Bestandsaufnahme der Krautschicht und Überlebensrate wichtiger Gehölze ein Jahr nach einem Forstbrand in Nordhessen

Céline Steiner, Leslie Wulf, Stephan Imhof & Alexander Zizka

Zusammenfassung: Forstbrände waren in den letzten Jahrzehnten selten in Hessen, werden aber voraussichtlich in Zukunft zunehmen, mit unklaren Folgen für die lokale Flora und Vegetation. Hier dokumentieren wir die Zusammensetzung der Krautschicht und die Überlebensrate dominierender Gehölze ein bis zwei Jahre nach einem Forstbrand in Nordhessen im Sommer 2022. Mehr als 65 % der aufgenommenen Individuen in der Krautschicht gehörten zu 5 von 42 nachgewiesenen Arten, nämlich *Digitalis purpurea* (18,8 % der Individuen), *Rubus phoenicolasius* (18,0 %), *Vaccinium myrtillus* (16,2 %), *Senecio vulgaris* (10,8 %) und *Epilobium angustifolium* (8,2 %). Von 73 ausgewählten Gehölzindividuen war die Überlebensrate unabhängig von der Baumhöhe gering für *Picea abies* (0 %) und *Betula pendula* (20 %), im Vergleich zu *Fagus sylvatica* (60 %) und *Pinus sylvestris* (70 %). Die Ergebnisse liefern Daten über die zu erwartenden Folgen von Forstbränden in Hessen.

Inventory of the herb layer and survival rate of important woody plants one year after a forest fire in northern Hesse

Summary: Forest fires have been rare in Hesse in recent decades, but are expected to increase in the future, with unclear consequences for the local flora and vegetation. Here we document the composition of the herb layer and the survival rate of dominant woody plants 1–2 years after a forest fire in northern Hesse in summer 2022. More than 65 % of the recorded individuals in the herb layer belonged to 5 of 42 detected species, namely *Digitalis purpure*a (18.8 % of individuals), *Rubus phoenicolasius* (18.0 %), *Vaccinium myrtillus* (16.2 %), *Senecio vulgaris* (10.8 %) and *Epilobium angustifolium* (8.2 %). Out of 73 selected woody individuals, the survival rate was low for *Picea abies* (0 % survival rate) and *Betula pendula* (20 %), regardless of tree height, compared to *Fagus sylvatica* (60 %) and *Pinus sylvestris* (70 %). The results provide data on the expected consequences of forest fires in Hesse.

Céline Steiner, Leslie Wulf, Stephan Imhof, Alexander Zizka
Biodiversität der Pflanzen, Fachbereich Biologie, Philipps-Universität Marburg,
Karl-von-Frisch-Straße 8, 35043 Marburg;
alexander.zizka@biologie.uni-marburg.de, imhof@biologie.uni-marburg.de

1. Einleitung

Feuer ist weltweit ein zentraler Faktor zur Strukturierung von Flora und Vegetation. Zum Beispiel bestimmen Feuerhäufigkeit und Feuerintensität unter vielen Klimabedingungen die regionale Vegetationsstruktur (so Wald oder Grasland; Bond 2019) und die lokale

Artzusammensetzung und Artenreichtum (He & al. 2019). Der Effekt von Feuer auf Vegetation hängt dabei unter anderem von regionalen Klimafaktoren (Niederschlag), lokalem Terrain (Orientierung, Relief, Bodenfeuchte) und Eigenschaften der Vegetation ab (Whelan 2008), so dass sich Auswirkungen von Feuer auf Flora und Vegetation oftmals auch innerhalb einer Region unterscheiden.

Weltweit hat das Risiko von Waldbränden zugenommen, in Mitteleuropa ist der Einfluss von Bränden allerdings noch relativ gering. Ursprünglich waren wiederkehrende Feuer auch in mitteleuropäischen Wäldern üblich (Carter & al. 2018), werden aber in Deutschland in den letzten Jahrzehnten konsequent unterdrückt und sind dadurch gleichbleibend selten. Im Durchschnitt brannten zwischen 1971 und 2021 in Deutschland 579 Hektar pro Jahr (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2024) und in Hessen, als einem der waldreichsten Bundesländer, 43 Hektar pro Jahr (Mitteilung Andreas Hölz).

Mit der im Zuge des Klimawandels prognostizierten Zunahme von Dürren erhöht sich das Feuerrisiko möglicherweise auch in Hessen (European Commission 2017). Bereits in den Dürrejahren 2018, 2019 und 2022 hat ungewöhnlich viel Wald gebrannt, und 2022 verbrannte deutschlandweit circa 5-mal (3058 Hektar; Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2024) und in Hessen fast 3-mal (122 Hektar) so viel Wald, wie im langjährigen Mittel. Es stellt sich also die Frage, wie die Arten hessischer Forste auf Feuer reagieren und welche Arten des regionalen Artenpools besonders empfindlich oder resistent gegenüber Feuer sind.

Hier dokumentieren wir die Vegetation eines nordhessischen Forstes ein Jahr nach einem spontan aufgetretenen Brand. Im Speziellen adressieren wir drei Fragen:

(1) Welche Arten bilden nach dem Brand die Krautschicht und in welcher Zusammensetzung? Wegen des Absterbens der Krone durch den Brand erwarten wir Arten mit hohem Lichtbedarf, Arten mit anemochorer Ausbreitungsstrategie und wegen der basischen Asche Arten mit erhöhten Reaktionszahlen (Ellenberg & al. 2001).

(2) Wie reagieren wichtige Forstgehölze auf den Brand? Entsprechend des überwiegend als Bodenfeuer verlaufenden Brandherganges erwarten wir Unterschiede in der Überlebensrate zwischen Arten (unterschiedliche Hitzewiderstandsfähigkeit des Stamms) und Individuen verschiedener Größe (Krone innerhalb oder außerhalb der Flammenreichweite).

(3) Welchen Einfluss haben Branddauer und -intensität? Wegen der Brandrichtung von Süden nach Norden, und der daher längeren Brandzeit und stärkeren Brandintensität im südlichen Bereich der Brandfläche, erwarten wir Unterschiede in der Zusammensetzung der Krautschicht entlang eines Süd-Nord-Gradienten.

2. Methoden

Als Untersuchungsfläche für diese Arbeit diente eine Brandfläche im Burgwald in Nordhessen nordwestlich von Cölbe-Schönstadt (50,8951 N, 8,8169 O). Am 19. Juli 2022 ereignete sich, ausgelöst durch eine defekte Erntemaschine, einer der größten Forstbrände

in Hessen des Jahres 2022 (Tannert 2023). Der Brand erfolgte in einer Dürreperiode des Sommers 2022, brannte hauptsächlich als Bodenfeuer, verbrannte aber auch die Krone einzelner Bäume (persönliche Kommunikation Norbert Wegener, HessenForst). Ein Großteil des Brandes wurde unter Einsatz von mehr als 400 Einsatzkräften innerhalb von 12 Stunden unter Kontrolle gebracht, allerdings verbrannten circa 4,5 Hektar Wald (Abb. 1). Um die direkten, kurzfristigen Folgen des Brandes auf die Vegetation des Forstes zu dokumentieren, untersuchten wir die Krautschicht und eine Auswahl von Gehölzindividuen 1–2 Jahre nach dem Brand.

Abb. 1: Luftbild der Untersuchungsfläche unmittelbar nach dem Brand mit umliegendem Forst. Foto: RP Gießen. – Aerial view of the investigation area immediately after the fire with surrounding forest. Photo: RP Gießen.

Um die Artenzusammensetzung und Abundanz einzelner Arten der Krautschicht zu messen, markierten wir im Frühjahr 2023 vier Transsekte durch die Brandfläche (Abb. 2). Drei Transsekte waren 80 m lang, das vierte Transsekt war mit 60 m etwas kürzer. Die längeren drei Transsekte waren entlang der Brandausbreitungsrichtung von Süd nach Nord orientiert, das Vierte von Südwest nach Nordost. Anschließend dokumentierten wir (Leslie Wulf) von Juni–September 2023 und April–Mai 2024 die Artenzusammensetzung der Bodenvegetation in einem 2 m breiten Streifen entlang der Transsekte (insgesamt 600 m² Untersuchungsfläche als Stichprobe der Brandfläche). So weit möglich dokumentierten wir die Anzahl an Individuen. Für *Vaccinium myrtillus*, als ausläuferbildende und aus Wurzeln sprossende Art, zählte jeder aus dem Boden tretende Spross als Individuum; für vier häufig auftretende Arten von Süßgräsern wurde stattdessen die Deckung pro Aufnahmefläche ermittelt, und, da diese auf der gesamten untersuchten Fläche gering war, nur qualitativ als Vorkommen notiert. Da wir keine stichhaltige Änderung der Bodenvegetation entlang der

Transsekte nachweisen konnten, präsentieren wir hier ausschließlich die Ergebnisse für die Gesamtfläche. Jede Art haben wir mit einem Herbarbeleg dokumentiert. Anschließend nutzten wir Ellenberg-Zeigerwerte für Bodenreaktion und Licht (Ellenberg & al. 2001) sowie die Ausbreitungsstrategien und Daten zum Lebensraum aus der Floraweb-Datenbank (Bundesamt für Naturschutz 2024), um die nachgewiesenen Arten ökologisch zu charakterisieren (Tab. 1).

Um den Schaden des Brandes auf den Gehölzbestand zu messen, untersuchten wir (Céline Steiner) die Überlebensrate von adulten Individuen der dominierenden Arten *Fagus sylvatica*, *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Picea abies* und *Quercus petraea*. Wir wählten 73 Individuen mit einem Mindestdurchmesser in Brusthöhe (BHD, circa 120 cm über dem Boden) von 20 cm im Verhältnis zur Häufigkeit der Art über die Brandfläche verteilt aus, insgesamt 30-mal *Pinus sylvestris*, 13-mal *Picea abies*, 10-mal *Quercus petraea*, 10-mal *Fagus sylvatica* und 10-mal *Betula pendula* (Abb. 2). Für *Betula pendula* nahmen wir auch Individuen mit einem BHD < 20 cm auf. Für jedes Individuen stellten wir im November 2022 die Gesamthöhe (Schätzung) und die Position innerhalb der Brandfläche fest, und in der Vegetationsperiode Juli–September 2023 bewerteten wir für jedes Individuum, ob neue Triebe vorhanden waren, und klassifizierten Individuen mit grünen Trieben als „lebend“ andernfalls als „tot“.

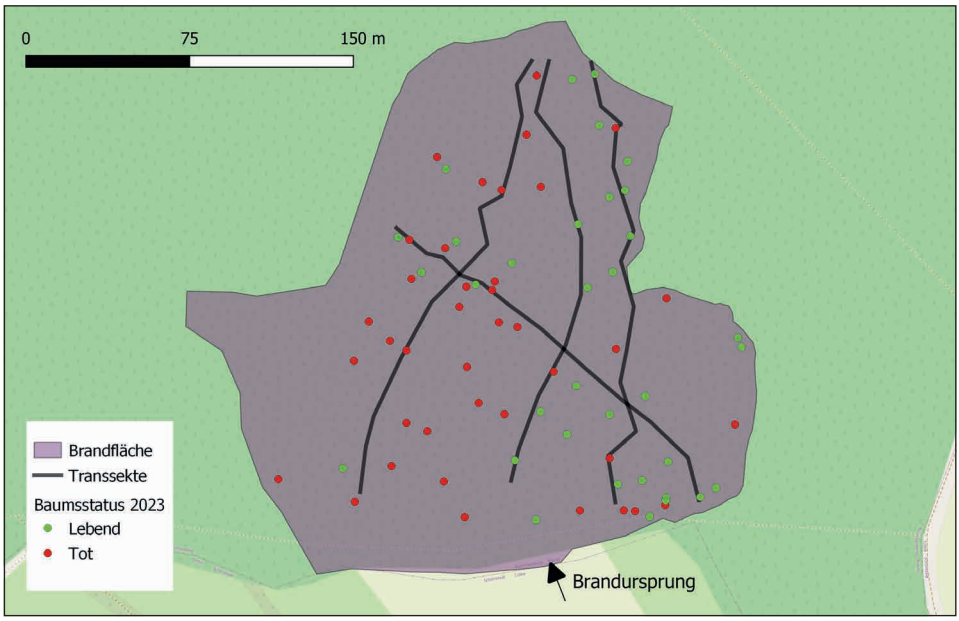

Abb. 2: Untersuchungsfläche. mit Transekten zur Aufnahme der Arten in der Krautschicht und Verortung der untersuchten Gehölzindividuen auf der Brandfläche. – Study area. with transects for recording the species in the herb layer and locating the examined woody individuals on the burn area.

3. Ergebnisse und Diskussion

In der Krautschicht dokumentierten wir entlang der Transsekte 7155 Individuen von 42 Arten aus 20 Familien (Tab. 1). Fünf Arten waren verantwortlich für mehr als 65 % der nachgewiesenen Individuen, nämlich *Digitalis purpurea* (18,8 % der Individuen), *Rubus phoenicolasius* (18,0 %), *Vaccinium myrtillus* (16,2 %), *Senecio vulgaris* (10,8 %) und *Epilobium angustifolium* (8,2 %). Die Mehrzahl der nachgewiesenen Arten waren Halblicht- bis Volllichtpflanzen (L7 bis L8, 27 Arten, zusammen 62 % der Individuen); weniger Halbschatten- bis Halblichtpflanzen (L6, 3 Arten zusammen 0,2 % der Individuen) und Schatten- bis Halbschattenpflanzen (L3–L5, 10 Arten zusammen 18 % der Individuen); *Urtica dioica* ist indifferent und für *Rubus phoenicolasius* war keine Lichtzahl verfügbar (Tab. 1). Der gewichtete Durchschnittswert für die Lichtzahl (L) war 6,5. Dazu passt, dass fünf der nachgewiesenen Arten basierend auf den Habitatinformationen explizit typisch für Lichtungen und Kahlschläge waren (*D. purpurea*, *E. angustifolium*, *Rubus idaeus*, *C. arvense*, *Atropa belladonna*, zusammen 30 % der Individuen) und 21, also die Hälfte der Arten, ihren Schwerpunkt im Offenland oder gar keine Waldbindung hatten.

Tab. 1: Arten der Krautschicht in der Waldbrandfläche. Anzahl von Individuen in 800 m² entlang von 4 Transsekten (Abb. 2) durch 4,5 ha Brandfläche. Für vier Arten der *Poaceae* ist nur das Vorkommen (V) statt der Anzahl der Individuen angegeben. X = indifferent; Zeigerwerte nach Ellenberg & al. (2001). – Species of the herb layer in the forest fire area. Number of individuals in 800 m² along 4 transects (Fig. 2) through 4.5 ha of burnt area. For four Poaceae species, only the occurrence (V) is indicated instead of the number of individuals. X = indifferent,; indicator values according to Ellenberg & al. (2001).

Art	Individuen	Lichtzahl	Reaktionszahl	Ausbreitungs-strategie	Lebensraum
Digitalis purpurea	1352	7	3	Anemochorie	Kahlschlag/Lichtung
Rubus phoenicolasius	1298	keine Angaben	keine Angaben	Endochorie	keine Angabe.
Vaccinium myrtillus	1163	5	2	Endochorie	Laub-/Nadelwälder
Senecio vulgaris	775	8	7	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Epilobium angustifolium	590	8	5	Anemochorie	Kahlschlag/Lichtung
Rumex acetosella	343	8	2	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder (Nebenvorkommen)
Galium saxatile	325	7	2	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Epilobium tetragonum	192	7	6	Anemochorie	keine Waldbindung
Senecio sylvaticus	190	8	5	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Scorzoneroides autumnalis	144	7	5	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Rubus idaeus	119	7	x	Endochorie	Kahlschlag/Lichtung
Moehringia trinervia	95	4	6	Stomatochorie	Stauden- und Unkrautfluren im Wald
Cirsium arvense	79	8	x	unter anderem Anemochorie	Kahlschlag/Lichtung
Taraxacum officinale agg.	62	7	x	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland

Art	Individuen	Lichtzahl	Reaktionszahl	Ausbreitungs-strategie	Lebensraum
Sonchus asper	55	7	7	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Hypochaeris radicata	54	8	4	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Cirsium vulgare	44	8	7	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Anthriscus sylvestris	37	7	x	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Lactuca muralis	37	4	x	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder (Nebenvorkommen)
Erigeron canadensis	35	8	x	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Dryopteris dilatata	32	4	x	Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Calluna vulgaris	20	8	1	Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Aegopodium podagraria	14	5	7	Autochorie	Laub-/Nadelwälder
Athyrium filix-femina	13	3	x	Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Atropa bella-donna	10	6	8	Endochorie	Kahlschlag/Lichtung
Matricaria chamomilla	8	7	5	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Lactuca serriola	8	9	x	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Hypericum humifusum	7	7	4	Anemochorie	keine Waldbindung
Urtica dioica	7	x	7	Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Poa annua	5	7	x	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Crepis capillaris	4	7	6	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Potentilla erecta	2	6	x	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Trifolium pratense	2	7	x	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Arabidopsis thaliana	1	6	4	Anemochorie	keine Waldbindung
Campanula patula	1	8	7	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Geranium robertianum	1	5	x	Autochorie	Laub-/Nadelwälder
Galium mollugo agg.	1	7	7	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland
Holcus mollis	V	5	2	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Poa nemoralis	V	5	5	unter anderem Anemochorie	Laub-/Nadelwälder
Bromus sterilis	V	7	x	unter anderem Anemochorie	keine Waldbindung
Dactylis glomerata	V	7	x	unter anderem Anemochorie	Schwerpunkt Offenland

Auffällig viele der ermittelten Pflanzenarten breiten sich zudem zumindest potentiell anemochor aus, nur acht der 42 Arten haben ausschließlich autochore, endochore oder stomatochore Ausbreitungsstrategien, darunter die auch vegetativ regenerativen *Vaccinium*

myrtillus und *Rubus* spec. Die stomatochore *Moehringia trinvervia* regeneriert möglicherweise aus der Samenbank (Dzwonko & al. 2018). Der Einfluss der Asche auf die Bodenreaktion lässt sich in der Wiederbesiedelung ebenfalls, wenn auch nicht so deutlich finden. Viele der Arten sind in Bezug auf die Reaktionszahl (R) indifferent (15 von 42 Arten), aber immerhin acht Arten haben eine Reaktionszahl von 7 oder 8, sind also Basenzeiger. Sechs der Arten sind Säurezeiger (R1–R3), wobei hier die aus unterirdischen Organen austreibungsfähigen *Vaccinium myrtillus*, *Calluna vulgaris* und *Rumex acetosella* gehören, welche vermutlich schon vor dem Brand auf der Untersuchungsfläche wuchsen. Mittlere Reaktionszahlen von R4 bis R6 haben elf Pflanzenarten der Brandfläche. Ungewichtet ergibt sich eine durchschnittliche Reaktionszahl von knapp 5, was angesichts des auf basenarmen Buntsandstein stockenden Burgwaldes vergleichsweise hoch erscheint. Dies und vor allem die drei oben genannten Aspekte Lichtaffinität, Habitatzugehörigkeit und Ausbreitungsstrategie deuten auf eine Ruderalisierung der ehemaligen Waldbodenvegetation zumindest in dieser frühen Phase nach dem Brand hin. Dies wird zudem durch die Randlage der Waldbrandfläche unterstützt, da die Diasporen der ruderalen Arten die Fläche leichter erreichen können.

Die dokumentierte Artzusammensetzung der Krautschicht zeigt begrenzte floristische Gemeinsamkeiten mit anderen Brandflächen in Mitteleuropa. Zum Beispiel brannten im Kanton Wallis/Schweiz im Jahr 2003 300 ha Bergwald (850–2100 m ü. NN). Die Liste der häufigsten Pflanzen ein Jahr danach nennt 27 krautige Pflanzen, darunter übereinstimmend mit der vorliegenden Untersuchung *Epilobium angustifolium*, *Taraxacum officinale*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Lactuca serriola*, *Erigeron canadensis* und *Rubus idaeus* (Wohlgemut & Moser 2009). Des Weiteren listet eine Studie in Treuenbriezen (Brandenburg) zwei Jahre nach einem Waldbrand in 2018 folgende mit unserer Untersuchung übereinstimmende krautige Pflanzenarten auf: *Senecio sylvaticus*, *Hypericum humifusum*, *Epilobium angustifolium*, *Scorzoneroides autumnalis*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Lactuca serriola*, *Erigeron canadensis*, *Rumex acetosella*, *Hypochaeris radicata*, *Taraxacum* sect. Ruderalia, *Holcus lanatus*, *Moehringia trinervia* (Heinken & al. 2024). Auch die Pflanzenaufnahmen nach einem Brand in einem feuchten Kiefernwald in Chrzanów/Polen stellen im ersten Jahr nach dem Ereignis 24 krautige Pflanzenarten auf der am schwersten vom Brand beeinträchtigten Fläche fest, von denen 9 – *Moehringia trinervia*, *Athyrium filix-femina*, *Hypochaeris radicata*, *Scorzoneroides autumnalis*, *Senecio vulgaris*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Arabidopsis thaliana* und *Holcus lanatus* – mit der von uns ermittelten Pflanzenliste übereinstimmen. Dies gilt auch, wenn man die nur mäßig betroffenen Areale der Untersuchung in Polen mit heranzieht (Dzwonko & al. 2018). Die begrenzten floristischen Gemeinsamkeiten dieser vier doch sehr unterschiedlichen Waldbrandstandorte sind am besten ausbreitungsökologisch, die Unterschiede florengeographisch zu erklären.

Überraschend ist das zahlreiche Auftreten von *Rubus phoenicolasius* entlang aller Transsekte, einer Art, welche ursprünglich aus dem östlichen China stammt und in Hessen nur gelegentlich als Neophyt (aus Zier- und Obstanbau) spontan vorkommt (Parolly & Rohwer 2024, Gregor & Hodvina 2024). Da sie sich wie unsere heimischen *Rubus*-Arten vornehmlich endozoochor (nur über kurze Distanzen autochor durch Wurzelschösslinge oder Absenker) ausbreitet, das immense Auftreten auf der Untersuchungsfläche aber kurzfristig kaum auf solche Besiedelungsstrategien zurückzuführen sein kann, vermuten wir ein unerkanntes Vorkommen dieser Art schon vor dem Brand. Interessanterweise

tritt diese Art in den USA, wo sie als invasiv gilt, häufig in Wäldern nach Störungen auf (Gorchov & al. 2011). Ähnliches wird aus der Schweiz berichtet (Info Flora 2024a). Nicht nur in den USA, auch in der Schweiz steht *R. phoenicolasius* auf der „Schwarzen Liste" der invasiven Arten (Info Flora 2024b), fehlt dagegen in der entsprechenden Liste der EU und Deutschland (Nehring & Skowronek 2023). Die Ausbreitung von *R. phoenicolasius* sollte daher kritisch beobachtet werden.

Die sichtbare Beschädigung (Verkohlung) der untersuchten Gehölze im Jahr nach dem Brand erstreckte sich am Stamm der Bäume von 20 cm bis 2,10 m Höhe (Tab. 2). Von den 73 ausgewählten Gehölzindividuen waren nach einem Jahr 39 abgestorben (54 %). Wie erwartet unterschied sich die Überlebensrate zwischen den Arten: von *Picea abies* waren 13 von 13 Individuen abgestorben (100 % Verlust), von *Betula pendula* 8 von 10 Individuen (80 % Verlust), von *Fagus sylvatica* 4 von 10 (40 %), von *Quercus petraea* 5 von 10 Individuen (50 %) und 9 von 30 Individuen bei *Pinus sylvestris* (30 %). Entgegen unseren Erwartungen haben wir keinen Zusammenhang zwischen Größe und Überlebensrate gefunden, vermutlich weil primär die Hitzeschäden im unteren Stammbereich zum Absterben der Bäume führten. Allerdings ist die Stichprobe hier relativ gering, insbesondere da die Baumhöhe auf der Untersuchungsfläche mit der Gehölzart zusammenhängt, so dass die angegebenen Überlebensraten nur einen groben Hinweis geben können.

Tab. 2: Aufgenommene Gehölzindividuen und ihr Zustand im Jahr 2023, ein Jahr nach dem Forstbrand. BHD = Brusthöhendurchmesser. Der Zustand wurde nach dem Vorhandensein von grünen Blättern bewertet. – Recorded woody individuals and their condition in 2023, one year after the forest fire. BHD = diameter at breast height. The condition was assessed according to the presence of green leaves.

ID	Baumart	Höhe (cm)	BHD (cm)	Zustand 2023	maximale Verkohlungshöhe (cm)	ID	Baumart	Höhe (cm)	BHD (cm)	Zustand 2023	maximale Verkohlungshöhe (cm)
B1	*Quercus petraea*	1100	59,2	lebend	290	B23	*Picea abies*	2500	53,5	tot	800
B2	*Pinus sylvestris*	2700	46,1	tot	1350	B24	*Pinus sylvestris*	2800	54,1	tot	230
B3	*Pinus sylvestris*	2700	46,4	lebend	1350	B25	*Pinus sylvestris*	2800	62,1	lebend	380
B4	*Quercus petraea*	1700	42	lebend	500	B26	*Betula pendula*	1900	36,6	tot	400
B5	*Quercus petraea*	1700	37,5	tot	400	B27	*Pinus sylvestris*	2700	61,1	lebend	650
B6	*Quercus petraea*	1600	24,2	tot	600	B28	*Pinus sylvestris*	2600	55,4	lebend	200
B7	*Pinus sylvestris*	2700	49	lebend	700	B29	*Picea abies*	2000	45,5	tot	500
B8	*Pinus sylvestris*	2700	44,5	lebend	800	B30	*Pinus sylvestris*	2500	58,9	lebend	350
B9	*Quercus petraea*	1700	54,1	tot	600	B31	*Pinus sylvestris*	2700	56,7	lebend	1200
B10	*Pinus sylvestris*	2700	64	lebend	900	B32	*Fagus sylvatica*	1800	44,2	tot	250
B11	*Pinus sylvestris*	2800	52,5	tot	2100	B33	*Pinus sylvestris*	2100	53,8	tot	1300
B12	*Pinus sylvestris*	2800	59,2	tot	850	B34	*Picea abies*	2350	50	tot	900
B13	*Fagus sylvatica*	1700	36	tot	200	B35	*Picea abies*	2400	65	tot	800
B14	*Betula pendula*	1600	28	tot	450	B36	*Picea abies*	2500	78,3	tot	500
B15	*Quercus petraea*	1600	39,1	lebend	800	B37	*Pinus sylvestris*	2700	52,5	lebend	230
B16	*Picea abies*	1000	18,1	tot	170	B38	*Quercus petraea*	1650	48,1	tot	450
B17	*Betula pendula*	1400	39,5	lebend	220	B39	*Picea abies*	1600	38,2	tot	1600
B18	*Quercus petraea*	1500	38,5	lebend	150	B40	*Pinus sylvestris*	2300	47,7	tot	800
B19	*Pinus sylvestris*	2400	37,6	lebend	400	B41	*Pinus sylvestris*	2400	45,8	lebend	1100
B20	*Pinus sylvestris*	2600	63	lebend	1100	B42	*Pinus sylvestris*	2300	55,4	lebend	300
B21	*Picea abies*	1500	44,6	tot	800	B43	*Fagus sylvatica*	1350	35	lebend	250
B22	*Picea abies*	2400	66,8	tot	600	B44	*Pinus sylvestris*	2500	49,7	lebend	400

ID	Baumart	Höhe (cm)	BHD (cm)	Zustand 2023	maximale Verkohlungshöhe (cm)
B45	*Fagus sylvatica*	1600	57,3	lebend	150
B46	*Picea abies*	1800	67,8	tot	600
B47	*Pinus sylvestris*	2400	54,7	lebend	700
B48	*Pinus sylvestris*	2400	79,6	lebend	50
B49	*Quercus petraea*	1650	44	tot	400
B50	*Quercus petraea*	1450	36	lebend	210
B51	*Pinus sylvestris*	2400	49	lebend	800
B52	*Picea abies*	2000	56,3	tot	600
B53	*Pinus sylvestris*	2500	43,3	lebend	400
B54	*Pinus sylvestris*	2600	59,2	lebend	150
B55	*Picea abies*	2000	53,5	tot	400
B56	*Pinus sylvestris*	2300	66,2	tot	450
B57	*Picea abies*	2400	54,4	tot	850
B58	*Pinus sylvestris*	2200	51,9	tot	650
B59	*Pinus sylvestris*	2200	54,7	tot	700
B60	*Pinus sylvestris*	2400	45,5	lebend	1000
B61	*Betula pendula*	1200	6,4	tot	70
B62	*Betula pendula*	1500	14	tot	55
B63	*Betula pendula*	1100	8,3	tot	220
B64	*Betula pendula*	850	9,2	lebend	20
B65	*Betula pendula*	1500	21,3	tot	1000
B66	*Fagus sylvatica*	1800	30,6	tot	70
B67	*Betula pendula*	1100	11,5	tot	210
B68	*Fagus sylvatica*	1500	29	lebend	30
B69	*Betula pendula*	1000	13,4	tot	200
B70	*Fagus sylvatica*	1500	28,3	lebend	27
B71	*Fagus sylvatica*	1900	38,2	lebend	150
B72	*Fagus sylvatica*	2100	82,8	lebend	25
B73	*Fagus sylvatica*	1500	37,6	tot	150

Entgegen der Erwartungen fanden wir insgesamt keine klare Veränderung der Vegetation entlang der Ausbreitungsrichtung des Brandes (von Süd nach Nord) und keine Unterschiede in der Bodenvegetation entlang der Transsekte. Allerdings war besonders der südliche Teil der Brandfläche zum Ende der Vegetationsperiode 2023 hüfthoch mit Jungwuchs von *Betula pendula* bedeckt (Abb. 3), was das Resultat einer lokal stärkeren Brandintensität sein könnte. In der Tat zeigte sich auch nach dem Brandereignis in Chrzanów/Polen ein enormer Aufwuchs von Birkensämlingen insbesondere an den stark vom Feuer gezeichneten Flächen (Dzwonko & al. 2018). Im borealen Skandinavien sind nach Waldbränden ebenfalls Laubgehölze, dort allerdings *Betula pubescens*, *Populus tremula* und *Salix caprea*, für bis zu 150 Jahre dominierend, bis dann wieder die Nadelgehölze übernehmen (Esseen & al. 1992). Für eine qualitative Einschätzung der Einflüsse des Waldbrandes wäre zukünftig eine vergleichende Untersuchung von an die Brandfläche angrenzenden Kontrollflächen sowie Folgeuntersuchungen auf der Brandfläche wünschenswert.

Danksagung

Wir danken Norbert Wegener von Hessen Forst für Informationen zum Ablauf des Brandes, Steffen Wilhelmi vom Regierungspräsidium Gießen für die Bereitstellung der Luftaufnahme der Brandfläche, Andreas Hölz vom Hessisches Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, Weinbau, Forsten, Jagd und Heimat für Informationen zur Brandhäufigkeit in Hessen und Ina Tannert für die Bereitstellung ihres Textes zu dem Thema. Herzlichen Dank auch an Thomas Gregor, Werner Jansen und Walter Seidling für wichtige Hinweise zum Manuskript.

Abb. 3: Vegetation nach dem Forstbrand. A) Stark in Mitleidenschaft gezogenes Individuum von *Quercus petraea*. B) Leicht beschädigtes Individuum von *Q. petraea*, die Brandhöhe der Flammen ist deutlich zu erkennen. C) Pilzbefall und typischer brandbedingter Borkenschaden eines abgestorbenen Individuums von *F. sylvatica*. D) Dichter Jungwuchs von *Betula pendula* im südlichen Teil der Brandfläche. A) & B) November 2022 (4 Monate nach dem Brand), C) & D) Sommer 2023 (1 Jahr nach dem Brand). Fotos: Céline Steiner. – Vegetation after the forest fire. A) Heavily damaged individual of *Quercus petraea*. B) Slightly damaged individual of *Q. petraea*, the height of the flames is clearly visible. C) Fungal infestation and typical fire-induced bark damage of a dead individual of *F. sylvatica*. D) Dense young growth of *Betula pendula* in the southern part of the burn area. A) & B) November 2022 (4 months after the fire), C) & D) summer 2023 (1 year after the fire). Photos: Céline Steiner.

4. Literatur

Bond W. J. 2019: Open Ecosystems: Ecology and evolution beyond the forest edge. – Oxford University, Oxford. 178 Seiten.

Bundesamt für Naturschutz 2024: FloraWeb. – https://www.floraweb.de [zuletzt aufgerufen am 11. Okt. 2024]

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2024:. Waldbrandstatistik der Bundesrepublik Deutschland 2023. – https://www.bmel-statistik.de/forst-holz/waldbrandstatistik [aufgerufen am 11. Okt. 2024]

Carter V. A., A. Moravcová, R. C. Chiverrell, J. L. Clear, W. Finsinger, D. Dreslerová, K. Halsall & P. Kuneš 2018: Holocene-scale fire dynamics of central European temperate spruce-beech forests. – Quaternary Sci. Reviews **191**, 15–30, Amsterdam & al.

Dzwonko Z., S. Loster & S. Gawroński 2018: Effects of fire severity on understory community regeneration and early succession after burning of moist pine forest. – Tuexenia **38**, 197–214, Göttingen.

Ellenberg H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulißen 2001: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobotan. **18(3. Aufl.)**, 1–248, Göttingen.

Esseen P. A., B. Ehnström, L. Ericson & K. Sjöberg 1992: Boreal Forests—The Focal Habitats of Fennoscandia. In: Hansson, L. (Hrsg.): Ecological Principles of Nature Conservation, 252–325. – Elsevier, Boston, MA.

European Commission: Joint Research Centre, De Rigo, D., Libertà, G., Houston Durrant, T., Artés Vivancos, T. & al. 2017: Forest fire danger extremes in Europe under climate change: Variability and uncertainty. Publications Office of the European Union. – https://data.europa.eu/doi/10.2760/13180 [aufgerufen am 11. 10. 2024]

Gorchov D. L., E. Thompson, J. O'Neill, D. Whigham & D. A. Noe 2011: Treefall gaps required for establishment, but not survival, of invasive *Rubus phoenicolasius* in deciduous forest, Maryland, USA. – Plant Sp. Biol. **26**(3), 221–234, Oxford & al.

Gregor T., S. Hodvina & Mitarbeiter 2024: Beiträge zur Pflanzenwelt in Hessen. – https://botanik-hessen.de/Pflanzenwelt/familien/ros/rubus/rub-phoe.html [aufgerufen am 28. 11. 2024]

He T., B. B. Lamont & J. G. Pausas 2019: Fire as a key driver of Earth's biodiversity. – Biolog. Reviews **94**(6), 983–2010, Oxford.

Heinken T., M. Schüle, G. Domes & C. Schwanitz 2024: Wiederbesiedlung von Brandflächen auf Kiefernforsten bei Treuenbrietzen (Brandenburg). – Braunschweiger Geobotan. Arb. **16**, 107–136, Braunschweig.

Info Flora 2024a: Rotborstige Himbeere (Rosengewächse). – https://www.infoflora.ch/assets/content/documents/neophyten/inva_rubu_pho_d.pdf [aufgerufen am 11. 10. 2024]

Info Flora 2024b: Listen & Infoblätter. – https://www.infoflora.ch/de/neophyten/listen-und-infobl%C3%A4tter.html [aufgerufen am 11. 10. 2024]

Nehring S. & S. Skowronek 2023: Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 – Dritte Fortschreibung 2022. – BfN-Schriften **654**, 1–231, Bonn.

Parolly G. & J. G. Rohweder (Hrsg.) 2024: Schmeil-Fitschen. Die Flora Deutschlands und angrenzender Länder, 98. Aufl. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim. X + 902 Seiten, 32 Tafeln.

Tannert I. 2023: Ein Jahr nach dem Brand im Burgwald: So steht es um das im Juli 2022 verbrannte Waldstück bei Cölbe. – Oberhessische Presse vom 26. August 2023.

Whelan R. J. 2008: Ecology of Fire (Illustrated edition). – Cambridge & al., Cambridge University. X + 346 Seiten.

Wohlgemuth T. & B. Moser 2009: Phönix aus der Asche: Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen. – Bull. Murithienne **126**, 29–46, Bex & al.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Botanik und Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 2025

Band/Volume: 37

Autor(en)/Author(s): Steiner Céline, Wulf Leslie, Imhof Stephan, Zizka Alexander

Artikel/Article: Bestandsaufnahme der Krautschicht und Überlebensrate wichtiger Gehölze ein Jahr nach einem Forstbrand in Nordhessen 43-53