

ner ausreichend großen Anzahl von Bäumchen auf Kosten des Jagdpächters (vertraglich regeln)

- Bei Weigerung oder mangelhaften Erfolg Kündigung des Jagdpachtvertrages (vertragliches Sonderkündigungsrecht)

Verstärkte Fütterung des Wildes sichert hohe Wilddichten, verhindert aber nicht den Verbiss – und ist im Übrigen außerhalb der Notzeit auch nicht erlaubt.

**Ermöglicht mein Jagdpachtvertrag die Reaktion, die ich mir vorstelle?**

Ziel ist ein Jagdpachtvertrag, der Ihre Eigentümerziele sichert.

Viele Jäger und jagdliche Verbände bieten Jagdpachtverträge an, die dem Waldbesitzer als Inhaber des Jagdrechts seine Eingriffsrechte weitgehend nehmen.

Beispiel:

Die Wildschadenspauschale! Der Jagdpächter bezahlt einen vereinbarten Betrag und dann können ihm alle Schäden egal sein. Der Waldbesitzer hat keine Chance einzugreifen.

Bei der nächsten Gelegenheit werde ich einen Jagdpachtvertrag abschließen, der mir meine Eingriffsrechte sichert.

Unter anderem hat der Deutsche Forstwirtschaftsrat ein modulares Vertragsmuster ins Netz gestellt.

Jagd-pachtvertrag: [https://www.dfwr.de/images/PDFs/AfB/Vorschl%C3%A4ge\\_zu\\_inhaltlichen\\_Ausgestaltung\\_von\\_Jagd-pachtvertr%C3%A4gen\\_finale\\_Fassung\\_vom\\_12.09.2019.pdf](https://www.dfwr.de/images/PDFs/AfB/Vorschl%C3%A4ge_zu_inhaltlichen_Ausgestaltung_von_Jagd-pachtvertr%C3%A4gen_finale_Fassung_vom_12.09.2019.pdf)

**Wir sorgen für „Aufmunterung“ bei Waldbau und Jagd – die ANW!**

Wenn Sie Fragen haben, sprechen Sie uns an unter: [waldwild@anw-deutschland.de](mailto:waldwild@anw-deutschland.de)

Förderkennzeichen 35 15 685 A 01  
Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Wir bauen Brücken (Foto © H. von der Goltz)



„Aufmunterung im Treiben“ (Foto © H. von der Goltz)



# Vegetationsentwicklung unter Wildeinfluss

Ergebnisse aus dem Projekt BioWild (Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern)

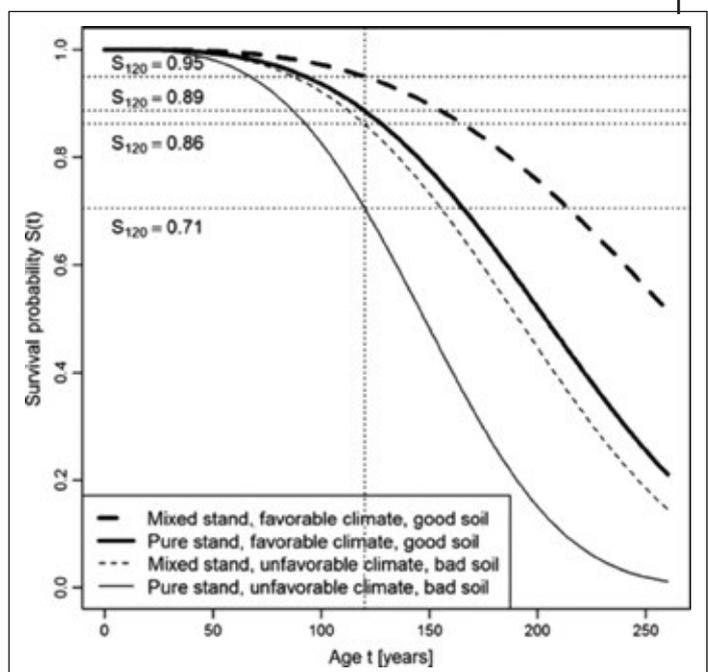
Torsten Vor und Christian Ammer

Nachdem sich leider die pessimistischsten Klimaszenarien in den vergangenen Jahren bewahrheitet und viele heimische Baumarten Kalamitäten erlitten haben, stellt sich die Frage, welchen Einfluss Schalenwildarten und deren Bejagung auf die jetzige und zukünftige Waldentwicklung haben können. Allgemein wird auf der Grundlage entsprechender Studien davon ausgegangen, dass baumartenreichere Wälder resilienter sind und Störungen damit besser abpuffern können als artenarme Waldökosysteme (z. B. Neuner et al. 2015, Abb. 1).

Dies betrifft aber nicht nur die Bäume selbst, sondern auch die gesamte Lebensgemeinschaft der Wälder. Viele in Wäldern vorkommende Insektenarten sind Spezialisten, die an einzelne und oft seltene Baumarten gebunden sind (Abb. 2). Vom Baumartenreichtum in unseren Wäldern profitieren also auch viele andere Organismen, was sich kaskadenartig über mehrere Trophieebenen fortsetzt.

Wie reich künftige Wälder an Mischbaumarten und anderen Gehölzarten sein werden, entscheidet sich allerdings häufig schon in der Verjüngungsphase, in der das Schalenwild einen wichtigen Einflussfaktor darstellt. Vor diesem Hintergrund wurde im BioWild-Projekt die fünfjährige Entwicklung der Waldbodenvegetation (Moose, krautige Gefäßpflanzen und Gehölze) auf gezäunten und ungezäunten Weiserflächen (Abb. 3) untersucht.

Abb. 1 Überlebenswahrscheinlichkeiten der Fichte sinken in Abhängigkeit von Umweltfaktoren schneller in Reinbeständen als in Mischbeständen (aus Neuner et al. 2015)



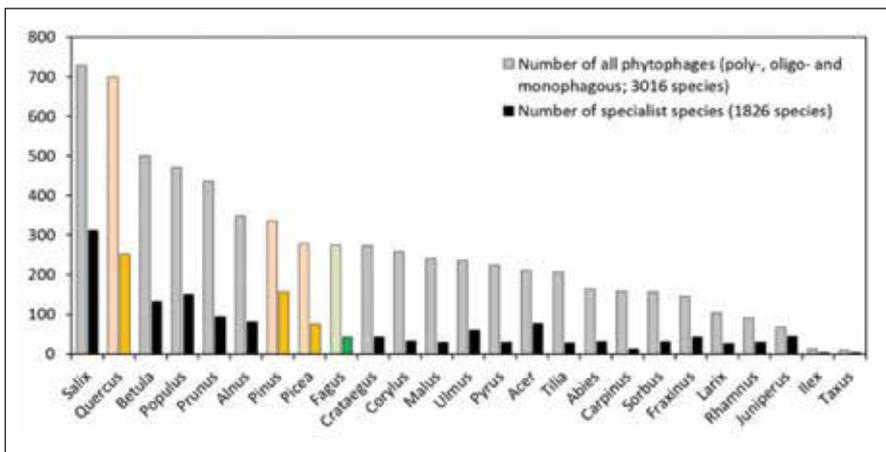


Abb. 2 Anzahl phytophager Insekten- und Milbenarten mit baumartengebundenem Vorkommen (Daten aus Brändle und Brandl 2001).

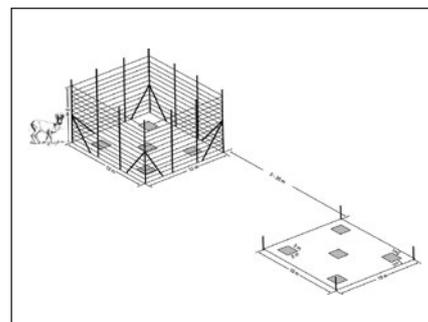


Abb. 3 Weiserflächenpaar verändert nach Reimoser und Suchant 1992. Die Gesamtvegetation und Gehölze > 50 cm Höhe wurden auf 100 m<sup>2</sup> aufgenommen, Gehölze ≤ 50 cm Höhe auf jeweils 5 Kleinflächen à 4 m<sup>2</sup>.



Gemischte Laubholzverjüngung ohne Verbissbeeinträchtigung, wie hier im Revier Beichlingen der Pilotregion Thüringen, ist das Ziel waldbaulicher und jagdlicher Bemühungen. (Fotos © T. Vor)

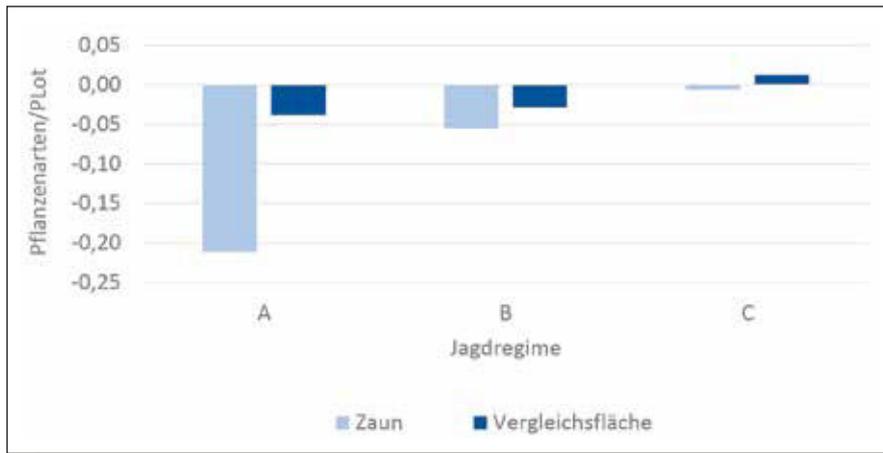
Untersuchungsflächen in Anlehnung an das Verfahren von Braun-Blanquet (1964) die Frage beantwortet werden, wie sich die Gesamtpflanzenartenzahlen (also nicht nur die Gehölze) mit und ohne Wildeinfluss in den fünf Untersuchungsjahren entwickelt haben. Hierbei ist folgendes zu beachten: Erstens kommen in einigen untersuchten Revieren nicht nur Reh- und Schwarzwild vor, sondern auch z. B. Rotwild, Damwild, Muffelwild, in Einzelfällen sogar Sika- und Gamswild. Zweitens waren die Trockenjahre (v.a. 2018, 2019 und 2020) in ihrem Ausmaß und in ihrer Wirkung auf die Flora bislang eher ungewöhnlich. Drittens sind wegen der unterschiedlichen standörtlichen Ausgangsbedingungen bzgl. der Nährstoff- und Wasserversorgung der Waldbestände auch verschiedene Pflanzenartenzahlen und -gesellschaften zu erwarten. Daher ist ein Vergleich zwischen den untersuchten Regionen nur bedingt möglich, der

Insgesamt standen für die Auswertungen 248 Weiserflächenpaare in 5 Regionen Deutschlands für die Untersuchungen zur Verfügung. Diese Regionen in Baden-Württemberg, Nordrhein-Westfalen, Saarland (mit wenigen Flächen in Rheinland-Pfalz), Sachsen-Anhalt und Thüringen decken standörtlich wesentliche Wald- und Forstgesellschaften Deutschlands ab, weshalb die Ergebnisse bis zu einem gewissen Grad verallgemeinerbar sind. Nähere Informationen zum Versuchsaufbau und Flächendesign können der Homepage des BioWild-Projekts (<https://www.biwildprojekt.de/>) entnommen werden. Hier sollen lediglich die wichtigsten Ergebnisse vorgestellt werden, wenngleich eine umfassende statistische Analyse noch nicht abgeschlossen ist.

Zunächst sollte mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen auf den 100 m<sup>2</sup> großen

Abb. 4 Entwicklung der Gesamtpflanzenartenzahlen (Moos-, Kraut- und Strauchschicht) auf den BioWild- Untersuchungsflächen (248 Weiserflächenpaare) mit und ohne Wildeinfluss der unterschiedlichen, von den Waldbesitzern und Forstverwaltungen selbstgewählten Jagdvarianten. A = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161).





**Abb. 5** Veränderung der Anzahl an Rote-Liste-Arten (für Deutschland, Kategorien „0“ – „3“, „G“, „R“ und „V“) pro Untersuchungsfläche (jew. 100 m<sup>2</sup>) zwischen 2016 und 2020. Jagdregime A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161). Die Unterschiede zwischen den gezäunten und ungezäunten Flächen und zwischen den Jagdregimen sind statistisch nicht signifikant ( $p < 0,05$ ).

direkte Zauneffekt ist jedoch problemlos aus der Differenz gezäunter und ungezäunter Flächen ableit- und für einzelne Jagdregime bewertbar. Die Gesamtpflanzenartenzahlen (Moos-, Kraut- und Strauchschicht) haben sich über den Projektzeitraum weder wesentlich verändert, noch ist ein signifikanter Zauneffekt in den einzelnen Jagdregimen erkennbar (Abb. 4).

Ähnlich gering waren die Einflüsse des Zaunschutzes und der Jagdregime auf die Zahl seltener Pflanzenarten (hier Rote-Liste Arten für Deutschland, Kategorien „0“ – „3“, „G“, „R“ und „V“). Die Veränderung der Anzahl seltener Arten war in allen Fällen minimal und statistisch nicht signifikant unterschiedlich (Abb. 5).

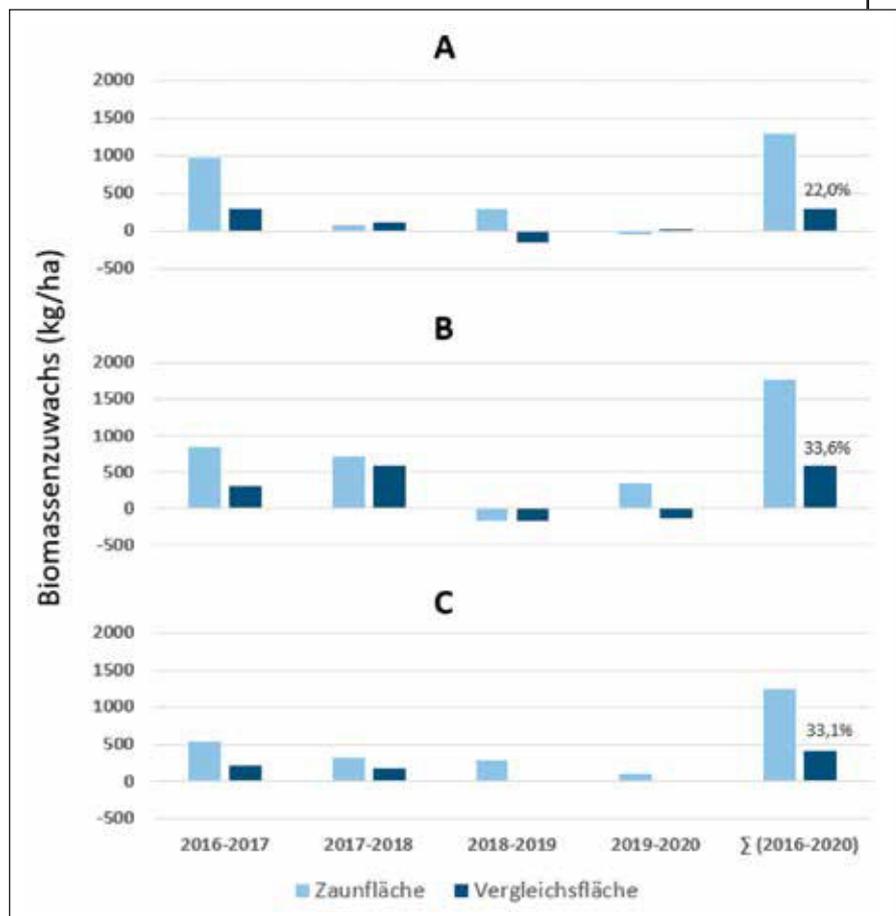
Anders hingegen verhielt sich die pflanzliche Biomasse (modelliert mit Daten der Vegetationsaufnahmen und dem Programm PhytoCalc nach Bolte (2006) und Bolte et al. 2009). So entwickelte sich mit Wildeinfluss die Pflanzenbiomasse deutlich langsamer als ohne Wildeinfluss (Abb. 6). Bezogen auf die Moos-, Kraut- und Strauchschicht (Gehölze bis 5 m Höhe) lagen die Zuwächse an pflanzlicher Trockensubstanz im Zeitraum 2016 bis 2020 außerhalb der Zaunflächen in Abhängigkeit des Jagdregimes nur bei durchschnittlich 22,0 bis 33,6 % der Werte im Zaun (alle Unterschiede statistisch signifikant,  $p < 0,05$ ). Die tendenziell größere Differenz zwischen gezäunten und ungezäunten Flächen unter angenommenem höherem Wildeinfluss (Jagdvariante A) unterscheidet sich jedoch nicht signifikant von den anderen Jagdregimen.

Neben den Vegetationsaufnahmen und der damit verbundenen Betrachtung aller Pflanzenarten wurden auch jährliche Untersuchungen der Gehölz-

entwicklung mit Einteilung in Höhen- und Altersstufen sowie Verbissansprachen durchgeführt. Anders als in den meisten forstlichen Vegetationsgutachten wurden hierbei auch Gehölze < 20

cm und Keimlinge (Sämlinge < 1 Jahr) angesprochen. Mit „Gehölzen“ sind neben den eigentlichen Baumarten auch verholzende Sträucher mit Ausnahme von Zwergsträuchern (z. B. Heidelbeere oder Besenheide) gemeint. Die Aufnahme dieser Arten erfolgte, da natürlich auch Straucharten maßgeblich zur Biodiversität von Wirtschaftswäldern beitragen und Äsung und Deckung für Wildtiere bieten. Bezogen auf die kleinsten und jüngsten Gehölze (< 20 cm und < 1 Jahr) konnten sowohl negative als auch positive Zauneffekte (s. Abb. 7) festgestellt werden, die sich durch die unterschiedlichen Präferenzen für Wildtiere und die jeweiligen Verjüngungsstrategien einzelner Gehölzarten erklären lassen. So ließen sich z. B. in manchen Jahren signifikant weniger Eichenkeimlinge unter Wildeinfluss (Abb. 8) finden, in anderen Jahren wurden dagegen mehr Birkenkeimlinge außerhalb der Zaunflächen aufgenommen. Insgesamt war der Wildeinfluss auf die Keimlingszahlen sowohl in Bezug auf die Keimlingsdichte als auch auf die Artenzahlen nicht signifikant, auch die Jagdregime spielten hierbei keine Rolle. Zu einem ähnlichen

**Abb. 6** Gesamter Zuwachs an pflanzlicher Biomasse (Trocken-substanz in kg/ha) in der Moos-, Kraut- und Strauchschicht auf den BioWild-Untersuchungsflächen in den Jagdregimen A, B und C. Jagdregime A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 52), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung (n = 35), C = „habitatanzupassende“ Wildbestände mit veränderter Bejagung (n = 161). Alle Zauneffekte sind signifikant ( $p < 0,05$ ), nicht jedoch Effekte der unterschiedlichen Jagdregime.



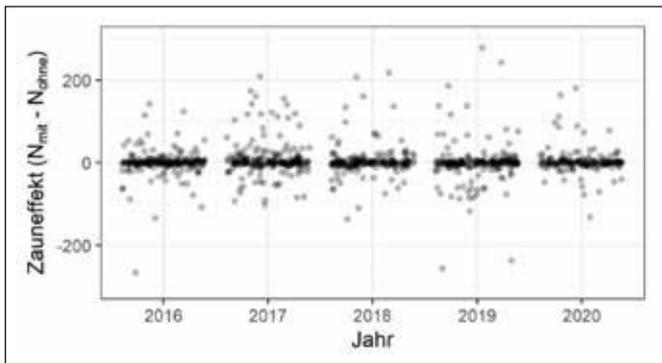


Abb. 7 Anzahl Keimlinge (< 1 Jahr) aller Gehölzarten pro Aufnahme­fläche (100 m<sup>2</sup>) als Differenz zwischen ge­zäunten und unge­zäunten Flächen (auf der Nulllinie bestehen keine Unter­schiede zwischen den ge­zäunten und unge­zäunten Flächen).

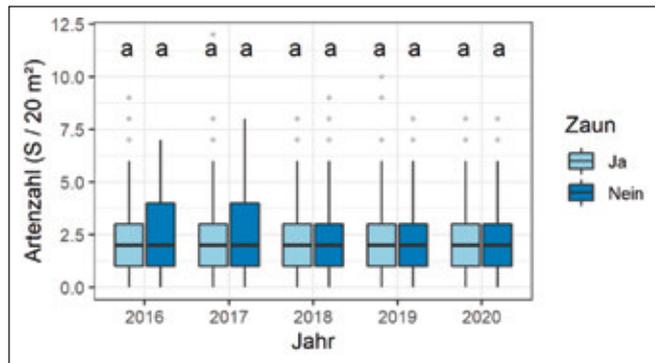


Abb. 9 Anzahl Gehölzarten (> 1 Jahr, < 20 cm, Sämlinge/ 20 m<sup>2</sup> Aufnahme­einheit) aller Zaun- und Vergleichs­flächen, dargestellt mit Medianen (dunkler Quer­strich), 25 – 75 %-Quartilen (blaue Box), 1,5 –facher Interquartilabstand als Maß für Maximalwerte („Whisker“ nach oben) und Aus­reißern (graue Punkte). Unterschiedliche Buchstaben oberhalb der Boxen würden signifikante (auf dem Niveau p < 0,05) Unter­schiede verdeutlichen. Diese bestehen in keinem Jahr, wie derselbe Buchstabe („a“) zeigt.

Schluss kommt man, wenn man nur die Gehölze bis 20 cm Höhe ohne die Keimlinge betrachtet (Abb. 9). Hier fällt aber auf, dass es sehr hohe Ausreißer nach oben gibt, das heißt, dass es auf manchen Flächen bis zu 12 verschiedene Gehölzarten auf 20 m<sup>2</sup> Aufnahme­fläche gab. Dies zeigt, dass nicht selten ein großes Verjüngungspotential vorhanden ist, das bei Nichtbeachtung dieser Höhenklasse unterschätzt wird.

Im Gegensatz zur kleinsten aufgenommenen Höhenklasse ließ sich bei den größeren Gehölzen (> 130 cm bis 500 cm Höhe) ein signifikanter Wildeinfluss auf die Artenzahl und Dichte der Gehölze (Abb. 10a und b) absichern. Dabei zeigte sich, dass die Unterschiede zwischen den ge­zäunten und den unge­zäunten Flächen über die Jahre zunah­men und sich sowohl hinsichtlich der Artendiversität der Gehölzarten als auch hinsichtlich der Dichte die höheren Werte im Zaun fanden.

Die außerhalb des Zauns zu beobachtende Entmischung der Verjüngung, die sich in dieser Höhenklasse manifestiert, zeigt sich besonders bei den „an-



Massiver Verbiss an der dominierenden Buche beweist übermäßigen Wildeinfluss, hier ein Beispiel aus der Pilotregion Nordrhein-Westfalen.

Abb. 8 Zauneffekt auf Eichenkeimlinge im Untersuchungs­gebiet Sachsen-Anhalt.



Nicht selten ist ein großes Verjüngungspotential vorhanden, das bei Nichtbeachtung der Keimlinge in der Höhenklasse unter 20cm unterschätzt wird.



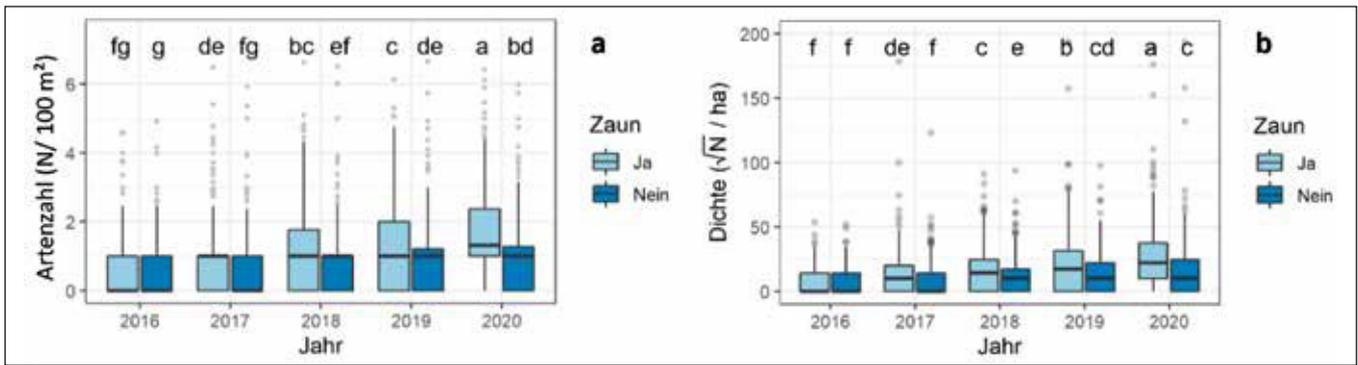


Abb. 10a und b. Artenzahl und Dichte vorkommender Gehölze > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild-Untersuchungsflächen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Effekte zwischen den gezäunten und ungezäunten Flächen an ( $p < 0,05$ ), Erklärung für die Box plots s. Abb. 6.

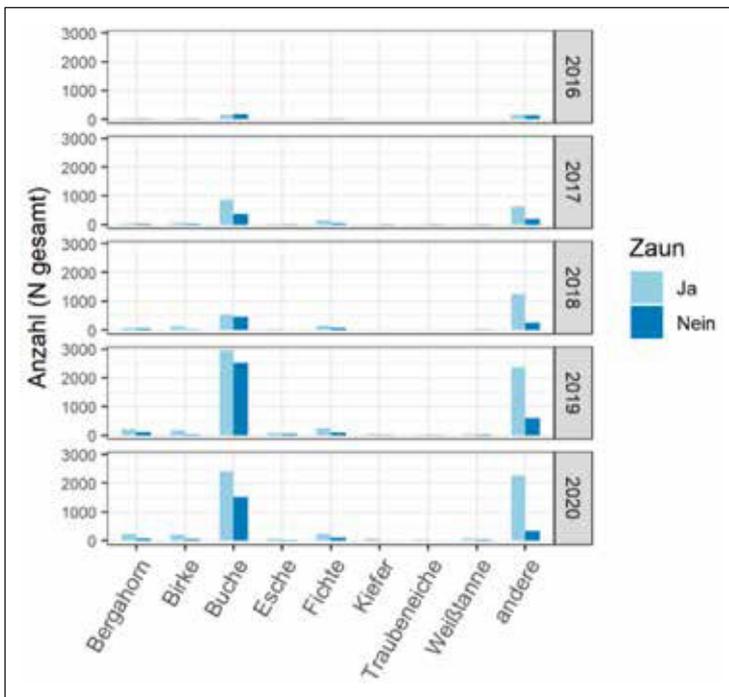


Abb. 11. Entwicklung der Gesamtzahl an Gehölzen > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild- Untersuchungsflächen ohne und mit Wildeinfluss. „Anderer“, insgesamt 73 Gehölze sind seltenere Arten, die nur vereinzelt vorkommen.

deren“, d.h. selteneren Gehölzen (Abb. 11). Darunter sind insgesamt 73 Arten (!) zusammengefasst.

Der Einfluss der verschiedenen Jagdregime auf Diversität und Dichte der Gehölze > 130 cm bis 500 cm Höhe war zum Teil signifikant (Abb. 12a und b). Wie sich zeigt, unterscheiden sich die Artenzahlen innerhalb und außerhalb der Zäune vor allem bei dem Jagdregime A („habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung). Insgesamt waren die Artenzahlen 2020 aber bei allen Jagdregimen auf den Zaunflächen höher als auf den ungezäunten Vergleichsflächen, die Dichte der Gehölze in dieser Höhenklasse dagegen nur in den Jagdregimen A und C.

**Die hier vorgestellten vorläufigen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:**

Schalenwildeinwirkungen haben die Artenzahl und Dichte der Gehölze > 130 cm Höhe signifikant beeinflusst, wodurch es in vielen Waldbeständen zur Entmischung der Gehölze kommt. Die Unterschiede zwischen den von den Waldbesitzenden selbst gewählten Jagdregimen waren bislang bezogen auf alle Untersuchungsflächen eher gering, wengleich in hier nicht dargestellten Einzelfällen doch deutlich. Dies kann neben der Bedeutung des Standorts für unterschiedliche Wuchsdynamiken auch damit zusammenhängen, dass in manchen Revieren aus verschiedenen Gründen

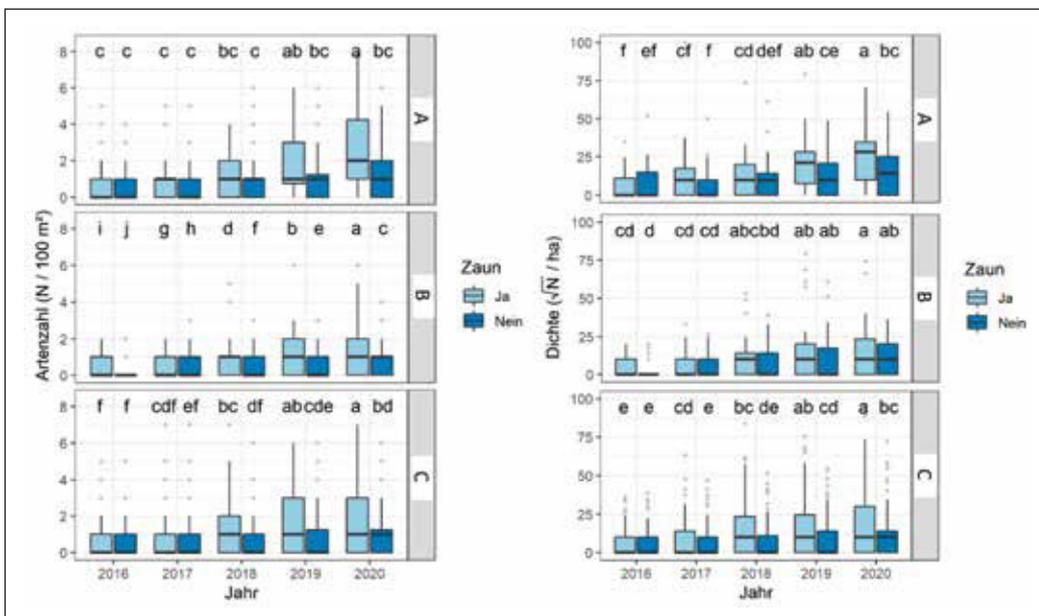


Abb. 12a und b. Artenzahl und Dichte vorkommender Gehölze > 130 cm – 500 cm Höhe auf den BioWild-Untersuchungsflächen in einzelnen Jagdregimen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Effekte an ( $p < 0,05$ ). Jagdregime A = „habitatunangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung ( $n = 52$ ), B = „habitatangepasste“ Wildbestände ohne Veränderung der Bejagung ( $n = 35$ ), C = „habitatunangepasste“ Wildbestände mit veränderter Bejagung ( $n = 161$ ), Erklärung für die Box plots s. Abb. 6.



Artenreiche Laubholzverjüngung und krautige Vegetation bei angepassten Wildbeständen auf Versuchsflächen in Thüringen.

nicht gemäß den Vorgaben und Möglichkeiten gejagt wurde oder gejagt werden konnte.

Unter allen Jagdregimen war ein signifikanter Wildeinfluss auf die pflanzliche Biomasse und die Artenzahlen der Gehölze > 20 cm Höhe messbar. Letztlich müssen die Waldbesitzenden festlegen, in welchem Ausmaß sie diesen Einfluss tolerieren.

Bislang ließen sich im BioWild-Projekt kaum Veränderungen bezogen auf die Gesamtzahl an Pflanzenarten (Moose, krautige Pflanzen und Gehölze) und seltenen Arten unter Wildeinfluss feststellen. Hier ist zu vermuten, dass vor allem einige krautige Arten vom Wildeinfluss indirekt profitieren, weil dieser die Kon-

kurrenz durch die Gehölze mindert. Andere Arten, wie beispielsweise das Weidenröschen oder seltene Gehölzarten, werden hingegen direkt durch Verbiss negativ beeinflusst. Insgesamt scheinen sich diese Entwicklungen bislang auszugleichen.

Für den zwingend notwendigen Waldumbau hin zu einer höheren Artenvielfalt an Baumarten zeigen die offensichtlichen Entmischungseffekte in größeren Höhenklassen der Waldverjüngung jedoch, dass sich die auf vielen Standorten zu findende Baumartenvielfalt in niedrigen Höhenklassen nur durch geeignete jagdliche Maßnahmen erhalten lässt. Außerdem legen die Ergebnisse aus dem BioWild-Projekt nahe, dass die

hohe Dynamik der Gehölzentwicklung besonders auf besseren (nährstoffreicheren und feuchteren) Standorten zwingend eine zeitige Mischungsregulierung zur Unterstützung konkurrenzschwächerer Arten erfordert.

Im Rahmen forstlicher Vegetationsgutachten sollten auch kleine ( $\leq 20$  cm) und größere ( $> 130$  cm) Gehölze mit aufgenommen werden, um das gesamte Verjüngungspotential der Standorte lokal einschätzen zu können und ein Maß für die „Etablierungsrate“ junger Bäume jenseits der Äserhöhe des Rehwilds und anderer Schalenwildarten zu erhalten.

### Literatur

- Bolte, A. 2006. Biomasse- und Elementvorräte der Bodenvegetation auf Flächen des forstlichen Umweltmonitorings in Rheinland-Pfalz (BZE, EU Level II). Ber. Forschungsz. Waldökosysteme B 72. 45 S.
- Bolte, A., Czajkowski, T., Bielefeldt, J., Wolff, B., Heinrichs, S. 2009. Schätzung der oberirdischen Biomassevorräte des Baum- und Strauchunterwuchses in Wäldern auf Basis von Vegetationsaufnahmen. Forstarchiv 80, 222-228
- Brändle, M., Brandl, R. 2001. Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. Journal of Animal Ecology 70, 491-504
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag Wien, 3. Auflage
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V.C., Hahn, W.A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K., Knoke, T. 2015. Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. Global Change Biology 21, 935-946.
- Reimoser, F., Suchant, R. 1992. Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 163, 27-31

## Wie bedeutend ist Wildverbiss für den Höhenzuwachs und für die Ökosystemleistungen unserer Wälder?

Kai Bödeker und Thomas Knoke

Wechselwirkungen zwischen Pflanzen und Schalenwild, wie z. B. Rehen (*Capreolus capreolus* L.) und Rotwild (*Cervus elaphus* L.), sind ein elementarer Bestandteil terrestrischer Ökosysteme (Terborgh, 2001). In Waldökosystemen vermag es Schalenwild, die Struktur, Zusammensetzung und Entwicklung der Wälder zu prägen (Ammer, 1996; Ammer et al., 2010; Bernard et al., 2017; Bödeker et al., 2021; Knight et al., 2005; Rooney, 2001). Kontinuierlich steigende Wildtierbestände, insbesondere die Rehwildpopulationen, im dicht besiedelten

West- und Zentraleuropa in den letzten Jahrhunderten führten jedoch zu einem Ungleichgewicht im Habitat Wald (Andersen et al., 1998; Hothorn & Müller, 2010). Bei den vielfältigen gesellschaftlichen Ansprüchen an den Wald (z.B. Holznutzung, Kohlenstoffspeicherung und Jagd), entstehen so Interessenskonflikte, die in der Forstwirtschaft und -wissenschaft seit Jahrzehnten kontrovers diskutiert werden (z.B. Clasen et al., 2017; Ward et al., 2004). In diesem Kontext ist das BioWild-Projekt unter Beteiligung der Georg-August-Universi-

tät Göttingen, der TU Dresden, der TU München und der ANW Deutschland e.V. Ende 2015 ins Leben gerufen worden, um die Wald-Wild-Wechselwirkungen in Wirtschaftswäldern, auf verschiedensten Standorten in Deutschland wissenschaftlich zu untersuchen. Dafür wurden in fünf Pilotregionen 248 Weisergatter errichtet, auf denen zwischen 2016 und 2020 jährlich die krautige und verholzte Vegetation inventarisiert wurden. Wir wollen in diesem Artikel einen Teil der Erkenntnisse darstellen, die an der Professur für Waldinventur und

nachhaltige Nutzung der TU München erarbeitet wurden. Insbesondere interessierte uns der Einfluss des Schalenwildes auf die Höhenentwicklung junger Bäume, als auch auf die Ökosystemleistungen in den BioWild-Pilotregionen.

**Zur Bedeutung von Wildverbiss für den Höhenzuwachs junger Bäume**

**Was wir schon wissen**

Wird ein Verjüngungsbäumchen verbissen, wird ihm Biomasse entzogen. Biomasseentzug steht im engen Zusammenhang mit einer verminderten Vitalität des verbissenen Individuums, führt aber nicht zwangsläufig zu dessen Absterben (Kupferschmid et al., 2014). Sukzessiver Verbiss, insbesondere Leittriebverbiss, verringert jedoch das Höhenwachstum und die Konkurrenzfähigkeit des Individuums (Bergquist et al., 2003; Kuijper et al., 2010). Bei der Erschließung knapper Ressourcen, wie z. B. Licht, ist das verbissene Bäumchen im Nachteil gegenüber einem unverbissenen Exemplar. Wird eine Baumart selektiv verbissen, aufgrund ihrer Knospenschmackhaftigkeit oder ihrer Seltenheit verschiebt sich die Konkurrenzsituation in der Verjüngungsschicht zu dessen Ungunsten und es kommt zu Mortalität und Entmischungseffekten (Ammer, 1996; Connell, 1990; Johnson, 1980; Scott et al., 2009; Vavra et al., 2007).

Bereits Eiberle und Nigg (1987) konnten verbissbedingte Höhenwachstumsverluste mit Mortalität in der Verjüngungsschicht korrelieren. Mortalitätsursachen können allerdings vielfältig und nicht nur verbissbedingt sein, wie Mortalität durch Ausschattung durch eine konkurrenzstarke Baumart, z.B. der Buche, oder ausbleibende Niederschläge (Ammer, 2016; Annighöfer et al., 2015; Schuldt et al., 2020). Doch bevor ein Bäumchen abstirbt, sei es verbissbedingt oder im Rahmen der natürlichen



Was beeinflusst die Höhenentwicklung?  
Wie viel Verbiss ist tolerierbar?

28.11.2021

RAJ BÖCKER UND THOMAS ENCKE

Differenzierung, kommt es zuerst zu Höhenwachstumsverlusten.

**Methodik**

Vor diesem Hintergrund haben wir uns auf den Versuchsfeldern des BioWild-Projektes den vielfältigen Einflüssen auf den Höhenzuwachs gewidmet: Mittels eines sogenannten Random Forest Modells, das sich Methoden des maschinellen Lernens bedient, modellierten wir über die Generierung zahlreicher Entscheidungsbäume aus den Einflussvariablen (wie Verbiss, Licht, Klima, Fragmentierung, Jagd) den mittleren jährlichen Höhenzuwachs der einzelnen Weisergatter- und Vergleichsflächen (Breiman, 2001). So konnte zum einen die Bedeutung der einzelnen Einflussvariablen auf den Höhenzuwachs bestimmt und zum anderen die direkte Abhängigkeit einer Einflussvariable zur Zielvariablen Höhenzuwachs grafisch dargestellt werden (s. Abbildung 1 & 2).

**Ergebnisse**

Das Modell hob Verbiss als einen bedeutsamen Einflussfaktor hervor. Gerade bei seltenen Laubbaumarten, die in den Pi-

lotregionen selektiv verbissen wurden, war Wildverbiss noch vor Licht- oder Klima-Variablen statistisch am einflussreichsten. Die Höhenzuwachs-Verbiss-Modelle zeigen bei steigender Verbisswahrscheinlichkeit (vergleichbar mit dem Verbissprozent) deutliche Kipppunkte, bei denen das Höhenwachstum ein-



Diese vielfach und jahrelang verbissene Tanne hat kaum Überlebenschancen. (Foto ÖKOJAGD © W. Hockenjos)

bricht und auf einem permanent niedrigeren Niveau verharrt (s. Abbildung 1 & 2). Beispielsweise liegt dieser Kipppunkt bei einer Verbisswahrscheinlichkeit von 7% bei der Tanne (s. Abbildung 1), oder 13% bei der Baumartengruppe „anderen Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer“ (aLh) (s. Abbildung 2). Diese Kipppunkte könnten als Verbiss-Grenzwert innerhalb der buchendominierten Bio-Wild-Projektgebiete gehandhabt werden. Langfristig sollte der Grenzwert nicht überschritten werden, um Entmischungseffekte in der Verjüngung und damit auch im adulten Bestand zu vermeiden.

Die Differenzen der Höhenzuwachsverluste unter Verbissdruck lassen sich zum einen durch das baumartenspezifische

**Methode**

- Fokus auf Höhenzuwachs (und Verbiss)
- Zahlreiche erklärende Variablen unterschiedlicher Wahrscheinlichkeitsverteilungen

28.11.2021

RAJ BÖCKER UND THOMAS ENCKE

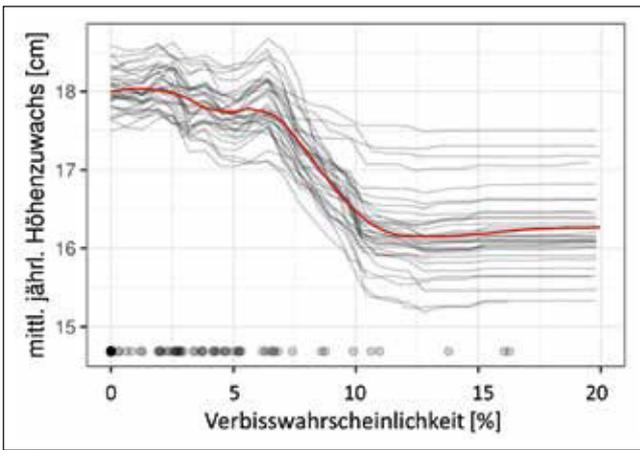


Abb. 1: Mittlerer jährlicher Höhenzuwachs bei Tanne in Abhängigkeit von der Verbisswahrscheinlichkeit (basierend auf den Daten aller Pilotregionen); Kippunkt etwa bei 7%; durchschnittliche Verbisswahrscheinlichkeit: 5%.

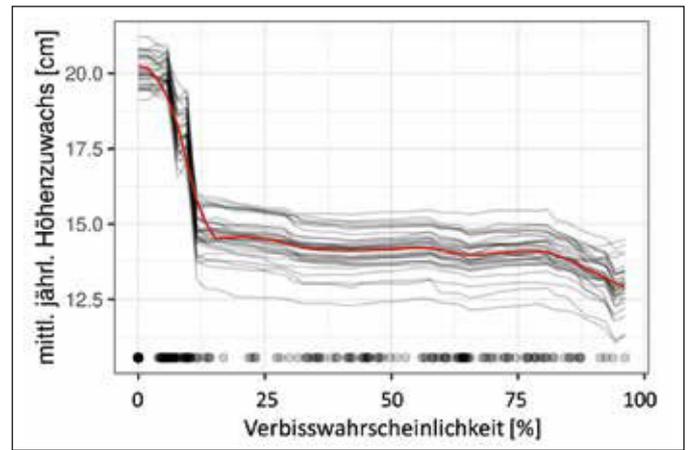


Abb. 2: Mittlerer jährlicher Höhenzuwachs bei der Baumartengruppe "andere Laubbaumarten mit hoher Lebensdauer" in Abhängigkeit von der Verbisswahrscheinlichkeit (basierend auf den Daten aller Pilotregionen); Kippunkt etwa bei 13%; durchschnittliche Verbisswahrscheinlichkeit: 59,5%.

sche Verzweigungssystem (monopodial, sympodial) erklären, aber auch durch die lokal vorherrschenden Licht- und Konkurrenzverhältnisse: In den allermeisten BioWild-Projektgebieten ist die Buche die führende Baumart im Altbestand und in der Verjüngungsschicht. Dies führt zu einem hohen Konkurrenzdruck durch die Buche, insbesondere für die seltenen Mischbaumarten bei nur mäßigen Lichtverhältnissen. Licht ist wiederum ein wichtiger Einflussfaktor, der über die Verweildauer eines Bäumchens am Boden entscheidet. Je dunkler es war, desto geringer war der mittlere jährliche Höhenzuwachs in den Pilotregionen. Je länger ein Bäumchen allerdings in Äserhöhe bleibt, desto länger besteht die Möglichkeit, dass es verbissen wird und desto geringer fällt die langfristig tolerierbare Verbisswahrscheinlichkeit aus.

### Auswirkungen einer veränderten Bestandeszusammensetzung auf Ökosystemleistungen

Ökosystemleistungen umfassen eine Reihe von Ökosystemaspekten, welche für uns nützlich sind, beispielsweise die

Bereitstellung von Holz oder die Klimaregulation durch Speicherung von Kohlenstoff. Selektiver Verbiss kann, wie oben gezeigt, die Konkurrenzverhältnisse und damit auch die Baumartenzusammensetzung in einem Waldbestand verschieben. Die Baumartenzusammensetzung wiederum beeinflusst die Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Die Zusammensetzung unserer Waldbestände wird aber nicht allein durch den Wildeinfluss bestimmt. Waldbesitzer können die Baumartenzusammensetzung steuern, z.B. durch Pflanzung, Saat bzw. Naturverjüngung (gezielte Umlichtung der Altbäume, die sich verjüngen sollen). Eine solche gezielte Steuerung ist auf den BioWild-Projektflächen jedoch nicht bzw. selten erfolgt, sodass die konkurrenzstarke Buche auf den meisten Untersuchungsflächen dominiert.

Im Folgenden stellen wir zunächst anhand eines zuvor durch Optimierungen hergeleiteten „idealen“ Mischbestandes dar, was der Verlust einer Baumart für die Bereitstellung verschiedener Ökosystemleistungen bedeutet, ohne dies aber am Wildverbiss festzumachen. Nachfolgend wollen wir dann, beispielhaft für die Bio-

Wild-Pilotregion Baden-Württemberg, den Wildeinfluss auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen bewerten. Beispielhaft verwenden wir dazu die bisher gemessenen Baumartenanteile (Laub/Nadelholz) in der Pilotregion Baden-Württemberg, mit und ohne Wildeinfluss (repräsentiert durch gezäunte Flächen) als einschränkende Bedingungen für neue Optimierungen, um den Einfluss des Wildes zu verdeutlichen.

### Verlust einzelner Baumarten in einem Mischbestand

Unsere Optimierungen für Mittelgebirgsverhältnisse in Süddeutschland zeigen eine empfehlenswerte Entwicklung des Holzvorrates und optimale Mischungsanteile. Diese Bestandesstruktur und -entwicklung bietet dem Waldbesitzer die Möglichkeit, sich durch zeitliche (Abfolge der Holzeinschläge) und räumliche Diversifikation (Baumartenanteile) möglichst gut vor schlechten Ergebnissen zu schützen. Das Optimierungsmodell wurde bereits publiziert (Knöke et al., 2020). Es zeichnet sich dadurch aus, dass die Baumartenzusammensetzung und die Eingriffsstärken nicht vorab definiert werden müssen; diese Informationen sind vielmehr Ergebnisse der Optimierung. Wir unterstellen bei den Optimierungen, dass der Waldbesitzer sich gegen Risiken absichern möchte, aber dennoch ein möglichst gutes ökonomisches Ergebnis erzielen will (hier ausgedrückt durch den Bodenertragswert und die Bodenrente).

Unser Beispiel beinhaltet als optimales Ergebnis einen Mischwald aus Tanne, Fichte und Buche, wobei kein Kahlschlag erfolgt (Abbildung 3). Die Eingangsdaten stammen von ertragskundlichen Wachstumsfunktionen (Pretzsch et al., 2014), zudem berücksichtigen die Optimierungen aktuelle Ausfallrisiken für den Bestand nach Brandl et al. (2020).



## Auswirkungen von Wildverbiss auf Ökosystemleistungen

Optimierungen zur waldbaulichen Zielfindung

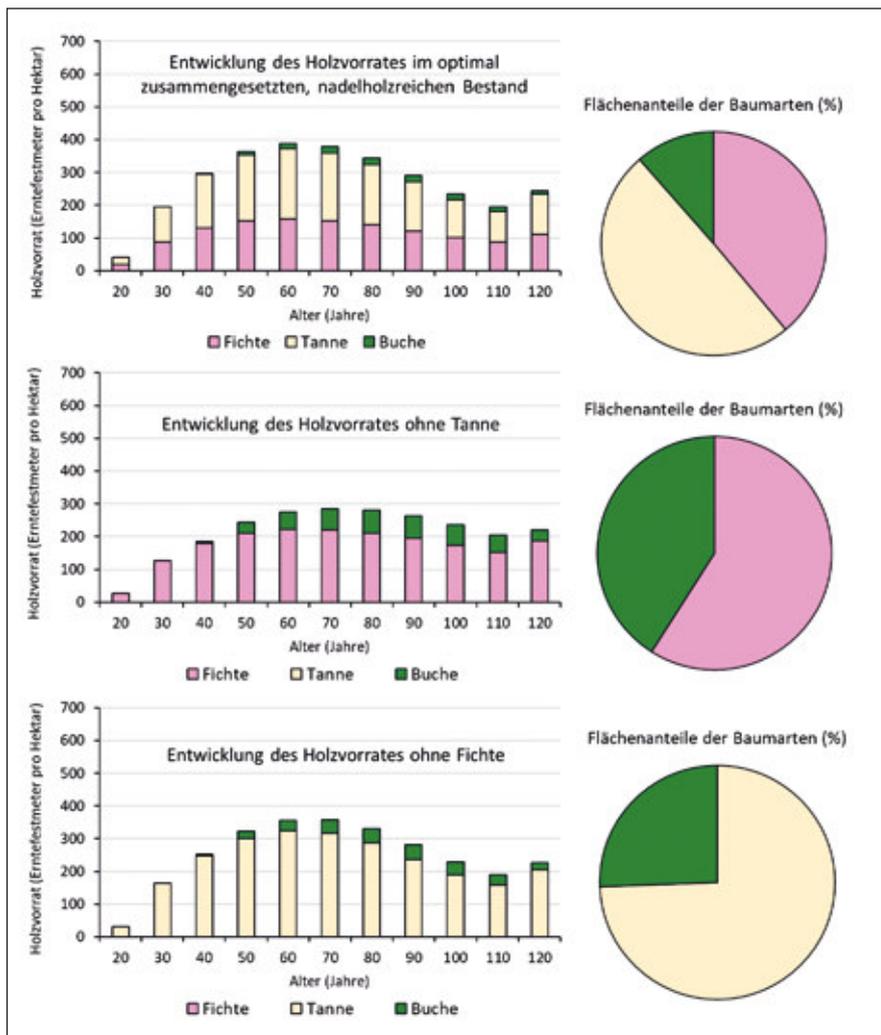


Abb. 3: Baumartenzusammensetzung und optimale Entwicklung des Holzvorrates in einem Mischbestand aus drei Baumarten (oben) und bei Verlust entweder der Tanne (Mitte), oder der Fichte (unten).

non-Index der vorhandenen Anzahl und Größe der Altersklassen der Bestände bewertet. Sowohl die Entwicklung des Holzvorrates (gestaffelte Holzeinschläge, keine Kahlschläge), als auch die Baumartenzusammensetzung unseres „idealen“ Mischwaldes weisen einen hohen Diversifikationsgrad auf (s. Abbildung 3 oben). Auch unter Ausschluss einer Baumart (in unserem Beispiel entweder Fichte oder Tanne) erwies sich ein hoher zeitlicher und räumlicher Diversifikationsgrad als vorteilhaft.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass der Verlust einer Baumart zu deutlich schlechteren Ergebnissen der ökonomisch geprägten Kennwerte führt, teils fallen aber auch andere Ökosystemleistungen wesentlich ab. Insbesondere der Verlust der Tanne führt zu deutlich geringeren Holzvorräten (s. Abbildung 3) und damit verbunden auch zu einer deutlich gesenkten durchschnittlichen Speicherung von Kohlenstoff (76 Tonnen pro Hektar mit und 56 Tonnen pro Hektar ohne Tanne) (s. Tabelle 1). Auch der Bestandesrisikoindex wird merklich größer, wenn die Tanne fehlt.

### Wildeinfluss am Beispiel der Bio-Wild-Pilotregion Baden-Württemberg

Auf den gezäunten Flächen in Baden-Württemberg hat sich bislang ein Laubholzanteil von 66% (34% Nadel-Mischbaumarten) ohne Wildeinfluss eingestellt, wohingegen die ungezäunten Flächen einen Laubholzanteil von 84% (16% Nadel-Mischbaumarten) unter dem Einfluss von Wild aufwiesen. In unserer auf diesen Daten aufbauenden Simulation haben wir den Laubholzanteil im Modell der Baumart Buche zugewiesen und den Nadel-Mischbaumartenanteil der Fichte und der Tanne. Die Verteilung des Nadelholzanteils auf Fichte und Tanne wurde dabei nicht vorgegeben, da hierzu die Datenlage zu dünn war. Zudem wurden für die Simu-

Anhand der Ausfallrisiken kann man eine Standardabweichung für die erwarteten Deckungsbeiträge ableiten. Darauf aufbauend haben wir für jede Baumart ein optimistisches Szenario der Deckungsbeiträge und ein pessimistisches Szenario integriert. Das pessimistische Szenario weist eine Differenz zum optimistischen Szenario von der dreifachen Standardabweichung auf. Jede paarweise Kombination zwischen optimistischen und pessimistischen Szenarien haben wir dann in Form von entsprechenden Eingangsinformationen berücksichtigt.

Basierend auf diesen Eingangsdaten ermittelte dann ein Optimierungsalgorithmus diejenige Baumartenmischung und Verteilung der Holzentnahmen, welche den Abstand zwischen der Bodenrente im schlechtesten Szenario zur Bodenrente im bestmöglichen Szenario minimierte. Der verbleibende Abstand bildet eine Spanne zwischen erwarteter optimistischer und pessimistischer Zielerreichung. Die Spannbreite wurde in der Tabelle 1 als Risikoindikator interpretiert. Je größer die Spannbreite, desto höher die potenzielle negative Abwei-

chung vom Kennwert, umso höher das Risiko für den Waldbesitzenden.

Des Weiteren haben wir Ökosystemleistungen und Indikatoren, wie den Kohlenstoffspeicher des stehenden Bestandes (über alle Altersklassen gemittelt) und die Heterogenität der optimierten Bestände bewertet (s. Tabelle 1). Die Heterogenität wurde über den Shan-

Tab. 1: Ökonomische und ökologische Kennwerte für die drei Bestandestypen.

Kennwert	Mischwald Tanne-Fichte-Buche	Ohne Tanne	Ohne Fichte
Bodenertragswert [€/Hektar] (Zinsrate 1,5%)	8.562	5.448	7.254
Äquivalente Jahresrente (Deckungsbeitragsäquivalent oder auch Bodenrente) [€/(Hektar x Jahr)]	128	82	109
Summe der Deckungsbeiträge über 120 Jahre [€/Hektar]	24.070	15.953	22.015
Durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung [Tonnen C/Hektar]	76	56	76
Heterogenität	3,21	3,01	2,85
Risikoindex [%]	9,0	16,3	12,9

lation ohne Wildeinfluss 55% geringere Kulturkosten unterstellt als für die Simulation mit Wildeinfluss. Die geringeren Kulturkosten wurden anhand der schon vorhandenen Stückzahl an Bäumchen mit einer Höhe von über 1,3 Meter abgeleitet. Es fanden sich mehr als dop-

pelt so viele Bäume dieser Größe ohne Wildeinfluss. Auch wenn sich mit Einfluss von Wild in der Zukunft genügend solcher Bäumchen entwickeln könnten, habe wir immerhin einen zeitlichen Vorsprung für den Fall ohne Wildeinfluss, so dass die Annahme eines Vorteils bei

der Bestandesbegründung auch dann gerechtfertigt ist.

Durch die Vorherrschaft der extrem konkurrenzstarken Buche fallen die erwarteten Vorratsentwicklungen unabhängig vom Wildeinfluss bei realen Baumartenzusammensetzungen deutlich niedriger aus, als im nadelholzreicheren Optimalbestand (vgl. Abbildung 4). Darüber hinaus ist auch der Einfluss des Schalenwildes erkennbar: Unter dem Einfluss des Wildes ergeben sich noch einmal niedrigere Vorräte als ohne Wildeinfluss. Am deutlichsten lässt sich der Wildeinfluss an den ökonomischen Kennwerten erkennen. Mit Wildeinfluss sinkt die Bodenrente um 53 Euro pro Hektar pro Jahr. Auch zeichnet sich ein Wildeinfluss bei der Heterogenität ab, was sich in einem niedrigeren Shannon-Index der Altersklassen zeigt und zudem steigt der Risikoindex. Lediglich der durchschnittliche Kohlenstoffspeicher sinkt bei Wildeinfluss nur geringfügig um 2 Tonnen pro Hektar (s. Tabelle 2).

**Fazit**

Das Höhenwachstum der Waldverjüngung ist ein wichtiger Indikator, um verjüngungshemmende Einflüsse frühzeitig zu erkennen. Verbiss ist hier meist einer der bedeutendsten Einflussgrößen. Gerade bei den seltenen und deshalb auch selektiv verbissenen Laubbaumarten ist Wildverbiss sogar der statistisch bedeutendste Einflussfaktor, meist sogar noch vor der Variablen Licht. Werden bei zu hohem Verbiss die beobachteten Kippunkte im Höhenwachstum erreicht, kommt es zu Entmischungseffekten in der Verjüngungsschicht. Die sich daraus entwickelnden Bestände weisen eine geringere Baumartendiversität und Altersklassenheterogenität auf, was sich auch in höheren Bestandesrisiken widerspiegelt. Auch wichtige weitere Ökosystemleistungen über die Holzproduktion hinaus können durch den Wildeinfluss reduziert werden. Vornehmlich konnten wir jedoch eine Reduktion der ökonomischen Kennwerte konstatieren. So sank unter Wildeinfluss die Bodenrente um 53 Euro pro Hektar pro Jahr (- 67 %). Dieser wildbedingte Verlust übersteigt deutlich die gängigen Jagdpacht-Einnahmen eines Waldbesitzenden. Weiterhin wollen wir festhalten, dass es artenreiche Mischbestände (sowohl aus Laub- als auch Nadelhölzern) braucht, um Bestandesrisiken in Wirtschaftswäldern reduzieren zu können.

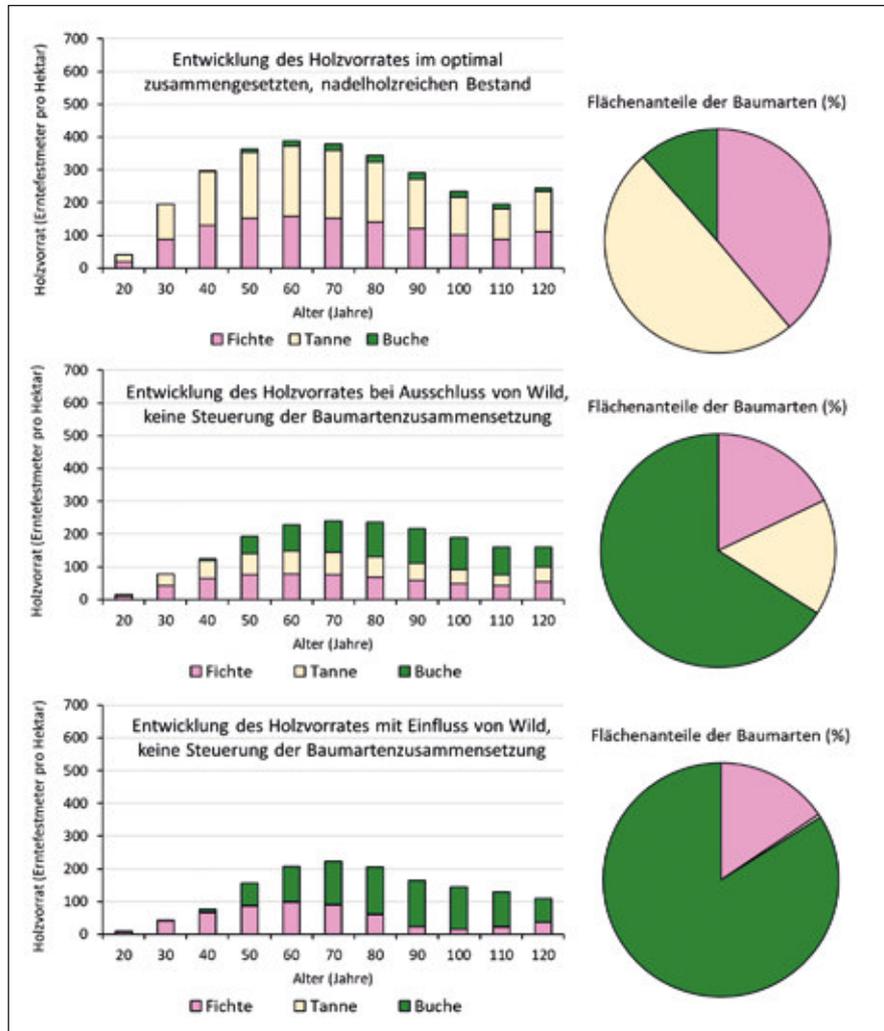


Abb. 4: Baumartenzusammensetzung und optimale Entwicklung des Holzvorrates in einem Mischbestand aus drei Baumarten (oben) und unter Beachtung der auf den Versuchsflächen gemessenen Baumartenanteile, einmal ohne (Mitte) und mit Wildeinfluss (unten)

Tab. 2: Ökonomische und ökologische Kennwerte für den "idealen" Mischbestand und für die zwei Bestandestypen basierend auf den Zaun- und Vergleichsflächen in der BioWild-Pilotregion Baden-Württemberg.

Kennwert	Mischwald Tanne-Fichte-Buche (Optimum)	Ohne Wildeinfluss (Zaunfläche)	Mit Wildeinfluss (Vergleichsflächen)
Bodenertragswert [€/Hektar] (Zinsrate 1,5%)	8.562	5.260	1.762
Äquivalente Jahresrente (Deckungsbeitragsäquivalent oder auch Bodenrente) [€/(Hektar x Jahr)]	128	79	26
Summe der Deckungsbeiträge über 120 Jahre [€/Ha]	24.070	15.049	11.604
Durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung [Tonnen C/Hektar]	76	56	54
Heterogenität	3,21	3,22	2,73
Risikoindex [%]	9,0	18,7	21,8

Kai Bödeker und Thomas Knoke  
 Professur für Waldinventur und Nachhaltige Nutzung,  
 TUM School of Life Sciences,  
 Technische Universität München  
 kai.boedeker@tum.de

Literaturverzeichnis beim Verfasser

# Monitoring, Jagd und Anpassung Jagdmethoden

Claudia Jordan-Fragstein, Michael Müller



Fakultät Umweltwissenschaften  
Institut für Waldbau und Waldschutz  
Professur für Waldschutz



## Wichtige Bausteine der Methodik

- Modifikationen in den Jagdregimen, insbesondere bereits bewährte Synchronisationen zwischen Bejagung und Erlegung, Mindestforderungen oder Aufhebung bei Abschussplänen sowie vier bis fünf Monate absolute Jagdruhezeiten; In allen Fällen unter Beachtung von § 22 Abs. 4 BJagdG
- Absolute Jagdruhe, wenn  $T < -10\text{ °C}$ , verharschte oder Schneedecke über 50 cm Höhe unabhängig von der Erlegungszeit
- Jagdvarianten:
  - HUW = Habitat unangepasste Wildbestände – keine Jagdregimeänderung **A**
  - HAW = Habitat angepasste Wildbestände – keine Jagdregimeänderung **B und B\***
  - HZW = Habitat anzupassende Wildbestände – Jagdregimeänderung **C**
- Baden-Württemberg nimmt innerhalb der Pilotregionen im BioWild-Projekt eine gesonderte Rolle ein:

Jagdvariante B\* entspricht in Baden-Württemberg den Waldgebieten und Jagdäusübungsberechtigten, die sich für die Synchronisationsvariante HZW (C) entschieden hatten.

Die Umsetzung zur Forschungsfreiheit wurde in diesen Gebieten verwehrt, sodass diese Gebiete ihre Zielstellungen nur eingeschränkt innerhalb der bestehenden Landesjagdgesetzgebung anstreben konnten.

Auf Möglichkeiten der Synchronisation von Erlegungs- als auch konsequenten Nichterlegungsphasen (Jagdruhezeiten) musste deshalb verzichtet werden.

- Auswertung der Erlegungen nach üblichen Parametern (Ort, Zeit, Wildart, Geschlecht, Körpermasse, Altersklasse, Jagdart usw.)
- Analyse der Wildlebensräume (Habitate) mit Oktant- & Silhouetteverfahren und Laserscanning
- Wildkameraaufnahmen und -auswertungen zum Feststellen der Aufenthalte und Einflüsse von Wild auf den Vergleichsflächen

## Jagdmanagement

In allen Pilotgebieten sind die Strecken in der C-Variante absolut oder im Variantenvergleich gestiegen, obwohl nicht alle Beteiligten die erweiterten Erlegungsmöglichkeiten ausgeschöpft haben.

Die Synchronisation von Erlegungs- und Jagdruhezeiten in der C-Variante funktioniert, wie erwartet, ohne Nachteile oder Missbrauch und führt zur Effizienzsteigerung der Jagd trotz Jagdruhezeiten von 4-5 Monaten (Abb. 1).

Begünstigend wirkt in der C-Variante zudem die geringere Deckung im Frühjahr.

Unterschiedlich hohe Wildbestände und Wildeinflüsse sind mit jagdlichen Mitteln unter Berücksichtigung des Tier-schutzes in allen Pilotgebieten erreichbar.

Die Ergebnisse von Vorläuferprojekten (Hatzfeldt-Projekt, ZIORJA-Brandenburg) sowie inzwischen in vielen Ländern umgesetzten jagdrechtlichen Grundlagen werden bestätigt.

Eine Streckensteigerung zum Projektbeginn lässt das Abschöpfen von Mortalitäten und Kompensationszuwächsen vermuten, bevor der Populationsanstieg unterbrochen wird und sich die Populationen auf niedrigerem Niveau nivellieren.

Die am häufigsten erlegte Wildart in den Pilotgebieten ist Rehwild. Am zweithäufigsten wurde Schwarzwild erlegt.

Jagdgebiete der C-Varianten erreichten in allen Pilotgebieten höhere Rehwildstrecken als die Gebiete mit Varianten A oder B (Abb. 2).

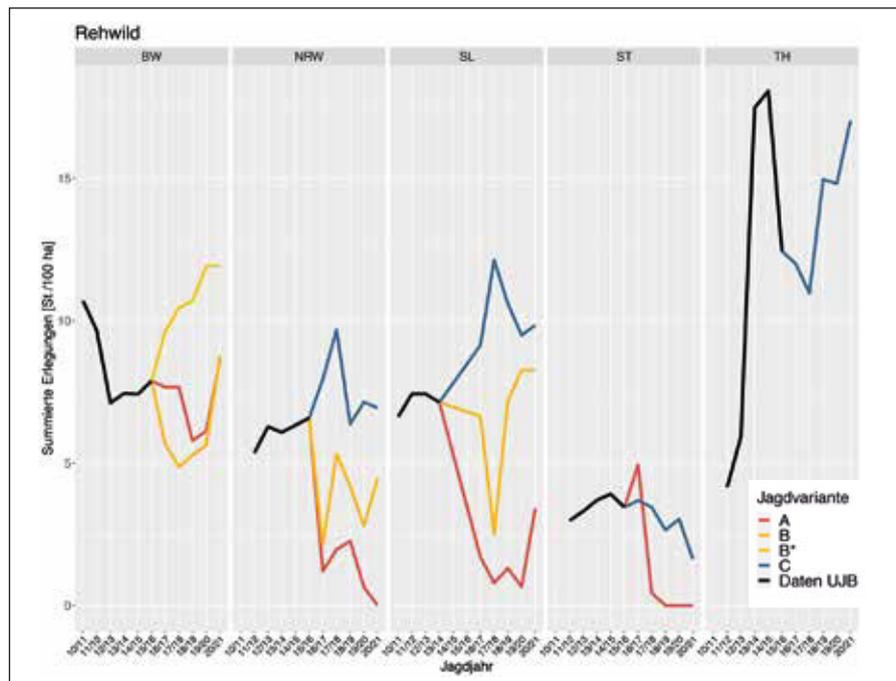
Mit steigender Deckung gewinnen die Bewegungsjagden beim Erreichen der gewünschten Strecken an Bedeutung.

## Wildmonitoring & Wildmanagement



Zum Nachweis von Wildartenvorkommen und Wildfrequentierung wurden auf 50 Vergleichsflächen über vier Jahre 70 Fotofallen im 24-h-Modus mit über 57 Mio. Bildern betrieben und ausgewertet.

Abb. 1: Niveau Streckensummen Rehwild [St/100 ha] der drei Jagdvarianten 2016-2021 unter Bezug auf die Streckenniveaus 5 Jahre vor Projektbeginn (Meldungen nach Unteren Jagdbehörde (UJB))



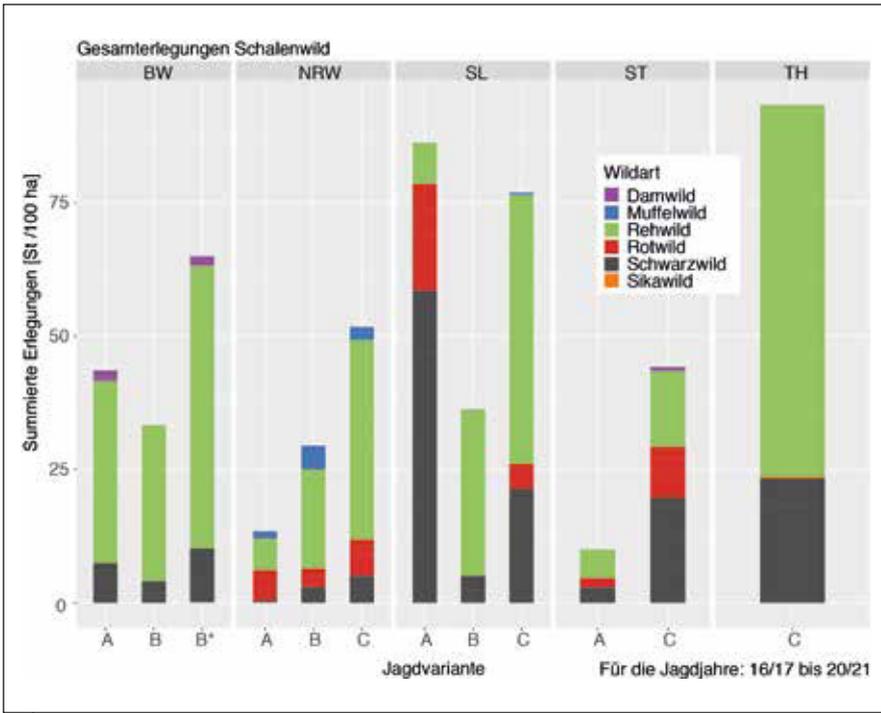


Abb. 2: Summe der erlegten Stücke pro 100 ha für die Pilotgebiete nach Schalenwildarten und Jagdvariante über die Projektlaufzeit der Jagdjahre 2016-2021

Auf Flächen mit hohem Verbissaufkommen konnten sowohl höhere Wildaktivitäten, als auch verschiedene Arten und hohe Artenzahlen an Individuen von Schalenwild in allen Jahreszeiten nachgewiesen werden.

Auf Kontrollflächen mit wenig Verbiss waren keine bis geringe Wildaktivitäten nachzuweisen.

Beeinträchtigungen des Wildverhaltens durch die Kameras konnten ausgeschlossen werden. Die Aufnahmen weisen sowohl wechselndes, äsendes, als auch wiederkäuendes und ruhendes Wild auf.

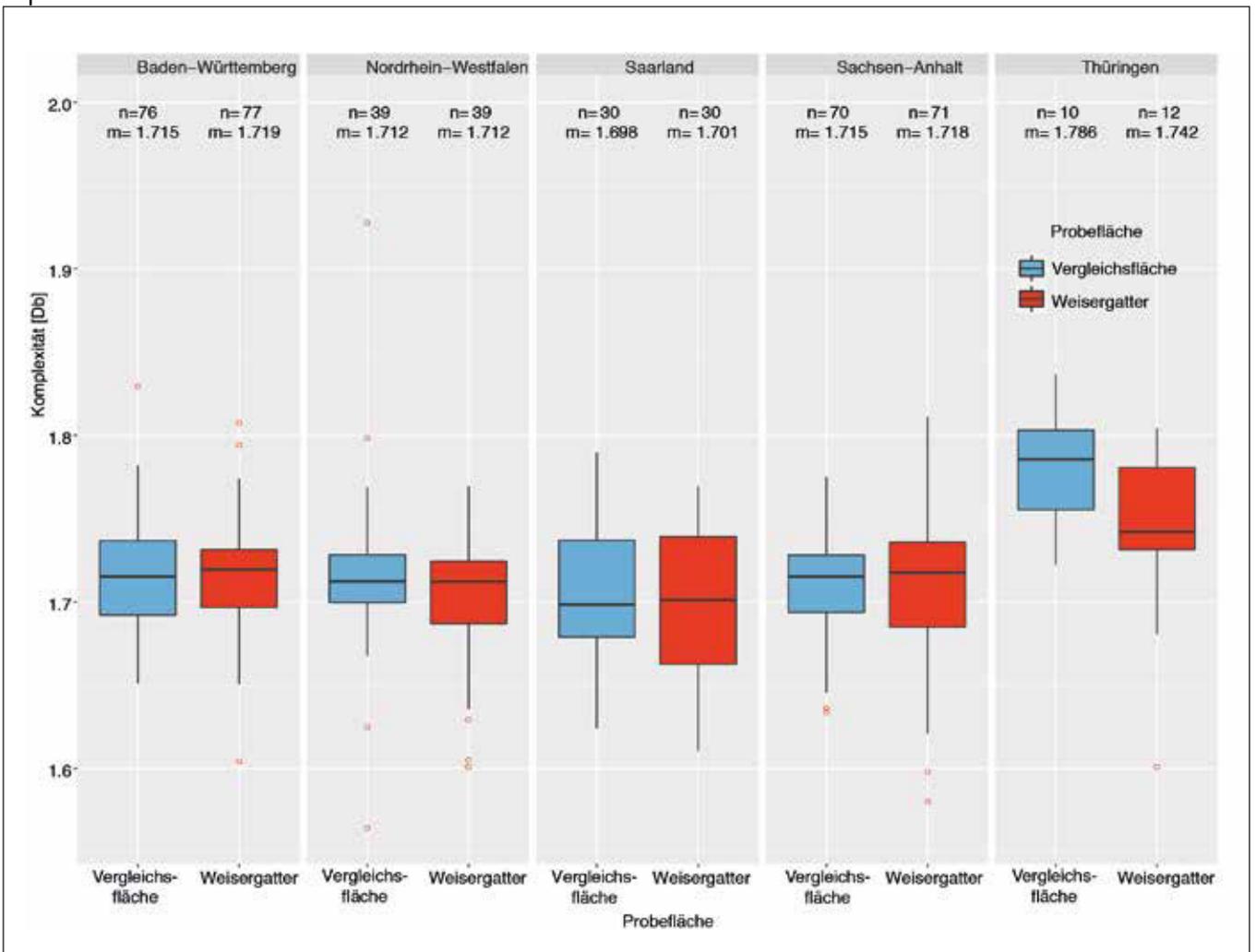
Wildfrequentierungen weisen auf Flächen mit schwersamigen Bäumen im Herbst und Frühjahr erhöhte Besuchshäufigkeiten und Verweilzeiten des Schalenwildes auf, dann vor allem, um an Samen und Keimlingen zu äsen.

Die Beäusungszeiten erreichten auf diesen Standorten Maxima von über 14 Stunden pro Tag. Dabei wechselten sich die Schalenwildarten ab.

Die am häufigsten erfasste Wildart ist Rehwild, gefolgt von Schwarzwild. In den Rotwildgebieten stellt Rotwild die am dritthäufigsten erfasste Wildart dar.

Rehwild beäst die Flächen kontinuierlich und über den gesamten Jahresverlauf hinweg. Schwarzwild tritt dafür

Abb. 3: Komplexitätswerte [Db] der gezäunten und ungezäunten Flächen





Die 3D-Scanmodellierung zur Berechnung der Db-Werte wurde erstmals erprobt und eignet sich als Verfahren, die Komplexität der Waldstruktur messbar abbilden und bewerten zu können. Die Autorin bei den Erhebungen im Gelände. (Fotos © C. Jordan-Fragstein TUD)

**Habitatentwicklung**



Mit der Oktanten- & Silhouetten-Methode wurden Gehölze, die im Äsungsbereich von Reh- bis Rotwilderreichbarkeiten liegen und unter Aspekten des Wildeinflusses auf Struktur- und Sichtschutzdeckungseigenschaften Einfluss haben, von 2016-2020 aufgenommen.

Anteile der Laub- und Nadelgehölze verändern sich innerhalb der ungezäunten Vergleichsflächen durch Wildeinflüsse, aber auch durch Bewirtschaftung und natürliche Entwicklungen.

In den C-Varianten erfolgt die Strukturverdichtung der Gehölze kontinuierlicher als in den Varianten A und B. Dabei nehmen die Anteile von Weiß-Tanne, Eichen und sonstigen Laubhölzern zu (Abb. 4).

Artspezifische Habitat- und Kronenarchitektur der Baumarten bedingen von Natur aus unterschiedliche Verdeckungspotenziale. Hinzu kommen Abhängigkeiten von Wuchsbedingungen, artspezifischem Wuchsverhalten wie Trophie, Niederschlag, Bestandesstruktur, Strahlung, Bewirtschaftungsformen, Wildeinflüssen, inter- und intraspezifischen Konkurrenzverhältnissen.

zahlenmäßig häufiger in Erscheinung. Rehwild weist höhere Flächenaufenthaltszeiten während der Keimlingszeit im Frühjahr auf, während Schwarzwild vor allem im Herbst und Winter längere Flächenaufenthalte aufzeigt.

Die Anwesenheit von Wölfen konnte in ST nachgewiesen werden und veranlasste Rot- und Schwarzwild zu größeren Familienverbänden. Flächenfrequentierungen fanden jedoch, davon unbeeinflusst, nach kurzer Pause in gleicher Intensität statt.

bildet die durch Wildeinflüsse erhöhte Verzweigungsmorphologie der Gehölze auf den ungezäunten Flächen.

Flächen der Jagdvariante C weisen in den Pilotgebieten in NW, SL und ST höhere Komplexitätswerte auf, als die anderer Jagdvarianten. Gebiete der C-Variante sind vor allem Flächen, deren Zustand trotz waldbaulicher Bemühungen auf Grund von Wildeinfluss entgegen den ökologisch wie betrieblichen Zielsetzungen steht.

Komplexitätswerte bilden keine Indizes für die Beschaffenheit der Artensammensetzung.

**Habitatstrukturanalysen**

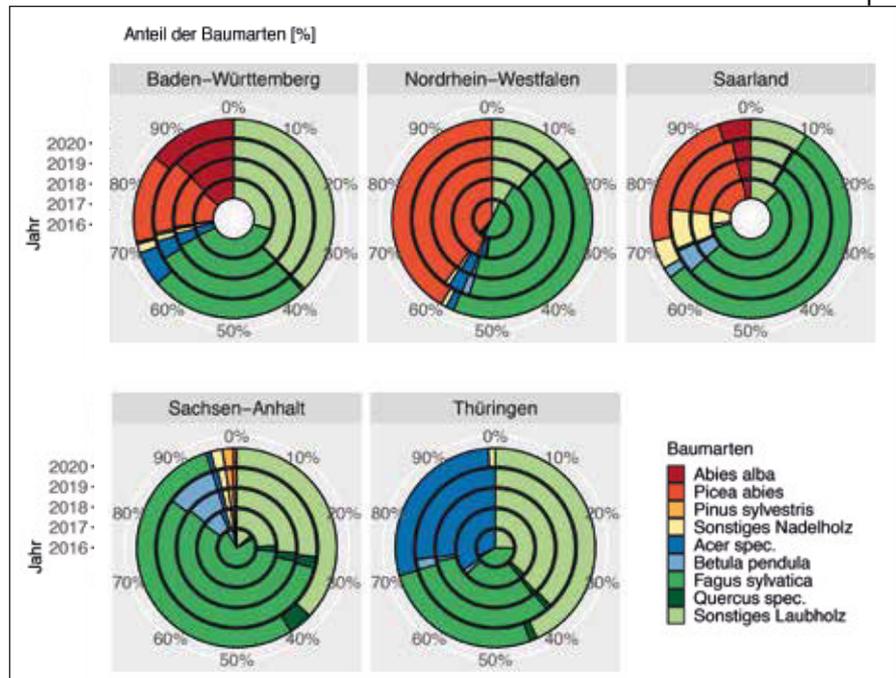


247 Weisergatterpaare wurden hinsichtlich ihrer Komplexität mittels 3D-Scan mit dem Light Detection And Ranging (LiDAR) auf Struktureigenschaften hin untersucht und abgebildet.

Struktur beeinflussende Faktoren wie die der Baumarten, Stammzahlen, des Lichteinfalls (Strahlung), Pflanzenarten und Pflanzenanzahl sowie der Zäunung/Nichtzäunung (Wildeinfluss) und das Jagdverhalten bilden die statistisch signifikant ausgewiesenen Einflussfaktoren des Komplexitätswertes (Db).

Die Komplexität der Flächen in Gattern zeigt sich den ungezäunten Untersuchungsflächen gegenüber nur leicht erhöht (Abb. 3). Einen Erklärungsansatz

Abb. 4: Anteil Baumartenverteilung an den besetzten Oktanten in Prozent je Bundesland und Aufnahmejahr





Bei Wolfsvorkommen, wie in Sachsen-Anhalt, adaptiert sich das Schalenwild nach einigen Wochen anfänglicher Meidung zurück in die bisherigen Aufenthaltsbereiche und Einstände.

Fichten und Tannen bieten (bis 70 % im Mittel) durchschnittlich mehr Sichtschutzdeckung als Rot-Buche (durchschnittlich bis 61%)

Geringste Sichtschutzdeckung gibt es bei sonstigen Laubgehölzen (z. B. *Sorbus aucuparia*) mit 15 %.

Andere Nadelgehölze (LÄ, DGL, KTA) fallen bei Höhen > 180 cm deutlich in der Sichtschutzdeckungsgebung ab.

Sichtschutzdeckungen der Einzelpflanzen schwanken je Aufnahmejahr (Wildeinfluss) und Bundesland (Standorte). Der Einfluss der Jagdvarianten ist erst nach etwa 6 Jahren als messbar zu erwarten.

*Wäldern in besonderem Maße ausgehenden Ökosystemleistungen zu finden, sollen in 5 Pilotregionen Deutschlands neue Strategien zur Herstellung einer Balance zwischen natürlicher Vegetation und Wildbesatz erprobt werden. Dabei werden jagdliche Maßnahmen durch eine intensive Kommunikation mit den in der Fläche wirkenden Akteuren (Waldbesitzer/ Jagdausübungsberechtigte) begleitet. Vegetationskundliche und wildökologische Verhältnisse werden in den Pilotregionen vor und nach der Umstellung der jagdlichen Aktivitäten und auch dort, wo keine Um-*

*stellung des Jagdregimes erfolgt, durch ein wissenschaftlich fundiertes Monitoring erfasst. Erstmals sollen damit vegetationsökologische, wildbiologische, waldschutzeitige, volks- und betriebswirtschaftliche Folgen eines veränderten Schalenwildmanagements auf repräsentativen Standorten integrierend untersucht werden, um quantitative Bewertungsmöglichkeiten für die lokale Biodiversität aufzuzeigen. Die 5 Pilotregionen sollen als Anschauungsobjekte beispielhaft die Möglichkeiten steuernder menschlicher Einflussnahme auf die Biodiversität und Nachhaltigkeit der Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen von Wäldern deutlich machen. Die Ergebnisse des Projekts werden in den Pilotregionen als allgemein verständliche Demonstrationsobjekte aufbereitet und als Exkursionsziele der Allgemeinheit nahegebracht.*

Das Projekt wurde 2021 abgeschlossen. Der Abschlussbericht wird bis Ende Juni 2022 vorliegen und öffentlich zugänglich sein.

Sechs Jahre sind für Forschungsprojekte ein langer Zeitraum, für Forschungs- und Entwicklungsprojekte zu Wald mit Wild jedoch vergleichsweise kurz. Je nach Standortbedingungen und Ausgangswildbeständen werden nachweisbare Veränderungen durch veränderte Wildregulation in den komplexen Waldökosystemen nur langsam sichtbar und nachweisbar. Es gibt aber Studien und Untersuchungen wie z. B. im Hatzfeldt-Projekt oder im Projekt Zielorientierte Jagd im Wald (ZIORJA), die belegen, dass solche Veränderungen innerhalb von 10 Jahren gelingen können (Müller et al. (2012): Grundlagen für die Neuausgestaltung von Jagd- und Erlegungszeiten beim Schalenwild in

Wiederkäuendes Rotwild direkt auf der ungezäunten Vergleichsfläche ohne Störungsreaktionen auf aktive Fotofallen des Wildmonitorings.



## Hintergrundinformation

In einer Projektlaufzeit von sechs Jahren (2015-2021) hat sich das BioWild-Projekt (Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern) mit Untersuchungen zu Wildeinflüssen auf die Waldentwicklung und die Waldleistungen von Wirtschaftswäldern befasst. Dabei haben die Partner der Universitäten Göttingen, Dresden und München sowie die Arbeitsgemeinschaft für Naturgemäße Waldwirtschaft e. V. umfangreiche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten geleistet.

In der Vorhabensbeschreibung heißt es auszugsweise: *Überhöhte Schalenwildbestände führen zu einer unnatürlichen Entmischung der Pflanzengesellschaften und daraus resultierend zur Destabilisierung von Waldökosystemen und möglicherweise zum Verlust waldspezifischer biologischer Vielfalt. Um Möglichkeiten zur zukünftigen Sicherung der von gemischten*

Wäldern. AFZ, Heft 14, S. 34-37; Müller (2016), Abschlussbericht Projekt Zielorientierte Jagd im Wald (ZIORJA) Kooperation zwischen dem Landesbetrieb Forst Brandenburg und der Technischen Universität Dresden). Außerdem gibt es inzwischen sehr viele naturnahe Waldwirtschaften, die das auch ohne vertiefende Untersuchungen veranschaulichen.

## Zusammenfassung

Im Teilvorhaben der TU Dresden zu Monitoring, Jagd und Anpassung Jagdmethoden wurden innerhalb der Pilotgebiete Jagdgebiete ausgewiesen, in denen unterschiedliche Jagdregime (Varianten A, B und C) Anwendung fanden. Dadurch sollten unterschiedliche Habitatanpassungen von Wildbeständen hergestellt werden.

Die Jagdregime wurden wie folgt definiert:

- A) Bevorzugung eines Habitat unangepasst hohen Wildbestandes und keine Änderung des Jagdregimes,
- B) Bereits mit gutem Erfolg umgesetzte Anpassung der Wildbestände an die Habitate und keine Veränderung des Jagdregimes sowie
- C) Veränderung der Jagdregime im Verlaufe des Projektes, um Habitat angepasste Wildbestände zu erreichen.

Die Veränderungsvariante (C) war im Wesentlichen gekennzeichnet von folgenden Merkmalen:

- Synchronisation von Bejagungs- und Erlegungszeiten, d. h. es werden den Jagdausübungsberechtigten alle Erlegungsmöglichkeiten eröffnet, die aufgrund wildbiologischer, wildökologischer und menschlich-ethischer Sicht verfügbar sind. Das Ausrottungsverbot und der § 22, Abs. 4 BJagdG bleiben deshalb unangetastet.
- Abschaffung von Abschussplänen bei Reh- und Schwarzwild und Einführung von Mindestabschussplänen bei den anderen Schalenwildarten, zumindest für das unter zweijährige Wild.
- Einführung von in Summe vier bis fünf Monaten absoluter Jagdruhe im Frühsommer und im Winter.
- Absolute Jagdruhe unabhängig vom Datum, wenn Temperaturen unter -10 °C, Schneehöhen von über 50 cm oder vorherrschende Schneedecken vorliegen.

Auf diese Weise werden die Maximierung der Erlegungschancen bei gleichzeitiger Beruhigung der Wildbestände in sensiblen Zeiten gewährleistet. Das BioWild-Projekt diente nicht der Erprobung dieses Jagdregimes, weil alle darin enthaltenen Regelungen in Einzelfällen bereits im 20. Jahrhundert vorkamen



**Zu hohe Wilddichten bedeuten für das Wild Stressfaktoren wie Konkurrenzsituationen um Nahrung und Aufzuchtorte für die Jungtiere. Angepasste Verhältnisse zu unterstützen bedeutet Wald- und Wildschutz.**

sowie als Gesamtkonzepte u. a. im Hatzfeldt-Projekt und im Projekt Zielorientierte Jagd im Wald ohne jegliche Beanstandungen erfolgreich erprobt wurden. Inzwischen sind die Inhalte dieses Jagdregimes der Bejagungs- und Erlegungszeitensynchronisation normal geltendes Jagdrecht in etwa der Hälfte der deutschen Länder.

Eigenständige Schwerpunkte der Untersuchungen im Teilprojekt der TU Dresden waren

- im **Monitoring Wild- und Jagdmanagement** die Jagdregime, Jagdstrategien, Streckenverläufe, das Wildmonitoring einschließlich Vorkommensnachweise und Aufenthaltssequenzen sowie
- im **Monitoring Habitatstruktur** die Oktantenanalyse und das Silhouettenverfahren zur Ableitung und Modellierung der Entwicklung der Waldstrukturen und der Sichtschutzdeckung sowie die durch Laserscanning (LiDAR) gestützte Habitatanalyse als holistischer Ansatz für eine Komplexitätsanalyse des Waldes und des Wildlebensraumes.

## Ergebnisse Monitoring Jagd – Jagdmanagement (Jagdregime, Jagdstrategien, Streckenverläufe)

- Erlegungszeitensynchronisation/Ruhezeitensynchronisation in Variante C funktionieren erwartungsgemäß ohne Nachteil und erhöhen die Erlegungschancen, um unterschiedlich hohe Wildbestände erzeugen zu können (inzwischen Bestandteil geltenden Jagdrechts vieler Länder in Deutschland).
- Ausrichtung der Jagdzeiten an wild-

- biologischen Aspekten sinnvoll und ökologischer als eine Ausrichtung wie bisher an Trophäenentwicklungen
- Mehr Ruhephasen für das Wild, insbesondere zur Jungtieraufzucht und im Winter
- Wildbestandsregulierende Entwicklungsbestrebungen sind im Projekt nachweisbar.
- Sowohl Streckensteigerungen als auch fehlende signifikante Gewichtszunahmen der Stücke weisen darauf hin, dass Zuwachsabschöpfung noch nicht erreicht ist.
- Um Tendenzen als belastbare Entwicklungsveränderungen abbilden zu können, braucht es weiterführendes Monitoring über längere Zeiträume.
- Verhaltensänderungen von Jägern/innen als Störfaktoren für das Wild brauchen Gewöhnungszeit, insbesondere während der Jagdruhephasen auch auf Walderlebnisse verzichten zu sollen.

Prof. Dr. Michael Müller  
Professur für Waldschutz  
michael.mueller@tu-dresden.de

Claudia Jordan-Fragstein  
claudia.jordan-fragstein@tu-dresden.de

Das BioWild-Projekt wird im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesumweltministeriums gefördert.