 1999. Reference Conditions and Ecological Restoration: A Southwestern Ponderosa Pine Perspective. *Ecological Applications* 9(4): 1266-1277.
- 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. [doi: 10.1016/j.jenvman.2011.06.028]
- Moreira** F., Arianoutsou M., Corona P., De las Heras J. 2012. Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests. In: von Gadow K., Pukkala T., Tomé M. (eds.) *Managing Forest Ecosystems*. Springer+Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York, 330 S. [doi: 10.1007/978-94-007-2208-8.]
- Mucina** L. 2009. Vegetation Condition & Vegetation Mapping I. Critical Global Review of Approaches to Assessment of Vegetation Condition. Department of Environmental & Aquatic Sciences, Curtin University of Technology, School of Science, GPO Box U1987, Perth, WA 6845, Australia, Report to: Science Division of the Department of Environment & Conservation, Government of Western Australia, 58 S.
- Mühlenberg** M. 1993. Freilandökologie. – UTB für Wissenschaft. Uni-Taschenbücher; 595. 3. Aufl. – Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg u. Wiesbaden. 512 S.
- Muller** F., Baessler C., Schubert H., Klotz S. 2010. Long-Term Ecological Research: Between Theory and Application. Springer, 474 S.

-
- Nationalpark Harz Tätigkeitsbericht** 2013. Nationalpark Harz, Lindenallee 35, 38855 Wernigerode, Berichtszeitraum: 1.10.2012 - 30.9.2013. [www.nationalpark-harz.de]
- Nationalpark Müritz Jahresbericht** 2011. Schwerpunktthema: Serrahner Buchenwald – Ein UNESCO – Weltnaturerbe. Nationalparkamt Müritz, Schlossplatz 3, 17237 Hohenzieritz. [www.mueritz-nationalpark.de]
- Nebe** W., Roloff A., Vogel M. (Hrsg.) 1995. Untersuchungen von Waldökosystemen im Erzgebirge als Grundlage für einen ökologisch begründeten Waldumbau. Forstwiss. Beitr. Tharandt 4: 163-174.
- Newton** A.C. 2007. Forest ecology and conservation: a handbook of techniques. Oxford University Press, 454 p.
- Noon** B.R., McKelvey K.S. 1996. Management of the Spotted Owl: A Case History in Conservation Biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 135-162.
- Nordlind** E., Östlund L. 2003. Retrospective comparative analysis as a tool for ecological restoration: a case study in a Swedish boreal forest. *Forestry* 76(2): 243-251.
- Noss** R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146.
- Nyoka** S.E. 2010. Can Restoration Management Improve Habitat for Insect Pollinators in Ponderosa Pine Forests of the American Southwest? *Ecological Rest.* 28: 280-290.
- Oberdörster** C. 2010. Hydrological Characterization of a Forest Soil Using Electrical Resistivity Tomography Band 76 von Schriften des Forschungszentrums Jülich: Reihe Energie & Umwelt, Verlag Forschungszentrum Jülich, 151 S.
- Oehmichen** K. 2007. Erfassung der Totholzmasse - Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. Arbeitsbericht. Bundesforschungsanstalt für Forst-und Holzwirtschaft Hamburg, 24.08.2011. [http://www.bfafh.de/bibl/pdf/vii_07_1.pdf.]
- Olsson** J., Jonsson B.G., Hjältén J., Ericson L. 2011. Addition of coarse woody debris – the early fungal succession on *Picea abies* logs in managed forests and reserves. *Biol. Conserv.* 144: 1100-1110.
- Onaindia** M., Mixtelena A. 2009. Potential use of pine plantations to restore native forests in a highly fragmented river basin. *Ann. For. Sci.* 66(3): 13-37.
- Onaindia** M., Ametzaga-Arregi I., San Sebastián M., Mitxelena A., Rodríguez-Loinaz G., Peña L., Alday J.G. 2013. Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *Forest Ecology and Management* 308: 136-144.
- Östlund** L., Zackrisson, O. and Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.* 27: 1198-1206.
- Otto** H.-J. 1994. Waldökologie. Eugen Ulmer, 391 p.
- Overballe-Petersen** M.V., Bradshaw R.H.W. 2011. The Selection of Small Forest Hollows for Pollen Analysis in Boreal and Temperate Forest Regions. *Palynology* 35(1): 146-153.
- Palik** B., Mitchell R.J., Pecot S., Battaglia M., Pu M. 2003. Spatial distribution of overstory retention influences resources and growth of longleaf pine seedlings. *Ecol. Appl.* 13: 674-686.
- Panzer** R., Schwartz M. 2000. Effects of management burning on prairie insect species richness within a system of small, highly fragmented reserves. *Biological Conservation* 96: 363-369.
- Paquette** A., Bouchard A., Cogliastro A. 2006. Survival and growth of under-planted trees: a meta-analysis across four biomes. *Ecological Applications* 16: 1575-1589.

-
- Parker W.C., Elliott K.A., Dey D.C., Boysen E., Newmaster S.G.** 2001. Managing succession in conifer plantations: converting young red pine (*Pinus resinosa*) plantations to native forest types by thinning and underplanting. *The Forestry Chronicle* 77: 721-734.
- Parker W.C., Elliott K.A., Dey D.C., Boysen E.** 2008. Restoring southern Ontario forests by managing succession in conifer plantations. *The Forestry Chronicle* 84(1): 83-94.
- Parviainen J.** 2005. Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *For. Snow Landsc. Res.* 79(1/2): 9-18 S.
- Pausas J.G., Bladé C., Valdecantos A., P. Seva J., Fuentes D., Alloza J.A., Vilagrosa A., Bautista S., Cortina J., Vallejo R.** 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Peck A.K.** 2004. Hydrometeorologische und mikroklimatische Kennzeichen von Buchenwäldern. PhD thesis. *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg 10*, University of Freiburg. [www.mif.uni-freiburg.de/berichte/Bericht10.pdf.]
- Pecot St.D., Mitchell R.J., Palik B.J., Moser E.B., Hiers j.K.** 2007. Competitive responses of seedlings and understory plants in longleaf pine woodlands: separating canopy influences above and below ground. *Can. J. For. Res.* 37: 634-648.
- Peltola M.-L., Nykänen, Kellomäki S.** 1997. Model computations on the critical combination of snow loading and windspeed for snow damage of scots pine, Norway spruce and Birch sp. at stand edge. *Forest Ecology and Management* 95: 229-241.
- Peltola H., Kellomäki S., Väisänen H., Ikonen V.-P.** 1999. A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. *Canadian Journal of Forest Research* 29(6): 647-661. [doi: 10.1139/x99-029].
- Perry R.W., Thill R.E.** 2008. Roost Selection by Big Brown Bats in Forests of Arkansas: Importance of Pine Snags and Open Forest Habitats to Males. *Southeastern Naturalist* 7(4): 607-618.
- Peterson G., Allen C.R., Holling C. S.** 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit -- Staff Publications. Paper 4. [<http://digitalcommons.unl.edu/ncfwrustaff/4>]
- Peterson C., Aubry K.** 2007. Green-tree retention in harvest units: boon or bust for biodiversity? Pacific Northwest Research Station (PNW). Portland U.S. Department of Agriculture, Science Findings 96(G-40): 1-6.
- Peterson C.E., Maguire D.A., (eds.)** 2005. Balancing ecosystem values: innovative experiments for sustainable forestry: Proceedings of a conference. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-635. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 389 S.
- Piha A.** 2011. Tree Mortality, Fire Scar Formation and Regeneration 8 Years After Low-Intensity Fire in Managed *Pinus Sylvestris* Stands. MSc-Thesis, University of Helsinki Department of Forest Sciences, 44 p.
- Piha A., Kuuluvainen T., Lindberg H., Vanha-Majamaa I.** 2013. Can scar-based fire history reconstructions be biased? An experimental study in boreal Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 43(7): 669-675. [10.1139/cjfr-2012-0471]
- Pinheiro J.C., Bates D.M.** 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. *Statistics and Computing* New York: Springer, 528S.
- Plumptre A.J.** 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37: 356-368.

-
- Poage** N.J., Anderson P.D. 2007. Large-scale silviculture experiments of western Oregon and Washington. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-713. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 44 S.
- Pollard** E., Yates T.J. 1994. Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation: The British Butterfly Monitoring Scheme. Conservation Biology, Springer, 292 p.
- Pouska** V. 2011. The role of wood decay fungi in the dynamics of a mountain spruce forest. Ph.D. Thesis Series, No.4. University of South Bohemia, Faculty of Science, School of Doctoral Studies in Biological Sciences, České Budějovice, Czech Republic, 123 S.
- Puettmann** K.J., Poage N.J., Anderson P.D. 2005. Developing a Network of Large-Scale Management Experiments in the Pacific Northwest. Department of Forest Science, Oregon State University, Corvallis, OR; USDA Forest Service, PNW Research Station, Portland, OR; USDA Forest Service, PNW Research Station, Corvallis, OR [Poster]
- Puhlick** J.J., Laughlin D.C., Moore M.M. 2012. Factors influencing ponderosa pine regeneration in the southwestern USA. Forest Ecology and Management 264: 10-19. [doi:10.1016/j.foreco.2011.10.002.]
- Prach** K. 1989. Primary forest succession in sand dune areas. Research Institute for Forestry and Landscape Planning De Dorschkamp, Wageningen, NL.
- Pretzsch** H. 2002. Grundlagen der Waldwachstumsforschung, Blackwell Verlag, 414 S.
- Preushler** T., Kühnel S., Bock K. 1994. Zum Wachstum von Eichensaat unter Kiefernschirm im Forstamt Nürnberg. Forst und Holz 49: 123-128.
- Ralph** C.J., Geupel G.R., Pyle P.M., Thomas E., DeSante D.F. 1993. Handbook of field methods for monitoring landbirds. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-144-www. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 41 S.
- Reck** H., Hänel K., Huckauf A. 2010. Nationwide Priorities for Re-Linking Ecosystems: Overcoming Road-Related Barriers, 32 S.
- Rehfuess** K.E. 1990. Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Auflage, Hamburg+Berlin: Verlag Paul Parey, 294 S.
- Reid** C.M., Foggo A., Speight M. 1996. Dead wood in the Caledonian pine forest. Forestry 69: 275-279.
- Remmert** H. 1991. The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems. Ecological Studies, Vol. 85 Analysis and Synthesis, Springer-Verlag, Berlin - Heidelberg - New York, 168 S.
- Ren** H., Lu H., Wang J., Liu N., Guo Q. 2012. Forest restoration in China: Advances, Obstacles, and Perspectives. Tree and Foresty Science and Biotechnology 6 (Special Issue 1): 7-16.
- Reutebuch** S.E., Harrington C.A., Marshall D.D., Brodie L.C. 2004. Use of large-scale silvicultural studies to evaluate management options in Pacific Northwest forests of the United States. For. Snow Landsc. Res. 78(1/2): 191-208.
- Ribe** R. 1999. Regeneration Harvests Versus Clearcuts: Public Views of the Acceptability and Aesthetics of Northwest Forest Plan Harvests. Northwest Science 73(Special Issue): 102-117.
- Ribe** R.G., Matteson M.Y., 2002. Views of old forestry and new among reference groups in the Pacific Northwest. West. J. Appl. Forest. 17: 173–182.
- Ribe** R., Silvaggio T. 2002. National Forest Management in Timber and Spotted Owl Country: A Survey of Interested People in Western Oregon and Washington. Institute for a Sustainable Environment, 104 S.

-
- Richardson** D.M. 2000. Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press, 527 p.
- Riegel** G.M., Miller R.F., Krueger W.C. 1992. The effects of Aboveground and Belowground Competition on Understory Species Composition in a *Pinus Ponderosa* Forest. Forest Science 41(4): 864-889.
- Ries** L., Fletcher R.J., Battin J., Sisk T.D.. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 35: 491-522.
- Robertson** G.P. 1999. Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research. Oxford University Press, New York.
- Rödel** M.-O., Ernst R. 2004. Measuring and Monitoring Amphibian Diversity in Tropical Forests. I. An Evaluation of Methods with Recommendations for Standardization. Ecotropica 10: 1-14.
- Rodgers** A.R., Hutchison, C., Simpson, M.S. 2008. Methods for Sampling Small Mammals and their Habitats in Boreal Mixedwoods. CNFER Technical Report TR-001. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada, 15 p.
- Röhrig** E., Bartsch N., v. Lüpke B. 2006. Waldbau auf ökologischer Grundlage. 7. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 479 S.
- Rondeux** J., Sanchez C. 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. Environmental monitoring and assessment 164.1-4: 617-630.
- Rossi** A.M., Meyer R.C., Stokes K., Moon D.C. 2011. Restoration of Plant Communities in Former Pine Tree Plantations. Southeastern Naturalist 10(4): 741-750.
- Rothe** A., Kreutzer K. 1998. Wechselwirkungen zwischen Fichte und Buche im Mischbestand. Allg. Forstz. 53: 784-787.
- Rowell** A., Moore P.F. 2000. Global Review of Forest Fires. IUCN – The World Conservation Union, Switzerland. 66 p.
- Ruiz-Jean** M.C., Aide T.M. 2005. Restoration Success: How Is It Being Measured? Restoration Ecology 13(3): 569-577.
- Sauer** L. 1998. The Once and Future Forest: A Guide To Forest Restoration Strategies. Verlag Island Press, 400 S.
- Schaefer** M. 1980. Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. II. Spinnen (Araneida) und Weberknechte (Opiliona). Forstwissenschaftliches Centralblatt 99(5/6): 341-356.
- Schafer** C.L. 2001. Design of natural reserves: Inter-reserve distance. Biol. Conserv. 100: 215-227.
- Schmidt** P.A. 1998. Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? Forstwissenschaftliches Centralblatt 117: 193-205.
- Schmidt** P.A. 1999. Ökologischer Waldbau als Renaturierung? Verh. Ges. Ökol. 29: 595-600.
- Scholz** O., Erickson K., Azevedo J. 2004. Restoring the Forest in a Young Coastal Douglas-fir Plantation. 16th Int'l Conference, Society for Ecological Restoration, August 24-26, 2004, Victoria, Canada, 1-14.
- Schröter** M., Härdtle W., von Oheimb G. 2012. Crown plasticity and neighborhood interactions of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in an old-growth forest. Eur J Forest Res 131: 787-798.

-
- Schultz** C.A., Jedd T., Beam R.D. 2012. The Collaborative Forest Landscape Restoration Program: A History and Overview of the First Projects. *Journal of Forestry*: 110(7): 381-391. [doi.org/10.5849/jof.11-082.]
- Schuck** A., Parviainen J., Bücking W. 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. Working paper 3. Joensuu, European Forest Institute. 62 pp.
- Schuck** A., Meyer P., Menke N., Lier M., Lindner M. 2004. Forest biodiversity indicator: dead wood - a proposed approach towards operationalising the MCPFE indicator. *EFI-Proceedings* 51: 49-77.
- Schütz** J.P. 1999. Close-to-nature silviculture: is this concept compatible with species richness? *Forestry* 72: 359-366.
- Scott** C.T. 1998. Sampling methods for estimating change in forest resources. *Ecological Applications* 8(2): 228-233.
- Seifert** B., Fischer M. 2008. Habitat networks for dispersal-limited plant species have to be connected at small scale. 6th European Conference on Ecological Restoration (Ghent, Belgium): 1-4.
- SER** (Society for Ecological Restoration International) 2004. SER International Primer on Ecological Restoration. Science & Policy Working Group, Version 2, October 2004, 13 p. [<https://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>]
- Seymour** R.S., Guldin J., Marshall D., Palik B. 2006. Large-scale, long-term silvicultural experiments in the United States: historical overview and contemporary examples. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 177(6/7): 104-112.
- 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. [doi:10.1093/forestry/cpn030.]
- Shorohova** E., Kneeshaw D., Kuuluvainen T., Gauthier S. 2011. Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fennica* 45(5): 785-806.
- Siitonen** J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecol Bull* 49: 11-41.
- Simila** M., Kouki J., Martikainen P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365-381.
- Similä** M., Junninen K. (eds.) 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. Metsähallitus – Natural Heritage Services. Helsinki. 50 S.
- Spanos** I., Raftoyannis Y. 2005. Evaluation of log and branch barriers as post-fire rehabilitation treatments in a Mediterranean pine forest in Greece. *International Journal of Wildland Fire* 14(2): 183-188.
- Spanos** I., Raftoyannis Y., Platis P., Xanthopoulou E. 2010. rainPost-fire management and recovery of a pine forest in Greece. *Web Ecology* 10: 27-31.
- Sperber** G. 1968. Die Reichswälder bei Nürnberg. Aus der Geschichte des ältesten Kunstforstes. Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns, Nr.37, München, 179 S.
- Southwood** T.R.E., Henderson P.A. 2000. *Ecological Methods*. 3. Auflage, Blackwell Science, London, 575 S.
- Straetz** C., Wagner S., Müller J. 2009. Räumliche Effekte von Totholzstrukturen bei Landschnecken (Mollusca: Gastropoda). *Forst und Holz* 64: 22-27.

-
- Stohlgren** T.J. 2007. *Measuring Plant Diversity: Lessons from the Field*. Oxford University Press, 390p.
- Stokland** J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press. 524 S.
- Stortelder** A.F.H., Schaminée J.H.J., Hommel P.W.F.M. 1999. *De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantenge meen schappen van ruigten, struwelen en bossen*. Opulus Press, Uppsala, SE.
- Suck** R., Bushart M. 1995. *Gesamtlegende der Übersichtskarte der potentiellen natürlichen Vegetation der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:500000 – Stand Dezember 1994.* – Mskr. IVL (i.A. BfN), Hemhofen.
- Svavarsdóttir** K., Hagne D., Nilsson C., Tolvanen A., Aradottir A., Raulund-Rasmussen K., Halldorsson G. 2012. *A regional assessment of ecosystem restoration: A case study on the Nordic countries. Poster 81; The 8th European Conference on Ecological Restoration. September 9-14, 2012, České Budějovice, Czech Republic.* p. 114.
- Szybiak** K., Boszyk J., Koralewska-Batura E., Godyn B. 2009. *Small-scale distribution of wintering terrestrial snails in forest site: relation to habitat conditions.* *Polish Journal of Ecology* 57: 525-535.
- Tabaku** V., Meyer P. 1999. *Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität.* *Forstarchiv* 70: 87-97.
- Taylor** L.R. 1989. *Objective and experiment in long-term research.* pp. 20-70; In: Likens G.E. (ed.) *Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*. Springer-Verlag, New York.
- TEEB** 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.*
- Thomas** J.W. (ed.) 1979. *Wildlife habitats in managed forests. The Blue mountains of Oregon and Washington.* - Portland, Oregon: U.S. Government Printing Office, Washington.
- Tilman** D. 1989. *Ecological experimentation: strengths and conceptual problems.* pp. 136-157; In: Likens G.E. (ed.) *Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*. Springer, New York.
- Thomasius** H., Schmidt P.A. 1996. *Wald, Forstwirtschaft und Umwelt. Umweltschutz – Grundlagen und Praxis Bd. 10, Economica, Bonn.*
- Thompson** R., Humphrey J., Harmer R., Ferris R. 2003. *Restoration of Native Woodland on Ancient Woodland Sites. Forestry Commission Practice Guide.* Forestry Commission, Edinburgh. i–iv + 1–52 p.
- Tomback** D.F., Kendall K.C. 2001. *Whitebark pine communities: ecology and restoration.* pp. 243-262; In: Tomback D.F., Arno S.F., Keane R.E. (ed.), *Island Press, Washington DC.*
- Tomppo** E., Gschwantner T., Lawrence M., McRoberts R.E. 2009. *National Forest Inventories: Pathways for Common Reporting.* Springer, 638 p.
- Travaglini** D., Chirici G. 2006. *ForestBIOTA project. Forest Biodiversity Test-phase Assessments: Deadwood assessment. Work report.* *Accademia Italiana di Scienze Forestali* 19 p.
- Trinzen** M. 2011. *Machbarkeitsstudie zur Wiederansiedlung des Luchses in der Nordeifel.* HIT Umwelt- und Naturschutz Stiftungs-GmbH, Druck: Gemeinnützige Werkstätten Köln GmbH. 76 S.
- Tüxen** R. 1956. *Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung.* *Angew. Pflanzensoz.* 13: 5-42.
- Ulanova** N.G. 2000. *The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review.* *Forest Ecology and Management* 135: 155-167.

-
- UNECE** und **FAO** 2011. State of Europe's forests 2011. [<http://www.unece.org/forests/fr/outputs/soef2011.html>]
- Uotila** A., Hotanen J.-P., Kouki J. 2005. Succession of understory vegetation in managed and seminatural Scots pine forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Canadian Journal of Forest Research* 35(6): 1422-1441.
- Utschick** H. 2004. Reaktionen von Vogel-Gemeinschaften auf einen Sturmwurf. *AFZ-Der Wald* 59: 85-87.
- Utschick** H., Helfer W. 2003. Vergleichende ökologische Untersuchungen mittelschwäbischer Pilzzönosen in Wäldern unterschiedlicher Naturnähe. *Ber. ANL* 27: 115-145.
- Usbeck** T., Wohlgemuth T., Pfister C., Volz R., Beniston M., Dobbertin M. 2009. Wind speed measurements and forest damage in Canton Zurich (Central Europe) from 1891 to winter 2007. *Int. J. Climatol.* 12p. [DOI: 10.1002/joc.1895]
- Vallejo** V.R., Arianoutsou M., Moreira F. 2012. Fire ecology and post-fire restoration approaches in southern European forest types. pp. 93-119; In: F. Moreira et al. (eds.), *Post-fire management and restoration of southern European forests*. Dordrecht, Netherlands, Springer.
- van Andel** J., Aronson J. 2012. *Restoration Ecology: The New Frontier*. second Edition. Malaysia: Wiley-Blackwell Publishing, 381 S.
- Vanha-Majamaa** I., Tuittila E.-S., Tonteri T., Suominen R. 1996. Seedling establishment after prescribed burning of a clear-cut and a partially cut mesic boreal forest in southern Finland. *Silva Fennica* 30(1): 31-45.
- Vanha-Majamaa** I., Lilja S., Ryömä R., Kotiaho J.S., Laaka-Lindberg S., Lindberg H., Tamminen P., Toivanen T., Kuuluvainen T. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* 250(1-2): 77-88.
- Vanselow** K. 1949. *Theorie und Praxis der natürlichen Verjüngung im Wirtschaftswald*. 2. Auflage, Neumann Verlag, Radebeul + Berlin. 367 S.
- Verkerk** P.J., Lindner M., Zanchi G., Zudin S. 2011. Assessing impacts of intensified biomass removal on deadwood in European forests. *Ecological Indicators* 11: 27-35. [doi:10.1016/j.ecolind.2009.04.004.]
- Voller** J., Harrison S. (eds.) 1998. *Conservation biology principles for forested landscapes*. University of B.C. Press, Vancouver, B.C.
- Vogt** K. A., Vogt D.J., Bloomfield J. 1989. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. *Plant and Soil* 200: 71-89.
- von Carlowitz** H.C. 1713. *Sylvicultura oeconomica*. Leipzig, 414 S.
- von Oheimb** G., Friedel A., Bertsch A., Härdtle W. 2007. The effects of windthrow on plant species richness in a Central European beech forest. *Plant Ecol.* 191: 47-65. [doi 10.1007/s11258-006-9213-5.]
- van Putten** B., Visser M., Muller-Landau H.C., Jansen P.A. 2012. Distorted-distance models for directional dispersal: a general framework with application to a wind-dispersed tree. *Methods in Ecology and Evolution* 3(4): 642-652.
- von Teuffel** K., Baumgarten M., Hanewinkel M., Konold W., Spiecker H., Sauter, H.-U., Wilpert von K. (Hrsg.) 2005. *Waldumbau für eine zukunftsorientierte Waldwirtschaft*. Springer Verlag Berlin Heidelberg, 422 S.

-
- Wagner S., Küßner R., Ammer C., Dohrenbusch A.** 2004. Hinweise zur Erfassung von Strahlung und Kronenraumstruktur in Waldbeständen im Rahmen waldbaulicher Untersuchungen. *Forstarchiv* 75(3): 110-121.
- Wagner S., Fischer H., Huth F.** 2010. Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. *European Journal of Forest Research* 130: 17-40.
- Wagner S., Lundqvist L.** 2005. Regeneration techniques and the seedling environment from a European perspective. pp. 153-171; In: J.A. Stanturf, P. Madsen. *Restoration of boreal and temperate forests*. CRC Press Boca Raton.
- Walker R.L., Walker J., Hobbs R.J.** 2007. *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer, 202 S.
- Wallace H.R.** 1953. The ecology of the insect fauna of pine stumps. *Journal of Animal Ecology* 22: 154-171.
- Waltz A.E.M., Covington W.W.** 2004. Ecological Restoration Treatments Increase Butterfly Richness and Abundance: Mechanisms of Response. *Restoration Ecology* 12(1): 85-96.
- Weber M.G., McAlpine R.S., Wotton B.M., Donnelly J.G., Hobbs M.W.** 1995. Prescribed burning and disk trenching effects on early plantation performance in eastern Ontario. Canada. *For. Ecol. Manage.* 78, 159-171
- Wehnert A., Lehmann B., Müller M., Wagner S.** 2010. Wirkungen einzelbaumweise eingemischter Trauben-Eichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) in Wäldern der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) auf die Arthropodenfauna unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer (Carabidae). *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 181(7/8): 133-143.
- West B.** 2005. *Prescribed Burning in Southern Pine Forests: Fire Ecology, Techniques, and Uses for Wildlife Management*. U.S. Department of Agriculture. Published in furtherance of Acts of Congress, May 8 and June 30, 1914. The Mississippi State University Extension Service 2283: 2p.
- Wickel A., Benabdellah B., Küßner R., Rajanow S.** 1998. Waldumbau und Wiederbewaldung im Osterzgebirge. *AFZ/Der Wald*, Jg. 53, S. 949-952.
- Wiedemann E.** 1926. Die Kiefernaturverjüngung in der Umgebung von Bärenthoren. *Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen*, 58(5): 269-304.
- Wilson Don E.** 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, 409 S.
- Winter K., Schaueremann J., Schaefer M.** 1980. Sukzession von Arthropoden in verbrannten Kiefernforsten. I. Methoden und allgemeiner Überblick. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*: 99(5/6): 324-340.
- Wright H.A.** 1982. *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. Wiley Classics in Ecology and Environmental Science. John Wiley & Sons, 501 p.
- Wöllecke J.** 2001. Charakterisierung der Mykorrhizazönosen zweier Kiefernforste unterschiedlicher Trophie. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung* 17: 185 S.
- Working group ...** 2000. Working Group on the Need for Forest Protection in Southern Finland and Ostrobothnia 2000. *The Finnish Environment* 437, 284 p. (in Finnish with English summary).
- Xanthopoulos G., Calfapietra C., Fernandes P.,** 2012. Fire hazard and flammability of European forest types. In: Moreira F., Arianoutsou M., Corona P., de lasHeras J., (Eds.), *Post-fire management and restoration of European forests*. *Managing Forest Ecosystems*, Springer, vol. 24, pp. 79–92.

-
- Yamamoto** S.-I. 1992. The gap theory in forest dynamics. *The Botanical Magazine, Tokyo* 105: 375-383.
- Yang** L., Liu N., Ren H., Wang J. 2009. Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest Ecology and Management* 257(8): 1786-1793.
- Yang** Z., Jin H., Wang G. 2010. An assessment of restoration success to forests planted for ecosystem restoration in loess plateau, Northwestern China. *Environmental Monitoring and Assessment* 164(1-4): 357-368.
- Yang** Y., Yi X. 2011. Effectiveness of Korean pine (*Pinus koreansis*) seed dispersal by small rodents in fragmented and primary forests. *Polish Journal of Ecology* 59: 413-422.
- Yin** R. 2009. *An Integrated Assessment of China's Ecological Restoration Programs*. Springer, 487 p.
- Yu** X. 2012. *Biodiversity Monitoring and Research in Chinese Ecosystem Research Network (CERN)*. CERN Secretary General, Professor Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences; The Fifth GEOSS Asia-Pacific Symposium 2-4 April 2012, Tokyo, Japan.
- Zahawi** R.A., Augspurger C.K. 2006. Tropical Forest Restoration: Tree Islands as Recruitment Foci in Degraded Lands of Honduras. *Ecological Applications* 16(2): 464-478.
- Zeibig** A., Diaci J., Wagner S. 2005. Gap disturbance patterns of a *Fagus sylvatica* virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 69-80.
- Zhang** P., Shao G., Zhao G., Master D.C.L., Parker G.R., Dunning J.J.B., Li Q. 2000. China's forest policy for the 21st century. *Science* 288: 2135-2136.
- Zhang** K., Dang H., Tan S., Wang Z., Zhang Qu. 2010. Vegetation community and soil characteristics of abandoned agricultural land and pine plantation in the Qinling Mountains, China. *Forest Ecology and Management* 259: 2036-2047.
- Zerbe** S. 1997. Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? *Forstw. Cbl.* 116: 1-15.
- Zerbe** S. 2002. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *For. Ecol. Manage.* 167: 27-42.
- Zerbe** S., Jansen F. 2008. Vergleich verschiedener Managementstrategien zur Renaturierung anthropogener Kiefernbestände in Brandenburg. *Forst u. Holz* 63(1): 13-18.
- Zerbe** S., Wiegand G. 2009. *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, 498 S.
- Zielonka** T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce regeneration? *J Veg Sci* 17: 739-746.

10 Glossar

Das nachfolgende Glossar enthält relevante Begriffe, Definitionen und Anmerkungen, die für die Konzeption großflächiger Dauerversuchsanlagen in Waldökosystemen relevant sind.

A

Abschirmender Naturschutzansatz

Schutzobjekte werden dem Regime direkter menschlicher Eingriffe (nach Möglichkeit) entzogen. [SCHERZINGER 1990, IBISCH & KREFT 2008]

Adaptiver Naturschutzansatz [engl. *adaptive approach of nature conservation*]

Es werden Zielzustände von → Schutzobjekten bestimmt, die in definierten Zeiträumen angesteuert werden sollen. Nach Ablauf eines Zeitraumes wird der Grad der Zielerreichung überprüft. Bei Bedarf können sowohl die Maßnahmen als auch die Schutzobjekte und die Ziele (z.B. Erhaltung eines Schutzobjekts an einem bestimmten Ort) neu definiert werden [IBISCH & KREFT 2008].

Adaptation [engl. *adaptation*]

Adjustment in natural or human systems to a new or changing environment. Various types of adaptation can be distinguished, including anticipatory and reactive adaptation, private and public adaptation, and autonomous and planned adaptation. [MEA 2005]

Adaptive capacity

The general ability of institutions, systems, and individuals to adjust to potential damage, to take advantage of opportunities, or to cope with the consequences. [MEA 2005]

Adaptives Management [engl. *adaptive management*]

A systematic process for continually improving management policies and practices by learning from the outcomes of previously employed policies and practices. In active adaptive management, management is treated as a deliberate experiment for purposes of learning. [MEA 2005]

Arealverschiebung [engl. *biome shift*]

Tatsächliche oder angenommene Veränderung des Verbreitungsgebietes einer Baumart ausgelöst durch den erwarteten Klimawandel und die damit verbundene Veränderung der für das Vorkommen von Baumarten wesentlichen Klimaparameter wie Temperatur und Niederschlag. [LFE 2009]

Aufnahmeeinheit [Behandlungseinheit; engl. *sample unit; unit of measurement; treatment unit*]

Since the variation associated with treatment effects changes as the sizes of the observational units change (Mercer and Hall, 1911; Home and Schnieder, 1995), the design process should include an evaluation of the minimum spatial area over which the treatment

effect will be measured. At least for primary objectives, the response of the entire large-scale treatment unit is of interest. [GANIO & PUETTMANN 2008]

Ausbreitung [engl. *dispersal*]; siehe auch Samenausbreitung

Dispersal is the “movement of individuals from a site (emigration) to another (immigration)”. [LEIBOLD et al. 2004]

B

Beprobungseffekt [engl. *sampling effect*]

The hypothesis that diversity might influence an ecosystem process because of the greater chance that a given species trait would be present at higher diversity, and the effect of its presence on ecosystem functioning. [TILMAN 2001]

Biodiversität [engl. *biodiversity*]

The diversity of life at all levels of organization (genetic, individual, population and community) and all taxonomic ranks (e.g. species, genus and family) at a specified location or in general, in the biosphere. [VAN ANDEL & ARONSON]

C

Cross-scale feedback

A process in which effects of some action are transmitted from a smaller spatial extent to a larger one, or vice versa. For example, a global policy may constrain the flexibility of a local region to use certain response options to environmental change, or a local agricultural pest outbreak may affect regional food supply.

E

Etablierung [engl. *establishment*]

Establishment is the process during which a germinating seed takes root, uses up parental provisioning, and assumes independent growth as a seedling. [HOWE & SMALL 1982]

Extensivierung [engl. *de-intensification = intensiv genutztes Grünland; extensification*]

Verringerung der Nutzungsintensität zugunsten einer aufwandsschwachen, d.h. mit wenigen Mitteln betriebenen Landnutzung, womit der unmittelbare Bezug zu einer „Renaturierung“ im engeren Sinne gegeben ist (z.B. Grünlandextensivierung). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 3]

F

Fernausbreitung [engl. *long distance dispersal*]

For the purposes of this paper, we consider a seed dispersal event to be of “long distance” if it is over 100 m. This simple operational definition suits our needs, but what constitutes long-distance dispersal may depend on the context at hand. Thus, it can also be useful to define

long-distance seed dispersal in a relative fashion, as when a long-distance seed dispersal event is one that occurs in the upper 1% of seed dispersal distances calculated from an empirically estimated dispersal density function or kernel [...]. [Cain et al. 2000]

Fluktuation [engl. *fluctuation*]

Innerhalb verschiedener Waldentwicklungsphasen gibt es aber auch ständige kleinere Wechsel, die eine bestimmte Entwicklungsrichtung nicht erkennen lassen, sondern vor allem in sog. „reifen Waldphasen“ um mittlere Gleichgewichtszustände pendeln. Ungerichtete Entwicklungen in walddynamischen Prozessen bezeichnet man als Fluktuation. Sie können in schwer bestimmbarem Maße Einfluß auf Sukzessionen haben, so daß bei bestimmten Beobachtungen beide Begriffe nicht immer zweifelsfrei Anwendung finden können [...]. [OTTO 1994]

Fragmentierung [engl. *fragmentation*]

Many long-standing theories concerning the ecological effects of forest fragmentation stem from conceptualizations of landscapes in which forested ecosystems are viewed as islands of habitat embedded in an uninhabitable matrix of non-forested uses (Haila, 2002). [...] The process of forest fragmentation results in three distinct changes in forest ecosystem pattern: reduced forest area, increased isolation of resulting remnants, and the creation of edges where remnant forest abuts modified ecosystems. [KUPFER et al. 2006]

The separation of a formerly continuous natural area into smaller natural units that are isolated from each other by lands or wetland that were converted for economic production or the development of infrastructure such as road building. [VAN ANDEL & ARONSON 2012]

The process through which formerly continuous forest expanses turn into forest patches of varying size, isolated from each other by tracts of non-forested land, is called fragmentation. [Hunter 1999]

Funktionelle Diversität [engl. *functional diversity*]

The range and value of those species and organismal traits that influence ecosystem functioning. [TILMAN 2001]

Funktionelle Gruppen [engl. *functional groups*]

A set of species that have similar traits and that thus are likely to be similar in their effects on ecosystem functioning. [TILMAN 2001]

Groups of organisms that respond to the environment or affect ecosystem processes in a similar way. Examples of plant functional types include nitrogen-fixer versus non-fixer, stress-tolerant versus ruderal versus competitor, resprouter versus seeder, deciduous versus evergreen. Examples of animal functional types include granivorous versus fleshy-fruit eater, nocturnal versus diurnal predator, browser versus grazer. [MEA 2005]

G

Großflächige Management Experimente [engl. *Large-Scale Management Experiments*]

Large-scale silviculture experiments are silviculture experiments conducted at operational scales. As true manipulative experiments (sensu Hurlbert 1984), LSSEs are characterized by such fundamental elements of experimental design as randomization, replication, and unmanipulated, “control” treatments (Monserud 2002). [POAGE & ANDERSON 2007]

H

Habitat Fragmentatierung [engl. *habitat fragmentation*]

The task of reviewing this literature is daunting not only because of its size but also because different authors use different definitions of habitat fragmentation, and they measure fragmentation in different ways and at different spatial scales. [...] Habitat fragmentation is often defined as a process during which “a large expanse of habitat is transformed into a number of smaller patches of smaller total area, isolated from each other by a matrix of habitats unlike the original. [WILCOVE et al. 1986 zit. In: FAHRIG 2003]

Habitat fragmentation is among the most important of all threats to global biodiversity [...], and edge effects—diverse physical and biotic alterations associated with the artificial boundaries of fragments—are dominant drivers of change in many fragmented landscapes [...]. Edge effects can have serious impacts on species diversity and composition, community dynamics, and ecosystem functioning [...]. Many edge effects are variable in space and time [...]. [LAURANCE et al. 2007]

Hemerobie [engl. *hemeroby*]

Beeinflussung von Ökosystemen durch Menschen. Je nach Stärke werden verschiedene Hemerobiegrade unterschieden, z.B. meta- , poly- , eu- , oligo- und ahemerob. [SUKOPP 1969, THOMASIVS & SCHMIDT 1996, S. 386]

The terms such as hemeroby, synthropization (also called anthropization or anthropogenization) were born in Europe—in landscapes heavily impacted (over millennia and over large scales) by human civilization. Some say that every stone in Europe has been either turned over by plough or bloodied by wars uncountable many times. Much of the vegetation cover in southern, central and western Europe is either man-made or man-impacted. [...] Much of the rest of European (non-synanthropic) vegetation in densely populated parts of Europe has been seriously impacted by man. The degree of this impact has been addressed by several formal concepts of which hemeroby [...] became well established and is found still in use in many European countries. [...] The term hemeroby (from Greek *hemeros* = cultivated) was coined by Finnish botanist Jalas (1953, 1955) and was used to assess level of “naturalness” (native versus alien status) of species [MUCINA 2009]

The term “hemeroby” is often used for the purpose of defining the degree of human influence on forests. Hemeroby includes all anthropogenic influences such as the effects of management, the impact of cattle grazing, game browsing, tourism and other kinds of human impact. The degree of naturalness can vary from “virgin forest” (extremely high degree of naturalness) to man-made plantations of exotic tree species (very low degree of naturalness). [PARVIAINEN 2005]

Historisch alte Wälder [engl. ancient forests]

“Ancient forest” and “semi-natural forests” are the terms most commonly used in Great Britain, and are sometimes found in the scientific literature in other European countries. “Ancient forest” refers to sites which have been continuously covered by forests for several hundred years or at least since the time when reliable maps were first made. Some may be remnants of prehistorical woodlands whilst others arise as secondary woodland on ground cleared at some time in the past (PETERKEN 1993; Forestry Commission 1994). [PARVIANEN 2005]

I

Indikatoren [engl. (ecological) indicators]

Variables that can be readily identified, and are relatively easy to measure or monitor and that serve as synthetic representatives or signals of changes in ecological or environmental conditions. [DALE & BEYELER 2001]

K

Klimawandel [engl. Climate Change]

Klimawandel kann durch natürliche interne Prozesse oder äußere Klimafaktoren bedingt sein, oder durch langanhaltende anthropogene Änderungen in der Zusammensetzung der Atmosphäre oder in der Landnutzung.

Diese Definition unterscheidet sich von der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), in der ‘Klimawandel’ wie folgt definiert wurde: “Eine Änderung des Klimas die direkt oder indirekt Folge menschlicher Aktivität ist, welche die Zusammensetzung der Erdatmosphäre verändert und die zusätzlich zur natürlichen Klimavariabilität abläuft.” [IPCC Stand: 30.01.2014_ <http://www.thegwppf.org/ipcc-introduces-new-climate-change-definition/>]

Klimax [engl. climax stage]

Angenommener Endzustand einer Sukzession; eine Lebensgemeinschaft, die einen stabilen Zustand erreicht hat. [BEGON et al. 1996]

Der unterschiedliche Gebrauch des Begriffs „Klimax“, seine Begriffsveränderungen und Begriffsausfüllungen zwingen dazu, die Ursachen der Entfesselung dynamischer Prozesse im Wald genauer ins Auge zu fassen. Die Prozesse, die in jedem Wald – Naturwald wie Wirtschaftswald – vor sich gehen, vollziehen sich im Rahmen der Umwelteinflüsse, in welchem die Entwicklung abläuft und im Rahmen ökosysteminterner Konditionen und Einflüsse. [...]

Kritisch setzen sich auch SPURR und BARNES (1980, zitiert in OTTO 1994) mit dem Stabilitätsbegriff von Schlußwaldgesellschaft auseinander. Sie heben zunächst die Vielzahl

von Voraussetzungen hervor, die zum Erreichen der Klimax verwirklicht sein müssen. Da diese Autoren sich vor allem mit Waldgesellschaften befassen, unterstreichen sie nachdrücklich die Normalität externer Ereignisse wie Wind, Feuer u. a. Sie betonen, daß Wald in sich nie stabil ist. Je mehr man aber die Beobachtung permanenten Wandels auch in reifen Wäldern akzeptiert, um so mehr verliert das Klimaxkonzept seine Gültigkeit. SPURR und BARNES (a. a. O., zitiert in OTTO 1994) wollen den Ausdruck „Klimax“ folglich nicht mehr verstanden wissen als stabile, dauerhafte, sich selbst regenerierende und erhaltende Schlußgesellschaft mit allenfalls geringfügigen Fluktuationen um einen ausgewogenen mittleren Zustand, sondern akzeptieren ihn nur noch als mehr oder weniger vagen Begriff, der sich lose mit der Vorstellung später Sukzessionsphasen, die relativ stabil sind, verbindet. [OTTO 1994]

Alle typischen Klimaxbaumarten sind schattentolerante Makrophanerophyten mit einer langsam ablaufenden Ontogenese. Die wird charakterisiert durch ein langsames Jugendwachstum, eine späte Zuwachskulmination, späten Eintritt der Fertilität, große Lebensdauer und hohe Akkumulationsfähigkeit. [THOMASIVS & SCHMIDT 1996]

Konkurrenz [engl. *competition*]

Wechselbeziehungen zwischen zwei (oder mehreren) Organismen (oder Arten), bei der gegenseitig die Geburts- und/oder Wachstumsrate verringert und/oder die Sterberate erhöht werden. [BEGON et al. 1996]

The competition of mixtures is dynamic because populations are dynamic. Competition changes the composition of mixtures, or sometimes stabilized it. [SILVERTOWN & CHARLESWORTH 2007]

K-Strategie [engl. *k-strategy*]

Pflanzen oder Tiere, die später als r-Strategen geschlechtsreif werden und eine geringere Nachkommenzahl als diese haben. Sie sind darum nicht in der Lage, kurzfristig auftretende Optimalbedingungen für Massenvermehrungen zu nutzen. [THOMASIVS & SCHMIDT 1996]

L

Landschaft [engl. *landscape*]

In ecology, landscape is defined as a heterogenous area composed of a cluster of interacting ecosystems that are repeated in a similar manner throughout [FORMAN & GODRON 1986; In ODUM & BARRETT 2004].

Langzeitexperimente/ -studien [long-term experiments/ studies]

The complexity of ecological systems and the various temporal and spatial dimensions have led to the recognition that ecological research must be conducted on long time scales (here long-term ecological research is defined as decades to longer). The argument is that long-term study is required not only to understand ecological complexity, but also to ask important or meaningful questions [LIKENS 1989].

Direct, repeated observations (e.g. through historical photography or long-term plot studies; del Moral 2007) began formally with studies of dunes in Denmark (Warming 1895) and Michigan (USA; Cowles 1899), and such observations provide the best source of evidence about temporal changes in plant and soil biological communities over years to decades. However, few studies extend beyond several decades in duration [...]. [WALKER et al. 2010]

Lücken [engl. gaps]

Two main definitions of treefall gaps exist: canopy gap: a 'hole' in the forest through all levels down to an average height of 2m above ground and extended gap: canopy gap plus the area that extends to the bases of surrounding canopy trees. [SCHLIEMANN & BOCKHEIM 2011]

LTER Netzwerk

The Long Term Ecological Research (LTER) Network was created by the National Science Foundation (NSF) in 1980 to conduct research on ecological issues that can last decades and span huge geographical areas. [LTER Report 2012]

M

Management Experiment [engl. management experiment]

In contrast, MEs are well-designed, agency-led administrative studies undertaken as an integral part of management itself and not solely as research projects, as part of an active adaptive management process [...]. [POAGE & ANDERSON 2007]

Messwiederholungen [engl. repeated measures]

Repeated-measures analyses require that all experimental units for all treatments are assessed at the same point in time and that sufficient numbers of experimental units relative to the number of time points when measurements are made. This is necessary to estimate correlations among repeated measurements on the same experimental units. A minimal requirement is to install more replications than the number of time periods of interest. [GANIO & PUETTMANN 2008]

Migration [engl. migration]

Die Wanderung von Individuen und häufig ganze Populationen von einem Gebiet in ein anderes. [BEGON et al. 1996]

Mikrostandort [engl. micro-site]

A site that is capable of holding a single individual. Microsites are nested within localities. [LEIBOLD et al. 2004]

N

Nachhaltigkeit [engl. *sustainability*]

A characteristic or state whereby the needs of the present and local population can be met without compromising the ability of future generations or populations in other locations to meet their needs. [MEA 2005]

Nahausbreitung [engl. *short distance dispersal*]

Ein Vergleich zwischen Fern- und Nahausbreitung zeigt, dass frühsukzessionale, leichtsamige Baumarten (Erstbesiedler) zur ersten Kategorie gehören, während Baumarten nachgeordneter Sukzessionsstadien durchschnittlich schwerere Samen produzieren. Hinsichtlich einer unmittelbaren Samenablagerung lassen sich schwersamige Baumarten zunächst der Nahausbreitung zuordnen [SALISBURY 1942, BAKER 1972, TANAKA et al. 2009].

Natürlichkeit [engl. *naturalness*]

“Naturalness” has been one of the core (non-concepts) of nature conservation and management research (and application). Protecting natural environment, natural ecosystem sounds very logical especially in days when nature (wilderness, natural ecosystems) give way to expanding “noosphere” (Michalko 1974), anthropogenic biomes (Alessa & Chapin 2008). [MUCINA 2009]

The concept of “naturalness” refers to how natural a forest is. The naturalness of a forest ecosystem or of the vegetation can be defined as the extent to which the species composition of the existing vegetation corresponds to that of the potential natural vegetation on the same site (Naturnähe Österreichischer Wälder 1997). [PARVIAINEN 2005]

Naturwälder [engl. *natural forests*]

“Natural forests” develop and regenerate with natural succession, but can show anthropogenic influences from the past (see SCHUCK et al. 1994). Natural forests always originate from the original forest cover, e.g. the forests are reproduced naturally or regenerate naturally (they are not modified by sowing or planting). The difference between “virgin” and “natural” forests has to do with past human influence. The term natural forest is more relevant in practice, as some kinds of human influence can nearly always be found in European forests. [PARVIAINEN 2005]

Nutzung

Der Begriff „Nutzung“ [gemeint ist die Renaturierung] ist dabei sehr weit gefasst und beinhaltet menschliche Einwirkungen aller Art (einschließlich Naturschutzmanagement), nicht nur Landnutzung in konventionellem Sinne. Die erlaubt eine schrittweise Annäherung an ein bestimmtes Umweltziel (z.B. Fließgewässerrenaturierung mit entsprechenden Entwicklungszielen, naturnaher Waldumbau). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

O

Ökologie

Ökologie ist die Wissenschaft von den Beziehungen des Organismus zur umgebenden Außenwelt. [HÄCKEL 1866]

Ökologie ist die Wissenschaft vom Stoff- und Energiehaushalt der Biosphäre und ihrer Untereinheiten (z.B. Ökosysteme) sowie von den Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Organismen, zwischen Organismen und den auf sie wirkenden Umweltfaktoren sowie zwischen den einzelnen unbelebten Umweltfaktoren. [BICK 1998]

Ökosystemrenaturierung

Die Ökosystemrenaturierung unterstützt die Entwicklung bzw. Wiederherstellung eines durch den Menschen mehr oder weniger stark degradierten bis völlig zerstörten Ökosystems in Richtung auf einen naturnäheren Zustand. Damit werden bestimmte Ökosystemleistungen und -strukturen vor dem Hintergrund aktueller ökologischer, sozioökonomischer und naturschutzfachlicher Rahmenbedingungen wiederhergestellt. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 5]

Ökosystem(dienst)leistungen [engl. *ecosystem services*]

The benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as flood and disease control; cultural services such as spiritual, recreational, and cultural benefits; and supporting services such as nutrient cycling that maintain the conditions for life on Earth. The concept “ecosystem goods and services” is synonymous with ecosystem services. [MEA 2005]

Ökosystem-Management [engl. *ecosystem management*]

Ecosystem management integrates scientific knowledge of ecological relationships within a complex sociopolitical and values framework toward the general goal of protecting native ecosystem integrity over the long term. [GRUMBINE 1994]

An approach to maintaining or restoring the composition, structure, function, and delivery of services of natural and modified ecosystems for the goal of achieving sustainability. It is based on an adaptive, collaboratively developed vision of desired future conditions that integrates ecological, socioeconomic, and institutional perspectives, applied within a geographic framework, and defined primarily by natural ecological boundaries. [MEA 2005]

Ökologische Nische [engl. *ecological niche*]

Ecological niches are defined by the relationships between organisms and the physical and biological environment, taking into account both time and space. A particular combination of physical factors (e.g. temperature and moisture) and biological factors (e.g. food resources and natural enemies) at a particular point in time and space defines a point in niche space. A modern definition of a species' ecological niche is the response that the species has to each point in niche space and the effect that the species has at each point [a]. Responses are defined in terms of demographic variables, such as survival and individual growth; but of

most importance is the overall outcome of these responses, the per-capita rate of increase. Effects include consumption of resources, interference with access to resources by other organisms, support of natural enemies and occupancy of space. [TILMAN 1982, SHEA & CHESSON 2002, S. 171]

Fundamentale Nische

Eine fundamentale Nische ist die maximale Nische, welche eine Art bei Nichtvorhandensein der Konkurrenz anderer Arten einnehmen könnte, also die aufgrund der Artpotenz überhaupt mögliche. [OTTO 1994]

Realisierte Nische

Eine realisierte Nische ist jener Anteil der maximalen Nische, der von einer Art bei Anwesenheit von Mitkonkurrenten in einem Ökosystem noch eingenommen wird (das Puzzelspiel zerlegt sich in Puzzle-Teilchen, und jedes Teilchen bekommt spezifische Formen, Rundungen und Buchten, so daß es „hineinpaßt“. [OTTO 1994]

P

Passive Renaturierung [engl. *passive restoration*]

A term used by many authors to indicate the autonomous or autogenic recovery of a degraded ecosystem by means of the unassisted processes of resilience, succession or natural regeneration. A more precise and evocative term is assisted natural regeneration (cf. CLEWELL & MCDONALD 2009, zitiert aus VAN ANDEL & ARONSON 2012). [van Andel & Aronson 2012]

Patch

Patch a discrete area of habitat. Patches have variously been defined as microsites or localities [LEVINS 1969, TILMAN 1994, AMARASEKARE & NISBET 2001, MOUQUET & LOREAU 2002].

Pionierwaldstadium [engl. *pioneer stage*]

Die Sukzession beginnt mit einem gut ausgebildeten Kräuterstadium, von dem sie direkt zum Pionier- oder Anfangswaldstadium führt. Das trifft dort zu, wo bei einem gut geschlossenen Vorbestand nach plötzlicher Freilag (Sturmschaden, Waldbrand, Kahlschlag) genügend Freiraum für die Ansiedlung von Annuellen, Biennen oder ausdauernden Kräutern vorhanden ist. Gleichzeitig stellen sich meist auch Keimlinge von Pionierbaumarten ein, [...]. [THOMASIUŠ & SCHMIDT 1996]

Potenzielle Natürliche Vegetation (PNV) [engl. *potential natural vegetation*]

Dieser hypothetische, natürliche Zustand der Vegetation im betrachteten Areal beschreibt jene Situation, die sich unter den heutigen Umweltbedingungen und ohne menschliche Eingriffe „schlagartig“ einstellen würde. [HUTH et al. 2012, nach TÜXEN 1956]

An image or notion of the vegetation type that would theoretically arise in an area if all direct human influences were removed. This is not necessarily the 'original' or 'pre-disturbance' vegetation, since the biophysical environment and climate may have been altered. PNV is useful as an expression of the environmental site conditions per se at a certain point in time [cf. TÜXEN 1956, zitiert aus VAN ANDEL & ARONSON 2012].

Primärsukzession [engl. *primary succession*]

Primary succession is species change on substrates where the disturbance has left a scant biological legacy (Clements 1916). [WALKER & DEL MORAL 2008]

Prognose [engl. *forecast*]

"The best projection or prediction about the future given by one particular model or one particular expert (e.g. weather forecast)." [aus: COREAU et al. 2009, mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001, RIBEIRO & MARTIN 2009]

Projektion [engl. *projection*]

A statement about what would happen, based on the extrapolation of past and current trends (e.g. population projections). [aus: COREAU et al. 2009; mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001; RIBEIRO & MARTIN 2009]

Pseudoreplikation [engl. *pseudoreplication*]

However, and the point is the central one of this essay, if a significant difference is detected, this constitutes evidence only for a difference between two (point) locations one "happens to be" a spot on the 1-m isobath, and the second "happens to be" a spot on the 10-m isobath. Such a significant difference cannot legitimately be interpreted as demonstrating a difference between the two isobaths, i.e., as evidence of a "treatment effect." For all we know, such an observed significant difference is no greater than we would have found if the two sets of eight bags had been placed at two locations on the same isobath. If we insist on interpreting a significant difference in Example 3 as a "treatment effect" or real difference between isobaths, then we are committing what I term pseudoreplication. Pseudoreplication may be defined, in analysis of variance terminology, as the testing for treatment effects with an error term inappropriate to the hypothesis being considered. In Example 3 an error term based on eight bags at one location was inappropriate. In mensurative experiments generally, pseudoreplication is often a consequence of the actual physical space over which samples are taken or measurements made being smaller or more restricted than the inference space implicit in the hypothesis being tested. In manipulative experiments, pseudoreplication most commonly results from use of inferential statistics to test for treatment effects with data from experiments where either treatments are not replicated (though samples may be) or replicates are not statistically independent. Pseudoreplication thus refers not to a problem in experimental design (or sampling) per se but rather to a particular combination of experimental design (or sampling) and statistical analysis which is inappropriate for testing the hypothesis of interest. [HURLBERT 1984]

R

Randeffekte [engl. *edge effects*]

We define a forest edge as an abrupt transition between two relatively homogeneous ecosystems, at least one of which is a forest. Natural forests often include recognizable edges, usually corresponding to physical gradients in topography, hydrology, or substrates (Whittaker 1956, Roman et al. 1985) or marking the borders of large disturbances such as fires or hurricanes (Bormann & Likens 1979). [HUNTER 1999]

Die Konzentration von Requisiten im Bereich von Übergangszonen zwischen verschiedenen Biotopen = Ökotonen erhöht also die Diversität und den Individuenreichtum pro Flächeneinheit. Dieses Phänomen nennt man Randlinieneffekt (edge effect). Je mehr verschiedenartige Biotope in einer Landschaft vorkommen, je stärker sie in kleinere Flächen zerlegt sind und je stärker ihr Nachbarschaftsgrad ansteigt, um so mehr erhöht sich auch der Randlinieneffekt; [...]. [OTTO 1994, S. 246]

Räumliche Ebene [engl. *spatial scale*]

[...] there is no single "correct" scale on which to describe populations or ecosystems. [LEVIN 1992]

Die Wahl der räumlichen Betrachtungseinheit kann das Ergebnis der Untersuchung nachhaltig beeinflussen. [...] Das grundlegende Dilemma bei der Auswahl geeigneter räumlicher Betrachtungseinheiten: (1) übergeordnete räumliche Einheiten lassen sich schwer auf einzelne Waldbestände übertragen (Verlust relevanter Detailinformationen), während sich (2) Untersuchungen auf kleinster räumlicher Ebene nicht verallgemeinern lassen. [WIENS 1989]

Regeneration [engl. *regeneration*]

Erreichen eines naturnäheren Zustandes im Sinne eines historisch begründeten Zustandes; weitestgehender Ansatz bezüglich des Zeithorizonts und des Zielerreichungsgrades (z.B. Hochmoorregeneration). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 3]

Rehabilitation [engl. *ursprünglich = river rehabilitation; später verallgemeinert*]

Wiederherstellung von bestimmten Ökosystemfunktionen (einschließlich bestimmter ökologischer Prozesse) bzw. Ökosystemleistungen gemäß eines historischen Referenzzustandes (z.B. Wiedervernässung eines degradierten Hochmoores, Wiederherstellung der Fließgewässerdynamik). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 3]

regionalisierte IPCC-Klimaszenarien

[...] liefern die Grundlage zur Abschätzung möglicher klimatischer Änderungen/Einschnitte in der Natur der jeweiligen Region [LFE 2009]

Rekonstruktion [engl. *reconstruction*]

Aktive Wiederherstellung eines bestimmten Zustandes, meist mit technischen Mitteln bzw. Maßnahmen. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 3]

Rekultivierung [engl. *reclamation, remediation, i. w. S. auch re-vegetation, creation und fabrication*]

Aktive Wiedernutzbarmachung bzw. Rückführung in einen nutzbaren Zustand (z.B. land- und forstwirtschaftlich; im weitesten Sinne auch Naturschutz als Folgenutzung) nach äußerst intensiver Nutzung oder Zerstörung (vor allem nach Gesteins- bzw. Bodenabbau). Die neuerdings diskutierten englischsprachigen Begriffe *creation* bzw. *fabrication* (SER 2004; vgl. auch *re-vegetation*) stellen ebenfalls eine Art Rekultivierung dar, bei der es nach vollständiger Zerstörung von Ökosystemen um eine Schaffung neuartiger Lebensräume geht, für die es keine unmittelbare Referenz in der Natur- und Kulturlandschaft gibt. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 3]

Renaturierung (i.e. Sinne) [engl. *restoration, rehabilitation*]

Erreichen eines naturnäheren Zustandes, d.h. eines Zustandes geringerer Nutzungs- bzw. Eingriffsintensität. Bei Aufhören der Nutzung ist dies verbunden mit dem Zulassen der natürlichen Sukzession [...]. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

Renaturierungsökologie

Stellt die wissenschaftlichen Grundlagen für die Umsetzung der Ökosystemrenaturierung zur Verfügung. [modif. ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 5]

The study of ecological restoration, for which practice it attempts to provide concepts, theories, models, methodologies and technical, biological and ecological information for use by practitioners. Concurrently, the science that advances the frontiers of theoretical ecology through studies of restored ecosystems and those that are undergoing restoration. [VAN ANDEL & ARONSON 2012]

Resistenz [engl. *resistance*]

Measurement of the consequences on other variables of permanently changing a given variable; if the consequent changes are small, the system is relatively resistant [PIMM 1984, 1991; In: NOSS 2001]

System undergoes less change in a state of flux variable as a result of disturbance [DEANGELIS et al. 1989, GRIMM et al. 1992, HERBERT et al. 1999; In: NOSS 2001]

System stays essentially unchanged (constancy) [GRIMM & WISSEL 1997; In: NOSS 2001]

Ability of a community to maintain its composition and biomass in response to environmental stress [GRIME et al. 2000; In: NOSS 2001]

Resilienz [engl. *resilience*]

[...] magnitude of disturbance that can be absorbed or accommodated by an ecosystem before its structure is fundamentally changed to a different state [HOLLING 1973, 1986; In: NOSS 2001]

[...] variable that has been displaced from equilibrium returns quickly to it [PIMM 1984, 1991; In: NOSS 2001]

[...] rate of return to the reference state following disturbance [DEANGELIS et al. 1989, GRIMM et al. 1992, HERBERT et al. 1999; In: NOSS 2001]

[...] capacity to recover from a distance in species composition [WALKER 1995; In: NOSS 2001]

[...] system returns to the reference state (or dynamic) after a temporary disturbance [GRIMM & WISSEL 1997; In: NOSS 2001]

Restauration, Restaurierung

Rückführung in den ursprünglichen, eindeutig historischen Zustand mit verschiedenen, meist technischen Maßnahmen (z.B. bei Fließ- bzw. Stillgewässern und Mooren). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

Restitution [engl. restoration]

Aktive Wiederherstellung eines ursprünglichen Zustandes, in jedem Fall mit technischen Mitteln bzw. Maßnahmen. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

R-Strategie [engl. r-strategy]

Species with small-seeds, high rates of juvenile mortality, short life spans, and small adult size are clearly r-selected [...]. [LECK et al. 2008]

Revitalisierung [engl. rehabilitation, revitalization]

Wiederherstellung von erwünschten abiotischen Umweltbedingungen als Voraussetzung für die Ansiedlung von standorttypischen Lebensgemeinschaften (z.B. Fließgewässer- bzw. Auen und Moorrevitalisierung). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

S

Samenausbreitung [engl. seed dispersal]

Dispersal is the departure of a diaspore (e.g. seed or fruit) from the parent plant. [SMALL & HOWE 1982, S. 202]

Anemochorie [engl. anemochorie]

Anemochorie ist die Ausbreitung von Diasporen über Wind oder Luftströmungen. [BONN & POSCHLOD 1998]

Barochorie [engl. barochory]

Bei der barochorie fallen die vergleichsweise schweren Ausbreitungseinheiten unmittelbar nach der Reife ohne Einwirkung äußerer Kräfte zu Boden (schwerkraftbedingter Fall der Diasporen). [BONN & POSCHLOD 1998]

Zoochorie [engl. zoochory]

Zoochorie beschreibt die Ausbreitung von Diasporen durch Tiere. [BONN & POSCHLOD 1989]

Sanierung [engl. remediation]

Aktive Wiederherstellung eines erwünschten Zustandes unter gezieltem Einsatz von Maßnahmen (Seesanierung mit „Therapiemaßnahmen“ im Einzugsgebiet; [...]). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4]

Schirmarten [engl. umbrella species]

Species that have either large habitat needs or other requirements whose conservation results in many other species being conserved at the ecosystem or landscape level. [MEA 2005]

Schlüsselarten [engl. keystone species]

A species whose impact on the community is disproportionately large relative to its abundance. Effects can be produced by consumption (trophic interactions), competition, mutualism, dispersal, pollination, disease, or habitat modification (nontrophic interactions). [MEA 2005]

Seneszenz [engl. senescence]

Stadium des Alterns im Entwicklungszyklus von Organismen [THOMASIU & SCHMIDT 1996, S. 389]

Shifting mosaic steady state

In Terminalstadien der Waldsukzession vollzieht sich auf kleineren Flächen (Mosaikflecken oder Gaps) ein steter Phasenwechsel von Verjüngung, Wachstum, Reife, Alterung, Zerfall und erneuter Verjüngung. Diese Entwicklung vermittelt den Eindruck, daß die die verschiedenen Phasen repräsentierenden Mosaikflecken auf der betrachteten Fläche laufend verschoben werden (shift). Zusammengenommen ergeben die verschiedenen Mosaikflecken einen dynamischen Gleichgewichtszustand (steady state). [THOMASIU & SCHMIDT 1996, S. 389]

Störung [engl. disturbance]

A significant and often irreversible change in environmental conditions, population size, community composition and/or the magnitude and direction of some ecosystem-level process – typically by reducing numbers of individuals, species or habitat. Can be caused by natural or human-induced disturbance factors. [VAN ANDEL & ARONSON 2012]

Sukzession [engl. succession]

Succession, the study of species change over time, is a fundamental concept of ecology (McIntosh 1999). It addresses ecosystem dynamics both during and beyond the life span of organisms. Formal studies of plant succession have been conducted since 1895 (Warming 1895) and much has been learned about how ecosystems respond to a dynamic physical environment (Pickett & White 1985), how species colonize and interact (Glenn-Lewin et al. 1992), and how communities assemble and change (Temperton et al. 2004). [WALKER & DEL MORAL 2008]

Storyline

A coherent story (narrative) about what may happen in the future. [aus: COREAU et al. 2009; mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001; RIBEIRO & MARTIN 2009]

Szenario [engl. *scenario*]

A plausible description about alternative futures, based on a coherent and internally consistent set of assumptions about key relationships and driving forces. Scenarios include one or several storylines, and may also include modeling results (e.g. climate scenarios). [aus: COREAU et al. 2009, mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001, RIBEIRO & MARTIN 2009]

Entwurf der Abfolge von möglichen Ereignissen in der Zukunft (mögliche Zukünfte oder Zukunftspfade). Die Entwicklung alternativer Szenarien, u. a. der → Worst case- und → Best case- Szenarien, ist ein fundamentales Hilfsmittel, um die Spannbreite denkbarer Risiken zu erfassen. [LFE 2009]

A plausible and often simplified description of how the future may develop, based on a coherent and internally consistent set of assumptions about key driving forces (e.g., rate of technology change, prices) and relationships. Scenarios are neither predictions nor projections and sometimes may be based on a “narrative storyline.” Scenarios may include projections but are often based on additional information from other sources. [MEA 2005]

T

Totholz [engl. *dead wood*]

Totholz besteht aus abgestorbenen Bäumen oder Teilen davon, die sich mehr oder weniger schnell zersetzen. Je nachdem, ob die abgestorbenen Bäume noch stehen oder bereits umgestürzt sind, spricht man von stehendem oder liegendem Totholz. Zum stehenden Totholz gehören auch Baumstrünke und abgestorbene Teile an noch lebenden, «anbrüchigen» Bäumen, zum Beispiel dürre Wipfel und Seitenäste oder tote Stellen bei Verletzungen an Borke und Bast. Nachdem tote Äste abgebrochen und zu Boden gestürzt sind, zählen sie zum liegenden Totholz [...]. Totholz ist ein charakteristisches Merkmal natürlicher Wälder. Bäume keimen wachsen, altern und sterben und werden dann von einem Heer von Organismen zersetzt. Die Abbauprodukte gelangen grösstenteils wieder in die lebenden Pflanzen zurück. Die Mengen an Totholz, die innerhalb dieses Kreislaufes durchschnittlich vorhanden sind, hängen von der Wüchsigkeit des Standortes und von der Zersetzungsgeschwindigkeit der verschiedenen Hölzer ab. [PASINELLI & SUTER 2000]

U

Urwald [engl. *virgin forests*]

“Virgin forest” can be defined as follows: it is original in its structure and has developed untouched by humans under natural conditions. Virgin forest is not limited only to the climax stage, although the majority of virgin forests are old-growth forests. The terms “primeval forest”, “primary forest” or “pristine forest” are often used interchangeably with the term “virgin forest” [SCHUCK et al. 1994, PARVIANEN 2005].

V

Vorausschau [engl. foresight]

A construction about the future, with the aim to prepare for it. There is a strong link with management and decision making (e.g. technology foresight). [aus: COREAU et al. 2009; mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001; RIBEIRO & MARTIN 2009]

Vorhersage [engl. prediction]

A statement about what is thought will happen in the future, often associated with probability distributions. The main characteristics of future predictions are their degree of certainty, which lead to only one prediction (compared to the multiplicity of scenarios). Many authors use this term to describe the result of a modelling exercise based on a set of assumptions (e.g. predictions of potential distribution areas). [aus: COREAU et al. 2009, mit Verweis auf: MACCRACKEN 2001, RIBEIRO & MARTIN 2009]

W

Wald-Matrix [engl. forest matrix]

Although this usage of matrix does not necessarily agree with other formal definitions of this term (e.g. the matrix defined as the most extensive or dominant area; Forman, 1995), it is intuitive and matches the usage of Lindenmayer & Franklin (2002), who have theorized it most effectively. This definition also recognizes that the matrix can take on a variety of forms in a given landscape and can contain a range of varying habitat quality. [KUPFER et al. 2006, p.8]

Wiederherstellung der ökologischen Integrität [recovery of ecosystem integrity; vgl. SER 2004]

Wiederherstellung der charakteristischen Artenzusammensetzung und Ökosystemstruktur (einschließlich z.B. der Wiedereinbürgerung von Großsäugern) als Voraussetzung für die Funktionstüchtigkeit eines Ökosystems (die aber nicht zwangsläufig durch die Ökosystemrenaturierung gegeben sein muss). [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 4f.]

Wiederherstellung der „Ökosystemgesundheit“ [recovery of ecosystem health; vgl. SER 2004]

Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit eines Ökosystems. [ZERBE & WIEGLEB 2009, S. 5.]

Wildnis [engl. Wilderness]

A wilderness is an area governed by natural processes. It is composed of native habitats and species, and large enough for the effective ecological functioning of natural processes. It is unmodified or only slightly modified and without intrusive or extractive human activity, settlements, infrastructure or visual disturbance. [WILD EUROPE INITIATIVE 2012]

A large area of unmodified or slightly modified land, and/or sea, retaining its natural character and influence, without permanent or significant habitation, which is protected and managed so as to preserve its natural conditions. [IUCN 2008]

Wild Areas

Wild areas have a high level of predominance of natural process and natural habitat. They tend to be individually smaller and more fragmented than wilderness areas, although they often cover extensive tracts. The condition of their natural habitat, processes and relevant species is however often partially or substantially modified by human activities such as livestock herding, hunting, fishing, forestry, sport activities or general imprint of human artifacts. [WILD EUROPE INITIATIVE 2012]

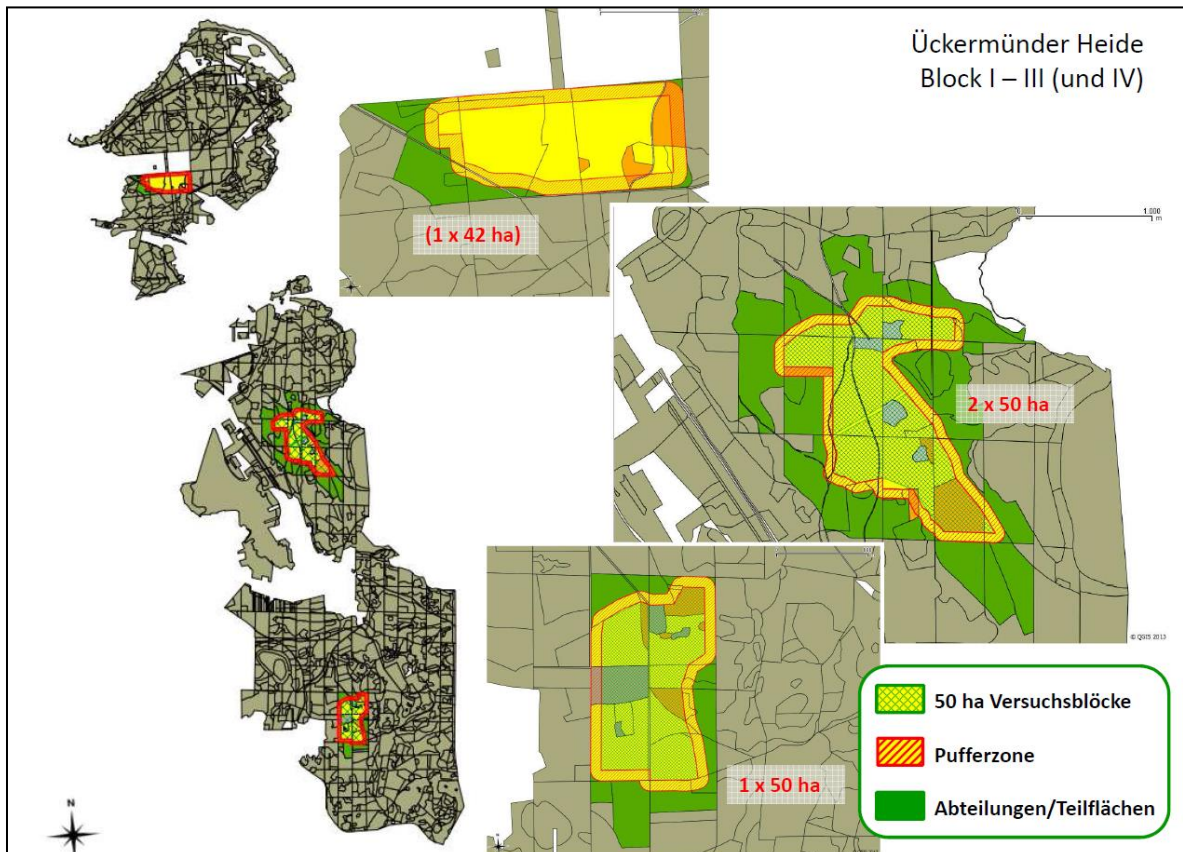
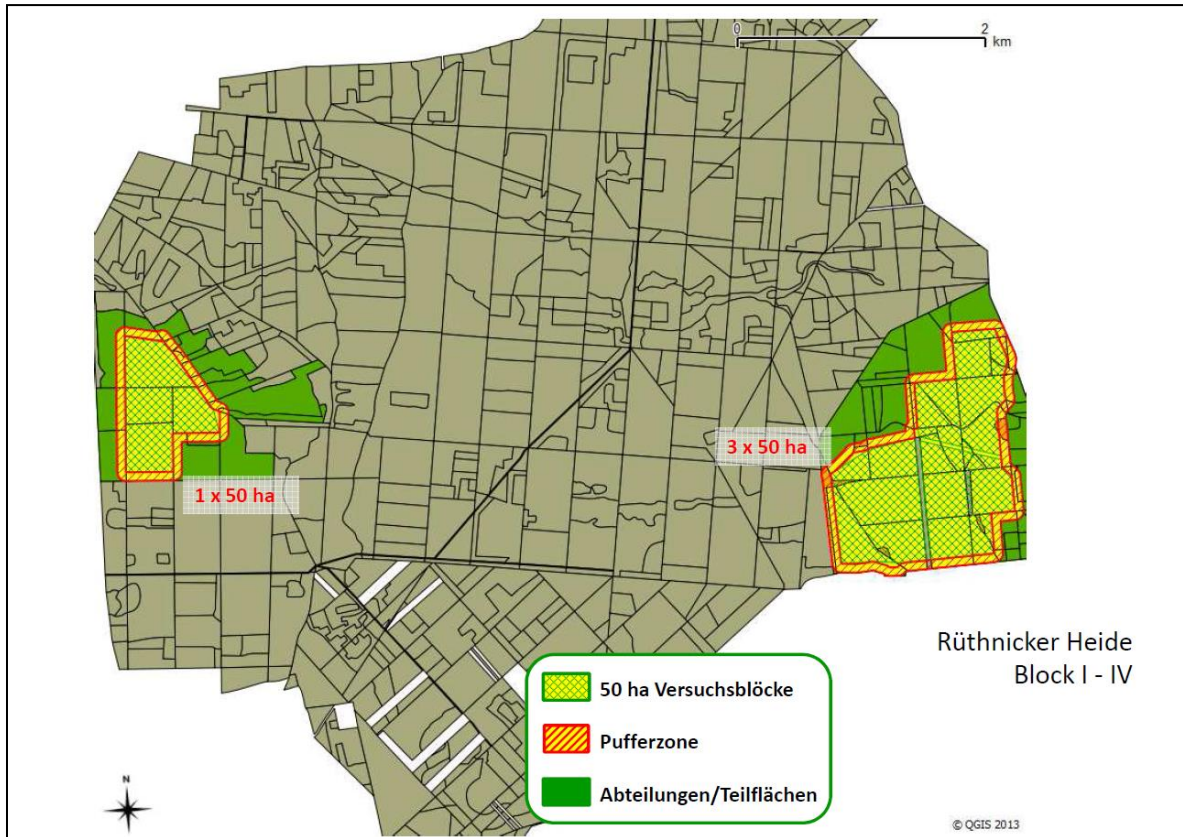
Z

Zeitliche Trends [engl. *temporal trends*]

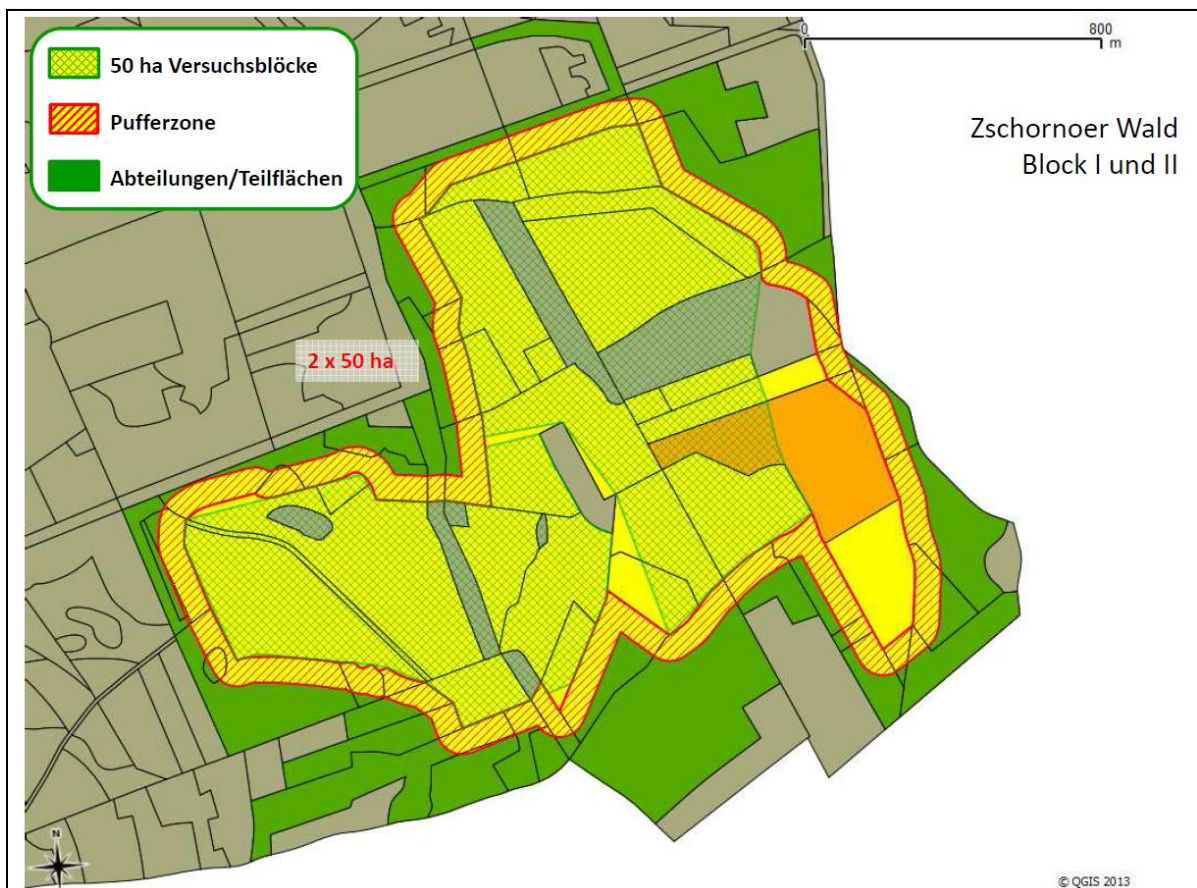
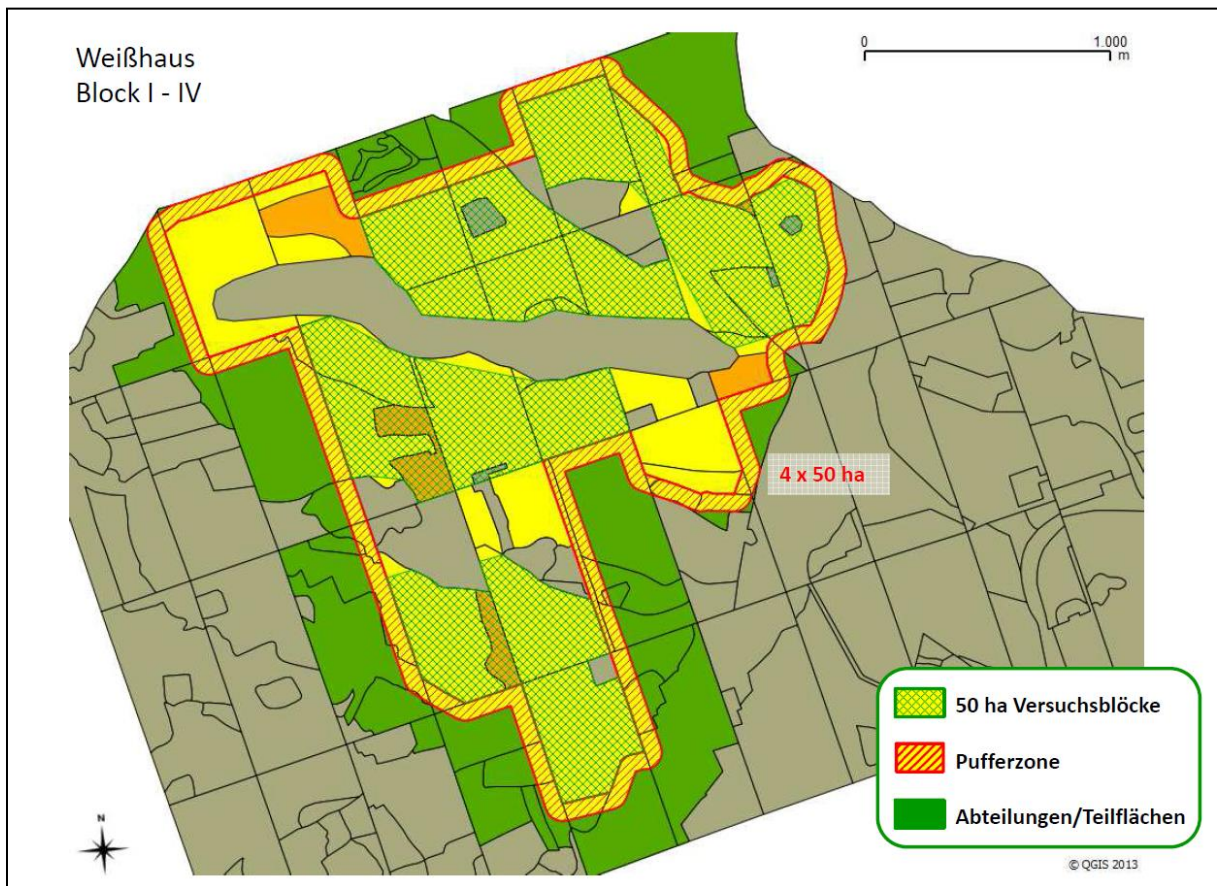
A common objective in LSMEs is to assess time trends and determine how these trends differ among treatments. Prioritizing the importance of this objective is crucial, as data analysis methods for detection and estimation of trends can easily be influenced by the study design. When measurements are made repeatedly on the same experimental unit and the measurements are used to estimate trends over time, the correlation among the measurements should be accounted for in the analysis, for example, a repeated-measure, analysis-of-variance-type analysis. [SCHABENBERGER & PIERCE 2002; In: GANIO & PUETTMANN 2008]

11 Anhang

11.1 Detailkarten



Fortsetzung Anhang 11.1



11.2 Indikatoren-Steckbrief Beispiel I: Totholz

Untersuchungsobjekt: Totholz

Arbeitshypothesen zur Ableitung konkreter Zielformulierungen:

Eine Erhöhung der Gesamt-Totholzmenge sowie die Diversifizierung der Totholzvorräte in Bezug auf Zerfallsklassen, Kategorien (stehend, liegend, Stubben), Größenklassen und Baumarten führt zu einer mittel- bis langfristigen Erhöhung der Arten- und Habitatvielfalt, insbesondere im Hinblick auf saproxyliche Insekten, höhlenbewohnende Vogel- und Fledermausarten, Pilze sowie Moos- und Flechtenarten.

Zielformulierung:

- Erhöhung der Gesamt-Totholzmenge (m^3/ha) zur Schaffung kleinräumiger Strukturen,
- Erhöhung der Heterogenität des vorhandenen Totholzes hinsichtlich Zerfallsklassen, Kategorien (stehend, liegend, Stubben), Größenklassen und Baumarten,
- Erhöhung der Variabilität der räumlichen Verteilung des Totholzes

Messgrößen zur Charakterisierung:

- Totholzvolumen (m^3/ha) bzw. -biomasse (Mg/ha) nach Zerfallsklassen, Kategorien (stehend, liegend, Stubben), Größenklassen und Baumarten;
- Spezielle Totholzcharakteristika wie Mikrostrukturen, Vorhandensein von Rinde, etc.
- Präsenz und Abundanz totholzbewohnender oder -nutzender Tier-, Pilz- und Pflanzenarten

Aufnahmezeitraum (Messwiederholungen):

- Vorinventur zur Quantifizierung und Charakterisierung der bereits vorhandenen Totholz-vorräte („*deadwood legacy*“)
- Initialinventur zur Quantifizierung und Charakterisierung des unmittelbar durch die Renaturierungsmaßnahmen neu geschaffenen Totholzes
- Nachfolgend periodische Inventuren ca. alle 5 Jahre zur Charakterisierung der Abbauprozesse des vorhandenen Totholzes und zur Quantifizierung neuen, durch Mortalität entstandenen Totholzes

Technische Möglichkeiten der Probenahme:

nicht destruktiv: Vermessung der Totholzvorräte (Dimensionen gemäß Stichprobendesign; feste Probefläche vs. Liniens Stichproben; siehe Tab. 2 unten aus OEHMICHEN 2007),

- Klassifizierung des Totholzes in vorgegebene Kategorien (Art, Zerfallsklasse, etc.),
- Abundanz von totholzbesiedelnden Pflanzenarten (Art, Deckungsgrad, etc.),
- Beobachtung von höhlenbewohnenden Vögeln und Fledermäusen (steh. Totholz),

teilweise destruktiv: Fang und Bestimmung von saproxyliche Insekten (z.B. mit Eklektoren),

destruktiv: Holzprobenahmen zur Bestimmung von Trockensubstanz und Holzdicke, Probenahmen zur Bestimmung von Pilzarten im Holz

Anordnung auf der Fläche:

- Stichprobendesign zur Erfassung der Totholzvorräte: Abwägung zw. festen Probeflächen und Liniestichproben,

Tabelle 2: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile der festen Probefläche und der Liniestichprobe

Feste Probefläche	Liniestichprobe
<i>Vorteile</i>	
<ul style="list-style-type: none">- einfache Anwendung- Erfassung der Gesamtbiomasse- für Langzeitmonitoring geeignet- Flächengröße kann an jeweiligen Bestand angepasst werden- Erfassung von stehendem und liegendem Totholz, Baumstümpfen und Wurzelstöcken auf derselben Fläche	<ul style="list-style-type: none">- einfache Anwendung, kosteneffizient, schnell- sehr hohe Genauigkeiten- flexible räumliche Ausrichtung/Anpassung- günstig in dichten Beständen bzw. bei dichter Vegetation- weniger Messungen pro Baum
<i>Nachteile</i>	
<ul style="list-style-type: none">- kosten- und zeitintensiver- mehr Messungen pro Totholzobjekt- Größe der Probefläche beeinflusst Genauigkeit- schwierige Messung von liegendem Totholz bei dichter Vegetation/Bestand- für Langzeitmonitoring große Flächen erforderlich	<ul style="list-style-type: none">- Totholzobjekte müssen zufällig verteilt sein- Totholzobjekte müssen horizontal liegen- Totholzstücke müssen zylindrisch sein- Transektlänge ist entscheidend für erwartete Genauigkeiten- Baumstümpfe und Wurzelstöcke können nicht erfasst werden- für Langzeitmonitoring nicht geeignet

(aus: OEHMICHEN 2007)

- Erfassung von Tier- und Pflanzenarten z.B. an einzelnen Intensiv-Stämmen (z.B. stehendes Totholz mit Höhlenstrukturen, liegendes starkes Totholz, usw.)
- Destruktive Probenahmen an Totholz außerhalb der Probeflächen bzw. Linientransekte

Referenzen und Literaturempfehlung:

- Harmon** M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K. Jr., Cummins K.W. 2004. Ecology of woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res. Classic Papers* 34: 59-234.
- Lassaue** A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039. [doi:10.1016/j.ecolind.2011.02.004]
- Oehmichen** K. 2007. Erfassung der Totholzmasse - Zusammenstellung von Verfahrensansätzen und Bewertung ihrer Eignung für massenstatistische Erhebungen. *Arbeitsbericht des Instituts für Waldökologie und Waldinventuren der BFH* 2007/1
- Ritter** T., Saborowski J. 2012. Point transect sampling of deadwood: a comparison with well-established sampling techniques for the estimation of volume and carbon storage in managed forests. *Eur. J. Forest Res.* 131: 1845-1856.
- Rondeux** J., Sanchez C. 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environ. Monit. Assess.* 164: 617-630. [doi:10.1007/s10661-009-0917-6]
- Van Wagner** C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. *USDA For. Serv. Inf. Rep. PI-X-12*
- Woodall** C., Monleon V. 2008. Sampling Protocol, Estimation, and Analysis Procedures for the Down Woody Materials Indicator of the FIA Program. *USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. NRS-22.*
- Woodall** C., Rondeux J., Verkerk P., Ståhl G. 2009. Estimating Dead Wood During National Forest Inventories: A Review of Inventory Methodologies and Suggestions for Harmonization. *Environ Manag.* 44: 624-631.
-

11.3 Indikatoren-Steckbrief Beispiel II: Feinwurzeln

Untersuchungsobjekt: Feinwurzeln

Arbeitshypothesen zur Ableitung konkreter Zielformulierungen:

Das natürliche und künstlich intitierte Ausscheiden einzelner Baumarten bzw. der Verlust von Baumartengruppen des Oberstandes führt zu einer deutlichen Veränderung der räumlichen Feinwurzelverteilung. Diese Veränderungen in der Feinwurzelverteilung eröffnen unterirdische Verjüngungsnischen, die sowohl von der Bodenvegetation als auch von den Verjüngungspflanzen der Baumarten genutzt werden können. Die Feinwurzelkonkurrenz der Kiefern im Oberstand lässt sich anhand der sog. „Tellerwirkung“ besonders gut nachvollziehen. Darüber hinaus lassen sich vertikale Einnischungen der Feinwurzelverteilung abbilden.

Zielformulierung:

- Veränderungen der räumlichen Muster in der Feinwurzelverteilung,
- Erhöhung der Nischenvielfalt und Verbesserung des Verjüngungspotenzials,
- Steigerung der unterirdischen Heterogenität (Wuchsraum, Ressourcenverfügbarkeit),
- Erzeugung unterirdischer Nekromasse mit Auswirkung auf den Bodenwasserhaushalt und die Bodenfauna,
- Nachvollziehbarkeit von Konkurrenzmechanismen

Messgrößen zur Charakterisierung:

- Erfassung der artspezifischen Feinwurzelmassen (g/cm^2), Feinwurzelverteilung (maximale Ausbreitung in vertikaler und horizontaler Richtung), und Berechnung der flächenspezifischen Feinwurzeldichte (g/m^2),
- Bestimmung der Nekromasse (g/cm^3),
- Erfassung der Feinwurzeldynamik nach Entnahme bzw. Absterben einzelner Individuen im Oberstand (Einwachsende oder absterbende Feinwurzeln in g/cm^3)

Aufnahmezeitraum (Messwiederholungen):

Vergleichende Wurzelbohrungen (vor und nach Etablierung der Behandlungsvarianten) von Frühjahr bis Herbst (periodisches Scannen bei der Verwendung von Rhizotronen)

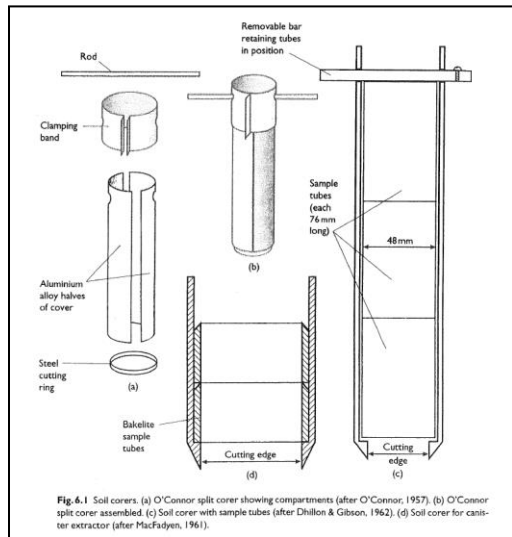
Anordnung auf der Fläche:

Je nach Zielsetzung sind zwei wesentliche Beprobungsansätze möglich:

- (1) die repräsentative Entnahme bzw. dauerhafte Etablierung auf Ebene des Plots, um die Wirkung der jeweiligen Behandlungsvariante zu dokumentieren (Tiefenstufen können je nach Kernfrage variiert werden),
- (2) die Abbildung räumlicher Muster und Interaktionen zwischen Bäumen oder Baumartenpaaren kann über das Anlegen von Transekten realisiert werden (Abstände zwischen den Probepunkten zwischen 0,2 m – 1 m; Tiefenstufen ebenfalls je nach Kernfrage variiierbar).

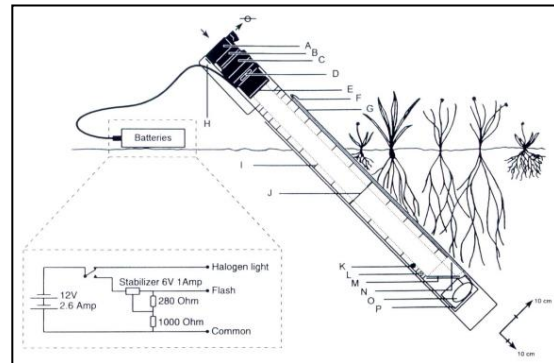
Technische Möglichkeiten der Probennahme:

destruktiv
Wurzelbohrer



Maße: Ø 5 cm, Tiefe bis 40-70 cm

teilweise destruktiv
Mini-Rhizotron



Referenzen:

- Amato M.**, Lupo F., Bitella G., Bochicchio R., Abdel Aziz M., Celano G. 2012. A high quality low-cost digital microscope minirhizotron system. *Computers and Electronics in Agriculture* 80: 50–53.
- Bolte A.**, Kampf F., Hilbrig L. 2013. Space sequestration belowground in old-growth spruce-beech forests—signs for facilitation? *Frontiers in Plant Science* 4(322): 11p. [doi: 10.3389/fpls.2013.00322]
- Böhm W.** 1979. *Methods of studying root systems*. Springer-Verlag, New York
- Helmissaari H.-S.**, Sah S., Aro L. 2009. Fine Roots on Intensive Forest Ecosystem Monitoring Plots FIP4, FIP10 and FIP11 on Olkiluoto Island in 2008. Finnish Forest Research Institute, Working Report 127, 29p.
- Hornschuch F.**, Riek W. 2007. Einfluss der Bestandesstruktur auf Bodenvegetation, Durchwurzelung und Eigenschaftendes Mineralbodens. *Archiv f. Forstwes. u. Landsch. Ökol.* 41(4): 152-161.
- Jurasinski G.**, Jordan A., Glatzel S. 2012. Mapping soil CO₂ efflux in an old-growth forest using regression kriging with estimated fine root biomass as ancillary data. *For Ecol Manage* 263: 101-113.
- Majdi H.**, Pregitzer K., Morén A.-S., Nylund J.-A., Agren G. 2005. Measuring fine root turnover in forest ecosystems. *Plant and Soil* 276: 1-8. [doi: 10.1007/s11104-005-3104-8]
- Smit A.L.**, Bengough A.G., van Noordwijk M., Pellerin S., van de Geijn (eds.) 2000. *Root Methods: A Handbook*. Springer Verlag, Berlin. 587 p.
- Wälder O.**, Wälder K. 2008. Modeling the fine root biomass dispersion using a special influence function. *iForest* 1: 141-144. [doi: 10.3832/ifor0469-0010141]

11.4 RenaKi-Publikationen