

## Wiederbesiedlung von Brandflächen auf Kiefernforsten bei Treuenbrietzen (Brandenburg)

### Recolonization of wildfire areas in pine forests near Treuenbrietzen (Brandenburg)

Thilo Heinken, Maren Schüle, Gesa Domes und Christofer Schwanitz

Dietmar Brandes vom Erstautor in langjähriger Verbundenheit zu seinem 75. Geburtstag gewidmet.

#### Zusammenfassung

Im August 2018 ereignete sich in einem Kiefernforstgebiet auf armen Sandböden im südwestlichen Brandenburg ein großflächiger Waldbrand, durch den die vorhandene Vegetation und Humusaufgabe weitgehend beseitigt wurden. Ergebnisse systematischer Vegetationsaufnahmen über die gesamte Brandfläche aus dem Jahr 2020 sowie von Dauerflächenuntersuchungen aus den Jahren 2020 bis 2022 werden hier vorgestellt und zeigen grundsätzliche Mechanismen und Muster der Wiederbesiedlung großer Waldbrandflächen. Die Pioniervegetation im zweiten Jahr nach dem Waldbrand war von *Populus tremula* bei den Gehölzen und verschiedenen Asteraceen (am häufigsten *Erigeron canadensis*) dominiert; auch Grasartige und Polygonaceen spielten eine wichtige Rolle. Die Vegetation war aus Vertretern verschiedenster Habitats wie Ruderalfluren, Heiden und bodensauren Magerrasen zusammengesetzt und wesentlich artenreicher als im unverbrannten Kiefernforst. Nährstofffreisetzung aus der Asche und die Erhöhung der pH-Werte des Bodens ermöglichte eine temporäre Ansiedlung auch anspruchsvollerer Arten. *Invader*, die sich durch gut flugfähige Diasporen auszeichnen, und *Seed banker*, die aus der Bodensamenbank keimten, waren die wichtigsten Regenerationsstrategien, und die forstliche Bewirtschaftung nach dem Brand als weitere Störung hatte einen deutlichen Einfluss auf die Vegetation. Durch Nährstoffauswaschung deutete sich bis zum vierten Jahr nach Brand bereits eine Abnahme von Nährstoffgebern an. Die Moosschicht nahm im Verlauf der sekundären Sukzession zu, während insbesondere kurzlebige *Invader* zurückgingen. Gleichzeitig kam es zu einem starken Rückgang von Neophyten. Vorwiegend im Offenland wachsende Arten gingen erwartungsgemäß ebenfalls zugunsten von eher walddispersen Arten zurück, während Schlagflurarten im dritten Jahr nach Brand ihr Optimum hatten.

## Abstract

In August 2018, a large-scale wildfire occurred in a pine forest area on poor sandy soils in southwestern Brandenburg (NE Germany), which largely eliminated the existing vegetation and organic layer. Results of systematic vegetation relevés across the entire burned area from 2020 as well as permanent plot studies from 2020 to 2022 are presented here and show basic mechanisms and patterns of recolonisation of large burned forest areas. The pioneer vegetation in the second year after the wildfire was dominated by *Populus tremula* in the tree regeneration and various Asteraceae (most commonly *Erigeron canadensis*); Grasses and Polygonaceae also played an important role. The vegetation was composed of characteristic species of a wide variety of habitats such as ruderal vegetation, heaths and acidic oligotrophic grasslands and was significantly richer in species than in the unburned pine forest. The release of nutrients from the ash and an increase in the pH values of the soil enabled the temporary appearance also of species demanding higher nutrient supply or moisture. *Invaders*, characterized by diaspores that can be dispersed by wind over long distances, and *seed bankers*, which germinated from the soil seed bank, were the main regeneration strategies. Also, post-fire forestry management, as a further disturbance, had a significant impact on the vegetation. By the fourth year after the fire, there were already signs of a decrease in nutrient indicators due to nutrient leaching. The moss layer increased during secondary succession, while short-lived *invaders* in particular declined. At the same time there was a sharp decline in neophytes. As expected, species that grow primarily in open areas also declined in favor of species more associated with forests, while character species of clear-cuts reached their optimum in the third year after fire.

## Einleitung

Anders als im Mittelmeerraum oder in der borealen Zone wird Waldbränden im gemäßigten Klima Mitteleuropas traditionell eine geringe Rolle zuerkannt (z. B. MÜLLER 2019). Es mehren sich aber die Hinweise, dass Waldbrände in bestimmten Ökosystemen während des Postglazials schon immer Bedeutung gehabt haben (ADÁMEK et al. 2015) und mit fortschreitendem Klimawandel das Risiko klimawandelbedingter Waldbrände zunehmen wird (UBA 2015). Nach einer Phase rückläufiger Waldbrandhäufigkeit in Deutschland kam es aufgrund schwerer Dürren (vgl. UBA 2021, UFZ 2022) in den Jahren 2018, 2019 und 2022 zu einem deutlichen Anstieg der Zahl der Waldbrände und der verbrannten Fläche (BLE 2019, 2020, 2023). Besonders betroffen ist der Nordosten Deutschlands aufgrund des kontinentalen, trockenen und warmen Klimas im Sommer (UBA 2015) und der Tatsache, dass Wald-Kiefern (*Pinus sylvestris*) z. B. in Brandenburg mehr als 70 % der Waldfläche ausmachen (LFB 2022).

Vor diesem Hintergrund finanzieren die Bundesministerien für Ernährung und Landwirtschaft sowie für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz über den Waldklimafonds bzw. die Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe Forschungsprojekte zum Thema Waldbrände und deren Vermeidung, darunter PYROPHOB ([www.pyrophob.de](http://www.pyrophob.de)). PYROPHOB bedeutet feuerabweisend und wird seit Mai 2020 über einen Zeitraum von fünf Jahren in zwei benachbarten Kieferforstgebieten im südwestlichen Brandenburg durchgeführt. Das Projekt untersucht in einem interdisziplinären Ansatz mit acht beteiligten Institutionen die ökologischen Auswirkungen von Waldbrandereignissen und anschließende waldbauliche Behandlungsstrate-

gien, um letztlich ökosystembasierte Handlungsempfehlungen für den Umgang mit Waldbrandflächen für die Praxis zu formulieren (BLUMRÖDER et al. 2021, HEINKEN et al. eingereicht).

Neben anderen Parametern (Boden und Bodenwasser, Mikroklima, Totholz, forstliche Verjüngung, Pilze, Bodenarthropoden, xylobionte Käfer etc., s. HEINKEN et al. eingereicht) ist die Vegetation der Brandflächen ein zentraler Teil des PYROPHOB-Projekts. So besteht die Möglichkeit, die Vegetationsentwicklung unter verschiedenen waldbaulichen Szenarien systematisch über mehrere Jahre zu verfolgen und ihre Beziehung zu den übrigen Ökosystemkomponenten zu untersuchen. An dieser Stelle sollen Grundzüge der Besiedlung von Waldbrandflächen auf vorherigen Kiefernforsten im Projektgebiet Treuenbrietzen vorgestellt werden. Daten aus zwei Masterarbeiten, die in einem systematischen Raster von Probeflächen den Großteil des Waldbrandgebietes abdecken, zeigen den Zustand der Vegetation zwei Jahre nach dem Brand. Ergebnisse aus den Dauerflächen auf den eigentlichen Projektflächen geben einen Überblick über die Vegetationsentwicklung vom 2. bis zum 4. Jahr nach Brand.

### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG, s. Abb. 1) liegt in SW-Brandenburg in der Nähe der Stadt Treuenbrietzen (ca. 52,0433° N, 12,9222° E). Als potenzielle natürliche Vegetation gelten Eichenmischwälder auf sauren Böden (HOFMANN & POMMER 2005). Wie große Teile der Region ist das Gebiet durch trockene, sandige Schmelzwassersedimente und eine hohe Waldbedeckung, hauptsächlich Kiefernforsten, gekennzeichnet. Das Klima ist gemäßigt zwischen atlantisch-maritim und kontinental mit hohen Temperaturen im Sommer und niedrigen Temperaturen im Winter (SCHOLZ 1962). Die mittlere Temperatur von 1991 bis 2020 betrug 9,7 °C mit einem Mittelwert von 0,8 °C im Januar und 19,3 °C im Juli (Klimastation Baruth (Mark), DWD 2023). Der mittlere Niederschlag betrug in diesem Zeitraum 559 mm. Das Brandjahr (2018) war besonders trocken (347 mm) mit ungewöhnlich vielen heißen Tagen, und auch die folgenden Jahre waren mit 500 mm (2019), 422 mm (2020), 651 mm (2021) und 401 mm (2022) mit Ausnahme von 2021 deutlich trockener als im langjährigen Mittel (WETTERKONTOR 2023). Das UG mit Kiefernforsten auf sandigen Böden ist repräsentativ für weite Teile des nordöstlichen Tieflandes in Deutschland und der östlich angrenzenden Regionen Polens. Die Kiefernforsten des Gebietes werden von *Pinus sylvestris* dominiert, die Krautschicht von *Deschampsia flexuosa* begleitet von *Calamagrostis epigejos* und *Carex arenaria*. Die Moosschicht ist oft stark deckend, mit *Pseudoscleropodium purum*, *Pleurozium schreberi*, *Hypnum cupressiforme* agg., *Dicranum polysetum* und *D. scoparium*. Pflanzensoziologisch entsprechen die Bestände dem Leucobryo-Pinetum und der *Deschampsia flexuosa*-*Pinus sylvestris*-Gesellschaft nach HEINKEN (2008). Von dem Brand waren sowohl kommunale als auch private Wälder unterschiedlicher Altersklassen betroffen.

Am 23. August 2018 brach im südwestlichen Teil des UG ein Waldbrand aus, der sich in nordöstlicher Richtung ausbreitete, an Intensität zunahm und eine Bahnstrecke und die Bundesstraße 102 überquerte. Auf den meisten betroffenen Flächen verbrannte die Humusaufgabe vollständig, so dass lediglich von Asche und teilweise von herabgefallenen Kiefernadeln bedeckter Mineralboden verblieb. In weiten Teilen des UG breitete sich das Feuer bis in die Baumkronen aus, was zusammen mit der Schädigung der Kambien in den unteren Stammabschnitten zu einem großflächigen Absterben der Kiefern führte. Insgesamt wurden ca. 330 ha Kiefernforst zerstört (LFB 2021).

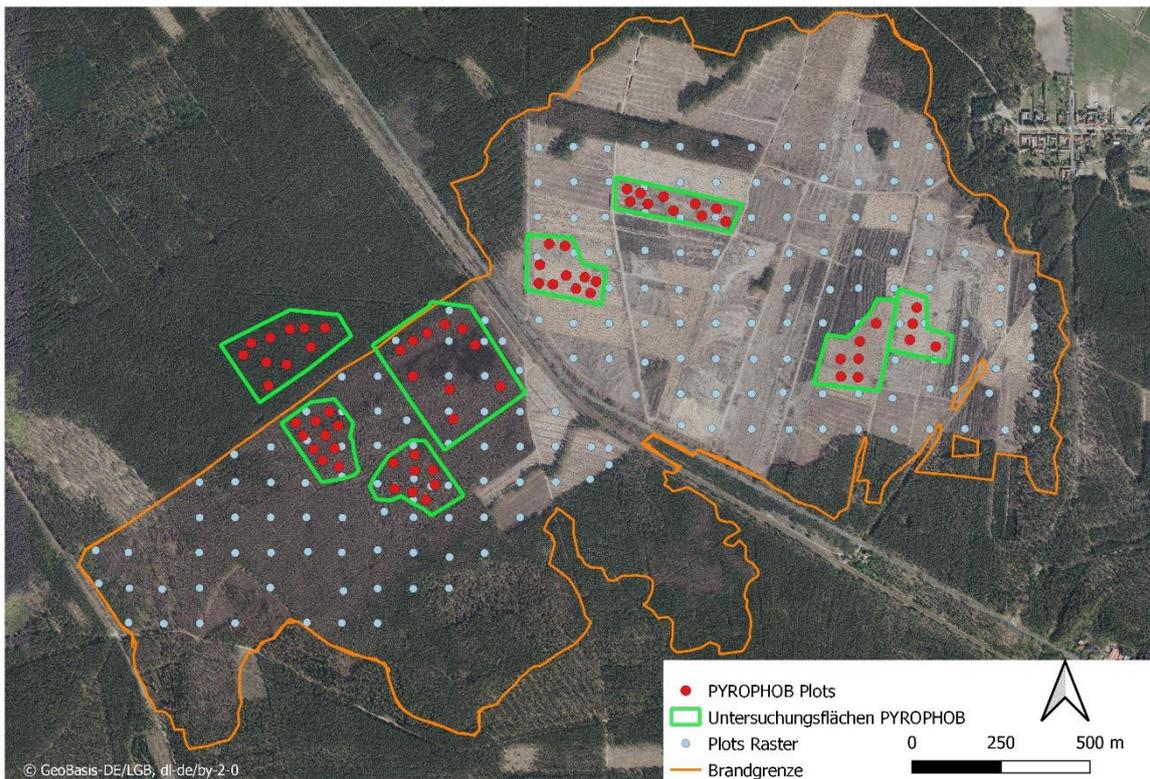


Abb. 1: Die Waldbrandfläche bei Treuenbrietzen im Jahr 2019, ein Jahr nach dem Brand. Der nordöstliche Teil ist weitgehend kahlgeschlagen und teilweise gepflügt, während der südwestliche Teil noch mit meist abgestorbenen Kiefern bestanden ist. Eingezeichnet sind das Raster der Probestellen der vergleichenden Vegetationserhebung von 2020 sowie die Probestellen des PYROPHOB-Projekts, die der Analyse des Sukzessionsverlaufs 2020-2022 zugrunde liegen. Ein Teil der südwestlichen Flächen einschließlich aller PYROPHOB-Plots wurde bis 2020 noch aufgelichtet. Nördlich der Brandgrenze im westlichen Teil liegen die 10 Referenzflächen im unverbrannten Kiefernforst. Grundkarte: Luftbild von 2019 © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0.

Über die Hälfte der Brandfläche (vor allem der Privatwald nordöstlich der Bundesstraße) wurde zwischen November 2018 und März 2019 vollständig abgeholzt (s. Abb. 1); nur Baumstümpfe blieben zurück. Danach wurden verschiedene Bodenbearbeitungsmaßnahmen vorgenommen: Auf einem Teil des Kahlschlags gab es außer der Befahrung als Nebenwirkung der Fällung und Holzbergung keine weitere Bodenbearbeitung (Kahlschlag, KS, Abb. 2c). Auf einem ähnlich großen Teil wurde der Boden im Winter/Frühjahr 2019 mit einem Streifenpflug gepflügt (Kahlschlag – frühes Pflügen, KS-FP, Abb. 2d); manche Flächen wurden erst im Herbst 2019 entsprechend bearbeitet (Kahlschlag – spätes Pflügen, KS-SP). Auf vielen Flächen südwestlich der B 102 (damaliger Treuenbrietzenener Stadtwald) wurden im November 2019 nur 50–75 % der verbrannten Kiefern durch einen mit einem Rückezug (Forwarder) verbundenen Harvester von Rückegassen aus entfernt. Diese Flächen wurden entweder nicht weiter durch Bodenstörungen beeinflusst (Auflichtung, A), oder danach im Herbst 2019 geharkt (Auflichtung – spätes Harken A-SH) oder mit dem Streifenpflug gepflügt (Auflichtung – spätes Pflügen, A-SP, Abb. 2e). Auf einem Teil der Fläche (vor allem im SW, nicht von den hier analysierten PYROPHOB-Plots abgedeckt) gab es keinerlei Waldbewirtschaftung (nichts, Ni, Abb. 2a, b).

Im PYROPHOB-Projekt wurde 2020 auf der Brandfläche Treuenbrietzen (und einer ca. 8 km entfernten Brandfläche im Wildnisgebiet Jüterbog) ein System von standardisierten Dauer-

untersuchungsflächen (US) eingerichtet, die von allen beteiligten Forschungsgruppen gemeinsam genutzt werden und Vergleiche zwischen Umweltfaktoren, Taxa und Waldbewirtschaftungsoptionen ermöglichen. In Treuenbrietzen befinden sich davon 10, die neben einer Referenzfläche im benachbarten, nicht verbrannten Kiefernforst sieben verschiedene Bewirtschaftungsvarianten mit unterschiedlichen Kombinationen von Holzeinschlag, Bodenbearbeitung, Pflanzung und Einzäunung abdecken. Pro US wurden zehn Probekreise (Plots) als Replikate ausgewählt (Abb. 1) und dauerhaft markiert.

## Methoden

### Vegetationsaufnahme

Für einen großflächigen und systematischen Vegetationsüberblick im Jahr 2020, also in der zweiten Vegetationsperiode nach dem Brand, wurde mit Geoinformationssoftware (QGIS) vorab ein 100 m x 100 m-Raster über das UG gelegt (Abb. 1). An oder auf Strukturen wie Forstwegen gelegene Probeflächen (Plots) wurden um einige Meter verschoben. Die Mittelpunkte der Plots wurden durch eingegrabene Magneten dauerhaft markiert. Plots, die zwischen zwei verschiedenen forstwirtschaftlichen Behandlungen lagen, Sonderbehandlungen erhielten oder nicht in einem vorherigen Kiefernforst lagen, sind nicht in der Auswertung enthalten. Die insgesamt 200 analysierten Plots enthielten alle oben genannten Varianten der Waldbewirtschaftung nach dem Brand.

Die Vegetationsentwicklung in den Jahren 2020-2022 wurde auf den in der Mitte fest vermarkten PYROHOB-Plots untersucht, d.h. je 10 Plots auf drei Kahlschlag-Flächen nordöstlich sowie auf drei teilbestockten Flächen südwestlich der B 102 (Abb. 1). Die übrigen drei, meist nach dem Waldbrand nicht forstlich behandelten Treuenbrietzener PYROPHOB-Flächen konnten – wie auch zwei Plots einer teilbestockten Fläche – nicht einbezogen werden, da sie vor der Wiederaufnahme im Jahr 2022 einem neuerlichen Waldbrand zum Opfer fielen. Damit gingen insgesamt 58 Plots in die Analyse ein; für die Artenzahlen und Zeigerwerte konnte mit den 10 Plots der Referenzfläche aus dem Jahr 2020 verglichen werden.

Für beide Datensätze erfolgte an jedem Punkt eine detaillierte Vegetationsaufnahme (Gehölze, Krautige und Moose) mit Deckungsgradschätzung anhand der von ZACHARIAS (1996) für Dauerbeobachtungsflächen modifizierten Londo-Skala. Diese bietet im Vergleich zur klassischen BRAUN-BLANQUET-Skala eine feinere Einteilung mit 1%-Sprüngen, gepaart mit Individuenzählungen im niederen Deckungsbereich, und eignet sich daher für die Untersuchung früher Sukzessionsstadien mit niedrigen Deckungsgraden und eher weniger Individuen. Gepflanzte oder angesäte Gehölze wurden gesondert erfasst und bleiben in der folgenden Auswertung unberücksichtigt. Die Plots waren kreisförmig mit einem Radius von 10 m (314,2 m<sup>2</sup>). Die Nomenklatur der Arten folgt der Taxonomischen Referenzliste für Botanische Funddatenbanken in Deutschland GermanSL in der Version 1.5 (JANSEN & DENGLER 2023). Die bei der Vegetationsbeschreibung verwendeten Syntaxa basieren auf der aktuellen Übersicht der Vegetation Deutschlands von BERGMIEIER (2020).

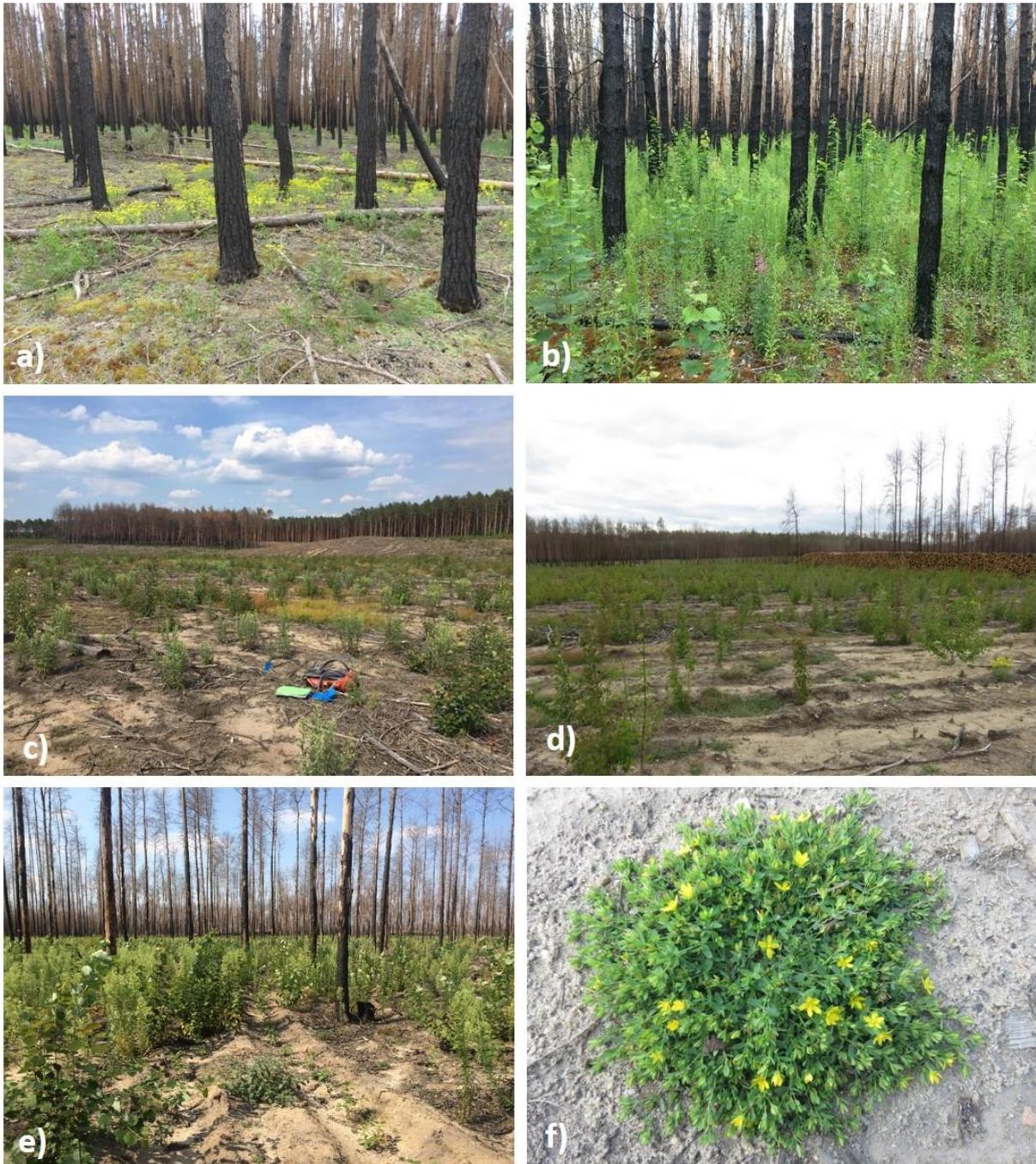


Abb. 2: Aspekte der Brandfläche in Treuenbrietzen im Jahr 2020: a) Bestand ohne forstliches Management im Frühjahr mit Aspekt von *Senecio vernalis* (01.05.2020, Thilo Heinken), b) Bestand ohne forstliches Management im Sommer mit Aspekt von *Erigeron canadensis* und *Epilobium angustifolium* (23.07.2020, Christofer Schwanitz), c) Kahlschlag ohne weitere Bodenbearbeitung mit Aspekt von *Rumex acetosella* und *Senecio sylvaticus* (30.07.2020, Gesa Domes), d) Kahlschlag gepflügt (01.05.2020, Thilo Heinken), e) teilbestockt, gepflügt mit Aspekt von *Erigeron canadensis* (07.08.2020, Christofer Schwanitz); e) *Hypericum humifusum* (30.08.2019, Thilo Heinken).

### Auswertung der Daten

Zur Analyse und Interpretation der Vegetationsaufnahmen wurden den Pflanzensippen verschiedene Merkmale zugeordnet:

Die Regenerationsstrategietypen sind an einer vergleichbaren Brandstudie von DZWONKO et al. (2018) orientiert. Danach werden unterschieden: (1) *Survivor* (Überlebende, z.B. Bäume nach Bo-

denfeuer), (2) *Sprouter* (treiben nach Brand wieder aus, z.B. aus überlebenden unterirdischen Rhizomen), (3) *Invader* (Keimung nach Diasporen-Eintrag von außerhalb der Brandfläche), (4) *Seed banker* (Regeneration aus der Diasporenbank im Boden). Dieses Konzept wurde auf die vorgefundenen Arten übertragen; Hinweise für die Zuweisung gaben Informationen v.a. zur Fallgeschwindigkeit und Gewicht der Diasporen sowie zur Langlebigkeit der Samenbank aus der BiolFlor-Datenbank (KLOTZ et al. 2002, BIOLFLOR 2002), der LEDA Trait-Datenbank (KLEYER et al. 2008), und aus TYLER et al. (2020). Da keine Vegetationsdaten vor dem Brand vorlagen, gaben v.a. die Referenzflächen und die mögliche Regeneration aus unterirdischen Organen wie Rhizomen und Wurzelausläufern Aufschluss darüber, ob eine Art vermutlich schon vor dem Brand lokal vorhanden gewesen war und daher dem Typ *Sprouter* zugeordnet werden konnte. Die Literaturdaten wurden durch eigene Samenbank-Studien in unverbrannten und verbrannten Kiefernforsten unterstützt und ergänzt (Masterarbeiten Maximilian Hedt und Markus Mintel). Mitunter war eine Art nicht ausschließlich einem einzigen Strategietyp zuzuordnen; dann wurde sie einer gemischten Kategorie zugeordnet (z.B. *Calamagrostis epigejos* und *Carex arenaria*, s. u.). Bei den Moosen erwies sich die Zuweisung eines Strategietyps als schwierig: Zwar bilden alle auf den Brandflächen typischen Moose häufig Sporophyten und können sich mittels zahlreicher kleiner Sporen über weite Distanzen ausbreiten (BERNHARDT-RÖMERMANN et al. 2018), doch scheinen die Sporen teilweise auch lange im Boden zu überdauern und somit eine Diasporenbank aufzubauen (z.B. JONSSON 1993, eigene Studien). Sie wurden daher einheitlich als *Invader / Seed banker* eingestuft.

Die Lebensdauer und der floristische Status der Sippen wurden der BiolFlor-Datenbank (KLOTZ et al. 2002, BIOLFLOR 2002) entnommen. Für die ausdauernden Gefäßpflanzenarten wurden auf der Basis der Clo-Pla-Datenbank (KLIMEŠOVÁ et al. (2017, s. auch <https://clopla.butbn.cas.cz/>, zuletzt aufgerufen am 18.10.2023) und eigener Analysen im Gelände Typen klonaler Reproduktion ermittelt, also der Fähigkeit zu vegetativer Fortpflanzung und Raumbesetzung. Dabei werden solche ohne klonale Reproduktion, mit klonaler Reproduktion sowie mit klonaler Reproduktion des Guerilla-Typs (mittels weit kriechender Ausläufer oder Rhizome, LOVETT DOUST & LOVETT DOUST 1982) unterschieden. Die Stickstoff-Zeigerwerte richten sich nach ELLENBERG et al. (2001) für die Gefäßpflanzen und SIMMEL et al. (2021) für die Moose, die Waldbindung der Gefäßpflanzen nach der europäischen Waldartenliste von HEINKEN et al. (2022) und die der Moose nach der deutschen Waldartenliste von PREUSSING et al. (2001). Dort werden – unabhängig von ihrer sonstigen pflanzensoziologischen bzw. Biotop-Bindung – Waldarten, sowohl im Wald wie im Offenland verbreitete Arten (mit jeweils zwei Untergruppen) sowie reine Offenlandarten unterschieden.

Die Artenzusammensetzung der forstlichen Behandlungsvarianten bzw. der aufeinander folgenden Jahre wurde mittels Übersichtstabellen dargestellt, die die Stetigkeit bzw. Frequenz der jeweiligen Arten in Prozent der Gesamtzahl der Vegetationsaufnahmen angeben. Für die einzelnen Pflanzenmerkmale wurden Spektren auf der Basis der Deckung der Arten erstellt, wobei die Deckungsgradskala nach ZACHARIAS (1996) in mittlere Deckungsgrade transformiert wurde.

Der Effekt der forstlichen Behandlung auf die Gesamtartenzahl, sowie die Anzahl der Kraut-, Moos- und Gehölzarten wurde bei Normalverteilung mit einer ANOVA und anschließendem Tukey HSD-Test, ansonsten mit einem Kruskal Wallis Test und nachfolgendem Dunn-Test (package `dunn.test`, DINNO 2017) getestet. Die Gesamtdeckung der natürlichen Gehölzverjüngung wurde durch das Aufsummieren der prozentual transformierten Deckungsgrade der betref-

fenden Arten berechnet, während die Deckungen der Kraut- und Mooschicht direkt prozentual im Gelände geschätzt wurden. PYROPHOB-Fläche H wurde bei Analysen der Deckung der Naturverjüngung nicht mit einbezogen, da die Zitterpappeln durch die Besitzer manuell zurückgeschnitten wurden. Mittlere gewichtete Zeigerwerte wurden mithilfe von ordinal transformierten Deckungsgraden berechnet. Unterschiede bezüglich der Deckung der einzelnen Schichten, der Artenzahl und der mittleren gewichteten Stickstoff-Zeigerwerte zwischen den Untersuchungsjahren wurden mithilfe von gepaarten Tests berechnet. Bei Vorliegen von Normalverteilung (shapiro Test) wurden gepaarte t-Tests, ansonsten gepaarte Wilcoxon-Tests verwendet. Um durch den Waldbrand verursachte Unterschiede in der Phytodiversität und bei den Stickstoff-Zeigerwerten zu untersuchen, wurden die Artenzahl und der mittlere Stickstoff-Zeigerwert der Brandflächen und der unverbrannten Referenzfläche im zweiten Jahr nach dem Brand mittels t-Test (Artenzahl) bzw. Wilcoxon-Test (mN) verglichen. Alle statistischen Analysen wurden mit dem Programm R Version 4.0.2 (R CORE TEAM 2020) durchgeführt.

## Ergebnisse

### *Die Vegetation im zweiten Jahr nach dem Waldbrand*

Ohne die gepflanzten Gehölze wurden während der Vegetationsaufnahmen im Jahr 2020 auf den 200 Plots der Brandflächen insgesamt 197 Arten, davon 19 Gehölze und 11 Moose, vorgefunden. Die Artenzahl pro Plot schwankte dabei zwischen 10 und 45. Die häufigsten Gehölze waren *Populus tremula*, *Pinus sylvestris*, *Betula pendula* und *Salix caprea* (Tab. 1). Bei den krautigen Arten wiesen *Erigeron canadensis*, *Rumex acetosella*, *Senecio sylvaticus*, *Calamagrostis epigejos*, *Rumex thyrsiflorus*, *Senecio vernalis*, *Hypochaeris radicata*, *Agrostis capillaris* und *Deschampsia flexuosa* (in dieser Reihenfolge) die höchste Stetigkeit auf. Omnipräsente Moose waren *Ceratodon purpureus* und *Funaria hygrometrica*. Auch einige floristische Besonderheiten und gefährdete Arten konnten nachgewiesen werden: So trat *Hypericum humifusum* (Abb. 2f) auf 20% der Plots auf; weiterhin sind hier einzelne Vorkommen von *Filago germanica* und *Filago lutescens* zu nennen.

Über die Hälfte der Vegetationsdeckung der Kormophyten machten zwei Jahre nach dem Brand zwei Pflanzenfamilien aus, die Asteraceae und den Salicaceae (Abb. 3a), was auf die hohen Deckungsgrade von *Populus tremula* und *Erigeron canadensis*, aber auch die zahlreichen weiteren Asteraceae zurückzuführen ist. Auch Polygonaceae und Poaceae spielten eine große Rolle, während alle anderen Pflanzenfamilien hinsichtlich der vegetationsbestimmenden Arten von untergeordneter Bedeutung waren.

Einheimische Arten machten im Jahr 2020 das Gros der Pioniere auf den Waldbrandflächen aus (Tab. 1). (Mutmaßliche) Archäophyten wie *Chenopodium album*, *Crepis capillaris*, *Solanum nigrum* und *Spergularia rubra* waren zwar mit relativ vielen Arten vertreten, spielten aber hinsichtlich der Menge keine Rolle. Die Zahl der Neophyten war zwar geringer, aber da unter ihnen auch vegetationsbestimmende Arten wie *Erigeron canadensis* (als häufigster Neophyt in Europa) und *Senecio vernalis* waren, machten sie fast ein Viertel des Gesamtdeckungsgrades aus (Daten nicht gezeigt). Hervorzuheben ist das Vorkommen des bisher vor allem von Straßenrändern bekannten *Senecio inaequidens* in 16% aller Vegetationsaufnahmen.

Tab. 1: Gekürzte Übersichtstabelle der Vegetation auf den 200 Plots der Rasteraufnahmen auf der Brandfläche bei Treuenbrietzen im Jahr 2020. Gelistet sind nur Arten mit mindestens 10 Vorkommen im Gesamtdatensatz. Differenzierende Arten (mindestens doppelte Stetigkeit wie in benachbarter Vegetationseinheit) sind mit einem Kästchen versehen. Forstliche Bodenbearbeitung: FP = frühes Pflügen nach Kahlschlag, KS = Kahlschlag mit Befahren, Ni = keine (teilweise Auflichtung der Bestände); SH = spätes Harken nach Auflichtung; SP = spätes Pflügen nach Auflichtung oder Kahlschlag. Strategie: Inv = *Invader*, SB = *Seed banker*, Spr = *Sprouter*. Floristischer Status: I = indigen, A = Archäophyt, N = Neophyt (BiolFlor 2002). Waldbindung nach HEINKEN et al. (2022): 1.1 = nur in Wäldern, 1.2 = auf Kahlschlägen und in Waldsäumen, 2.1 = im Wald und im Offenland, 2.2 = im Offenland, auch im Wald, O = nur im Offenland.

Laufende Nr.	1	3	4	2	5				
Bodenbearbeitung	Ni	KS	FP	SH	SP	Stetigkeit (%)	Regenerationsstrategie	floristischer Status	Waldbindung
Zahl der Aufnahmen	55	69	48	9	19				
Mittlere Artenzahl Gehölze	4,3	3,4	3,7	4,2	3,5				
Mittlere Artenzahl Krautige	21,1	18,5	17,8	20,4	25,1				
Mittlere Artenzahl Moose	4,1	1,7	0,8	4,6	3,3				
<b>Gehölze:</b>									
<i>Populus tremula</i>	98	94	98	100	100	97	Inv	I	2.1
<i>Pinus sylvestris</i>	89	72	60	89	84	76	Inv	I	2.1
<i>Betula pendula</i>	71	84	81	44	26	73	Inv	I	2.1
<i>Salix caprea et spp.</i>	64	41	73	89	100	63	Inv	I	2.2
<i>Quercus rubra</i>	40	3	2	44	11	16	Inv	N	1.1
<i>Robinia pseudoacacia</i>	15	1	25	.	.	11	Spr / SB	N	2.1
<i>Quercus petraea</i>	5	17	13	.	.	11	Inv	I	2.1
<i>Quercus robur</i>	22	1	13	.	.	10	Inv	I	2.1
<b>Kräuter und Gräser:</b>									
<i>Hieracium pilosella</i>	62	25	23	11	16	33	Inv	I	2.2
<i>Holcus mollis</i>	45	10	2	11	.	17	Spr / SB	I	2.1
<i>Achillea millefolium agg.</i>	40	26	6	.	.	22	SB	I	2.2
<i>Senecio sylvaticus</i>	91	97	85	67	26	85	Inv	I	1.2
<i>Filago minima</i>	44	51	35	.	5	39	Inv	I	O
<i>Spergula morisonii</i>	22	81	50	22	26	50	SB	I	2.2
<i>Juncus effusus</i>	13	46	63	.	.	35	SB	I	2.1
<i>Calluna vulgaris</i>	15	45	50	22	16	34	SB	I	2.1
<i>Carex leporina</i>	5	19	38	.	.	17	SB	I	2.2
<i>Corynephorus canescens</i>	11	20	46	11	.	22	SB	I	2.2
<i>Spergularia rubra</i>	11	81	63	44	42	52	SB	A?	O
<i>Hypericum humifusum</i>	11	48	65	33	37	40	SB	I	O
<i>Juncus tenuis</i>	7	29	13	56	26	20	SB	N	2.2
<i>Ornithopus perpusillus</i>	15	23	58	.	79	34	SB	I	O
<i>Trifolium arvense</i>	5	4	17	.	26	10	SB	I	O
<i>Epilobium angustifolium</i>	87	32	35	89	63	54	Inv	I	1.2
<i>Scorzoneroides autumnalis</i>	75	13	13	78	79	39	Inv	I	O
<i>Cirsium arvense</i>	31	7	15	44	63	23	Inv	I	2.2
<i>Lactuca serriola</i>	71	58	33	89	95	61	Inv	I	O
<i>Poa annua</i>	13	16	23	67	63	24	SB	I	O
<i>Solanum nigrum</i>	11	6	17	67	100	22	SB	A	O
<i>Senecio vulgaris</i>	24	1	4	100	89	21	Inv	I	2.2

<i>Hypericum perforatum</i>	24	33	33	33	95	37	SB	I	2.2
<i>Sonchus oleraceus</i>	13	3	8	11	53	12	Inv	I	O
<i>Polygonum aviculare</i>	4	6	6	22	42	10	SB	I	O
<i>Stellaria media s. str.</i>	5	.	2	.	47	7	SB	A	2.2
<i>Tussilago farfara</i>	4	.	.	11	37	5	Inv	I	2.2
<i>Erigeron candensis</i>	98	100	90	100	100	97	Inv	N	2.2
<i>Rumex acetosella s.l.</i>	73	96	98	89	100	90	SB	I	2.1
<i>Calamagrostis epigejos</i>	93	80	69	89	74	81	Spr / SB / Inv	I	2.1
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	91	59	56	67	95	71	SB	I	O
<i>Senecio vernalis</i>	95	64	35	100	100	71	Inv	N	O
<i>Hypochaeris radicata</i>	84	65	54	89	53	68	Inv	I	2.2
<i>Agrostis capillaris</i>	64	71	65	44	42	64	SB	I	2.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	73	62	54	56	32	60	Spr / SB	I	2.1
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	60	48	33	78	89	53	Inv	I	2.1
<i>Carex pilulifera</i>	60	39	46	44	53	48	SB	I	2.1
<i>Crepis capillaris</i>	67	36	33	67	53	47	Inv	A?	O
<i>Epilobium spp.</i>	67	28	15	33	42	37	Inv	?	O
<i>Filago arvensis</i>	29	25	25	.	16	24	Inv	I	O
<i>Carex arenaria</i>	9	29	21	.	11	19	Spr / SB	I	2.1
<i>Holcus lanatus</i>	25	14	10	22	26	18	SB	I	2.2
<i>Chenopodium album</i>	20	6	19	33	37	17	SB	A	O
<i>Senecio inaequidens</i>	25	19	6	.	5	16	Inv	N	O
<i>Rubus sect. Rubus</i>	9	17	21	11	.	14	Spr	I	2.1
<i>Juncus bufonius</i>	4	17	10	.	21	12	SB	I	2.2
<i>Cirsium vulgare</i>	15	9	6	22	11	11	Inv	I	2.2
<i>Agrostis stolonifera s.str.</i>	11	1	13	33	11	9	SB	I	2.2
<i>Jasione montana</i>	13	9	10	.	.	9	Inv	I	2.2
<i>Moehringia trinervia</i>	20	3	.	.	16	8	SB	I	1.1
<i>Cerastium semidecandrum</i>	7	14	.	.	.	7	SB	I	O
<i>Chondrilla juncea</i>	13	3	2	22	11	7	Inv	I	O
<i>Cerastium holosteoides</i>	11	1	.	22	16	6	SB	I	2.2
<i>Sonchus asper</i>	9	1	.	22	21	6	Inv	I	O
<i>Galeopsis bifida</i>	2	9	10	.	.	6	?	I	2.1
<i>Veronica officinalis</i>	11	.	8	.	5	6	SB	I	2.1
<i>Acer pseudoplatanus</i>	11	.	4	.	16	6	Inv	I	2.1
<i>Senecio viscosus</i>	9	1	2	11	16	6	Inv	I	2.2
<b>Moose:</b>	.	.	.	.	.				
<i>Ceratodon purpureus</i>	100	78	38	100	100	78	Inv / SB	I	2.2
<i>Funaria hygrometrica</i>	84	70	15	89	79	62	Inv / SB?	I	2.2
<i>Polytrichum piliferum</i>	85	13	6	89	37	37	Inv / SB	I	2.2
<i>Polytrichum juniperinum</i>	85	3	2	89	47	34	Inv / SB	I	2.2
<i>Marchantia polymorpha</i>	33	3	.	78	68	20	Inv / SB	I	2.,2

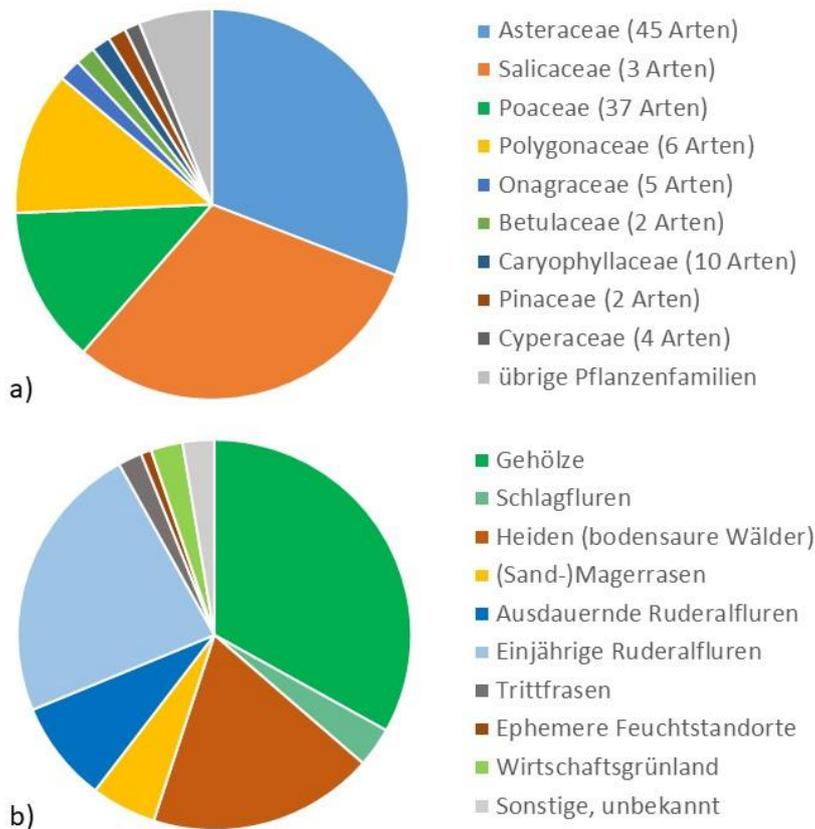


Abb. 3: Anteile a) der wichtigsten Pflanzenfamilien und b) der soziologischen Gruppen der Gehölze und der krautigen Arten am Deckungsgrad der Waldbrandflächen bei Treuenbrietzen im Jahr 2020. Dargestellt sind Mittelwerte des Deckungsgrads der 200 Vegetationsaufnahmen, nur Gefäßpflanzen sind berücksichtigt.

Auf den meisten Flächen war die Vegetation im zweiten Jahr nach dem Brand noch relativ schütter, d.h. Asche oder offener Sand herrschte vor (s. Abb. 2). Auf beinahe allen Plots gab es eine im Mittel 1 m hohe Gehölzverjüngung, teilweise in dichten Beständen, teilweise nur mit Einzel-exemplaren (s. SCHÜLE et al. 2023a, b). *Populus tremula* herrschte zahlenmäßig fast überall vor und erreichte auch die größten Wuchshöhen, die größten Exemplare bereits 3 m. *Betula pendula* blieb demgegenüber etwas, *Pinus sylvestris* sehr viel kleiner. Die krautige Vegetation setzte sich aus verschiedenen Artengruppen zusammen (s. Abb. 3b): Sehr häufig waren ruderale, meist kurzlebige Arten der Ackerwildkrautvegetation (Papaveretea rhoeadis) oder der annuellenreichen Ruderalvegetation (Sisymbrietea) wie *Erigeron canadensis* (häufig dominant), *Chenopodium album*, *Lactuca serriola*, *Senecio vernalis*, *S. vulgaris* und *Solanum nigrum*. *Calamagrostis epigejos* (häufig dominant), *Cirsium arvense*, *Rumex thyrsiflorus* und *Hypericum perforatum* sind als ausdauernde Arten mit ebenfalls ruderalem Charakter zu nennen. Auch Arten des Wirtschaftsgrünlands (Molinio-Arrhenatheretea) waren regelmäßig vertreten, etwa *Achillea millefolium*, *Crepis capillaris*, *Holcus lanatus*, *Scorzoneroidees autumnalis* und *Taraxacum* sect. *Ruderalia*. Dazu kamen mit *Juncus tenuis*, *Poa annua*, *Polygonum aviculare* und *Spergularia rubra* auffällig viele Vertreter annuellenreicher Trittrrasen (Polygono-Poetea annuae). Ebenfalls häufig gab es Arten der Sandmagerrasen (Koelerio-Corynephoretea canescentis), insbesondere der Silbergrasrasen (Corynephorion canescentis) wie *Carex arenaria*, *Corynephorus canescens*, *Filago minima*, *Jasione montana*, *Ornithopus perpusillus*, *Spergula morisonii* sowie die Moose *Ceratodon*

*purpureus* und *Polytrichum piliferum* oder Magerrasenarten wie *Agrostis capillaris*, *Hieracium pilosella* und *Hypochaeris radicata*. Eine weitere wichtige Artengruppe waren Arten der sauren und nährstoffarmen Zwergstrauchheiden (Calluno-Ulicetea); *Calluna vulgaris*, *Carex leporina*, *Carex pilulifera*, *Deschampsia flexuosa* und *Rumex acetosella* sind hier einzuordnen. Die meisten dieser Arten finden sich auch in bodensauren Wäldern. Auf den trockenen Böden eher überraschend waren Feuchtezeiger wie *Hypericum humifusum*, *Juncus bufonius* oder *J. effusus*. Schließlich fanden sich mit *Epilobium angustifolium* und *Senecio sylvaticus* sehr häufig auch zwei charakteristische Arten der Schlagfluren bzw. der Kraut- und Hochgrasvegetation an gestörten Waldstellen (Epilobietea angustifolii).

Je nach waldbaulicher Behandlung gab es unterschiedliche Ausprägungen der Vegetation (Tab. 1): Kennzeichnend für die weiterhin bestockten Flächen ohne Bodenbearbeitung im SW waren *Hieracium pilosella* und *Holcus mollis*. Arten wie *Calluna vulgaris*, *Corynephorus canescens*, *Juncus effusus* und *Spergula morisonii* waren vor allem auf den nicht oder früh gepflügten Kahlschlägen zu finden, während *Cirsium arvense*, *Hypericum perforatum*, *Marchantia polymorpha*, *Poa annua* und *Solanum nigrum* vor allem auf den spät (im Herbst/Winter vor dem Aufnahmejahr) gepflügten oder geharkten, meist nur aufgelichteten Flächen anzutreffen waren. Den Kahlschlägen fehlten die *Polytrichum*-Arten, den gepflügten Kahlschlägen auch *Ceratodon purpureus* und *Funaria hygrometrica*.

Die forstliche Behandlung nach dem Waldbrand hatte einen signifikanten Effekt sowohl auf die Gesamtartenzahl (ANOVA,  $p < 0,001$ ), als auch jeweils auf die Artenzahl der natürlichen Gehölzverjüngung (Kruskal-Wallis-Test,  $p < 0,01$ ), der Krautigen (ANOVA,  $p < 0,001$ ) und der Moose (ANOVA,  $p < 0,001$ ). Am artenreichsten erwiesen sich die weiterhin bestockten Flächen ohne Bodenbearbeitung sowie die teilweise aufgelichteten, spät bodenbearbeiteten Flächen, besonders die gepflügten (s. auch Tab. 1). Dies traf sowohl auf Krautige wie auf Moose zu. Die Kahlschläge, sowohl ohne Bodenbearbeitung als auch die früh gepflügten Flächen, hatten dagegen mit nur wenigen (zwei) Ausnahmen eine signifikant geringere Gesamtzahl von Arten als alle übrigen forstlichen Behandlungen (Tukey HSD-Tests). Diese Unterschiede betrafen in besonderer Weise die Moose aber auch die krautigen Arten (Tukey HSD-Tests). Die natürliche Gehölzverjüngung der nicht forstlich behandelten Flächen war signifikant artenreicher als die der Kahlschläge und fast aller teilweise aufgelichteten Flächen (Dunn-Tests).

*Invader* und *Seed banker* waren die vorherrschenden Strategien der Pioniervegetation nach Brand (Tab. 1, Abb. 4). Unter den *Invadern* fallen die zahlreichen Asteraceen mit Pappus wie *Crepis capillaris*, *Erigeron canadensis*, *Hieracium pilosella*, *Hypochaeris radicata*, *Lactuca serriola*, *Scorzonerooides autumnalis* sowie *Cirsium*-, *Senecio*- und *Sonchus*-Arten auf; dazu kommen vor allem die *Epilobium*-Arten mit ihren mit Flughaaren ausgestatteten, kleinen Samen. Auch alle relevanten Pioniergehölze, mit Samenhaaren wie *Populus tremula* und *Salix*-Arten bzw. mit geflügelten Diasporen wie *Betula pendula* und *Pinus sylvestris* versehen, sind dieser Strategie zuzuordnen. Wichtige *Seed banker* sind Grasarartige wie *Agrostis*-, *Carex*- und *Juncus*-Arten sowie *Corynephorus canescens*, aber auch *Calluna vulgaris*, *Chenopodium album*, *Hypericum humifusum*, *Ornithopus perpusillus*, *Solanum nigrum*, *Spergula morisonii* und *Spergularia rubra*, die nicht über effektive Windausbreitungsmechanismen wie die *Invader* verfügen. Einige der erfolgreichen Pionierarten verfügen definitiv über mehrere Strategien: So konnte sich *Carex arenaria* sowohl aus unterirdischen Rhizomen als auch über die Samenbank regenerieren (*Sprouter* / *Seed banker*); *Calamagrostis epigejos* verfügt zudem über gut flugfähige Karyopsen (*Sprouter* / *Seed banker* / *Invader*). Nach dem zweiten Brand auf einer Teilfläche der bereits 2018

abgebrannten Wälder im Jahr 2022 zeigte sich, dass auch *Epilobium angustifolium* in der Lage ist, wieder aus unterirdischen Rhizomen wieder auszutreiben (*Invader* / *Sprouter*; letzteres hier nicht berücksichtigt).

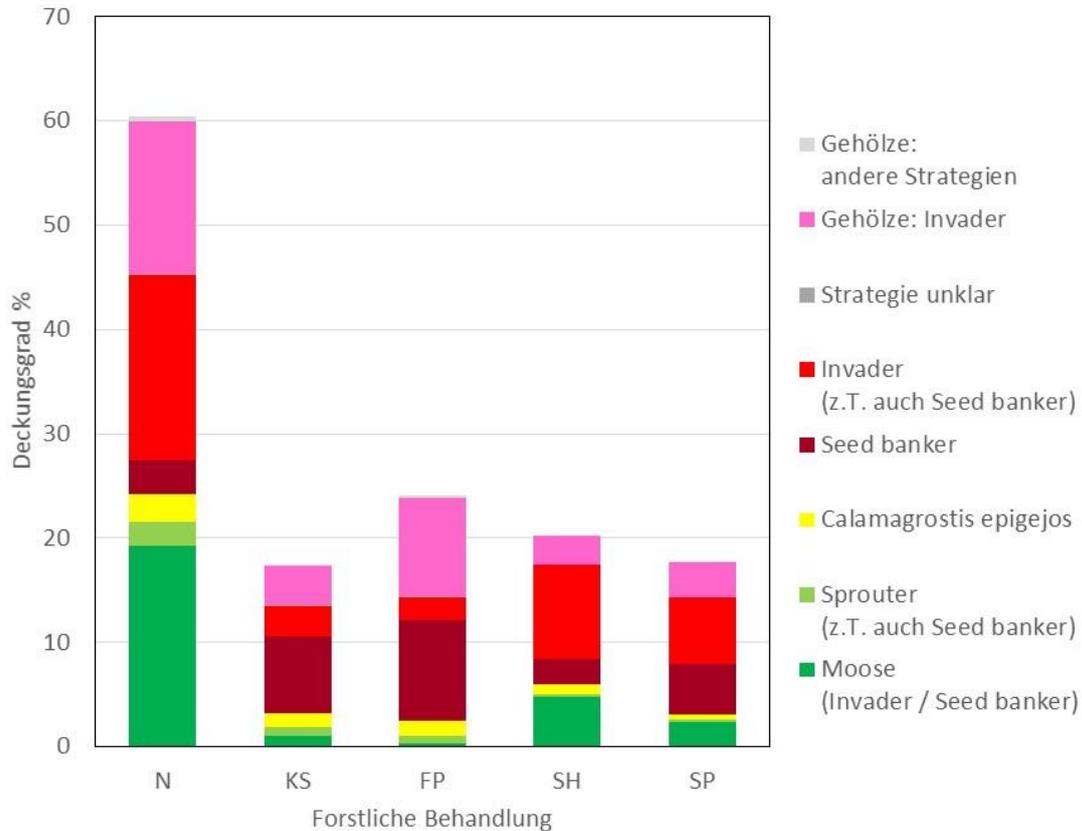


Abb. 4: Deckungsgrade der unterschiedlichen Regenerationsstrategien auf den 200 Plots der Brandfläche bei Treuenbrietzen im Jahr 2020, eingeteilt nach forstlicher Behandlung (insbesondere Bodenbearbeitung) der Flächen. FP = frühes Pflügen nach Kahlschlag, KS = Kahlschlag mit Befahren, N = keine (teilweise Auflichtung der Bestände), SH = spätes Harken nach Auflichtung, SP = spätes Pflügen nach Auflichtung oder Kahlschlag. *Calamagrostis epigejos* weist die drei Strategien *Invader*, *Sprouter* und *Seed banker* auf.

Die bewirtschaftungsbedingten Unterschiede in der Artenzusammensetzung schlagen sich auch in den Anteilen der Regenerationsstrategien nieder (Abb. 4): Auf den Kahlschlägen und dort besonders auf den früh gepflügten Flächen (FP) dominierten unter den krautigen Arten die *Seed banker*, während auf den teilbestockten Flächen die *Invader* größere Anteile besaßen. Die Kahlschläge wiesen auch nur sehr geringe Moosdeckungen auf. Diese waren maximal auf den nicht bewirtschafteten Flächen (s. Abb. 2a), die sich insgesamt durch eine sehr viel höhere Vegetationsdeckung als die übrigen Bewirtschaftungsvarianten auszeichneten.

#### *Vegetationsentwicklung vom 2. bis 4. Jahr nach dem Waldbrand*

Auf den 58 Dauerflächen des PYROHOB-Projekts, die in den Jahren 2020-2022 untersucht werden konnten, waren bereits deutliche Veränderungen der Vegetation zu verzeichnen (Tab. 2):

Tab. 2: Gekürzte Übersichtstabelle der Vegetationsentwicklung auf den 58 Plots des PYROPHOB-Projekts auf der Brandfläche bei Treuenbrietzen in den Jahren 2020-2023. Gelistet sind nur Arten mit mindestens 10 Vorkommen. Differenzierende Arten sind mit einem Kästchen versehen. Grün hinterlegt: Arten mit Schwerpunkt auf noch bestockten Flächen; gelb hinterlegt: Arten mit Schwerpunkt auf Kahlschlägen (jeweils mindestens doppelte Stetigkeit). Regenerationsstrategie: Inv = *Invader*, SB = *Seed banker*, Spr = *Sprouter*, Sur = *Surviver*. Floristischer Status: I = indigen, A = Archäophyt, N = Neophyt (BiolFlor 2002). Waldbindung nach HEINKEN et al. (2022): 1.1 = nur in Wäldern, 1.2 = auf Kahlschlägen und in Waldsäumen, 2.1 = im Wald und im Offenland, 2.2 = im Offenland, auch im Wald, O = nur im Offenland.

Jahr	2020	2021	2022				
Mittl. Deckungsgrad Gehölzverjüngung	8,6	12,5	10,4	Stetigkeit (%)	Regenerationsstrategie	floristischer Status	Waldbindung
Mittl. Deckungsgrad Krautige	16,6	16,2	6,3				
Mittlerer Deckungsgrad Moose	4,8	10,1	15,3				
Mittlere Artenzahl Gehölzverjüngung	4,0	4,3	5,0				
Mittlere Artenzahl Krautige	17,6	19,2	16,6				
Mittlere Artenzahl Moose	2,3	3,4	3,4				
Zahl der Aufnahmen	58	58	58				

#### Überlebende Gehölze

<i>Pinus sylvestris</i>	48	9	.	19	Surv	I	2.1
-------------------------	----	---	---	----	------	---	-----

#### Gehölzjungwuchs

<i>Quercus rubra</i>	10	21	22	18	Inv	N	1.1
<i>Populus tremula</i>	100	100	100	100	Inv	I	2.1
<i>Pinus sylvestris</i>	86	83	91	87	Inv	I	2.1
<i>Salix caprea</i>	60	64	69	64	Inv	I	2.2
<i>Betula pendula</i>	53	55	72	60	Inv	I	2.1
<i>Quercus petraea</i>	34	34	34	34	Inv	I	2.1
<i>Quercus robur</i>	17	19	34	24	Inv	I	2.1
<i>Robinia pseudoacacia</i>	14	17	17	16	Spr / SB	N	2.1
<i>Prunus serotina</i>	9	9	12	10	Spr / Inv	N	2.1

#### Krautige

##### v.a. bis zum 2. Jahr nach Brand

<i>Rumex thyrsiflorus</i>	76	66	57	66	SB	I	O
<i>Crepis capillaris</i> Wallr.	48	36	19	34	Inv	A?	O
<i>Scorzoneroide autumnalis</i>	41	28	24	31	Inv	I	O
<i>Ornithopus perpusillus</i>	45	14	22	27	SB	I	O
<i>Achillea millefolium</i> agg.	19	12	7	13	SB	I	2.2
<i>Solanum nigrum</i> s. str.	29	2	.	10	SB	A	O
<i>Sonchus oleraceus</i>	14	7	2	7	Inv	I	O
<i>Cirsium vulgare</i>	12	7	2	7	Inv	I	2.2
<i>Trifolium arvense</i>	14	3	2	6	SB	I	O
<i>Chenopodium album</i>	16	.	2	6	SB	A	O
<i>Sonchus asper</i>	12	5	.	6	Inv	I	O

#### abnehmende Tendenz

<i>Erigeron canadensis</i>	98	98	78	91	Inv	N	2.2
<i>Lactuca serriola</i>	50	55	26	44	Inv	I	O
<i>Spergularia rubra</i>	57	47	14	39	SB	A?	O
<i>Hypericum humifusum</i>	47	43	17	36	SB	I	2.2

<i>Cirsium arvense</i>	19	21	9	16	Inv	I	2.2
<i>Carex leporina</i>	16	17	10	14	SB	I	2.2
<i>Senecio vulgaris</i>	21	17	2	13	Inv	I	2.2
<i>Juncus bufonius</i>	14	17	.	10	SB	I	2.2
<b>Peak im 3. Jahr nach Brand</b>							
<i>Senecio sylvaticus</i>	88	100	38	75	Inv	I	1.2
<i>Filago minima</i>	34	71	40	48	Inv	I	0
<i>Filago arvensis</i>	22	41	16	26	Inv	I	0
<b>Tendenz Zunahme</b>							
<i>Spergula morisonii</i>	34	59	55	49	SB	I	2.2
<i>Holcus lanatus</i>	26	47	43	39		I	2.2
<i>Juncus effusus</i>	29	38	40	36	SB	I	2.1
<i>Cerastium semidecandrum</i>	.	26	21	16		I	0
<i>Chondrilla juncea</i>	3	10	14	9	Inv	I	0
<i>Agrostis stolonifera</i>	5	12	10	9	SB	I	2.2
<i>Calamagrostis epigejos</i>	69	86	97	84	Spr / SB / Inv	I	2.1
<i>Agrostis capillaris</i>	47	64	88	66	SB	I	2.1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	36	76	84	66	Spr / SB	I	2.1
<i>Corynephorus canescens</i>	29	59	84	57	SB	I	2.2
<i>Carex pilulifera</i>	41	52	62	52	SB	I	2.1
<i>Calluna vulgaris</i>	33	45	57	45	SB	I	2.1
<i>Holcus mollis</i>	14	22	31	22	Spr / SB	I	2.1
<i>Juncus tenuis</i>	10	12	21	14	SB	N	2.2
<b>Übrige Arten</b>							
<i>Rumex acetosella s. l.</i>	95	98	88	94	SB	I	2.2
<i>Epilobium angustifolium</i>	60	59	64	61	Inv	I	1.2
<i>Hypochaeris radicata</i>	64	66	53	61	Inv	I	2.2
<i>Senecio vernalis</i>	55	45	48	49	Inv	N	0
<i>Hypericum perforatum</i>	38	40	43	40	SB	I	2.2
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	41	34	40	39	Inv	I	2.1
<i>Hieracium pilosella</i>	22	33	33	29	Inv	I	2.2
<i>Poa annua</i>	28	31	17	25	SB	I	0
<i>Epilobium spp.</i>	12	29	19	20	Inv	?	?
<i>Carex arenaria</i>	17	14	19	17	Spr / SB	I	2.1
<i>Jasione montana</i>	12	9	17	13	Inv	I	0
<i>Senecio inaequidens</i>	9	14	14	12	Inv	N	0
<i>Luzula multiflora s.str.</i>	3	7	9	6	Inv?	I	2.1
<i>Tussilago farfara</i>	9	7	2	6	Inv	I	2.2
<b>Moose:</b>							
<i>Marchantia polymorpha</i>	26	19	9	18	Inv / SB	I	2.2
<i>Funaria hygrometrica</i>	57	76	53	62	Inv / SB?	I	2.2
<i>Ceratodon purpureus</i>	69	98	100	89	Inv / SB	I	2.2
<i>Polytrichum piliferum</i>	36	66	78	60	Inv / SB	I	2.2
<i>Ptychostomum cf. imbricatum</i>	.	17	34	17	Inv / SB	I	2.2
<i>Polytrichum juniperinum</i>	41	48	55	48	Inv / SB	I	2.2

Trotz des steten Höhenwachstums der natürlichen Gehölzverjüngung nahm ihr mittlerer Deckungsgrad nur von 2020 auf 2021 signifikant zu (gepaarter Wilcoxon-Test,  $p < 0,001$ ) und stagnierte 2022 ( $p < 0,001$  gegenüber 2020, nicht signifikant gegenüber 2021, gepaarte Wilcoxon-Tests). Dabei änderte sich die Artenzusammensetzung der Gehölze nur wenig. Die Deckung der Mooschicht stieg dagegen stetig und signifikant an (gepaarte Wilcoxon-Tests,  $p < 0,001$ ), während die der Krautschicht abnahm und 2022 signifikant niedriger als in den Vorjahren war (gepaarte Wilcoxon-Tests,  $p < 0,001$ ). Eine Gruppe von nur im Offenland anzutreffenden Arten, u.a. mit *Crepis capillaris*, *Rumex thyrsiflorus*, *Scorzoneroideis autumnalis* und *Solanum nigrum*, hatte im 2. Jahr nach Brand ihre höchste Stetigkeit; danach setzte bereits ein Rückgang der Vorkommen ein. Erst nach dem 3. Jahr nach Brand nahm die Artengruppe mit *Erigeron canadensis*, *Lactuca serriola*, *Spergularia rubra* und *Hypericum humifusum* spürbar ab. *Senecio sylvaticus*, aber auch *Filago minima* und *F. arvensis* und das Moos *Funaria hygrometrica* nahmen zunächst zu, hatten im 3. Jahr nach Brand ihr Optimum und nahmen dann ab. Vor allem Gräser wie *Agrostis capillaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Corynephorus canescens*, *Deschampsia flexuosa* und *Holcus lanatus*, aber auch *Spergula morisonii* sowie die Moose *Ceratodon purpureus* und *Polytrichum piliferum* verzeichneten einen deutlichen Anstieg der Stetigkeit zum Ende der Untersuchungsperiode hin. Manche dieser zeitabhängigen Arten waren vor allem auf den Kahlschlägen vertreten, andere auf den noch bestockten Flächen (Tab. 1, 2).

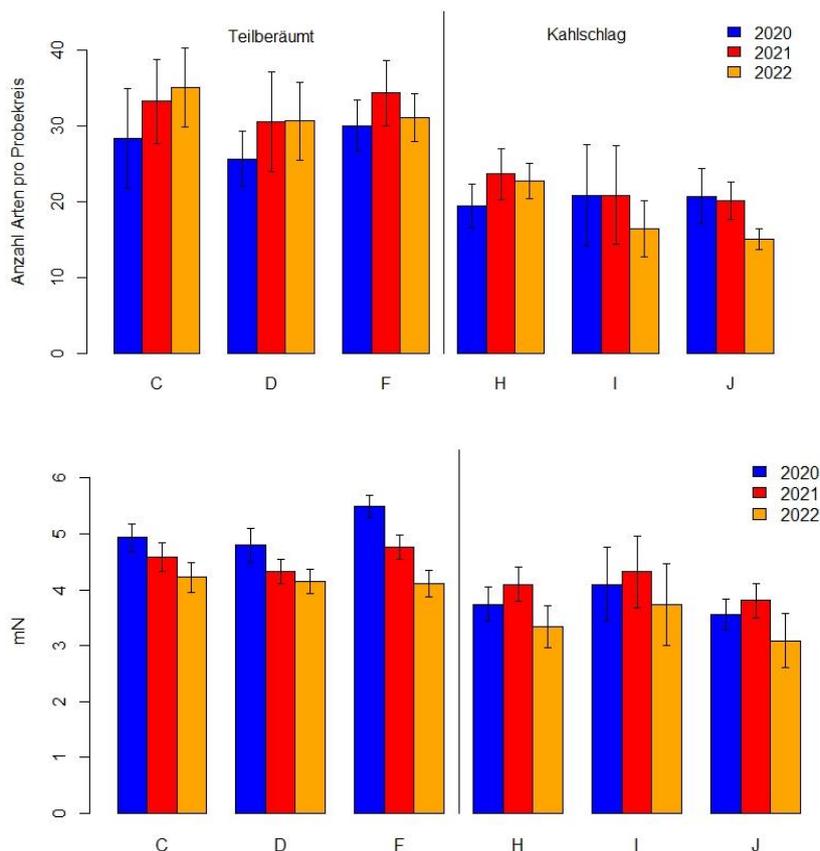


Abb. 5: Entwicklung a) der Artenzahl (Gefäßpflanzen und Moose) und b) der gewichteten mittleren Stickstoffzahl nach Ellenberg inklusive Standardabweichung auf den jeweils 10 bzw. 8 Plots der teilbestockten (C, D, F) und der kahlschlagene (H, I, J) US der Brandflächen des PYROPHOB-Projekts bei Treuenbrietzen von 2020-2022 (2.-4. Jahr nach Brand). Gepflanzte Gehölze sind nicht berücksichtigt.

Ein Vergleich der Artenzahl der Brandflächen im zweiten Jahr nach dem Brand mit den Referenzflächen (nicht verbrannten Kiefernforsten) zeigt, dass die Phytodiversität signifikant und stark zugenommen hatte (t-Test,  $p < 0,001$ ). Auf den Brandflächen konnten mit durchschnittlich 24 Arten doppelt so viele wie auf den unverbrannten Referenzflächen mit 12 Arten gefunden werden.

Die geringste Diversität der Brandflächen hatten dabei die Kahlschläge, die höchste die teilberäumten Flächen (Abb. 5a, Tab. 1). Während die Artenzahl auf den teilbestockten Flächen vom 2. bis 4. Jahr nach Brand weiter zunahm (signifikanter Anstieg von 2020-2021 und 2020-2022, gepaarter t-Test,  $p < 0,001$ ), war auf den Kahlschlägen oft bereits eine Abnahme der Artenzahl zu verzeichnen (signifikante Abnahme von 2021-2022, gepaarter t-Test,  $p < 0,001$ ) (Abb. 5a).

Die mittlere Stickstoffzahl nach Ellenberg war auf den Brandflächen mit einem Mittelwert von 7,3 im Vergleich zu den Referenzflächen mit einem Mittelwert von 3,3 ebenfalls deutlich erhöht (Wilcoxon-Test,  $p < 0,001$ ). Auch hier wiesen die teilbestockten Flächen die höchsten Werte auf (Abb. 5b). Ein sukzessives Absinken der Stickstoffzahlen war vom 2.-4. Jahr nach Brand zu verzeichnen (gepaarter t-Test,  $p < 0,001$ ). Auf den Kahlschlägen nahmen sie dagegen zunächst noch zu, bevor es zum 4. Jahr hin ebenfalls zu einem Rückgang kam (gepaarter t-Test,  $p < 0,001$ ) (Abb. 5b).

Im Verlauf der Sukzession kam es zu einer Verschiebung der Regenerationsstrategien in der Kraut- und Mooschicht (Abb. 6). Auffällig ist vor allem die stete Zunahme der Mooschichtdeckung (s.o.). In der Krautschicht ging die Deckung der *Seed banker* zurück, während die der *Sprouter / Seed banker* und von *Calamagrostis epigejos* zunahm. Bei den *Invadern* ist vom 3. zum 4. Jahr ein starker Rückgang zu verzeichnen.

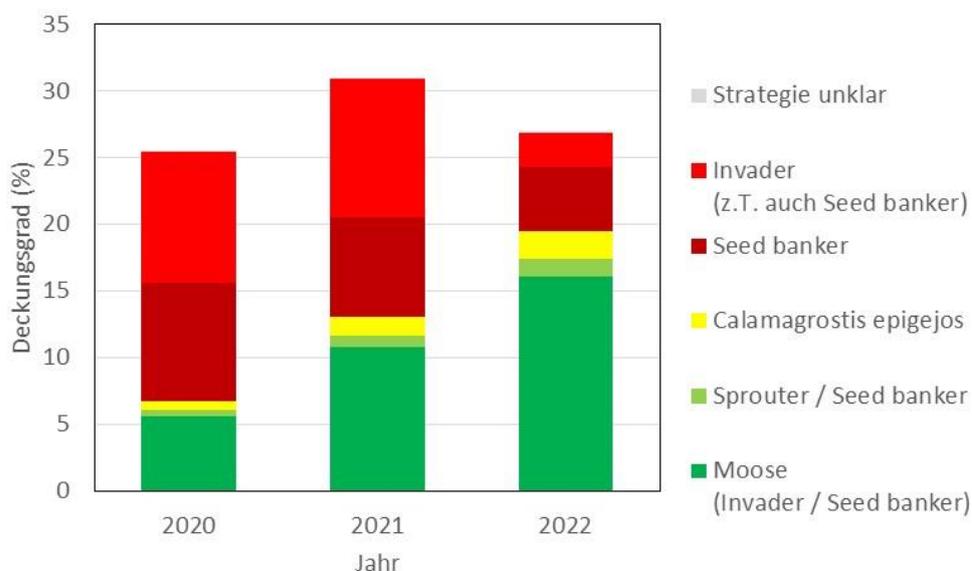


Abb. 6: Deckungsgrade der unterschiedlichen Regenerationsstrategien der Kraut- und Mooschicht auf den 58 Plots des PYROPHOB-Projekts der Brandfläche bei Treuenbrietzen in den Jahren 2020 bis 2022 (2. bis 4. Jahr nach Brand). *Calamagrostis epigejos* weist die drei Strategien *Invader*, *Sprouter* und *Seed banker* auf.

Bei der Lebensdauer und vegetativen Reproduktion in der Krautschicht (Abb. 7a) ist von 2021 auf 2022 eine starke Abnahme des Anteils kurzlebiger Arten zu verzeichnen, die v.a. auf *Erigeron canadensis* zurückgeht. Der Anteil aller Gruppen ausdauernder Arten nahm im gleichen Zeitraum hingegen zu, interessanterweise am wenigsten bei den Guerilla-Strategen wie *Calamagrostis epigejos*, *Carex arenaria*, *Epilobium angustifolium* und *Holcus mollis*. In der Krautschicht ist eine kontinuierliche Abnahme der Neophyten zu beobachten; im 4. Jahr nach Brand machten sie nur noch einen Deckungsgradanteil von weniger als 10% aus (Abb. 7b). Hinsichtlich der Waldbindung (Abb. 7c) nahm der Deckungsanteil der vorwiegend im Offenland und nur selten im Wald auftretenden Arten (nicht aber der nur im Offenland vorkommenden Arten!) kontinuierlich ab, während der Anteil der gleichermaßen im Wald und im Offenland vorkommenden Arten zum Ende der Untersuchungsperiode zunahm. Die Arten der Kahlschläge hatten im 3. Jahr nach Brand ihren Höhepunkt, was vor allem auf *Senecio sylvaticus* zurückzuführen ist. Eigentliche, Offenland meidende Waldarten spielten keine Rolle.

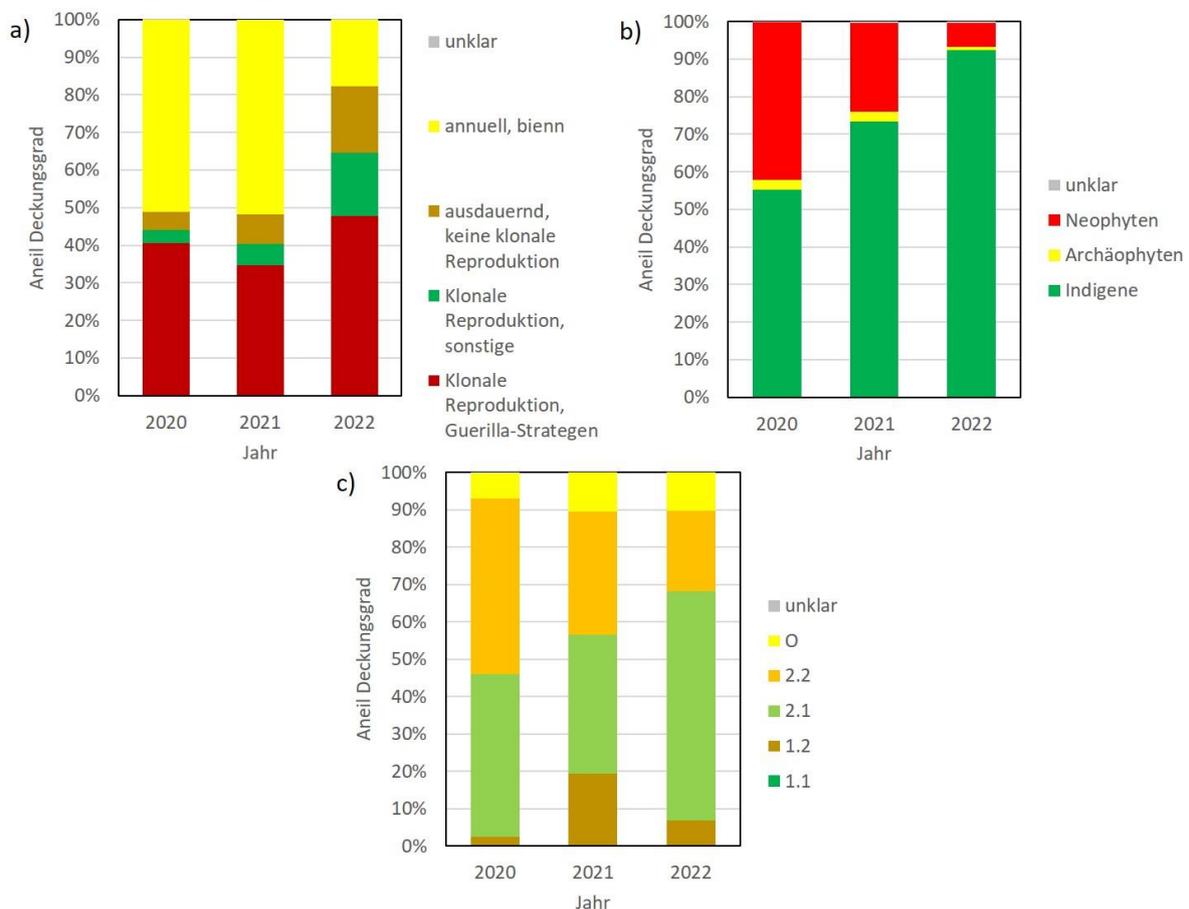


Abb. 7: Anteil der Deckungsgrade in der Krautschicht a) der Lebensdauer und klonalen Reproduktionstypen der ausdauernden Arten, b) des floristischen Status und c) der Waldbindung nach HEINKEN et al. (2022) auf den 58 Plots des PYROPHOB-Projekts der Brandfläche bei Treuenbrietzen in den Jahren 2020 bis 2022 (2. bis 4. Jahr nach Brand). Waldbindungskategorien: 1.1 = Wald, 1.2 = Kahlschlag, Waldsaum, 2.1 = Wald und Offenland, 2.2 = vor allem Offenland, aber auch Wald, O = Offenland.

## Diskussion

Der großflächige Waldbrand in Treuenbrietzen ermöglichte intensive Einblicke in die Wirkung von Waldbränden auf Kiefernforst-Ökosysteme im mitteleuropäischen Tiefland und die Muster und Mechanismen der initialen Wiederbesiedlung nach Brand. In Übereinstimmung mit vorherigen Studien (JAHN 1980, WOHLGEMUTH ET AL. 2010, DZWONKO et al. 2018) blieben auf den meisten Flächen oberirdisch keine lebenden Pflanzen zurück, und sehr viele noch grüne Kiefern starben in den Folgejahren ab (vgl. Tab. 2). Die Brandwirkung unterscheidet sich damit von derjenigen vieler (hemi-) borealer Wälder, in denen häufiger wiederkehrende, aber rasche Oberflächenfeuer meist nur die Moosschicht und einen Teil der Humusaufgabe beseitigen und die Artenzusammensetzung der Krautschicht modifizieren (WIRTH et al. 2005, FREITAG et al. 2015).

### *Initiale Vegetation*

Die Brandfläche hatte im zweiten Jahr nach dem Waldbrand eine deutlich höhere Artenvielfalt als der artenarme, nicht verbrannte Kiefernforst. Dies deckt sich mit anderen Studien in Kiefernwaldgebieten Europas (ADÁMEK et al. 2016, MAROZAS et al. 2007, BEGHIN et al. 2010, WOHLGEMUTH et al. 2010, DZWONKO et al. 2018). Dafür gibt es zwei Ursachen: Zum einen verändern Waldbrände wie in den Treuenbrietzener Kiefernforsten physikalische und chemische Prozesse im Boden stark (MAROZAS et al. 2007, BARTSCH & RÖHRIG 2016, VACCHIANO et al. 2014). Nach einem Feuer erhöht die aus der verbrannten organischen Substanz zurückbleibende Asche den pH-Wert des Bodens und hat zunächst eine düngende Wirkung (CERTINI 2005, DZWONKO et al. 2015, VACCHIANO et al. 2014, BARTSCH & RÖHRIG 2016). Dies ermöglicht zahlreichen anspruchsvolleren Pflanzenarten das Wachstum. In unseren Untersuchungen wird dieser Effekt durch die gegenüber den Referenzbeständen erhöhten mittleren Reaktionszahlen (nicht gezeigt) und Stickstoffzahlen deutlich. Die zweite Ursache ist die zunächst geringe Konkurrenz angesichts der geringen Vegetationsdeckung (so wuchsen auf den trockenen Böden auch ausgesprochene Feuchtezeiger wie *Carex leporina*, *Hypericum humifusum* und *Juncus effusus*). Voraussetzung für die rasche Ansiedlung zahlreicher Pflanzenarten ist aber auch die Kombination aus effektiver Einwanderung von *Invadern* und der Regeneration aus der Brandfläche über *Sprouter* und *Seed banker* (s.u.).

Eine eindeutige pflanzensoziologische Zuordnung der Pioniervegetation nach Waldbrand ist kaum möglich, wie die Zusammensetzung der Vegetation aus verschiedensten Vegetationsklassen zeigt. Sicher gibt es Ähnlichkeiten zu den Epilobietea angustifoliii, also zur Vegetation an gestörten Waldstellen wie Schlagfluren und Windwurfflächen, doch erscheinen die hohen Anteile von Arten der annuellen Ruderalvegetation, der annuellen Trittrasen und der Sandmagerrasen zu hoch für eine Einordnung in diese Klasse bzw. in das Epilobion angustifolii saurer Böden. Die Ursache dafür könnte ein wichtiger ökologischer Unterschied zwischen Waldbrandflächen und anderen großflächigen Störungen mitteleuropäischer Wälder sein: Die Vegetation wird nur durch Waldbrand praktisch vollständig entfernt, was Nischen für zahlreiche weitere Arten öffnet.

Auch wenn die Muster der Wiederbesiedlung jeder Brandfläche singulär zu sein scheinen, gibt es doch in der Artenzusammensetzung des Treuenbrietzener UG deutliche Parallelen zu anderen Brandflächen auf vormaligen Kiefernwäldern:

Unter den Gehölzen etablieren sich fast ausschließlich vom Wind ausgebreitete Pionierbaumarten wie *Betula pendula*, *Populus tremula* und *Salix* spp., aber auch *Pinus sylvestris*, schnell und spontan.

Ihre relativen Anteile und Gesamtzahlen variieren von Fall zu Fall (JAHN 1980, BEGHIN et al. 2010, MOSER et al. 2010, WOHLGEMUTH et al. 2010, DZWONKO et al. 2015, STÄHR 2012, ADÁMEK et al. 2016, ORCZEWSKA et al. 2016). Mit Gehölzzählungen in unseren Raster-Plots zusammen mit einer Kartierung potenzieller Samenbäume in der Umgebung der Brandfläche konnten wir zeigen, dass die Salicaceae *Populus tremula* (die insgesamt 90% der Regeneration ausmachte) und *Salix caprea* durch ihre winzigen Samen mit Flughaaren trotz der weiten Mindestdistanzen zu Samenbäumen von über 1000 m auch im Zentrum der Brandfläche nicht ausbreitungslimitiert waren (SCHÜLE et al. 2023a, b). *Betula pendula* und *Pinus sylvestris* mit ihren größeren, geflügelten Diasporen waren jedoch nur in weniger als 480 m bzw. 90 m Entfernung in forstwirtschaftlich relevanter Zahl anzutreffen (SCHÜLE et al. 2023a, b).

Typisch für die krautige Vegetation der jungen Brandflächen ist oft die starke Präsenz von Arten aus der Familie der Asteraceae, insbesondere *Erigeron canadensis*, aber auch z.B. *Hypochaeris radicata*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Scorzoneroideis autumnalis*, *Senecio vernalis* und *S. sylvaticus* sowie von *Epilobium angustifolium* (JAHN 1980, WOHLGEMUTH et al. 2010, ADÁMEK et al. 2016, DITTRICH et al. 2016, WOHLGEMUTH & MOSER 2018, GUSTAFSSON et al. 2021). Diese Arten scheinen ebenfalls über ihre gut flugfähigen, in großer Zahl produzierten Diasporen (Achänen mit Pappus bei den Korbblütlern, sehr kleine Samen mit Flughaaren bei *Epilobium*) kaum ausbreitungslimitiert zu sein, und Arten mit solchen Eigenschaften scheinen generell den windbürtigen „Samenregen“ zu dominieren (WAGNER 1965).

Die große Rolle der *Sprouter* und besonders der *Seed banker* (vgl. WOHLGEMUTH & MOSER 2010, DZWONKO et al. 2018) zeigt, dass trotz der totalen oberirdischen Brandwirkung und der oftmals tief in den Boden ausgebrannten Baumstümpfen die Hitze des Feuers in der Fläche kaum in tiefere Bodenschichten vorzudringen scheint. Möglicherweise hat dies mit der schlechten Wärmeleitfähigkeit trockener Böden zu tun. *Calamagrostis epigejos* trieb bereits kurz nach dem Feuer aus den wenige Zentimeter tief im Mineralboden horizontal wachsenden Rhizomen wieder aus und Laubbäume wie *Quercus*-Arten, *Betula pendula* und *Robinia pseudoacacia* zeigten einen raschen Stockaustrieb. Bemerkenswert sind etliche der aus der Samenbank im Boden auskeimenden Arten: Allgemein weisen Wälder eine eher arten- und individuenarme Samenbank auf (BOSSUYT & HONNAY 2008). Diese zeigt wenig Übereinstimmung mit der aktuellen Waldvegetation; stattdessen dominieren auch oder nur im Offenland vorkommende Grasartige, insbesondere *Juncus*-Arten, und kurzlebige Arten sind häufiger (BOSSUYT & HONNAY 2008, PLUE et al. 2010, KWIATKOWSKA-FALIŃSKA et al. 2014). Neben weiter verbreiteten Grasartigen der Poaceae, Cyperaceae und Juncaceae geht in unserem Fall die Präsenz der meisten Arten der Silbergrasrasen und verwandter Sandtrockenrasen, der Zwergstrauchheiden, der annuellenreichen Trittrasen (*Juncus tenuis*, *Polygonum aviculare*, *Spergularia rubra*) und auch vieler Ackerwildkraut- und Ruderalpflanzen (z.B. *Chenopodium album*, *Hypericum perforatum*, *Solanum nigrum*) in der Pioniervegetation auf die Samenbank zurück. Bei den Sandtrockenrasenarten ist die Überdauerung von *Corynephorus canescens* und *Spergula morisonii* in der Samenbank von Kiefernwäldern bekannt (vgl. KWIATKOWSKA-FALIŃSKA et al. 2014), bei *Ornithopus perpusillus* war sie überraschend. Auch *Calluna vulgaris* und *Rumex acetosella* sind vielfach in der Samenbank von Wäldern nachgewiesen (z.B. PLUE et al. 2010, KWIATKOWSKA-FALIŃSKA et al. 2014), und Arten kurzlebiger Schlammboden-Pionierfluren und verwandter ephemerer Lebensräume sind dafür bekannt, dass sie extrem langlebige Samenbanken ausbilden (z.B. POSCHLOD & ROSBAKH 2018). So wurde *Hypericum humifusum* etwa auch in der Samenbank alter Laubwälder nachgewiesen (PLUE et al. 2010). Damit erweist sich die durch den

Waldbrand aktivierte Samenbank der von uns untersuchten Kiefernwälder als eine Art Vermächtnis früherer Landnutzungen: Viele ihrer Arten können nur vor Jahrzehnten nach dem letzten Kahlschlag auf den Flächen aufgetreten sein und es ist vorstellbar, dass manche sogar auf frühere Ackernutzungen zurückgehen.

Mit einer Ausnahme sind alle vegetationsbestimmenden Moose der Treuenbrietzener Brandfläche, nämlich *Ceratodon purpureus*, *Funaria hygrometrica*, *Marchantia polymorpha* und *Polytrichum juniperinum*, die typischen Pionierarten von Waldbrandflächen vergleichbarer Ökologie, und weitere Arten scheinen allgemein kaum aufzutreten (JAHN 180, BUTIN & KAPPICH 1980, WOHLGEMUTH et al. 2005, MAROZAS et al. 2007, BARTSCH & RÖHRIG 2016, Dittrich et al. 2016, DZWONKO et al. 2018, GUSTAFSSON et al. 2021). Lediglich *Polytrichum piliferum* als Sandtrockenrasenart scheint seltener zu sein (s. aber MAROZAS et al. 2007). Diese Pioniermoose gelten entsprechend als pyrophil bzw. als Feuerprofiteure (z.B. GRAFF 1936, KRAUS et al. 2022). Dies findet auch Ausdruck in den englischen Bezeichnungen *fire moss* für *Ceratodon purpureus* und *bonfire moss* für *Funaria hygrometrica*.

Echte Pyrophyten, also durch Feuer begünstigte Pflanzenarten, gab es auf den Waldbrandflächen ansonsten kaum: Am ehesten ist hier *Epilobium angustifolium* zu nennen, das in Nordamerika aufgrund seines häufigen Erscheinens auf Brandflächen *fireweed* genannt, aber genauso für Kahlschläge der Epilobietea angustifolii bzw. Epilobion angustifolii typisch ist. Anders als manche anderen Kiefernarten kann *Pinus sylvestris* zumindest in dem von uns untersuchten Ökosystem kaum als Pyrophyt gelten, da sie großflächig teilweise noch deutlich nach dem Brandereignis abstarb (s. Tab. 2) und sich Laubgehölze erfolgreicher regenerierten (SCHÜLE et al. 2023a, b).

#### *Auswirkung forstlicher Bewirtschaftung*

Auch wenn das Grundmuster der Artenzusammensetzung über die gesamte Brandfläche gleich war, hatte die waldbauliche Behandlung nach dem Waldbrand einen deutlichen Einfluss auf die Vegetation. Die meist massive Störung durch forstliche Bodenbearbeitung nach dem Kahlschlag führte zu einer deutlich verzögerten Besiedlung der Flächen; besonders stark betraf dies die Mooschicht. Das bedeutet mehr offenen Boden bei forstlicher Befahrung und Bodenbearbeitung und damit z.B. auch eine größere Erosionsgefahr durch Wind. Durch Kahlschlag und anschließendes Pflügen mit dem Streifenpflug wurde offenbar die Bodensamenbank aktiviert, was Arten wie *Calluna vulgaris*, *Juncus effusus*, *Rumex acetosella* (Deckungsgrad, in Tab. 1 nicht erkennbar) und *Spergula morisonii* besonders begünstigt hat. Die Zahl der Samen nimmt in der Bodensamenbank von Wäldern zwar mit der Tiefe deutlich ab (z.B. GODEFROID et al. 2006, eigene Untersuchungen). Es ist aber davon auszugehen, dass die meisten Samen in der obersten Bodenschicht durch die Hitzeeinwirkung des Feuers abgetötet wurden und offener Boden insgesamt die Keimung der Samen aus der Samenbank fördert. Einige Arten (z.B. *Poa annua*, *Polygonum aviculare*, *Solanum nigrum*, *Senecio vulgaris* und das Moos *Marchantia polymorpha*) waren 2020 fast ausschließlich auf den im Winterhalbjahr zuvor bodenbearbeiteten Flächen zu finden. Da diese fast durchweg Ruderal- oder Ackerwildkrautarten mit höheren Nährstoffansprüchen sind, wiesen die teilbearbeiteten Flächen auch höhere Stickstoff-Zeigerwerte auf als die Kahlschläge. Möglicherweise hatte das Belassen von Biomasse auf der Fläche eine bessere Nährstoffversorgung zur Folge, aber auch ein weniger extremes Mikroklima und damit größere Bodenfeuchte (und damit Stickstoffmineralisation) aufgrund etlicher noch stehender (meist toter) Bäume könnte diesen Arten das Wachstum ermöglicht haben. Es ist aber auch denkbar, dass manche Nährstoffzeiger auf den

Kahlschlägen bereits im zweiten Jahr nach der Bodenbearbeitung wieder zurückgegangen waren. So konnten wir z.B. beobachten, dass *Marchantia polymorpha* 2019 wesentlich häufiger auf den Brandflächen als 2020 anzutreffen war. Der rasche Rückgang der Art ist auch von JAHN (1980) beschrieben.

Die relative Artenarmut der Kahlschläge könnte zum einen auf die frühe Bodenbearbeitung und die geringere Nährstoffversorgung zurückzuführen sein. Auffällig ist jedoch auch die geringere Präsenz von *Invadern* wie *Epilobium angustifolium*, *Hieracium pilosella* und *Scorzoneroides autumnalis* sowie von *Sproutern* wie *Holcus mollis* im Vergleich zu den noch bestockten Flächen. Es ist zu vermuten, dass sich die *Invader* in den windstilleren und aufgrund von Nadeln mit einer rauerer Bodenoberfläche ausgestatteten bestockten Bereichen besser auf dem Boden absetzen und verankern konnten als dies auf der kahlen Freifläche der Fall war. Auch ist trotz insgesamt guter Flugfähigkeit eine Ausbreitungslimitierung im Zentrum des großen Kahlschlags bei einigen Arten denkbar. Bei *Sproutern* ist durch Bodenbearbeitung von einer zumindest kurzzeitigen Beeinträchtigung der noch lebenden unterirdischen Organe auszugehen, auch wenn diese generell aus Teilstücken wieder austreiben können.

#### *Vegetationsentwicklung von 2020 bis 2022*

Auch wenn wir hier nur die Vegetationsentwicklung über einen Zeitraum von drei Jahren dokumentieren können, werden doch bereits wesentliche Muster und Mechanismen der Sekundärsukzession auf Waldbrandflächen deutlich. Diese werden zum einen von der Verfügbarkeit von Ressourcen, insbesondere Nährstoffen, und zum anderen von der Konkurrenz der Arten untereinander bestimmt (BARTSCH & RÖHRIG 2016).

Nach der anfänglichen Düngung und pH-Wert Erhöhung des Bodens durch die Asche (s.o.) werden bedeutende Anteile der freigesetzten Nährstoffe meist im Laufe der nächsten Jahre – in unterschiedlichem Ausmaß je nach Element und in unterschiedlicher Geschwindigkeit – aus der Wurzelzone in tiefere Bodenschichten ausgetragen (CERTINI 2005, VACCHIANO et al. 2014, BARTSCH & RÖHRIG 2016). Dies ist auch mit einem Absinken des pH-Werts verbunden und dürfte insbesondere auf Sandböden mit ihrer geringen Kationenaustauschkapazität eine wichtige Rolle spielen. Tatsächlich war auf den teilbestockten Flächen bereits vom 2. bis 4. Jahr ein sukzessiver Abfall der Stickstoff-Zeigerwerte zu verzeichnen. Dass die mittleren N-Zeigerwerte auf den Kahlschlägen zunächst noch anstiegen, bevor sie auch hier abnahmen, könnte auf dem günstigeren Mikroklima aufgrund der aufwachsenden Verjüngung, aber auch einer verzögerten Freisetzung bestimmter Nährstoffe (s. CERTINI 2005) beruhen. Diese Effekte könnten auf den teilberäumten Flächen durch das Zusammenbrechen der schützenden Baumschicht überlagert sein. Mit der Nährstoffauswaschung und dem Absinken des pH-Werts geht die Abnahme der Artenzahl auf den Kahlschlägen einher, da viele anspruchsvolle Arten bzw. Basenzeiger zunehmend ungünstigere Bedingungen vorfanden. Dieser Effekt war auf den teilbestockten noch nicht zu verzeichnen oder durch die Einwanderung zusätzlicher Arten (s.u.) überlagert.

Betrachtet man nur die Artenzahlen, so entsteht der Eindruck, dass bereits zwei Jahre nach Brand fast alle besiedelnden Arten auf den Flächen anzutreffen waren, doch zeigt die genaue Vegetationsanalyse, dass in der Untersuchungsperiode viele Arten selten wurden oder weitgehend verschwanden, während sich andere ausbreiteten oder neu auftauchten.

Etliche Arten waren zwar gleich nach Brand präsent (vermutlich in geringerer Individuenzahl bereits 2019), aber offenbar nicht längerfristig in der Lage, sich auf den für sie ohne die Düngungswirkung der Asche ungünstigen Standorten zu halten. Dies betrifft den raschen Rückgang von Nährstoffzeigern wie *Solanum nigrum*, *Chenopodium album*, *Rumex thyrsiflorus* und *Sonchus*-Arten, aber auch von Grünland-Arten wie *Achillea millefolium*, *Crepis capillaris* und *Scorzoneroidees autumnalis*. Vier Jahre nach Brand hatten hinsichtlich der Nährstoffe auch weniger anspruchsvolle, im weiteren Sinne ruderale Arten wie *Erigeron canadensis*, *Spergularia rubra* und *Hypericum humifusum* deutliche Rückgänge zu verzeichnen. Offenbar wurden sie durch Arten der Sandtrockenrasen wie *Corynephorus canescens* und *Spergularia morisonii* und der Heiden wie *Calluna vulgaris* ersetzt, die besser mit den zunehmend sauer-armen Bedingungen zurechtkommen (*Ornithopus perpusillus* verhielt sich allerdings wie die Ruderalarten). Typisch für Waldbrände, aber auch andere Störungen, ist dabei, dass kurzlebige Arten bei zunehmender Konkurrenz im Sukzessionsverlauf zunehmend durch Ausdauernde ersetzt werden, die ein hohes Potenzial zu vegetativer Raumbesetzung haben (z.B. KWIATKOWSKA-FALIŃSKA et al. 2014, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Besonders erfolgreich sind hier verschiedene Grasartige; eine Dominanzbildung von *Calamagrostis epigejos* wie etwa bei ORCZEWSKA et al. (2016) ist auf den armen Substraten der Treuenbrietzener Brandflächen bisher nicht zu beobachten. Dass Guerilla-Strategen wie insbesondere *Calamagrostis epigejos* und *Holcus mollis* sich anscheinend nicht stärker als andere klonal wachsende Arten ausbreiten konnten, mag daran liegen, dass sie als *sprouter* vielfach bereits von Anfang an flächig vorhanden waren und dass für alle klonalen Arten bei insgesamt relativ geringer Krautschichtdeckung im Nahbereich Platz zur Ausbreitung vorhanden war.

Angesichts der auch im vierten Jahr nach Brand noch relativ geringen Krautschichtdeckung (der fehlende Anstieg zum Jahr 2022 könnte auf Trockenheit zurückzuführen sein) mag der rasche Rückgang kurzlebiger Arten mit Ruderalstrategie zunächst überraschen. Der zur Keimung solcher Arten notwendige offene Boden wurde jedoch zunehmend von dichten Rasen der akrokarpnen Pioniermoose besiedelt (vgl. DZWONKO et al. 2018). Auch unter den Moosen ist dabei eine Sukzessionsabfolge zu verzeichnen; pyrophile Arten wie *Funaria hygrometrica* und *Marchantia polymorpha* gingen bereits zurück, während *Ceratodon purpureus* und *Polytrichum piliferum* noch an Bedeutung gewannen. Die meist pleurokarpnen, in Filzen wachsenden und selten Sporen bildenden Moose der Kiefernforsten wie *Dicranum*- und *Hypnum*-Arten, *Pleurozium schreberi* und *Pseudoscleropodium purum* werden erst später in nennenswerter Zahl wieder einwandern (MAROZAS et al. 2007). Die geringste Änderung der Artenzusammensetzung war in der Gehölzschicht zu verzeichnen; zoochore Bäume und Sträucher werden sich erst später, nach der Etablierung einer Gehölzschicht, verstärkt ansiedeln (DZWONKO et al. 2015).

Auffällig war ferner das Maximum von *Senecio sylvaticus* und *Filago*-Arten im dritten Jahr nach Brand. Generell ist ein solches „pulsartiges“ zeitliches Auftreten bestimmter Arten typisch für Waldbrandflächen (ADÁMEK et al. 2016, WOHLGEMUTH & MOSER 2018). Diese einjährigen Arten gehören der Regenerationsstrategie der *Invader* an und konnten sich aufgrund von Diasporenlimitierung zunächst vermutlich nur als Einzelindividuen etablieren. Nach dem ersten Fruchten war dann eine massive Zunahme der Individuenzahl im näheren Umfeld möglich (dies konnten wir bei *Erigeron canadensis* von 2019 auf 2020 beobachten, vgl. auch WOHLGEMUTH & MOSER 2018), bevor nicht mehr adäquate Standortsbedingungen zu einem Rückgang führten. Interessant ist in diesem Zusammenhang das Auftreten der beiden Sippen aus dem *Filago germanica*-Aggregat. Beide waren aus dem südwestlichen Brandenburg bisher nicht belegt

(s. <https://floraweb.de/webkarten/karte.html?taxnr=2454>, zuletzt aufgerufen am 09.02.2024), und *Filago lutescens* wurde erst 2020 für Brandenburg in der Nähe von Potsdam nach langer Zeit wieder nachgewiesen (RÄTZEL et al. 2020). Eine Überdauerung in der Samenbank halten wir nach Literaturlage für unwahrscheinlich; von woher die kurzzeitige Besiedlung erfolgte (2022 konnten beide Sippen bereits nicht mehr nachgewiesen werden), muss offenbleiben.

Mit dem Rückgang ruderaler Arten ist auch der rasche Rückgang der anfangs prominent an der Besiedlung der Brandfläche beteiligten Neophyten verbunden. Es ist bekannt, dass die frühe Phase der Sukzession am anfälligsten für eine Invasion von Neophyten ist, da die Kolonisierungschancen und die Ressourcenverfügbarkeit nach einem Störungsereignis erhöht sind (CATFORD et al., 2012). Im weiteren Verlauf der Sukzession kommt es dann mit abnehmender Störung meist zum Rückgang (z. B. ADÁMEK et al. 2016, GENTILI et al. 2017). Dazu trägt auch bei, dass Neophyten meist (basen)reichere Standorte bevorzugen (z.B. JANSEN et al. 2011). So ist auch nicht damit zu rechnen, dass sich *Senecio inaequidens* dauerhaft auf den Waldbrandflächen etabliert. Interessant ist in diesem Zusammenhang das häufige Auftreten von *S. inaequidens* auf den Brandflächen, das nach seiner außergewöhnlich raschen Ausbreitung in Mitteleuropa vor allem entlang von Bahnanlagen, Autobahnen und anderen Verkehrswegen vorkommt (HEGER & BÖHMER 2005). Wir rechnen jedoch damit, dass auch diese Art in den kommenden Jahren auf den Brandflächen wieder zurückgeht und diese kein „Einfallstor“ für Neophyten werden.

Während der natürlichen sekundären Sukzession auf den Treuenbrietzener Brandflächen verschiebt sich die offene Pioniervegetation mit Störungsindikatoren erwartungsgemäß hin zu einer schattentoleranteren, waldspezifischen Vegetation (ADÁMEK et al. 2016, BARTSCH & RÖHRIG 2016), in der krautige Arten der späteren Waldgesellschaften wie *Carex pilulifera* und *Deschampsia flexuosa* bereits wieder eine größere Bedeutung haben. Eigentliche auf Waldarten der Kategorie 1.1 nach HEINKEN et al. (2011) waren nur vereinzelt vorhanden (z.B. *Moehringia trinervia*). Diese spielten allerdings auch auf den Referenzflächen wie allgemein in Kiefernwäldern auf Sandstandorten keine Rolle, sodass nicht mit einer verstärkten Einwanderung zu rechnen ist.

### Schlussfolgerung und Ausblick

Unsere Untersuchung zeigt, dass sich das UG bei Treuenbrietzen als ein geeignetes Ökosystem erwies, um grundsätzliche Mechanismen und Muster der Wiederbesiedlung großer Waldbrandflächen, aber auch von sekundären Sukzessionen im Allgemeinen zu studieren. Aus der Perspektive der Biodiversität und des Naturschutzes (das zeigen auch Ergebnisse des PYROPHOB-Projekts für andere Organismen wie Insekten, Vögel und Pilze) erweisen sich Waldbrände als in den artenarmen Kiefernforsten des norddeutschen Tieflandes als ausgesprochen positiv, da die Waldbrandflächen vergleichsweise artenreich sind und zahlreiche Spezialisten und konkurrenzschwachen Arten beherbergen. Dies betrifft insbesondere *Seed banker*, die unerkannt in der Samenbank der Waldböden vorhanden sind und durch die Störung des Waldbrands ein zeitliches Fenster zur Etablierung und Reproduktion bekommen, um dann in der Samenbank wieder überdauern, bis sich nach Jahrzehnten unter Umständen eine neue Ansiedlungsmöglichkeit ergibt. Ähnliches gilt aber auch für einige anemochore *Invader* mit großem räumlichen Ausbreitungspotenzial, die entsprechende Standorte für kurze Zeit nutzen können. Ganz anders stellen sich großflächige Waldbrände allerdings aus der Perspektive der Forstwirtschaft, des Bevölkerungs- und Siedlungsschutzes sowie des Klimaschutzes dar. Eine Reduzierung großflächiger Waldbrände und eine

effektive Wiederbewaldung von Flächen ist daher zukünftig unabdingbar. Das PYROPHOB-Projekt arbeitet daran, hierfür geeignete Strategien unter Berücksichtigung aller Ökosystemkomponenten zu entwickeln.

### Danksagung

Die Untersuchungen wurden als Teil des Verbundprojekts PYROPHOB vom Waldklimafonds über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) durch das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) gefördert (Fördernummer: 2219WK50B4). Wir danken auch den Grundstückseigentümern (insbesondere der Stadt Treuenbrietzen und der Waldgenossenschaft Bardenitz eG), den zuständigen Förstern (insbesondere dem ehemaligen Stadtförster Dietrich Henke, ohne den dieses Projekt nicht zustande gekommen wäre) und Behörden für ihre Unterstützung.

### Literatur

- ADÁMEK, M., BOBEK, P., HADINCOVÁ, V., WILD, J. & KOPECKÝ, M. (2015): Forest fires within a temperate landscape: A decadal and millennial perspective from a sandstone region in Central Europe. – *For. Ecol. Manage.* 336: 81–90.
- ADÁMEK, M., HADINCOVÁ, V. & WILD, J. (2016): Long-Term Effect of Wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation Dynamics and Ecosystem Resilience. – *For. Ecol. Manage.* 380: 285–95.
- BARTSCH, N. & RÖHRIG, E. (2016): *Waldökologie: Einführung für Mitteleuropa*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- BEGHIN, R., LINGUA, E., GARBARINO, M., LONATI, M., BOVIO, G., MOTTA, R. & MARZANO, R. (2010): *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. – *Ecol. Engineer.* 36:1365–1372.
- BERGMEIER, E. (2020): Die Vegetation Deutschlands – eine vergleichende Übersicht der Klassen, Ordnungen und Verbände auf Grundlage der EuroVegChecklist. – *Tuexenia* 40: 19–32.
- BERNHARDT-RÖMERMANN, M., POSCHLOD, P. & HENTSCHEL, J. (2018): BryForTrait – a life-history trait database of forest bryophytes. – *J. Veg. Sci.* 29: 798–800.
- BIOLFLOR (2002): Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora Deutschlands. – Hrsg.: Helmholtz Zentrum für Umweltforschung und Bundesamt für Naturschutz. <https://wiki.ufz.de/biolflor/index.jsp> (zuletzt aufgerufen am 13. 06. 2023).
- BLE (BUNDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND ERNÄHRUNG) (2019, 2020, 2023): Waldbrandstatistik der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2019 / 2020 / 2022. Bonn. – URL: <https://www.bmel-statistik.de/forst-holz/waldbrandstatistik> (zuletzt aufgerufen am 20.09.2023).

- BLUMRÖDER, J.S., IBISCH, P., BIRKHOFER, K., ... & WIEMERS, M. (2021b): Projekt PYROPHOB - Strategien zur Entwicklung von pyrophoben und klimawandelresilienten Wäldern auf Waldbrandflächen. – Natursch. Landschaftspfl. Brandenbg. 30(1): 26-30.
- BOSSUYT, B. & HONNAY, O. (2008): Can the seedbank be used for ecological restoration? An overview of seedbank characteristics in European communities. – J. Veg. Sci. 19: 875-884.
- BUTIN, H. & KAPPICH, I. (1980): Untersuchungen zur Neubesiedlung von verbrannten Waldböden durch Pilze und Moose. – Forstwiss. Centralbl. 99: 283-296.
- CATFORD, J.A., DAEHLER, C.C., MURPHY, H.T., SHEPPARD, A.W., HARDESTY, B.D., WESTCOTT, D.A., Rejmánek, M., Bellingham, P.J., Pergl, J., Horvitz, C.C. & Hulme, P. E. (2012): The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: implications for species richness and management. – Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 14: 231–241.
- CERTINI, G. (2005): Effects of fire on properties of forest soils: a review. – Oecologia 143: 1–10.
- DINNO, A. (2017): dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. – R package version 1.3.5. <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>
- DITTRICH, S., SCHMIEDEL, D., LAUPICHLER, B., WAGNER, F. & OHEIMB, G. V. (2016): Auswirkungen von Waldbränden auf die Langzeitdynamik naturnaher Kiefernwälder (*Leucobryopinetum*) im Nationalpark Sächsische Schweiz (Sachsen, Deutschland). – Tuexenia 36: 23–36.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2023): Vieljährige Mittelwerte. [https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj\\_mittelwerte.html?nn=16102&lsbId=343278](https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html?nn=16102&lsbId=343278) (zuletzt aufgerufen am 05.11.2023).
- DZWONKO, Z., LOSTER, S. & GAWROŃSKI, S. (2015): Impact of fire severity on soil properties and the development of tree and shrub species in a Scots pine moist forest site in southern Poland. – For. Ecol. Manage. 342: 56-63.
- DZWONKO, Z., LOSTER, S. & GAWROŃSKI, S. (2018): Effects of fire severity on understory community regeneration and early succession after burning of moist pine forest. – Tuexenia 38: 197–214.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. – Ulmer, Stuttgart: 1334 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIBEN, D. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scr. Geobot. 18: 1–262.
- FREITAG, M., MATHAR, W., YURTAEV, A. A. & HÖLZEL, N. (2015): Floristic composition and environmental determinants of pine forests in the hemiboreal zone of Western Siberia. – Tuexenia 35: 31–51.
- GENTILI, R., MONTAGNANI, C., GILARDELLI, F., GUARINO, M.F. & CITTERIO, S. (2017): Let native species take their course: *Ambrosia artemisiifolia* replacement during natural or artificial succession. – Acta Oecol. 82: 32-40.
- GODEFROID, S., PHARTYAL, S.S. & KOEDAM, N. (2006): Depth distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed temperate forest ecosystem. Acta Oecologica 29: 283-292.

- GRAFF, P. W. 1936. Invasion by *Marchantia polymorpha* following forest fires. – Bull. Torrey Bot. Club 63: 67-74.
- GUSTAFSSON, L., GRANATH, G., NOHRSTEDT, H.-Ö., LEVERKUS, A. B., & JOHANSSON, V. (2021): Burn severity and soil chemistry are weak drivers of early vegetation succession following a boreal mega-fire in a production forest landscape. – J. Veg. Sci. 32: e12966.
- HEGER, T., BÖHMER, H.J. (2005): The invasion of Central Europe by *Senecio inaequidens* DC – A complex biogeographical problem. – Erdkunde 59: 34–49.
- HEINKEN, T. (2008): Dicrano-Pinion, Sand- und Silikat-Kiefernwälder. – In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Heft 10: Vaccinio-Piceetea (H7), Beerstrauch-Nadelwälder. Göttingen. 88 S.
- HEINKEN, T., BLUMRÖDER, J.S., ADHIKARI, Y., BALTHASAR, C., BINDER, A., BIRKHOFFER, K., BISCHOFF, A., BROSINSKY, A., BUBNER, B., CLERC, D., DJOUDI, E.A., DOBKOWITZ, S., FRANCKE, T., GERWIN, W., HARTONG, H., HESS, C., JARLING, R., JOUY, F., LEINEN, L., MEIßNER, A., RAAB, T., REPMANN, F., RÖNNEFARTH, S., SCHAAF, W., SCHIRRMACHER, S., SCHMEHL, M.-T., SCHMITT, T., SCHRÖDER, J., SCHÜLE, M., STURM, K., WELLE, T., & IBISCH, P.L.: PYROHOB – Post-fire ecosystem research to inform management for resilient forest development. – Tuexenia, eingereicht.
- HEINKEN, T., DIEKMANN, M., LIIRA, J., ORCZEWSKA, A., SCHMIDT, M., BRUNET, J., CHYTRÝ, M., CHABRERIE, O., DECOCQ, G., DE FRENNE, P., DŘEVOJAN, P., DZWONKO, Z., EWALD, J., FEILBERG, J., GRAAE, B.J., GRYTNES, J.A., HERMY, M., KRIEBITZSCH, W.-U., LAIVIŅŠ, M., LENOIR, J., LINDMO, S., MARAGE, D., MAROZAS, V., NIEMEYER, T., PAAL, J., PYŠEK, P., ROOSALUSTE, L., SÁDLO, J., SCHAMINÉE, J., TYLER, T., VERHEYEN, K., WULF, M. & VANNES-TE, T. (2022): The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and Applications. – J. Veg. Sci. 33: e332.
- HOFMANN, G. & POMMER, U. (2005): Potentielle Natürliche Vegetation von Brandenburg und Berlin. Eberswalder Forst. Schriftenr. 14: 1–315.
- JAHN, G. (1980): Die natürliche Wiederbesiedlung von Waldbrandflächen in der Lüneburger Heide mit Moosen und Gefäßpflanzen. – Forstwiss. Cbl. 99: 297–324.
- JANSEN, F. & DENGLER, J. (Hrsg.) (2023): GermanSL: Taxonomische Referenzliste für Botanische Funddatenbanken in Deutschland. <https://germansl.infinitenature.org/> (zuletzt aufgerufen am 05.10.2024).
- JANSEN, F., EWALD, J., & ZERBE, S. (2011): Ecological preferences of alien plant species in North-Eastern Germany. Biological Invasions, 13: 2691–2701.
- JONSSON, B.G. (1993): The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. – J. Veg. Sci. 4: 819-826.
- KLEYER, M., BEKKER, R.M., KNEVEL, I.C., BAKKER, J.P., THOMPSON, K., SONNENSCHNEIN, M., et al. (2008): The LEDA traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. – J. Ecol. 96: 1266–1274.
- KLIMEŠOVÁ, J., DANIHELKA, J., CHRTEK, J., DE BELLO, F., HERBEN, T. (2017): CLO-PLA: a database of clonal and bud-bank traits of the Central European flora – Ecology 98: 1179-1179.

- KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W. (2002): BIOLFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – Schriftenr. Vegetationskd. 38. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- KRAUS, D., WOHLGEMUTH, T., CASTELNOUN, M., CONEDERA, M. (2022). Fire in Forest Ecosystems: Processes and Management Strategies. – In: WOHLGEMUTH, T., JENTSCH, A., SEIDL, R. (eds) Disturbance Ecology. Landscape Series, vol 32: 143-171. Springer, Cham.
- KWIATKOWSKA-FALIŃSKA, A., JANKOWSKA-BŁASZCZUK, M. & JAROSZEWICZ, B. (2014): Post-fire changes of soil seed banks in the early successional stage of pine forest. – Polish J. Ecol. 62: 455–466.
- LFB (Landesbetrieb Forst Brandenburg) (2019): Waldbrandstatistik 2018. <https://forst.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/wbra2018.pdf> (zuletzt aufgerufen am 20.09.2023)
- LFB (Landesbetrieb Forst Brandenburg) (2022): Waldreiches Land Brandenburg. Bestockungsverhältnisse. <https://forst.brandenburg.de/lfb/de/themen/wald-nutzen/waldreiches-land/>
- LOVETT DOUST, L. & LOVETT DOUST, J. (1982): The battle strategies of plants. – New Scientist 95: 81-84.
- MAROZAS, V., RACINSKAS, J. & BARTKEVICIUS, E. (2007): Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. – For. Ecol. Manage. 250: 47–55. h
- MOSER, B., C. TEMPERLI, G. SCHNEITER, & WOHLGEMUTH, T. (2010): Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the Central Alps. – Eur. J. F. Res. 129: 625–633.
- MÜLLER, M. (2019): Waldbrände in Deutschland, Teil 1. – AFZ-DerWald 18/2019: 28-31.
- ORCZEWSKA, A., ŻOŁNA, K., & ŻACZEK, M. (2016): Spontaneous stand regeneration and herb layer restoration in post-fire woods 16 years after a forest fire (Rudziniec forests, Southern Poland case). – In: NGUYEN, M. (ed.). Terrestrial Biomes: Geographic Distribution, Biodiversity and Environmental Threats: 47–93. – Nova Science Publishers, NY.
- PLUE, J., VAN GILS, B., PEPPLER-LISBACH, C., DE SCHRIJVER, A., VERHEYEN, K. & HERMY, M. (2010): Seed-bank convergence under different tree species during forest development. – Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 12: 211–218.
- POSCHLOD P., ROSBAKH S. (2018): Mudflat species: threatened or hidden? An extensive seed bank survey of 108 fish ponds in Southern Germany. – Biol. Conserv. 225: 154-163.
- PREUSSING, M., DREHWALD, U., KOPERSKI, M., THIEL, H., WAESCH, G., BAUMANN, M., BERG, C., DIERSCHKE, H., DOLNIK, C., DÜRHAMMER, O., EWALD, J., FISCHER, A., GRÜNBERG, H., HEINKEN, T., JANSEN, F., KISON, H.-U., KLAWITTER, J., KRIEBITZSCH, W.-U., LOOS, G.H., MANTHEY, M., MÜLLER, J., PAUL, A., REIMANN, M., SCHMIDT, M., SCHMIDT, W., STETZKA, K.M., TEUBER, D., TEUBER, U., WAGNER, A., WAGNER, I., WECKESSER, M., WINTER, S., WOLF, T. & WULF, M. (2011): Waldartenliste der Moose Deutschlands. – In: SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U. & EWALD, J. (Hrsg.): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 99: 75-88.
- R CORE TEAM (2020): A language and environment for statistical computing. R Foundation for

- statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RÄTZEL, S., RISTOW, M. & KUMMER, V. (Hrsg.) (2020): Neuigkeiten zu den Farn- und Samenpflanzen von Berlin und Brandenburg II. – Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg 152: 151-227.
- SCHOLZ, E. 1962. Die naturräumliche Gliederung Brandenburgs.  
<https://refubium.fu-berlin.de/handle/fub188/14910>
- SCHÜLE, M., DOMES, G., SCHWANITZ, C. & HEINKEN, T. (2023a): Early natural tree regeneration after wildfire in a Central European Scots pine forest: Forest management, fire severity and distance matters. – For. Ecol. Manage. 539: 120999.
- SCHÜLE, M., DOMES, G., SCHWANITZ, C. & HEINKEN, T. (2023b): Vegetationsentwicklung nach Waldbrand in Südwestbrandenburg: Erste Erkenntnisse aus dem Projekt PYROPHOB. – Eberswalder Forstl. Schriftenr. 72: 35-42.
- SIMMEL, J., AHRENS, M. & POSCHLOD, P. (2021): Ellenberg N values of bryophytes in Central Europe. – J. Veg. Sci. 32: e12957.
- STÄHR, F. (2012): Wie Phönix aus der Asche – Sekundärsukzession nach Waldbrand als Grundlage für die Entwicklung von Wirtschaftswald? – Eberswalder Forstl. Schriftenr. 49: 10-22.
- TYLER, T., HERBERTSSON, L., OLOFSSON, J. & OLSSON, P.A. (2021): Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. – Ecol. Indic. 120: 106923.
- UBA (Umweltbundesamt) (2015): Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. – Climate Change 24. Dessau-Roßlau.
- UBA (Umweltbundesamt) (2021): Umweltbundesamt. 2021. Umweltschutz, Wald und nachhaltige Holznutzung in Deutschland. Dessau-Roßlau.  
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umweltschutz-wald-nachhaltige-holznutzung-2021> (zuletzt aufgerufen 04.10.2023).
- UFZ (Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) (2022): UFZ-Dürremonitor.  
<https://www.ufz.de/index.php?de=47252> (zuletzt aufgerufen am 10.10.2022).
- VACCHIANO, G., STANCHI, S., MARINARI, G., ASCOLI, D., ZANINI, E. & MOTTA, R. (2012): Fire severity, residuals and soil legacies affect regeneration of Scots pine in the Southern Alps. – Sci. Total Environm. 472: 778–788.
- WAGNER, R.H. (1965): The annual seed rain of adventive herbs in a radiation damaged forest. – Ecology 46: 517–520.
- WETTERKONTOR (2023): Monats- und Jahreswerte für Baruth (Mark).  
<https://www.wetterkontor.de/de/wetter/deutschland/rueckblick.asp?id=16> (zuletzt aufgerufen am 12.12.2023).
- WIRTH, C. (2005): Fire regime and tree diversity in boreal forests: implications for the carbon cycle. – In: SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, C. & SCHULZE, E.-D. (Eds.): Forest diversity and function. Temperate and boreal systems: 309–346. Springer, Berlin.
- WOHLGEMUTH, T., DUELLI, P., GINZLER, C. & WERMELINGER, B. (2005) Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. – Schweiz. Z. Forstwes. 156: 345–352.

- WOHLGEMUTH, T., HESTER, C., JOST, A.-R., WASEM, U. & MOSER, B. (2010): Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (Wallis). – Schweiz. Z. Forstwes. 161: 450-459.
- WOHLGEMUTH, T. & MOSER, B. (2018): Zehn Jahre Vegetationsdynamik auf der Waldbrandfläche von Leuk (Wallis). – Schweiz. Z. Forstwes. 169: 279–89.
- ZACHARIAS, D. (1996). Vegetationskundliche Dauerbeobachtung; Konzepte und Beispiele aus der Praxis Niedersachsens. – In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Tagungsmappe zum „Seminar on Monitoring for Nature“.

**Anschrift der Verfasser:**

PD Dr. Thilo Heinken, Maren Schüle, Gesa Domes und Christofer Schwanitz  
Allgemeine Botanik  
Institut für Biochemie und Biologie  
Universität Potsdam  
Maulbeerallee 3  
14469 Potsdam  
heinken@uni-potsdam.de

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Braunschweiger Geobotanische Arbeiten](#)

Jahr/Year: 2024

Band/Volume: [16](#)

Autor(en)/Author(s): Heinken Thilo, Schüle Maren, Domes Gesa, Schwanitz Christofer

Artikel/Article: [Wiederbesiedlung von Brandflächen auf Kiefernforsten bei Treuenbrietzen \(Brandenburg\) Recolonization of wildfire areas in pine forests near Treuenbrietzen \(Brandenburg\) 107-136](#)