

Kiefernsterben am Oberrhein: Klima und Durchforsten

Text: Ulrich Kohnle, Hans-Peter Kahle

Kiefernsterben sind keine neuzeitliche Erscheinung: Früher meist durch Insektenbefall ausgelöst, gegenwärtig vor allem durch Überlastungen klimatischer Natur, insbesondere gehäuften heiß-trockenen Sommern. Sachgemäße Durchforstungen können eine solche Überlastung zwar nicht grundsätzlich kompensieren aber das Ausfallrisiko der Kiefern mindern.

Seit Jahrhunderten ziehen sich epidemisch auftretende Absterbeprozesse („Kiefernsterben“) einem roten Faden gleich durch die Geschichte der Waldkiefernwälder Europas. Zu den historischen „Klassikern“ zählen vor allem Insektenkalamitäten wie der „Große Raupenfraß“ durch Kiefernspinner Ende des 18. Jahrhunderts in Preußen [1], zahlreiche Forleulen-Kalamitäten in ganz Europa [2], sowie großflächige Massenvermehrungen der Nonne wie beispielsweise in den 1930er Jahre in Ostpreußen [3]. Schwerpunktmäßig waren von großflächigen Schäden vor allem die eher kontinental geprägten östlichen Verbreitungsgebiete der Kiefer betroffen. Aber auch in Südwestdeutschland waren sie keine Seltenheiten, wie die bis Mitte des 20. Jahrhunderts in den Kiefernwäldern des nordbadischen Hardtwaldes dokumentierte Fraßproblematik durch Kiefern-Großschädlinge belegt [4].

Die Geschichte solcher *Kiefernsterben* setzt sich bis in die Gegenwart fort. So wird aus dem Schweizer Wallis [5] und aus Franken [6, 7] von einem ungewöhnlichen Ausmaß absterbender Kiefern berichtet. Stark betroffen ist auch Südwestdeutschland [8,9]. In Baden-Württemberg sind bereits seit einigen Jahren Vitalitätseinbußen und schleichendes Absterben von Kiefern fühlbar [10]. Mit den heißen Sommern 2018 und 2019 hat sich diese Entwicklung rasant beschleunigt und landesweit ausgeweitet. Die Entwicklung des aufgearbeiteten Schadholzes spiegelt diese Dynamik zumindest bis 2019 gut wieder (Abbildung 1). Besonders betroffen ist mit der Oberrheinischen Tiefebene das wärmste und niederschlagsärmste Wuchsgebiet des Landes. Die größten Schäden werden in den Hardtwäldern im nördlichen Bereich verzeichnet. Im südlichen Bereich fallen die Schadholzmengen vergleichsweise geringer aus. Allerdings sind hier die Kiefernbestände deutlich jünger als im nördlichen Bereich; die Schadholzmengen korrespondieren daher mit vergleichsweise größeren Flächen.

Bei der Interpretation der Schadholzbuchungen in jüngerer Vergangenheit ist Vorsicht angezeigt. So wurden im ersten Halbjahr 2020 im öffentlichen Wald Baden-Württembergs bisher (Stand Juli 2020) bisher nur gut 50 Tsd Festmeter verbucht. Dies entspricht lediglich knapp der Hälfte des Vorjahres und könnte so auf den ersten Blick irrtümlich auf eine rückläufige Schadintensität schließen lassen. Allerdings verbleiben zunehmend größere Schadholzmengen in den Beständen, so dass die Buchungen die Schaddynamik nicht mehr vollständig spiegeln. Gutächtlich kann davon ausgegangen werden, dass im öffentlichen Wald bei Kiefer bis Ende 2020 insgesamt Schadflächen von etwa 300 - 400 ha entstehen.

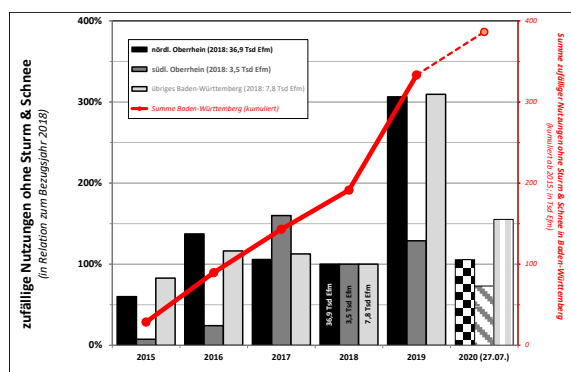


Abbildung 1. Entwicklung der im öffentlichen Wald bis Juli 2020 in verschiedenen Bereichen verbuchten zufälligen Nutzungen (ohne Sturm und Schnee) bei Kiefer.

Das hohe Schadausmass mag zunächst etwas unerwartet erscheinen, da der Kiefer gerne eine hohe Wärme- und Trockenheitstoleranz zugeschrieben wird. Die aktuellen Kiefernsterben liefern jedoch eindringliche Hinweise darauf, dass diese pauschale Zuschreibung offenkundig fehlerhaft ist und sich die Baumart in dieser Hinsicht tatsächlich alles andere als unkritisch darstellt. Auch derzeit sind biotische Schaderreger an den Ausfällen beteiligt, darunter Befall mit Misteln oder Pilzerreger (z.B. *Diplodia pinea*). Von entscheidender Bedeutung zeigt sich jedoch für die aktuellen Schäden die ungewöhnliche Häufung

heiß-trockener Sommer, die die Kiefern substanziell schwächen und so den biotischen Schaderregern erst wirkungsvoll den Weg bereiten [5, 6, 10, 11].

Damit stellt sich die Herausforderung eines angemessenen Umgangs mit gefährdeten Kiefernwäldern im Klimawandel. Zum einen durch *Umbau der Bestockung* durch Ersatz bzw. Anreicherung von Kiefernbeständen mit Baumarten mit größerem Anpassungspotenzial. Die beste Möglichkeit dazu bietet die Verjüngungsphase; sowohl bei planmäßiger Verjüngung als auch der Wiederbewaldung von Schadflächen.

Zum anderen geht es darum, bestehende Bestände durch Pflegemaßnahmen zu *stabilisieren*. Dabei steht die Frage im Raum, ob Durchforstungen im Klimawandel einen Beitrag leisten können. Klare Hinweise dazu gibt es aus den Kiefernwäldern im Wallis. Dort konnte auf experimenteller Basis gezeigt werden, dass sich Maßnahmen zur Verringerung der Konkurrenz positiv auf die Überlebensraten der Kiefern auswirken. Dies galt sowohl bei Beseitigung des Unterwuchses [12] als auch bei Durchforstung [13]. Infolge reduzierter Interzeption und Wurzelkonkurrenz steht den verbleibenden Kiefern mehr Wasser zur Verfügung; konsequenterweise werden daher markante Durchforstungen als Schlüsselement zur Stabilisierung der dortigen Kiefernwälder empfohlen [5].

Ein Fallbeispiel am südlichen Oberrhein zeigt, dass die Schweizer Durchforstungs-Empfehlungen übertragbar sind. Hier stocken Kiefernwälder im Bereich der sog. „Trockenaue“; ausgesprochen flachgründige Schotter-Standorte, die infolge Grundwasserabsenkungen trocken gefallen sind. Besonders stark vom Kiefernsterben betroffen ist hier der Wald der Gemeinde Hartheim am Rhein Ende 2015 wurde eine erste Schadfläche (rd. 0,2 ha) beobachtet, die sich im Folgejahr auf vier Hektar erweiterte. Insbesondere 2018 und 2019 nahm ihr Umfang weiter sprunghaft zu. Die Größe der geräumten Kahlfläche umfasst derzeit knapp 100 ha – und damit etwa die Hälfte der Kiefernbestände im gesamten Gemeindewald (Foto 1A).

Dabei dürfte die ungünstige klimatische Entwicklung eine wesentliche Rolle spielen. Der Temperaturanstieg gegenüber dem Mittelwert der Periode 1961-90 beträgt derzeit rd. 1,5-2°C. Außerdem belegen Indexwerte für die Bodenfeuchte¹ eine Häufung ungünstiger Extremjahre: insbesondere 2003, 2005 und 2018 sind die Sommermonate mit Indexwerten für „extreme Dürre“ kategorisiert.



Fotos 1. Eindrücke von der Schadfläche im Kiefernwald der Gemeinde Hartheim a.Rh.
A: geräumte Schadfläche. B: unmittelbar an den Versuch Kie120 angrenzender abgestorbener Bestand.

Erstaunlicherweise vermittelt selbst vor dem Hintergrund dieser Dynamik eine unmittelbar an die Schadfläche angrenzende Versuchsfläche der FVA einen Eindruck über mögliche Auswirkungen unterschiedlich intensiver Durchforstungen. Dieser Versuch (vgl. Kasten) ist bestens vergleichbar: Standort und Entstehung entsprechen den Verhältnissen auf der Schadfläche, die unmittelbar an den Versuch heranreicht (Foto 1B). Die im Versuch abgebildeten Durchforstungen variieren erheblich hinsichtlich Intensität und Kontinuität der Eingriffe: Die Bandbreite umfasst neben einem undurchforsteten Vergleichsfeld Felder bei denen die letzten aktiven Durchforstungen 2000 (Alter 42 Jahre), 2005 (47 Jahre) bzw. 2012 (54 Jahre) stattgefunden hatten.

¹ Datenquelle UFZ (<https://www.ufz.de/index.php?de=37937>); berechnet für den Versuch Kie120 (Oberboden)

Die ungünstigste Entwicklung zeigt das undurchforstete Vergleichsfeld. Im April 2019 wiesen dort bereits knapp 60% der sechs Jahre zuvor noch lebend angetroffenen Kiefern abgestorbene Kronen ohne grüne Nadeln auf. Die meisten davon waren mutmaßlich im Lauf von 2018 abgestorben. Außerdem zeigten bereits 36 % der Kiefern deutlich erkennbare Anteile verbrauchter Nadeln; bei lediglich 6% schienen die Kronen noch vollständig grün (Abbildung 2A). 2019 setzte sich das Absterben weiter fort. Das Bild auf dem undurchforsteten Vergleichsfeld ist zwischenzeitlich verheerend und entspricht mit mittlerweile 72 % abgestorbener Kiefern (Abbildung 2B) etwa dem Niveau auf der benachbarten Schadflächen im Gemeindefeld.

Zweifellos sind auch in den durchforsteten Beständen nennenswerte Schäden aufgetreten. Allerdings ist die Entwicklung durchwegs weniger dramatisch verlaufen. Interessanterweise zeigten sich bereits im April 2019 auf demjenigen Durchforstungsfeld die vergleichsweise ungünstigsten Verhältnisse, bei dem die letzte Durchforstung bereits 18 Jahre zurück lag und es deutet sich an, dass der Kronenzustand umso günstiger ausfiel, je kürzer die Zeitspanne seit der letzten Durchforstung war (Abbildung 2A). Im Lauf von 2019 hat sich auch der Zustand der durchforsteten Bestände weiter verschlechtert (Abbildung 2B) und mit 10 – 39% ein erhebliches Niveau abgestorbener Kiefern erreicht. Die Tendenz eines mit abnehmender Dauer seit der letzten Durchforstung abnehmenden Schadensniveaus blieb jedoch weiter erhalten.

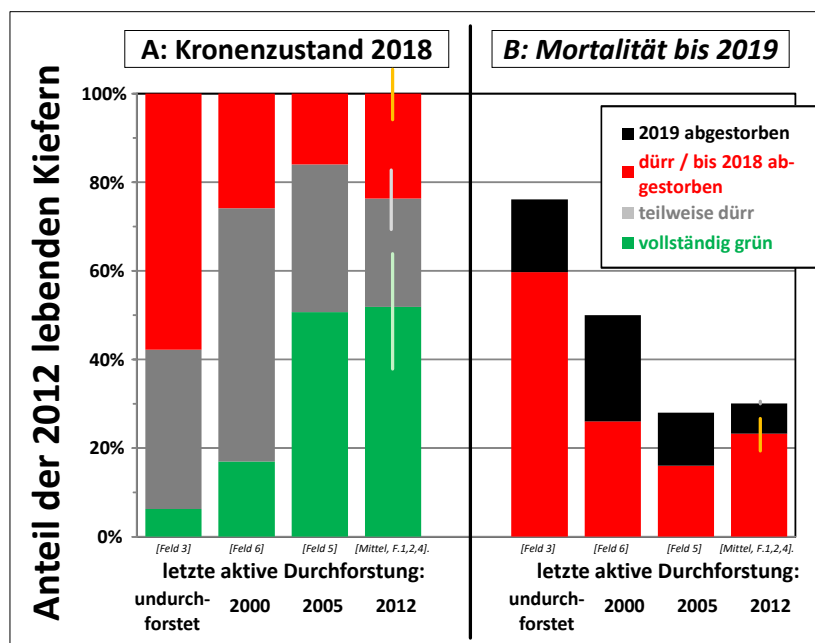


Abbildung 2. Entwicklung der bei der Aufnahme 2012 lebenden Kiefern; A (links): Zustand der Kronen im April 2019; B (rechts): bis zu den Aufnahmen im April 2018 bzw. 2019 abgestorbene Bäume. Die Felder sind in absteigender Reihenfolge nach der Zeitdauer seit der letzten aktiven Durchforstung gereiht (Versuch Kie120, Hartheim a.Rh; senkrechte Linien repräsentieren das 95%-Konfidenzintervall der für die Felder 1,2&4 gemittelten Balken).

Vergleichbare Effekte sind auch aus anderen Untersuchungen mit Kiefern [13, 14] und anderen Baumarten (z.B. [14-16]) bekannt: Bäume entwickeln sich in sachgemäß durchforsteten Beständen nach Trockenjahren tendenziell stabiler als in gering oder nicht durchforsteten Beständen. Die Gründe dafür dürften im Wesentlichen darin zu suchen sein, dass nach dem Durchforstungseingriff Interzeption und Wurzelkonkurrenz verringert sind, was die Verfügbarkeit von Bodenwasser für die verbleibenden Bäume - zumindest vorübergehend - verbessert. Interessanterweise lassen sich dagegen durch (vertikale) Strukturierung von Beständen im Zusammenhang mit Trockenjahren keine positiven Auswirkungen auf die Stabilität nachweisen [17].

Und was lässt sich daraus lernen? Nun, ganz offensichtlich können Durchforstungen schädliche Auswirkungen von Trockenheit oder Hitze weder grundlegend beseitigen noch vollumfänglich kompensieren. Aber sie können nachweislich dazu beitragen, die Belastungen für die Bäume zu mindern und so zumindest ein Scherflein zur Stabilisierung beitragen. Gerade in Zeiten des Klimawandels wäre es

deshalb verkehrt, aus falsch verstandener Vorsicht nicht mehr zu durchforsten. Die gelegentlich für Durchforstungen kolportierten Schädigungen durch ungünstige Veränderungen des Innenklimas der Bestände entbehren jedenfalls, wie auch an diesem Beispiel dargelegt, der faktischen Grundlage. Regelmäßig wiederholte, sachgemäße Durchforstungen sind auch im Klimawandel hilfreich – unsinnige „Brutaleingriffe“ allerdings nicht!

Durchforstungsversuch Kie120

Der Versuch liegt auf rd. 200 m ü.NN in der „Trockenaue“ des südlichen Oberrheinischen Tieflandes und grenzt unmittelbar an den Gemeindewald Hartheim am Rhein. Aufgrund der hohen Temperaturen (Mai-September +16,9°C), der relativ geringen Niederschläge (Mai-September 380mm) und der marginalen Speicherkapazität der flachgründigen Böden ist der Wasserhaushalt außerordentlich angespannt.

Die sechs Versuchsfelder sind je rd. einen Viertelhektar groß. Sieben Jahre nach der Pflanzung mit 24 Tsd. Stück/ha erfolgten 1968 auf allen Feldern schematische Baumzahlreduktionen: auf 16 Tsd. (Felder 3-6), 12 Tsd. (Feld 1) bzw. 20 Tsd. (Feld 2).

Während Feld 3 danach unbehandelt blieb, begannen auf den anderen Feldern 1982 wiederkehrende Hoch-Durchforstungen, deren Intensität und Dauer durch unterschiedlich Z-Baumzahlen (200 – 600 je ha) variierten: Während die Felder mit 200 Z-Bäumen noch 2012 durchforstet worden waren, liegen die letzten aktiven Durchforstungen auf den Feldern mit erhöhten Z-Baumzahlen länger zurück (2000 bzw. 2005).

Die Aufnahme im Winterhalbjahr 2012/13 (54 Jahre, Oberhöher rd. 20m) lag nach dem Schneebruch im März 2006 [18] und vor den Dürresommern 2018 und 2019. Bis zu diesem Zeitpunkt hatten sich die sehr unterschiedlichen Stammzahlhaltungen erwartungsgemäß praktisch nicht auf die Gesamtwuchsleistung ausgewirkt. Dagegen differierten die Durchmesser deutlich. Der Unterschied lag bei den stärksten 100 Kiefern je Hektar zwischen dem undurchforsteten Vergleichsfeld und den durchforsteten Feldern bei gut 4 cm. Im April 2020 bzw. 2021 erfolgten dann Aufnahmen zur Erfassung von Kronenzustande und Mortalität.

Literaturhinweise

- [1] Hennert, C. W. (1798 (2013)): Ueber den Raupenfraß und Windbruch in den Königl. Preuß. Forsten von dem Jahre 1791 bis 1794. N. Kessel, Leipzig, 334 S.
- [2] Escherich, K. (1931): Die Forstinsekten Mitteleuropas. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin, 825 S.
- [3] Wellenstein, G. (1942): Die Nonne in Ostpreussen (1933-1937): Freilandstudien der Waldstation für Schädlingsbekämpfung in Jagdhaus Rominten. Parey, Berlin, S.
- [4] Lüdige, W. (1971): Der Einfluß von Laubholzunterbau auf die Schädlingsdichte in den Kiefernbeständen der Schwetzingen Hardt. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 142, S. 173-178.
- [5] Rigling, A., Moser, B., Feichtinger, L., Gärtner, H., Giuggiola, A., Hug, C., Wohlgemuth, T. (2018): 20 Jahre Waldföhrensterben im Wallis: Rückblick und aktuelle Resultate. Schweiz.Z.Forstwes., 169, S. 242-250.
- [6] Klemmt, H.-J., Taeger, S., Straub, C., Lemme, H., Menzel, A. (2018): Absterbeerscheinungen der Kiefer in Mittelfranken. AFZ-Der Wald, 73, S. 20-22.
- [7] Wauer, A., Mette, T., Klemmt, H.-J. (2018): Quo vadis Kiefer? LWF aktuell, 117, S. 30-32.
- [8] Delb, H., Burger, M., Grüner, J., John, R., Kautz, M., Wussler, J. (2020): Waldschutzsituation 2019/2020 in Baden Württemberg. AFZ-Der Wald, 75, S. 16-20.
- [9] Delb, H., Burger, M., Grüner, J., John, R., Kautz, M., Wussler, J. (2020): Waldschutzsituation 2019/2020 in Rheinland-Pfalz und im Saarland. AFZ-Der Wald, 75, S. 26-29.
- [10] Stubenazy, T., Kohnle, U., Klädtke, J. (2020): Kiefernwachstum in einer warm-trockenen Klimakulisse. AFZ-Der Wald, 75, S. 22-25.
- [11] Kunert, N. (2019): Das Ende der Kiefer als Hauptbaumart in Mittelfranken. AFZ-Der Wald, 74, S. 24-25.
- [10] Giuggiola, A., Zweifel, R., Feichtinger, L. M., Vollenweider, P., Bugmann, H., Haeni, M., Rigling, A. (2018): Competition for water in a xeric forest ecosystem – Effects of understory removal on soil micro-climate, growth and physiology of dominant Scots pine trees. For.Ecol.Manage., 409, S. 241-249.
- [12] Giuggiola, A., Bugmann, H., Zingg, A., Dobbertin, M., Rigling, A. (2013): Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. For.Ecol.Manage., 310, S. 827-835.
- [13] Sohn, J. A., Hartig, F., Kohler, M., Huss, J., Bauhus, J. (2016): Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. Ecol. Appli., 26, S. 2190-2205.
- [14] Sohn, J. A., Gebhardt, T., Ammer, C., Bauhus, J., Häberle, K.-H., Matyssek, R., Grams, T. E. E. (2013): Mitigation of drought by thinning: Short-term and long-term effects on growth and physiological performance of Norway spruce (*Picea abies*). For. Ecol. Manage., 308, S. 188-197.
- [15] Aldea, J., Bravo, F., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., Rodríguez, F., del Río, M. (2017): Thinning enhances the species-specific radial increment response to drought in Mediterranean pine-oak stands. Agric.For. Meteo., 237, S. 371-383.
- [16] Aussenac, G., Granier, A. (1988): Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. Can. J. For. Res., 18, S. 100-105.
- [17] Danescu, A., Kohnle, U., Bauhus, J., Sohn, J., Albrecht, A. (2018): Stability of tree increment to episodic drought in uneven-structured, mixed stands in south-western Germany. For.Ecol.Manage., 415-416, S. 148-159.
- [18] Kohnle, U., Lenk, E., Freyler, K., Keller, O. (2014): Alter Wein in neuen Schläuchen? H/D-Wert und Schneeschäden auf Kiefern- und Birken-Versuchsflächen. AFZ-Der Wald, 69 (4), S. 12-15.