

# 1 Samenbäume und Naturverjüngungspotenziale von Pionierbaumarten zur Stärkung der Resilienz von Fichtenwäldern

*Tiebel, Katharina; Huth, Franka; Wagner, Sven*

*Kontaktdaten zum Hauptautor:*

*TU Dresden, Institut für Waldbau und Waldschutz, Professur für Waldbau, 01737 Tharandt*

*E-Mail: Katharina.Tiebel@gmx.de*

## 1.1 Einleitung

Großflächige Schadereignisse, wie Sturmwurf, Borkenkäferkalamitäten oder Schneebruch, werfen immer wieder die Frage nach der Zweckmäßigkeit von kostenintensiven Wiederaufforstungsmaßnahmen auf. Meist stehen den Forstbetrieben nicht die nötigen finanziellen und personellen Mittel zur Verfügung, um in kurzer Zeit die Schadholzaufarbeitung und Aufforstung zu gewährleisten. Da der plötzliche Bestockungsverlust eine Entkopplung der Nährstoffkreisläufe, eine vermehrte Kohlenstoffdioxid- und Nährstofffreisetzung oder die Änderung der Wasserregime zur Folge hat (WOHLGEMUTH et al. 1995, BURSCHEL & HUSS 1997, RÖHRIG et al. 2006), gilt es die Flächen schnellstmöglich wieder zu bewalden. Die Pflicht zur Wiederaufforstung stark verlichteter Waldbestände ist daher auch im §11 Abs.1 BWaldG verankert und wird in den Landeswaldgesetzen nochmals konkretisiert (z.B. in Thüringen §23 ThürWaldG).

Im Zuge der Wiederbewaldung bieten Vorwaldstrukturen von Pionierbaumarten aus Naturverjüngung eine kostensparende Alternative zur Aufforstung durch Kunstverjüngung, da sie sich bei ausreichender Samenbaumanzahl im Zuge von Sukzessionsprozessen natürlicherweise einstellen. Pionierbaumarten vermögen aufgrund ihrer Arteigenschaften die Folgen der Freiflächenwirkung bereits nach kurzer Zeit zu mindern. Langfristige ökologische Defizite, die unter anderem ihre Ursache im Anbau einschichtiger Fichtenreinbestände haben, können durch Pionierbaumarten kompensiert werden (siehe PERALA & ALM 1990, SCHIECHTL 1992, PRIEN 1995, SCHMIDT 1998, HACKER 1999, SCHMIDT 1999, RASPÉ et al. 2000, ARGUS 2006, LEDER et al. 2007, ZERBE 2009, HYNYNEN et al. 2010). Außerdem ermöglicht die Einbindung von Pionierbaumarten in das Bestandesgefüge die Begründung naturnaher, standortsgerechter und stabiler Mischwälder.

Die Abschätzung des Besiedlungserfolgs durch Pionierbaumarten ist jedoch aufgrund begrenzter verjüngungsökologischer Kenntnisse zu maximalen Ausbreitungsdistanzen, optimalen Keimungsbedingungen oder standörtlichen Ansprüchen der Verjüngungspflanzen mit großen Unsicherheiten verbunden (u.a. RICHTER & LEDER 1990, LÄSSIG et al. 1995, SCHMIDT-SCHÜTZ & HUSS 1998). Um zukünftig den Entscheidungsprozess zur Abwägung der Dringlichkeit von Maßnahmen auf Schadflächen - auch im Hinblick auf die Kalamitätsvorsorge in Fichtenwäldern - sicherer zu gestalten, wurden folgende Forschungsschwerpunkte in der vorliegenden Studie auf Kyrill-Sturmwurfflächen in den Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes berücksichtigt:

- anemochore Samenausbreitung von Birke und Salweide sowie endozoochore Samenausbreitung durch Vogelarten auf Sturmwurfflächen;

- Potenzial der Bodensamenbanken von Pionierbaumarten auf Sturmwurfflächen und in fichtenbestockten Waldflächen;
- Verjüngungsfortschritt von Pionierbaumarten auf Sturmwurfflächen;
- Stichprobenhafte Erhebung der aktuellen Samenbaumvorkommen von Pionierbaumarten in den Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes.

## 1.2 Untersuchungsgebiet und Versuchsdesign

Das Untersuchungsgebiet entspricht der ausgewiesenen Fläche des Modellprojektes "Waldumbau in den mittleren, Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes", die zwischen Oberhof, Zella-Mehlis, Schmiedefeld und Ilmenau gelegen ist (Abb. 1). Das Gebiet des Modellprojektes umfasst eine Fläche von ca. 8.000 ha und wird dem Wuchsgebiet „Thüringer Gebirge“ und dem Wuchsbezirk „Mittlerer Thüringer Wald“ zugeordnet (BURSE et al. 1997). Der Wuchsbezirk stellt sich vorrangig als Kammgebirge mit einem hohen Hanglagenanteil und häufig fehlenden Plateaulagen dar (BURSE et al. 1997, WAESCH 2003, GAUER & ALDINGER 2005).

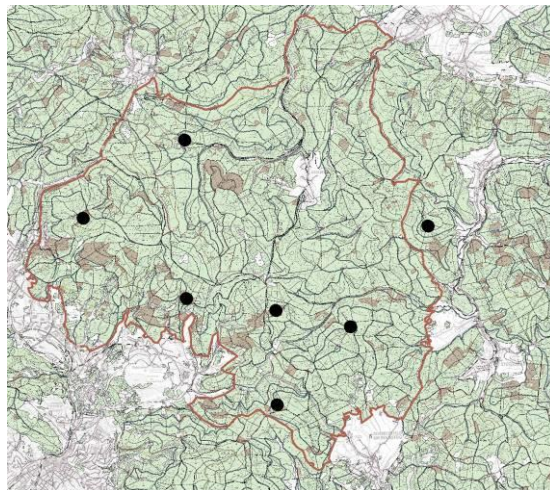


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen im Gebiet des Modellprojektes "Waldumbau in den mittleren, Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes"

Die Aufnahmen wurden auf sieben standörtlich vergleichbaren, ehemals fichtenbestockten Kyrill-Sturmwurfflächen (Januar 2007) mit Ausdehnungen der damaligen Blößen von 4,0 – 12,7 ha in den Hoch- und Kammlagen (750 – 900 m ü. NN) durchgeführt (Abb. 1 und Tab. 1). In einem 500 m breiten Streifen um die Sturmwurfflächen wurden alle Birken-, Salweiden- und Ebereschensamenbäume erfasst. Unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächenausdehnung und -form wurden kreuz- und sternförmig angeordnete Linientransekte angelegt. Die Aufstellung von Samen- und Kotfallen (Abb. 2), die Entnahmen der Bodenproben und die Verjüngungsaufnahmen erfolgten entlang dieser Transekte stets in Abständen von 20 m. Die Kotfallen wurden dabei jeweils auf freien Flächenbereichen und

unter einem, im unmittelbaren Umkreis vorhandenen Strukturelement platziert (siehe TIEBEL et al. 2017).



Abb. 2: Netztrichterfalle für Birkensamenfänge (links), Kotfalle für Ebereschensamen (Mitte) und Klebfallen für Weidensamenfänge (rechts) (Fotos K. Tiebel)

Zudem wurden Bodenproben in Fichtenbeständen mit vereinzelt eingemischten Ebereschen- und Birkensamenbäumen entnommen. Abschließend wurde in dem Untersuchungsgebiet auf einer Teilfläche von 600 ha eine Samenbauminventur durchgeführt. Die Aufnahmen erfolgten entsprechend eines 200 x 200 m Rasters. Zusätzlich konnten alle Samenbäume der Pionierbaumarten entlang befahrbarer Waldwege erfasst werden (STÄHR et al. 2006, HOSIUS et al. 2012). Alle Untersuchungen fanden im Zeitraum von 2014 – 2016 statt.

Tab. 1: Übersicht über die Untersuchungsflächen und das Versuchsdesign

Fläche	I	II	III	IV	V	VI	VII
Forstamt	Frauenwald	Oberhof	Frauenwald	Frauenwald	Oberhof, Finsterbergen	Oberhof	Oberhof
Revier	Zwei Wiesen	Goldlauter	Finsterbergen	Finsterbergen	Schneekopf, Gräfenroda	Zella-Mehlis	Spitziger Berg
Abteilung	243	694	803	906	946, 105	851	1021
Klimastufe	Hff	Kff	Kff	Hff, Kff	Hff	Hff	Kff
Versuchsdesign	St.	Kr.	St.	Kr.	Kr.	R.	R.
Probepunkte	54	27	58	38	41	74	93

Klimastufe: Hff = Hochlage, Kff = Kammlage; Versuchsdesign: St. = Sterntransekt, Kr. = Kreuztransekt, R. = Raster.

## 1.3 Samenausbreitung von Birke und Salweide

### 1.3.1 Ergebnisse

Der Samenflug von Birke und Salweide wurde auf den gleichen Sturmwurfflächen in zwei aufeinanderfolgenden Jahren, 2015 und 2016, untersucht. Die erfassten Samendichten fielen für beide Pionierbaumarten im Jahr 2015 signifikant geringer aus (U-Test:  $p < 0,003$ ). Für **Birke** wurden auf den Sturmwurfflächen mittlere Samendichten von  $8,3 - 92,5 \text{ n m}^{-2}$  (2015) nachgewiesen. Im Jahr 2016 erreichte die mittlere Samendichte Werte zwischen  $46 - 445 \text{ n m}^{-2}$  (Abb. 3 links). Die Samendichte betrug damit das Fünffache im Vergleich zum Vorjahr. Die maximal erfassten Dichten beliefen sich auf  $2.053$  (2015) und  $9.557 \text{ n m}^{-2}$  (2016).

Bei **Salweide** betrug die Fangzahlen 2015 zwischen  $0,6 - 1,8 \text{ n je Falle}$  und im Jahr 2016 zwischen  $1,1 - 2,1 \text{ n je Falle}$ , womit der Unterschied nicht so deutlich wie bei Birke ausfiel (Abb. 3 rechts). Die höchste Samendichte von  $156 \text{ n je Falle}$  (2016) wurde direkt unter einem Samenbaum der Salweiden gemessen. Auf den samenbaumfreien Sturmwurfflächen erreichten die maximalen Samendichten  $5 \text{ n je Falle}$  (2015) und  $9 \text{ n je Falle}$  (2016).

Kenntnisse über die mittleren Ausbreitungsdistanzen und Richtungseffekte liefert für Birke die inverse Modellierung zur Samenausbreitung (siehe VAN PUTTEN et al. 2012). Dabei ergaben sich für den richtungsunabhängigen Fall mittlere Ausbreitungsdistanzen (MDD) von  $86 - 380 \text{ m}$ . Für Salweide wurden Ausbreitungsdistanzen bis  $870 \text{ m}$  und darüber hinaus nachgewiesen. Ein mathematischer Richtungseffekt (Windfahne) konnte für beide Pionierbaumarten nicht belegt werden.

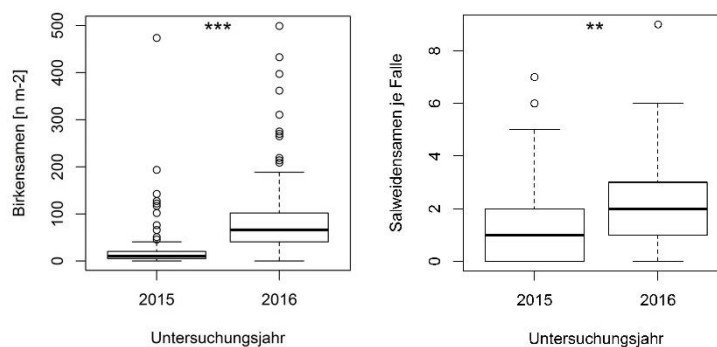


Abb. 3: Birkensamendichten [ $\text{n m}^{-2}$ ] und Salweidensamendichten je Falle in den Jahren 2015 und 2016 (H-Test:  $p < 0,01^{**}$ )

### 1.3.2 Schussfolgerungen für die Forstpraxis

Die Qualität und Quantität der jährlichen Fruktifikation sowie die zeitlichen und räumlichen Ausbreitungsmuster windverbreiteter Baumarten wie **Birke** werden durch vielfältige Faktoren und Rahmenbedingungen beeinflusst. Dimension, Kronenausdehnung (bzw. Konkurrenzdruck und Pfliegerückstände) und individuelle Konstitution eines Samenbaumes sind entscheidende Einflussgrößen bezüglich der absolut produzierbaren Samenmengen eines Baumes (BUSCHEL & HUSS 1997). Zudem können von Jahr zu Jahr deutliche Unterschiede in den produzierten Samenmengen auftreten, ähnlich einem Mastjahr. Diese unterschiedlichen Samenmengen sind u.a. durch variierende Witterungsbedingungen begründet (SARVAS 1952, BASTIDE & VAN VREDENBURCH 1970, ATKINSON 1992). Aus den Untersuchungsergebnissen geht hervor, dass mit einer Besiedlung von Störungsflächen mit

waldbaulich relevanten Verjüngungsdichten von Birke vorrangig in ausgewählten Jahren mit größeren Mengen produzierter Samen („Mastjahren“) zu rechnen ist.

Die räumlichen Ausbreitungsmuster der abgelagerten Birkensamen auf den Sturmwurfflächen zeigen, dass die höchsten Samendichten jeweils in Samenbaumnähe zu finden sind. Ebenso unterliegt die Samenausbreitung dem Einfluss des Reliefs, aber nicht der vorherrschenden Windrichtung. So betrug die hangabwärts gerichtete mittlere Ausbreitung 380 m, wohingegen die Birkensamen hangaufwärts mit 97 m eine deutlich geringere mittlere Distanz zurücklegten. Folglich kommt auch der Position und der räumlichen Verteilung der Samenbäume um eine Störungsfläche eine große Bedeutung zu.

Die Untersuchungen zur **Samenausbreitung von Salweide** haben gezeigt, dass (i) Richtungseffekte keine Rolle bei der Samenausbreitung spielen, (ii) die Position des Samenbaums im Gelände keinen Einfluss hat (=Reliefunabhängigkeit) und (iii) die Samenbaumanzahl auf die abgelagerte Samendichte ab einer Entfernung von > 50 m vernachlässigbar ist. Im Zuge der enormen Fernausbreitung lösen sich zeitliche und räumliche Ablagerungsmuster auf. Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass von einer samenquellenunabhängigen Samenablagerung zwischen 10 – 20 n m<sup>-2</sup> während des jährlichen Reproduktionszeitraums ausgegangen werden kann. Mit Blick auf die natürliche Wiederbewaldung von Störungsflächen durch Salweide sind die erfassten Samendichten somit ausreichend. Limitierende Faktoren bei der Wiederbewaldung sind nicht die Flugweiten der Salweiden, sondern (i) Wildverbiss, (ii) fehlende oder unzureichend vorhandene Mikrostandorte und (iii) klimatisch-standörtlich ungünstige Bedingung während der Keimung. Salweidensamen verlieren bereits nach wenigen Tagen bis Wochen unter natürlichen Bedingungen ihre Keimfähigkeit (HECKER 1998, SCHÜTT et al. 2011).

Eine räumliche Optimierung von Samenbäumen zur prophylaktischen Stärkung der Resilienz in kalamitätsgefährdeten Fichtenwäldern muss lediglich für die Birke vorgenommen werden. Dabei gilt es möglichst viele, vitale Samenbäume verteilt auf der Fläche vorzuhalten. Durch die weiten Ausbreitungsdistanzen und Omnipräsenz der Samen trifft dies nicht für Salweide zu. Allerdings müssen für beide (alle) Pionierbaumarten waldbauliche Maßnahmen zur Erhaltung, Vitalisierung und Förderung neuer Samenbäume in die Behandlungskonzepte der Bestände integriert werden.

## 1.4 Endozoochore Samenausbreitung durch Vogelarten

### 1.4.1 Ergebnisse

Die Untersuchungen zur endozoochoren Samenausbreitung durch Vogelarten auf Sturmwurfflächen unter Freiflächenbedingungen und Strukturelementen fanden im Jahr 2015 statt. Aufgrund des Versuchsaufbaus waren nicht an jedem Aufnahmepunkt vergleichbare Strukturelemente zur Beprobung verfügbar (Abb. 4). Die vorgefundene Vielfalt der Strukturelemente bot jedoch die Möglichkeit, Präferenzen der Vogelarten bei der Wahl von Rast- und Sitzgelegenheiten zu benennen.

Abbildung 4 belegt den häufigeren Aufenthalt frugivorer (=Früchte fressende) Vögel auf abgestorbenen Baumteilen. Anhand der Kotdichte am Boden konnte gezeigt werden, dass

bevorzugt Totäste ( $20 \text{ n m}^{-2}$ ) aufgesucht wurden. Unter umgeklappten Wurzeltellern erreichte die mittlere Kothaufendichte  $4,6 \text{ n m}^{-2}$ . Im Vergleich zu den Stubben ( $0,8 \text{ n m}^{-2}$ ) mit einer maximalen Höhe von einem Meter wurden unter Hochstubben ( $3,9 \text{ n m}^{-2}$ ) deutlich höhere Kothaufendichten nachgewiesen. Im direkten Umfeld oder unter bereits etablierter Verjüngung von Birke und Eberesche fand sich kein Vogelkot. Zwischen den Fallenpunkten unter Fichtenverjüngung auf den Sturmwurfllächen ( $1,1 \text{ n m}^{-2}$ ) und unter Fichten der Wuchsklasse Baumholz in den angrenzenden Beständen ( $1,8 \text{ n m}^{-2}$ ) ließen sich keine eindeutigen Unterschiede hinsichtlich der Kothaufendichte dokumentieren. Unter den künstlich eingebrachten Sitzgelegenheiten (Einzelschutz und Zaun) war kein Vogelkot vorhanden. Insgesamt konnte eine signifikant höhere Dichte an Vogelkot ( $2,7 \text{ n m}^{-2}$ ) auf Kotfallen unter Strukturelementen im Vergleich zu Kotfallen auf den Freiflächen ohne Strukturelemente nachgewiesen werden (U-Test:  $p=0,000$ ). An allen Aufnahmepunkten ohne Strukturelemente erreichte die mittlere Kothaufendichte lediglich  $0,4 \text{ n m}^{-2}$ .

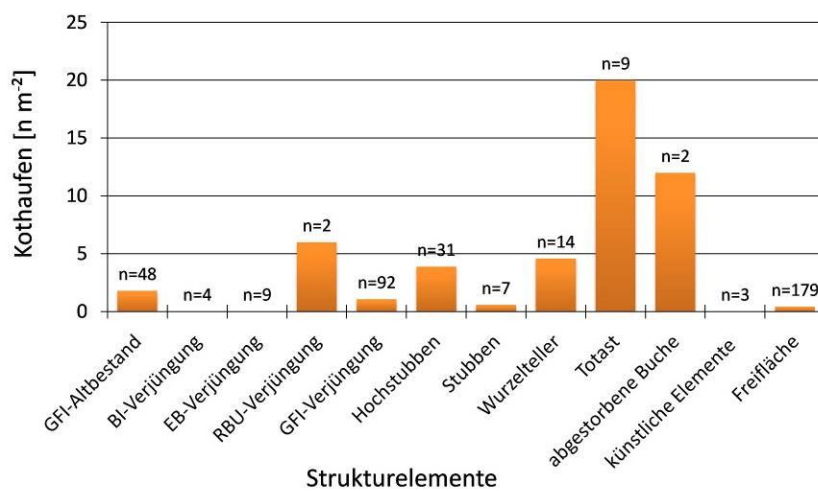


Abb. 4: Mittlere Vogelkotdichten [ $\text{n m}^{-2}$ ] unter den beprobten Strukturelementen und unter Freiflächenbedingungen

#### 1.4.2 Schussfolgerungen für die Forstpraxis

Das Vorhandensein von Strukturelementen ist eine notwendige Voraussetzung für den endozoochoren Sameneintrag durch Vögel auf Freiflächen. Für eine gezielte natürliche Wiederbewaldung von Sturmwurfllächen mit einer ausreichenden Verjüngungsdichte an endozoochor verbreiteten Baumarten reicht die nachgewiesene Vogelkotdichte unter „realen“ Freiflächenbedingungen ohne vorhandene Rast- und Sitzgelegenheiten nicht aus (u.a. McDONNELL & STILES 1983, JORDANO & SCHUPP 2000).

Wie die Studie belegen konnte, bevorzugen frugivore Vogelarten Rast- und Sitzgelegenheiten zum Absetzen von Kot auf Freiflächen. Sie bieten oftmals Sichtschutz vor Feinden und zugleich ein weites Sichtfeld (McDONNELL & STILES 1983, KOLLMANN 2000, ŻYWIEC & LEDWOŃ 2008). Die vorliegende Untersuchung weist dabei auf eine Präferenz der Vögel für stehende, stärker dimensionierte und mindestens einen Meter hohe Strukturelemente hin. Schwach dimensionierte Verjüngungspflanzen der Birke, Eberesche oder Fichte wurden auf den untersuchten Sturmwurfllächen weitgehend von den Vogelarten gemieden bzw. nicht zum

Absetzen von Kot aufgesucht (siehe TIEBEL et al. 2017). Künstlich eingebrachte Sitzgelegenheiten stellen nur unter bestimmten Voraussetzungen eine Alternative dar. Maßgeblich sind vor allem vertikale Strukturen mit horizontalen Abzweigungen und ausreichenden Sitzhöhen von mindestens anderthalb Meter (MCDONNELL & STILES 1983, MCDONNELL 1986).

Für den praktischen Umgang mit Strukturelementen auf Störungsflächen lässt sich schlussfolgern, dass eine komplette Beräumung der „Schlüsselstrukturen“ vermieden werden sollte (Abb. 5). Eine Reduktion der strukturellen Diversität ist weder aus ökonomischer noch aus ökologischer Sicht zu rechtfertigen. Vor allem durch das Belassen von: (i) liegendem und stehendem Totholz mit stärker dimensionierten Ästen, (ii) einer ausreichenden Anzahl an beasteten Hochstubben und (iii) geworfenen Wurzeltellern können bestmögliche Voraussetzungen für den Sameneintrag auf Sturmwurfflächen geschaffen werden. Bereits etablierte Verjüngungspflanzen endozoochor verbreiteter Baumarten auf Störungsflächen sollten als potentielle Samenbäume möglichst erhalten werden. Fruchtttragende Baumarten, wie die Eberesche, weisen den Vorteil einer frühen und reichlichen Fruktifikation im Freiland oder bei Freistellung auf, sodass diese Bäume zeitnah zur räumlichen Vernetzung der Samenquellen beitragen können (GOCKEL 2016).



Abb. 5: Etablierte Ebereschenverjüngung um den Stammfuß einer Altfichte (Foto K. Tiebel)

## 1.5 Bodensamenbank

### 1.5.1 Ergebnisse

Die Untersuchungen zum Bodensamenbankpotential von Pionierbaumarten wurden für Eberesche und Birke durchgeführt (Abb. 6). Für **Eberesche** erbrachten die Untersuchungen keine Ergebnisse. Unabhängig von den beprobten Flächen waren keine Samen dieser Baumart im Boden nachweisbar.

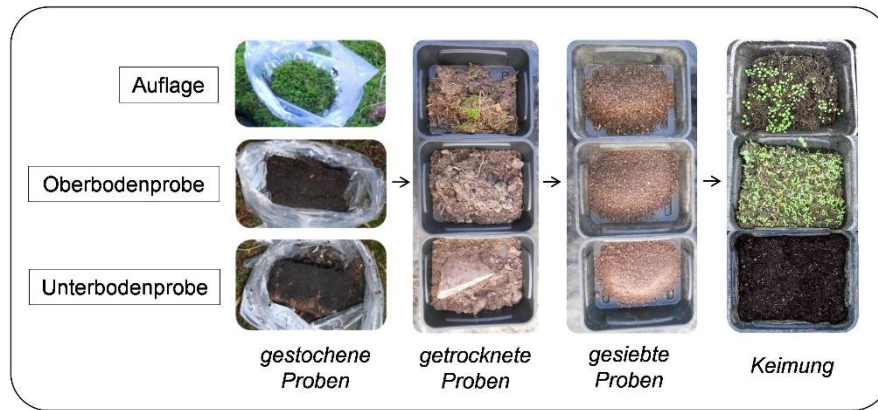


Abb. 6: Schematische Darstellung der Probenaufbereitung des gestochenen Bodens bis zur fertigen Keimprobe (Fotos K. Tiebel)

**Birkensamen** waren dagegen für alle untersuchten Standorte nachweisbar. In den Fichtenbeständen mit einzelbaumweise eingemischten Birken fanden sich durchschnittlich  $48 \text{ n m}^{-2}$  keimfähige Samen, wovon  $20 \text{ n m}^{-2}$  auf den Mineralboden und  $28 \text{ n m}^{-2}$  auf die Auflagehorizonte entfielen (Tab. 2). In reinen Fichtenbeständen ohne Einzelbäume der Birke belief sich die Birkensamendichte auf lediglich  $3 \text{ n m}^{-2}$ . Diese befanden sich ausnahmslos in den Auflagehorizonten. In den Mineralbodenproben der Sturmwurfflächen wurden nur auf einer Fläche in unmittelbarer Nähe zum Samenbaum keimfähige Birkensamen ( $8 \text{ n m}^{-2}$ ) gefunden. Auf diesen Flächen wurden jedoch nicht die Auflagenhorizonte untersucht. Unabhängig von den beprobten Standorten, nahmen die Birkensamendichten in den Proben mit zunehmender Bodentiefe signifikant ab (H-Test:  $p < 0,001$ ).

Tab. 2: Birkensamendichten [ $\text{n m}^{-2}$ ] in den untersuchten Proben der Bodensamenbank, getrennt nach den Untersuchungsflächen und Bodenschichten

Standorte	BI-Einzelbaum in FI-Bestand		EB-Einzelbaum in FI-Bestand		Sturmwurfflächen	
	$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd
Schichten						
Auflagehorizonte	28,0	67,918	2,5	17,609	-	-
Mineralboden	20,4	58,310	0	0	8,4	55,350

Standorte: BI = Birke, EB = Eberesche; Schichten:  $\bar{x}$  = arithmetischer Mittelwert, sd = Standardabweichung

### 1.5.2 Schlussfolgerungen für die Forstpraxis

Bodensamenbanken setzen sich unabhängig vom betrachteten Ökosystem hauptsächlich aus früh- und mittelsukzessionalen Arten zusammen, sogenannten lichtbedürftigen Arten oder Störungszeigern. Diese Arten sind zum Aufbau einer persistenten Bodensamenbank befähigt (DONELAN & THOMPSON 1980, BOSSUTY et al. 2002). Die Untersuchungen auf den Sturmwurfflächen zeigen, dass die ehemalige Bodensamenbank mit dem Störungsereignis im Januar 2007 aktiviert wurde. Aufgrund des fehlenden Nachweises von Birkensamen im



Mineralboden müssen ehemals im Boden befindliche Samen nach dem Sturmereignis gekeimt sein oder zum Zeitpunkt der Untersuchung nicht mehr keimfähig gewesen sein. Der Nachweis von Birkensamen in der transienten Bodensamenbank (Auflagehorizonte) deutet dagegen auf ein neu im Aufbau befindliches Bodensamenbankreservoir hin. Wahrscheinlich werden erst mit zunehmender Bestandesentwicklung keimfähige Birkensamen in tiefere Bodenschichten gelangen.

Keimfähige **Samen von Eberesche** wurden in den Bodenproben der verschiedenen Untersuchungsflächen nicht gefunden, obgleich diese Baumart die einzige Pionierbaumart ist, deren Samen nachweislich 3 – 5 Jahre im Boden überliegen kann (HILL 1979, LEDER 1992, ERLBECK 1998). **Birkensamen** waren dagegen auf allen Flächen nachweisbar, obwohl viele Autoren sich gegen die Bodensamenbankfähigkeit dieser Baumart aussprechen (HILL & STEVENS 1981, AMEZAGA & ONAINDIA 1997, BUCKLEY et al. 1997, EBRECHT & SCHMIDT 2008, HEINRICHS 2010). KOMULAINEN et al. (1994) schreibt jedoch, dass in Mastjahren von Birke große Mengen abgelagerter Birkensamen im Boden akkumuliert werden können, wenn die Keimbedingungen unvorteilhaft sind. Dies erklärt die hohen Samendichten in der transienten Bodensamenbank. Allerdings zeigt die signifikante Abnahme keimfähiger Samen mit zunehmender Bodentiefe auch eine begrenzte Verweilzeit der Birkensamen im Boden. In verschiedenen Studien wurde die Birke infolge der divergierenden Ergebnisse unterschiedlichen Bodensamenbanktypen zugeordnet (siehe TIEBEL et al. 2018). Die Angaben zur Erhaltung der Keimfähigkeit im Boden reichen dabei von weniger als einem Jahr bis zu 4 – 5 Jahren (BAKKER et al. 1996, THOMPSON et al. 1997, BEKKER et al. 2000). Um eine kontinuierliche Verjüngung zu gewährleisten, muss die Bodensamenbank daher so oft wie möglich aus umliegenden Samenbäumen gespeist werden.

## 1.6 Verjüngungsetablierung

### 1.6.1 Ergebnisse

Die erfassten Verjüngungsdichten auf den Kyrill-Sturmwurfflächen der Hoch- und Kammlagen betragen für Birke  $0,06 - 0,27 \text{ n m}^{-2}$  und Eberesche  $0,06 - 0,88 \text{ n m}^{-2}$ . Demgegenüber belief sich die Verjüngungszahl von Salweide und Zitterpappel lediglich auf  $0 - 0,2 \text{ n m}^{-2}$  und  $0 - 0,12 \text{ n m}^{-2}$ .

Die erfassten Individuen unterlagen zudem einem art- und flächenspezifisch unterschiedlich starken Verbissdruck durch Wild. Die baumartenspezifischen mittleren Verbissraten lagen bei 19 %, 62 %, 65 % und 85 % für Birke, Eberesche, Pappel und Weide. Detailliertere Angaben zum Verbissdruck sind aus der Abbildung 7 zu entnehmen.

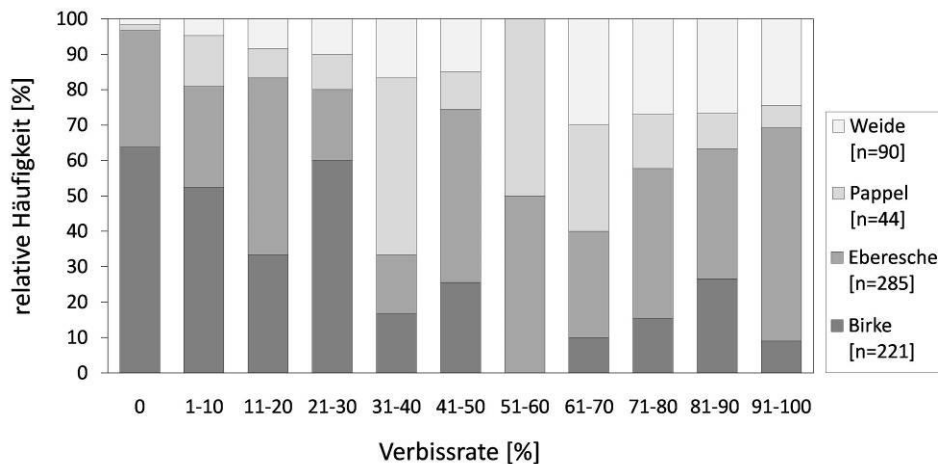


Abb. 7: Darstellung der relativen Häufigkeit verbissener Individuen [%] in den einzelnen Verbissklassen (=Verbissprozente an den Individuen), getrennt nach den Baumartengruppen

### 1.6.2 Schussfolgerungen für die Forstpraxis

Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen wurden 8 Jahre nach Sturmwurf Verjüngungsdichten von Pionierbaumarten zwischen 4.200 - 11.700 Individuen pro ha erfasst. Bei der Gegenüberstellung mit vergleichbaren Studien ergab sich eine ausreichende Verjüngungsdichte im Sinne eines Vorwaldcharakters (siehe FALINSKA 1998, 1999, KEIDEL et al. 2008, WOHLGEMUTH & KRAMER 2015). Laut den Maßgaben von ThüringenForst galt eine Sturmwurffläche nach Sturm Kyrill bei einer Verjüngungsdichte von vitalen und unbeschädigten Individuen mit  $> 2.000$  Laubbäume pro ha ( $= 0,2 \text{ n m}^{-2}$ ) oder  $> 1.000$  Nadelbäume pro ha ( $= 0,1 \text{ n m}^{-2}$ ) als ausreichend wiederbewaldet (TMLNU 2009). Zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahmen erfüllten alle Sturmwurfflächen die quantitativen Vorgaben, obgleich die Verjüngungspflanzen oft in geklumpter Form und nicht homogen über die Fläche verteilt waren (Abb. 8). Allerdings muss infolge des extrem hohen Verbissdrucks bei fortschreitender Flächenentwicklung mit einer weiteren Reduktion der Verjüngungsdichten gerechnet werden, die sich aufgrund höherer Mortalitätsraten nach zu starker Schädigung der Pflanzen einstellt. Nach Aussagen von KEIDEL et al. (2008) sterben Ebereschen bei einem Terminaltriebverbiss von mehr als 80 % mit großer Wahrscheinlichkeit ab. Mit Blick auf den bereits vorhandenen dichten Begleitwuchs krautiger Pflanzen, die ein Aufwachsen neuer Pionierbaumarten erschweren, kann eine bisher als ausreichend verjüngte Fläche dadurch wieder in die Kategorie „ungenügend gesicherte Verjüngung“ fallen.



Abb. 8: Mit Birke erfolgreich wiederbewaldete Kyrill-Sturmwurffläche (Foto K. Tiebel)

## 1.7 Samenbauminventur

### 1.7.1 Ergebnisse

Die Stichprobeninventur auf 600 ha zur Erhebung der Samenbaumvorräte von Pionierbaumarten im Thüringer Wald ergab eine deutliche Dominanz der Eberesche. Insgesamt konnten in dem Gebiet 200 Ebereschen-Samenbäume lokalisiert werden, wovon 131 Individuen unmittelbar am Wegrand stockten. Dies entsprach einem Mittelwert von  $10 \text{ n km}^{-1}$  Weg. Dagegen wurden 8 Birken- und 16 Salweiden-Samenbäume gefunden, wovon lediglich zwei Salweiden und eine Birke an Aufnahmeorten innerhalb der Bestände erfasst wurden.

Des Weiteren traten die Samenbäume aller untersuchten Pionierbaumarten sowohl am Weg, als auch in den Waldflächen in aggregierter Form auf. Die höchsten Samenbaumdichten innerhalb der ausgewählten Stichprobenfläche wies das Revier *Schneekopf* im Bereich *Schmücke* und *Schneekopf* auf (Abb. 9). In diesem Revier waren auch alle detektierten Samenbäume der Salweiden und Birken angesiedelt. Die Eberesche wurde hingegen auch vereinzelt in den benachbarten Revieren *Goldlauter*, *Zella-Mehlis* und *Zwei Wiesen* nachgewiesen. Keine Samenbäume von Birke, Salweide und Eberesche fanden sich dagegen im Revier *Finsterberg*.

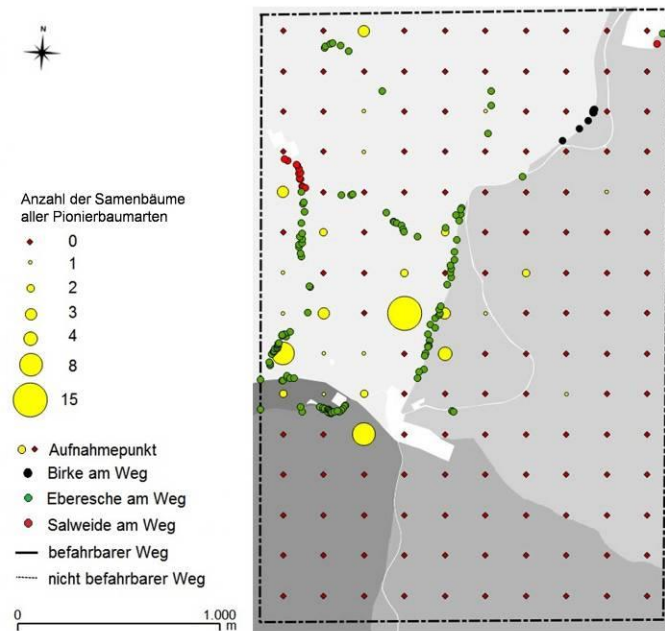


Abb. 9: Kartografische Darstellung der Samenbaumpotentiale an den Aufnahmepunkten (200 x 200 m) und befahrbaren Waldwegen auf der 600 ha großen Teilfläche im Untersuchungsgebiet

### 1.7.2 Schussfolgerungen für die Forstpraxis

Die Ergebnisse der Samenbauminventur haben ein unzureichendes Samenbaumpotenzial im Falle neuer Schadkatastrophen für einen großen Bereich des untersuchten Waldgebietes offengelegt. Besonders häufig fehlte es an **Birken und Salweiden**. Mit Ausnahme der ehemals aktiv geförderten Individuen an den Wegrändern waren diese Baumarten kaum in den Beständen zu finden. Aus diesem Grund ist die Schaffung von Lückeninitialen in den sonst geschlossenen Nadelwaldbeständen zur Begründung neuer Samenbaumpotentiale unabdingbar, sowie eine aktive Förderung vorhandener Individuen empfehlenswert (ATKINSON 1992, PERALA & ALM 1990).

Auch die **Eberesche** ist mit Ausnahme des Revieres *Schneekopf* in den Waldflächen stark unterrepräsentiert. Die große Dichte von Ebereschen-Samenbäumen im Bereich *Schneekopf* und *Schmücke* ist der lokalen Flächengeschichte als sowjetisches Sperrgebiet geschuldet. Pionierbaumarten brauchten nicht aktiv aus Forstkulturen entnommen werden, wie es für die Wirtschaftswälder zu dieser Zeit vorgegeben war (RÖHRIG & GUSSON 1990, LEDER 1992). Dieser flächenspezifische Sonderfall zeigt jedoch, dass Ebereschen, wenn sie im Bestand belassen werden, mit dem Hauptbestand aufwachsen und sich etablieren können. Allerdings gilt es, wie gleichermaßen für Birke und Salweide auch, die Baumarten aktiv zu fördern, indem Individuen oder Gruppen freigestellt werden. Denn alle Ebereschen-Samenbäume in den Beständen wiesen schlecht entwickelte Kronen, schlechte Qualitäten, geringe Stabilitäten, geringe Vitalitäten und mitunter erste Absterbeerscheinungen auf. Dies sind die Folgen einer fehlenden Pflege in der Vergangenheit. Dichtstand und mangelhafte Kronenentwicklung geht zudem häufig mit einer unzureichenden bis ausbleibenden Fruktifikation einher (GOCKEL 2016). Für das angestrebte Ziel der natürlichen

Wiederbewaldung im Falle neuer Schadkatastrophen stellen die zweifelsfrei vorhandenen Ebereschen-Samenbäume demnach keine optimale Ausgangssituation dar.

Zur Schaffung ausreichender Samenbaumpotentiale von Pionierbaumarten in den fichtenwald-dominierten Flächen gilt es zukünftig (i) Verjüngungsinitale zu schaffen, (ii) den Schutz der Verjüngung vor Wildverbiss zu gewährleisten und (iii) etablierte Individuen oder Gruppen turnusmäßig zu pflegen und damit die Kronenentwicklung sowie Einzelbaumstabilität zu fördern.

## Literatur

- AMEZAGA, I.; ONAINDIA, M. (1997): The effect of evergreen and deciduous coniferous plantations on the field layer and seed bank of native woodlands. *Ecography* 20 (3): 308–318.
- ARGUS, G.W. (2006): Guide to *Salix* (willow) in the Canadian Maritime Provinces (New Brunswick, Nova Scotia, and Prince Edward Island). E-Publishing, Ontario.
- ATKINSON, M.D. (1992): *Betula pendula* Roth (*B. Verrucosa* Ehrh.) and *B. pubescens* Ehrh. *Journal of Ecology* 80 (4): 837–870.
- BAKKER, J.P.; BAKKER, E.S.; ROSÉN, E.; VERWEJ, G.L.; BEKKER, R.M. (1996): Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7: 165–176.
- BASTIDE, J.P.; VAN VREDENBURCH, C.L.H. (1970): The influence of weather conditions on the seed production of some forest trees in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 461–490.
- BEKKER, R.M.; VERWEJ, G.L.; BAKKER, J.P.; FRESCO, L.F.M. (2000): Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology* 88: 594–607.
- BOSSUYT, B.; HEYN, M.; HERMY, M. (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33–48.
- BUCKLEY, G.P.; HOWELL, R.; ANDERSON, M.A. (1997): Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 2. The seed bank resource. *Biological Conservation* 82: 305–316.
- BURSCHEL, P.; HUSS, J. (1997): *Grundriss des Waldbaus - Ein Leitfaden für Studium und Praxis*. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin-Wien. 2. Aufl. 487 S.
- BURSE, K.-D.; SCHRAMM, H.-J.; GEILING, S.; MEINHARDT, H.; SCHÖLCH, M. (1997): Die forstlichen Wuchsbezirke Thüringens - Kurzbeschreibung. *Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 13, Gotha. 199 S.
- DONELAN, M.; THOMPSON, K. (1980): Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation* 17 (4): 297–311.
- EBRECHT, L.; SCHMIDT, W. (2008): Bedeutung der Bodensamenbank und des Diasporentransports durch Forstmaschinen für die Entwicklung der Vegetation auf Rückegassen. *Forstarchiv* 79: 91–105.
- ERLBECK, R. (1998): Die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) - ein Porträt des Baumes des Jahres 1997. In: SCHMIDT, O. (Hrsg.): *Beiträge zur Vogelbeere*. Berichte aus der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) 17: 2–14.

- FALIŃSKA, K. (1999): Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Białowieża National Park. *Journal of Ecology* 87: 461–475.
- FALIŃSKA, K. (1998): Long-term changes in size and composition of seed bank during succession: from meadow to forest. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 67 (3-4): 301–311.
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke - mit Karte 1:1.000.000. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 43, Stuttgart. 324 S.
- GOCKEL, S. (2016): Wachstumsreaktionen einzeln eingemischter Vogelbeeren (*Sorbus aucuparia* L.) in Fichtenjungbeständen nach Freistellung. Dissertation der Technischen Universität Dresden, Fachrichtung Umweltwissenschaften. 348 S.
- HACKER, H. (1999): Die Insektenwelt der Weiden. In: LWF (Hrsg.): Beiträge zur Silberweide. Berichte aus der Bayrischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Tagungsband zum Baum des Jahres 1999: 25–27.
- HECKER, U. (Hrsg.) (1998): Bäume und Sträucher. BLV Verlagsgesellschaft mbH, München, 2. Aufl. 478 S.
- HEINRICHS, S. (2010): Response of the understorey vegetation to select cutting and clear cutting in the initial phase of Norway spruce conservation. Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten der Georg-August-Universität Göttingen. 177 S.
- HILL, M.O.; STEVENS, P.A. (1981): The density of viable seed in soils of forest plantations in upland Britain. *Journal of Ecology* 69 (2): 693–709.
- HILL, M.O. (1979): The development of a flora in even-aged plantations. In: FORD, E.D.; MALCOLM, D.C.; ATTERSON, J. (Hrsg.): The ecology of even-aged forest plantations. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge, 175–192.
- HOSIUS, B.; LEINEMANN, L.; RÖHE, P.; VOTH, W. (2012): Genetische Untersuchungen von Hähersaaten. *AFZ-Der Wald* 5: 7–9.
- HYNYNEN, J.; NIEMISTÖ, P.; VIHERRÄ-AARNIO, A.; BRUNNER, A.; HEIN, S.; VELLING, P. (2010): Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescense* Ehrh.) in northern Europ. *Forestry* 83 (1): 103–119.
- JORDANO, P.; SCHUPP, E.W. (2000): Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecology Monographs* 70: 591–615.
- KEIDEL, S.; MEYER, P.; BARTSCH, N. (2008): Untersuchungen zur Regeneration eines naturnahen Fichtenwaldökosystems im Harz nach großflächiger Störung. *Forstarchiv* 79: 187–196.
- KOLLMANN, J. (2000): Dispersal of fleshy-fruited species: a matter of spatial scale? *Perspect. Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 29–51.
- KOMULAINEN M.; VIENO, M.; YARMISHKO, V.T.; DALETSKAJA, T.D.; MAZNAJA, E.A. (1994): Seedling establishment from seeds and seed banks in forests under long-term pollution stress: a potential for vegetation recovery. *Canadian Journal of Botany* 72: 143–149.
- LÄSSIG, R.; EGLI, S.; ODERMATT, O.; SCHÖNENBERGER, W.; STÖCKLI, B.; WOHLGEMUTH, T. (1995): Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurfflächen. In: Schweizerische Forstverein (Hrsg.): Entwicklung von Windwurfflächen in der Schweiz - Erste Forschungsergebnisse, Beobachtungen und Erfahrungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 146: 893–911.

- LEDER, B.; ASCHE, N.; DAME, G.; GERTZ, M.; HEIN, F.; KREIENMEIER, U.; NAENDRUP, G.; SONDERMANN, P.; SPELSBERG, G.; STEMMER, M.; WAGNER, H.-C.; E.; WREDE, E. v. (2007): Empfehlungen für die Wiederbewaldung der Orkanflächen in Nordrhein-Westfalen. Landesbetrieb Wald und Holz Nordrhein-Westfalen. 71 S.
- LEDER, B. (1992): Weichlaubhölzer - Verjüngungsökologie, Jugendwachstum und Bedeutung in Jungbeständen der Hauptbaumarten Buchen und Eiche. Schriftenreihe der Landesanstalt für Forstwissenschaft Nordrhein-Westfalen, Sonderband. 416 S.
- MCDONNELL, M.J. (1986): Old field vegetation height and the dispersal pattern of bird-disseminated woody plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 113: 6–11.
- MCDONNELL, M.J.; STILES, E.W. (1983): The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109–116.
- PERALA, D.A.; ALM, A.A. (1990): Regeneration silviculture of birch: a review. *Forest Ecology and Management* 32: 39–77.
- PRIEN, S. (1995): Struktur, waldbauliche Eigenschaften und waldbauliche Behandlung von Ebereschenvorwäldern. In: LÖBF (Hrsg.): Weichlaubhölzer und Sukzessionsdynamik in der naturnahen Waldwirtschaft. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forst/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen 4: 45–59.
- VAN PUTTEN, B.; VISSER, M.D.; 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.
- RASPÉ, O.; FINDLAY, C.; JACQUEMART, A.-L. (2000): *Sorbus aucuparia* L. *Journal of Ecology* 88: 910–930.
- RICHTER, J.; LEDER, B. (1990): Buchenvoranbauten unter Fichtenschirm. In: LAOF (Hrsg.): Laubholzkulturen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Forstwissenschaft Nordrhein-Westfalen 1: 5–33.
- RÖHRIG, E.; BARTSCH, N.; LÜPKE, B. v. (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Eugen Ulmer KG, Stuttgart (Hohenheim), 7. Aufl. 479 S.
- RÖHRIG, E.; GUSSON, H. A. (1990): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Band 2: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege. Verlag Paul Parey, Hamburg - Berlin, 6. Aufl. 314 S.
- SARVAS, R. (1952): On the flowering of birch and the quality of seed crop. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 40 (7): 1–35.
- SCHIECHTL, H. M. (1992): Weiden in der Praxis - Die Weiden Mitteleuropas, ihre Verwendung und ihre Bestimmung. Patzer-Verlag, Berlin-Hannover. 130 S.
- SCHMIDT, O. (1999): Vogelwelt und Weiden. In: LWF (Hrsg.): Beiträge zur Silberweide. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), Tagungsband zum Baum des Jahres 1999, S. 21–24.
- SCHMIDT, O. (1998): Vogelbeere und Tierwelt. In: SCHMIDT, O. (Hrsg.): Beiträge zur Vogelbeere. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) 17: 59–64.
- SCHMIDT-SCHÜTZ, A.; HUSS, J. (1998): Wiederbewaldung von Fichten-Sturmwurfflächen auf vernässten Standorten mit Hilfe von Pionierbaumarten. In: FISCHER, A. (Hrsg.): Die Entwicklung von Wald-Biozönosen nach Sturmwurf. ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Landsberg, S. 188–211.

- SCHÜTT, P.; SCHUCK, H.J.; STIMM, B. (Hrsg.) (2011): Lexikon der Baum- und Straucharten - Das Standardwerk der Forstbotanik. Nikol Verlagsgesellschaft mbH & Co KG, Hamburg. 581 S.
- STÄHR, F.; PETERS, T.; EISENHAUSER, D.-R. (2006): Potentielles Diasporenangebot von Stiel- und Traubeneiche im nordostdeutschen Tiefland - Erfassung, Verteilung und waldbauliche Bewertung. *Forst und Holz* 61 (1): 7–10.
- THOMPSON, K.; BAKKER, J.; BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge. 276 p.
- TIEBEL, K.; HUTH, F.; WAGNER, S. (2018): Soil seed banks of pioneer tree species in European temperate forests: a review. *iForest* 11: 48–57.
- TIEBEL, K.; KARGE, A.; HUTH, F.; WEHNERT, A.; WAGNER, S. (2017): Strukturelemente fördern die Samenausbreitung durch Vögel. *AFZ-Der Wald* 20: 24–27.
- TMLNU (2009): Anschreiben: Wiederbewaldung im Team - Folgeinventur im Staatswald. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.
- WAESCH, G. (2003): Montane Graslandvegetationen des Thüringer Waldes: Aktueller Zustand, historische Analyse und Entwicklungsmöglichkeiten. Dissertation der Georg-August-Universität Göttingen. CUVILLIER Verlag, Göttingen, 1. Aufl. 219 S.
- WOHLGEMUTH, T.; KRAMER, K. (2015): Waldverjüngung und Totholz in Sturmflächen 10 Jahre nach Lothar und 20 Jahre nach Vivien. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 166 (3): 135–146.
- WOHLGEMUTH, T.; KUHN, N.; LÜSCHER, P.; KULL, P.; WÜTHRICH, H. (1995): Vegetation- und Bodendynamik auf rezenten Windwurfflächen in den Schweizer Nordalpen. In: Schweizerische Forstverein (Hrsg.): Entwicklung von Windwurfflächen in der Schweiz - Erste Forschungsergebnisse, Beobachtungen und Erfahrungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 146: 873–891.
- ZERBE, S. (2009): Renaturierung von Waldökosystemen. In: ZERBE, S.; WIEGLEB, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, S. 153–182.
- Żywiec, M., Ledwoń, M., 2008. Spatial and temporal patterns of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) regeneration in West Carpathian subalpine spruce forest. *Plant Ecology* 194: 283–291.

## Danksagung

Die Studie wurde überhaupt erst möglich durch ein Promotionsstipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für Katharina Tiebel. Des Weiteren ist ThüringenForst, insbesondere dem Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha, für die finanzielle Unterstützung der umfangreichen Untersuchungen zur Samenausbreitung von Salweide zu danken. Sonja Gockel (Modellprojekt "Waldumbau in den mittleren, Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes") und den Mitarbeitern von ThüringenForst gilt unser Dank für die Flächenbereitstellung. Ein besonderer Dank geht an Antje Karge, Angelika Otto, Alexandra Wehnert, Jörg Wollmerstädt und Julia Möhring für die Unterstützung während der umfangreichen Feldaufnahmen, sowie an die Forstwirte von ThüringenForst für die Vor- und Nachbereitung der Versuchsflächen.