

# Ist Schnittgutverbrennung auf Kalk-Halbtrockenrasen naturschutzfachlich vertretbar? Ergebnisse vegetationskundlicher Dauerbeobachtungen

Vincent Aljes, Cornelia Becker & Marcus Schmidt

## Einführung

Bei der Erstinstandsetzung und Pflege von Kalk-Halbtrockenrasen fallen oft große Mengen holziger Biomasse an, deren Abtransport und Entsorgung aufwändig und mit hohen Kosten verbunden sind (SCHUMACHER et al. 1995, LENARDUZZI 1999). Eine Ablagerung des Schnittguts vor Ort kann eine Alternative dazu darstellen, die aber nur außerhalb naturschutzfachlich wertvoller Flächen umgesetzt werden kann. In der Praxis gelingt das leider oft nicht (Abb. 1). Die energetische Verwertung des Materials könnte einen sinnvollen Beitrag zum Klima- und Ressourcenschutz darstellen, allerdings müssen für eine positive ökologische und ökonomische Bilanz Rahmenbedingungen erfüllt sein, von denen nur in wenigen Regionen ausgegangen werden kann. Wo weder eine energetische Verwertung der Biomasse noch eine Ablagerung vor Ort möglich ist, wird vielfach eine Verbrennung des Schnittguts auf der Fläche praktiziert (LENARDUZZI 1999).

Aufgrund von politischen Entscheidungen könnte es zukünftig zu einem Verbot der direkten Schnittgutverbrennung auf den Naturschutzflächen kommen. Dies würde zu deutlich steigenden Kosten und im schlimmsten Falle auch zu einer Aufgabe der Pflege schwer zugänglicher Halbtrockenrasen-Flächen führen. Damit könnte regional ein typischer und wertvoller Lebensraum aus der Kulturlandschaft verschwinden. Schon heute sind Landschaftspfleger beim Verbrennen von Gehölzschnitt oft einer Kritik in der Presse ausgesetzt und es finden sich auch in wissenschaftlichen Publikationen kritische Stimmen gegenüber der Schnittgutverbrennung auf den Flächen (RAHMANN 2000).

Eine umfanglichere Beschreibung der Bedeutung einer Schnittgutverbrennung für Pflanzen- und Insektenarten der Kalk-Halbtrockenrasen ist in QUINGER et al.

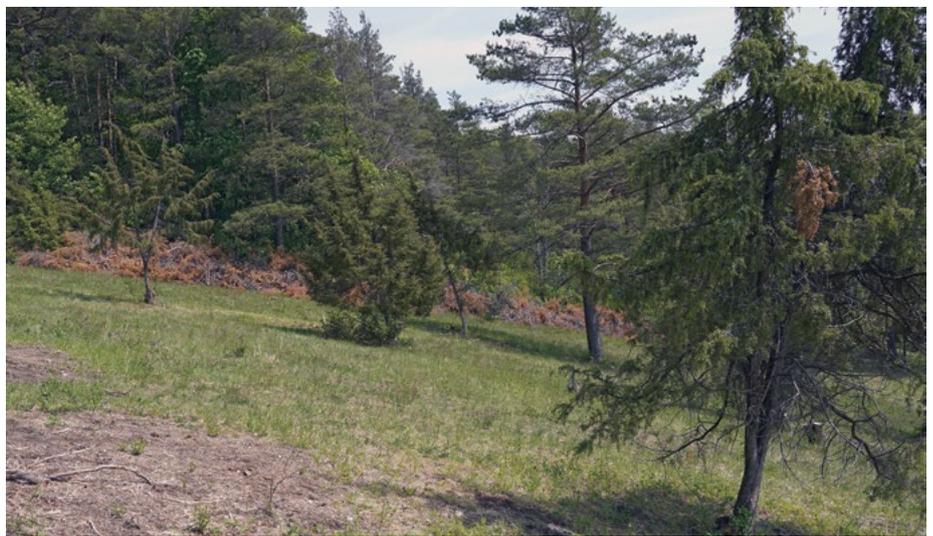


Abb. 1: Schnittgutablagerung auf einem Kalkmagerrasen (Bildhintergrund)  
(Foto: A. Wichelhaus)

(1994) zu finden. Dabei beschreiben die Autoren einerseits eine Ruderalisierung durch habituatypische Arten im Bereich von Feuerstellen. Andererseits wird die Feuerstelle aber auch als eine wertvolle Sonderstruktur angesehen, die sich positiv auf die Insekten- und Pflanzendiversität auswirken kann. Auch WAITZBAUER (1990) beschreibt für den Untersuchungszeitraum von drei Jahren eine Ruderalisierung und deutlich sichtbare Düngeeffekte in Feuerstellen auf Trockenrasen. Nach Beobachtungen von NITSCHKE (1999) können Feuerstellen auf Magerrasen nach acht bis zehn Jahren in der Regel nicht mehr von ihrer Umgebung unterschieden werden. Auch in weiteren Arbeiten wird auf die Vegetationsentwicklung nach der Schnittgutverbrennung eingegangen und ebenfalls eine zügige Wiederbesiedlung mit Ruderalisierungstendenzen beschrieben (u. a. UMWELTINSTITUT HÖXTER 2005, GROSSMANN 2015).

Damit auch die ökologische Perspektive der Schnittgutverwertung in den gegenwärtigen Diskurs eingebracht wird, wurden im Rahmen des Projekts „Schafft Landschaft“ (WICHELHAUS et al.

2020) in den 1990er Jahren angelegte Dauerbeobachtungsflächen auf Feuerstellen erneut erfasst und ausgewertet. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse der Dauerbeobachtungsuntersuchung präsentiert und vor dem Hintergrund einer Literaturlauswertung diskutiert. Damit sollen die folgenden Leitfragen beantwortet werden:

- Wie schnell regenerieren sich Feuerstellen auf Kalk-Halbtrockenrasen?
- Führt die Schnittgutverbrennung zu einer als negativ zu bewertenden untypischen Veränderung der Artenzusammensetzung der Kalk-Halbtrockenrasen (Ruderalisierung)?
- Können Feuerstellen auch wichtige Strukturressourcen sein, die sich positiv auf die Artenvielfalt der Kalk-Halbtrockenrasen auswirken?

## Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgebiet ist das südwestlich von Witzenhausen liegende Naturschutz- und FFH-Gebiet „Kalkmagerrasen bei



Abb. 2: Durch Schnittgutverbrennung entstandene Feuerstellen am Südhang des Kalk-Halbtrockenrasens „Auf der Warte“ im Herbst 1993 (Foto: M. Schmidt)

Roßbach“ (Werra-Meißner-Kreis). Das aus mehreren Teilflächen bestehende Schutzgebiet umfasst einen Ausschnitt aus der stark gegliederten Zechstein-Landschaft im Kleinalmeröder Hügelland (NITSCHKE et al. 2005). Die Untersuchungen beschränkten sich auf den Südhang des zwischen Roßbach und Dohrenbach gelegenen größten Teilgebiets „Auf der Warte“. Ausgangsgestein der Bodenbildung ist hier der Plattendolomit des Oberen Zechstein (BEYSCHLAG 1886). Im Herbst 1993 fanden auf dieser damals stark zugewachsenen Teilfläche vom RP Kassel finanzierte Pflegemaßnahmen durch ortsansässige Landwirte statt. Das Schnittgut wurde dezentral auf der Fläche verbrannt (Abb. 2).

Nach Abschluss der Entbuschungsmaßnahmen wurden drei Dauerbeobachtungsflächen auf den meist nur wenige Quadratmeter großen Brandstellen angelegt und bis 1999 jährlich vegetationskundlich erfasst. Die zwei Quadratmeter (1 x 2 m) großen Flächen wurden jeweils im Zentrum der Feuerstellen angelegt und dauerhaft mit Magneten markiert. Alle Dauerbeobachtungsflächen befinden sich bei einer Hangneigung zwischen 25 und 30° in Südexposition auf 270 m ü. NN. Erfasst wurden alle Gefäßpflanzen, Moose und Flechten mit ihrem Deckungsgrad. Weiterhin wurde die Deckung der Kraut- und Mooschicht, der Streuauflage sowie des offenen Bodens geschätzt. Eine Wiederho-

lungsuntersuchung nach gleicher Methodik fand 2021 statt.

Die Auswertung der Vegetationsdaten erfolgte mit der Statistiksoftware R (R CORE TEAM 2021). Die Datentransformation und grafische Auswertung wurden mit dem Tidyverse-Paket umgesetzt (WICKHAM et al. 2019). Zur Berechnung des Jaccard-Ähnlichkeits-Koeffizienten wurde das Vegan-Paket genutzt (OKSANEN et al. 2020). Die Artenzahlen und die Deckungssumme der Arten wurden für jedes Aufnahmejahr über die drei Untersuchungsflächen gemittelt und ein 95 %-Konfidenzintervall berechnet. Bei der Berechnung wurde nach den Gruppen Gehölze, Kräuter, Moose und Flechten getrennt.

Zur Bewertung der Regenerationsgeschwindigkeit der Brandflächen wurde die floristische Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen zwischen den jeweiligen Untersuchungsjahren und der letzten Wiederholungsaufnahme 28 Jahre nach Brand berechnet. Eine Aufnahme vor dem Brand existiert nicht, weshalb der heutige Zustand (jüngste Vegetationsaufnahme) als Referenzwert gewählt wurde. Die Berechnung der floristischen Ähnlichkeit erfolgte mit dem Jaccard-Ähnlichkeits-Koeffizienten (DIERSCHKE 1994). Je höher der Wert (0 bis 1), desto höher ist die Übereinstimmung von Arten zwischen zwei Aufnahmen.

Um Unterschiede in der Entwicklung der Brandflächen bewerten zu können,

wurde außerdem die floristische Ähnlichkeit zwischen den Untersuchungsflächen über den Untersuchungszeitraum berechnet. Die mittlere floristische Ähnlichkeit der letzten Wiederholungsaufnahme (2021) wurde als Zielwert für eine gute Regeneration der Vegetation definiert. Der Wert entspricht der natürlichen räumlichen Heterogenität der Vegetation des Standortes.

## Ergebnisse

### Regenerationsgeschwindigkeit der Vegetation

Das Artenspektrum der Brandflächen hebt sich 28 Jahre nach Brand nicht von dem der umliegenden Vegetation ab, so dass ein Wiederauffinden nur durch die Magnetmarkierung der Dauerbeobachtungsfläche möglich war. Die bei der letzten Wiederholungserfassung 2021 festgestellte floristische Ähnlichkeit zwischen den Brandflächen entspricht der natürlichen Heterogenität der hiesigen Kalk-Halbtrockenrasen und wurde als Referenzwert genutzt, um die Regenerationsgeschwindigkeit der Brandstellen hin zu einem Kalk-Halbtrockenrasen zu bewerten (Abb. 3).

In den ersten Jahren nach Brand unterschied sich die Vegetation noch deutlich von der Vegetation 28 Jahre nach Brand (Abb. 3). Die sich früh in den Brandflächen etablierenden Arten gehörten bis auf einzelne Ruderalarten wie Kompasslattich (*Lactuca serriola*) oder Raue Gänse Distel (*Sonchus asper*) zu dem typischen Artenspektrum der Kalk-Halbtrockenrasen. Eine hohe Stetigkeit hatten Gewöhnlicher Hornklee (*Lotus corniculatus*), Kleiner Wiesenknopf (*Sanguisorba minor*), Tauben-Skabiose (*Scabiosa columbaria*) und Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*). In den ersten Jahren breitete sich das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) auf einer Feuerstelle stark aus, verlor aber im Laufe der Jahre wieder deutlich an Deckungsgrad.

Bis zum vierten bzw. fünften Jahr nach Brand entwickelte sich eine Vegetation, die sich von der der Umgebung augenscheinlich kaum mehr unterschied. Die rasche Regeneration der Feuerstellen spiegelt sich auch im Trendverlauf der floristischen Ähnlichkeit wider. Auffällig

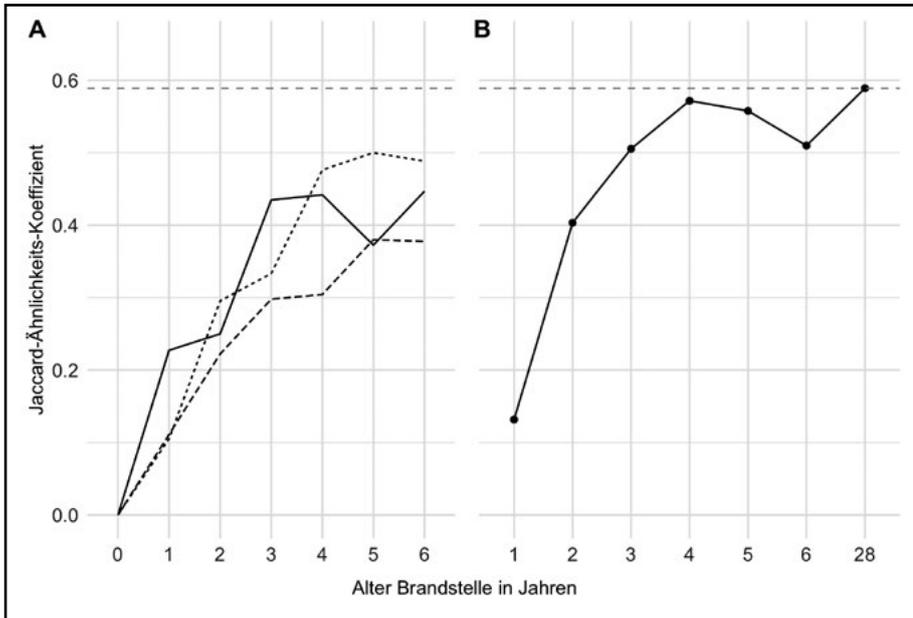


Abb. 3: A) Entwicklung der floristischen Ähnlichkeit der drei untersuchten Brandstellen in den ersten sechs Jahren nach Brand mit der heutigen Vegetation (28 Jahre nach Brand), B) mittlere floristische Ähnlichkeit (floristische Heterogenität) zwischen den drei untersuchten Brandstellen im Untersuchungszeitraum. Gestrichelte Linie = mittlere floristische Ähnlichkeit zwischen den Brandstellen 28 Jahre nach Brand. Die Berechnung erfolgte mit dem Jaccard-Index. Subplot B beginnt bei Jahr 1, da die Brandstellen im Jahr 0 vegetationsfrei waren. (Grafik: V. Aljes)

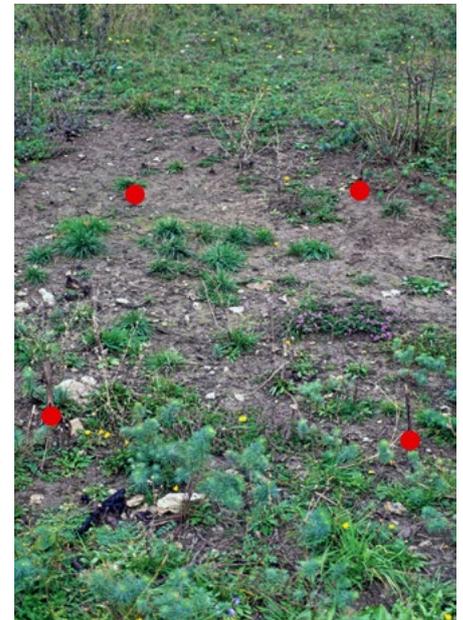


Abb. 4: Dauerbeobachtungsfläche (abgegrenzt durch rote Punkte) auf einer Feuerstelle im Jahr 1995, zwei Jahre nach dem Brand. Asche und Holzkohle sind nahezu vollständig abgebaut, typische Kalkmagerassen-Arten wie Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*), Rauer Löwenzahn (*Leontodon hispidus*) und Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*) haben sich bereits etabliert. (Foto: M. Schmidt)

ist die Stagnation des Trends in den Folgejahren. Es findet nur noch ein geringer Artenaustausch statt und erst zwischen den Aufnahmen von 1999 (sechs Jahre nach Brand) und 2021 (28 Jahre nach Brand) kommt es zu einer weiteren Etablierung typischer Kalk-Halbtrockenrasenarten. Zu den sich spät etablierenden Arten gehörten unter anderem Aufrechte Trespe (*Bromus erectus*), Stängellose Kratzdistel (*Cirsium acaulon*), Hufeisenklee (*Hippocrepis comosa*), Wiesen-Witwenblume (*Knautia arvensis*), Gewöhnlicher Wacholder (*Juniperus communis*) und Knolliger Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*).

Zwischen den Untersuchungsflächen war die floristische Ähnlichkeit in den ersten Jahren noch sehr gering. In der ersten Etablierungsphase wiesen viele Arten eine geringe Stetigkeit auf und es dauerte mehrere Jahre bis sich die Vegetationszusammensetzung zwischen den Feuerstellen angleich. Nach fünf Jahren entsprach die floristische Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen dem heutigen Niveau, ging im fünften und sechsten Jahr allerdings leicht zurück (Abb. 3).

## Reetablierung und Zusammensetzung der Vegetation

Alle untersuchten Brandstellen waren nach der Schnittgutverbrennung zunächst vegetationsfrei. Der Oberboden war mit Asche bedeckt, die im Laufe des ersten Jahres verweht oder weggespült wurde. Die Wiederbesiedlung der Feuerstellen durch Gefäßpflanzen und Moose begann bereits im ersten Jahr nach Brand. In der ersten Etablierungsphase (erstes und zweites Jahr nach dem Brand) stiegen die Artenzahlen steil an, während die Vegetationsdeckung noch sehr gering war (Abb. 4 – 6).

Im zweiten Jahr nach dem Brand nahm der Offenbodenanteil durch die sich etablierende Vegetation deutlich ab. Die Artenzahlen, vor allem die der Kräuter, stiegen weiter an und auch die Deckungswerte nahmen deutlich zu. Die Deckung der Moose unterschied sich zwischen den Feuerstellen stärker als dies bei den anderen Artengruppen der Fall war. Ab dem vierten Jahr nach Brand nahmen die Artenzahlen der Gräser und Kräuter weniger stark zu. Die Moosartenzahlen erreichten ihren Höhepunkt und fluktuier-

ten in den Folgejahren geringfügig. Bis zum fünften Jahr nach Brand waren die Feuerstellen durch die sich rasch ausbreitenden Kräuter geprägt. Dieser Trend änderte sich aber ab dem sechsten Jahr, nach dem auf den Flächen eine stärkere Zunahme der Moosschicht-Deckung mit Einbruch der Deckungswerte der Kräuter beobachtet werden konnte. Dennoch stiegen in dieser Zeit die Artenzahlen der Kräuter weiter an. Gehölze konnten sich in den ersten Jahren nicht etablieren, obwohl junge Pflanzen gefunden wurden. Erst im sechsten Jahr nach Brand konnte auf einer ehemaligen Feuerstelle eine Flechtenart nachgewiesen werden.

Im Zeitraum zwischen dem sechsten und 28. Jahr nach Brand fand keine Erfassung der Vegetation statt. Die Artenzahlen stiegen in dieser Zeit insgesamt weiter an. Vor allem die Anzahl der krautigen und verholzenden Arten nahm deutlich zu. Auffällig sind der Rückgang der Moos- und eine starke Zunahme der Gräserdeckung.

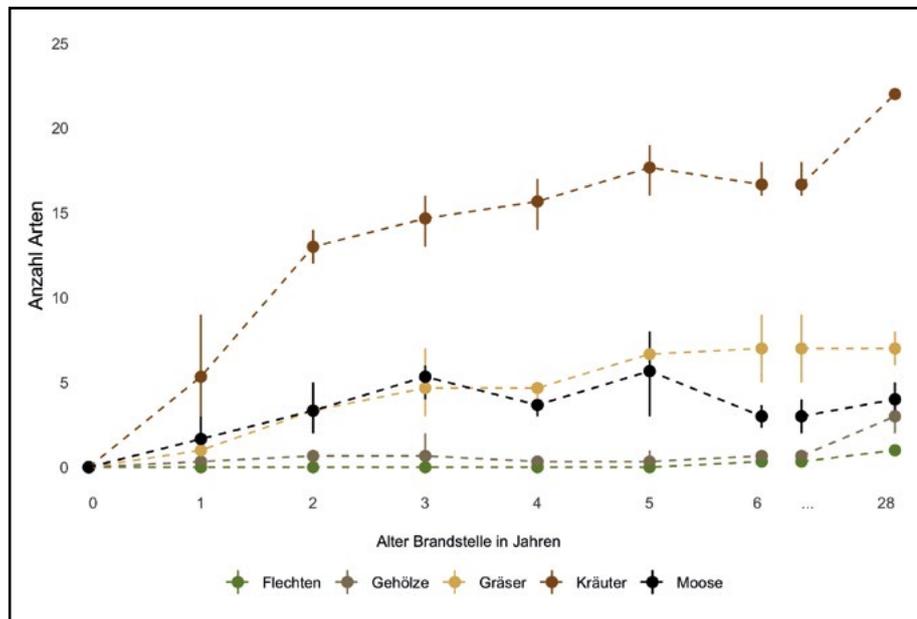


Abb. 5: Entwicklung der Artenzahlen von Flechten, Gehölzen, Gräsern, Kräutern und Moosen auf den Brandstellen (Grafik: V. Aljes)

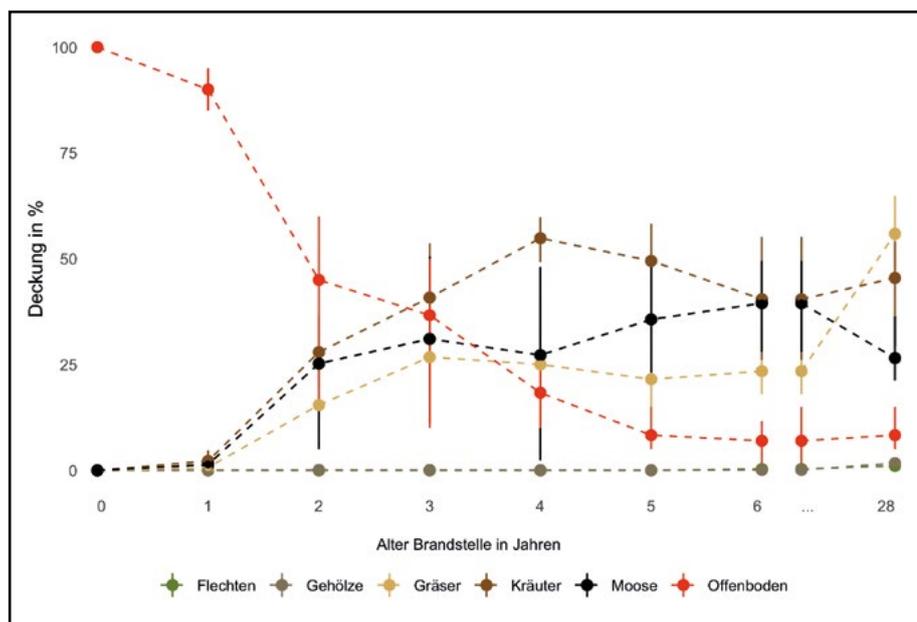


Abb. 6: Entwicklung der Deckungswerte von Flechten, Gehölzen, Gräsern, Kräutern, Moosen und Offenboden auf den Brandstellen (Grafik: V. Aljes)

## Diskussion

### Regenerationsgeschwindigkeit der Feuerstellen

Die Feuerstellen sind anfangs ein zeitlich und räumlich hochdynamischer Sonderstandort, der sich deutlich von seiner Umgebung unterscheidet. In den ersten Jahren nach Brand kann zwischen den Feuerstellen eine hohe Heterogenität festgestellt werden, die sich auf Arten-ebene, aber auch in der Vegetationsstruk-

tur zeigt. Die anfänglich ungerichtete Entwicklung hängt mit den hohen Verbrennungstemperaturen der Schnittgutverbrennung zusammen, da neben der vollständigen Verbrennung der oberirdischen Biomasse je nach Dauer und Größe des Feuers und der Bodenfeuchtigkeit des Standortes Rhizome und Samen in der oberen Bodenschicht vernichtet werden (ARNESEN 1999, KRUSE 2020). Anders als bei Störstellen durch Viehtritt oder Maschineneinsatz findet in den hitzeste-

rilisierten Brandflächen somit eine Primärsukzession statt (KRUSE 2020), bei der die Reetablierung der Kalk-Halbtrockenrasenarten unter anderem von einem Eintrag von Samen und Früchten (Diasporen) aus der Umgebung und günstigen Keimbedingungen abhängt. Auf den untersuchten Kalk-Halbtrockenrasen bei Roßbach konnten sich in den ersten sechs Untersuchungsjahren fast ausschließlich typische Arten der Kalk-Halbtrockenrasen ansiedeln (s.o.). Dies deckt sich mit den Beobachtungen von NITSCHKE (1999) und PRESCHKE (2021), die auf Trocken- und Halbtrockenrasen eine Regeneration innerhalb von 10 Jahren feststellten. QUINGER et al. (1994) zitieren aus einer unveröffentlichten Arbeit, in der auf Kalk-Halbtrockenrasen ein drastischer Anstieg der Mineralstoffkonzentration in den ersten Jahren nach Brand und ein Regenerationsprozess der Vegetation nach drei bis vier Jahren beschrieben wird. Nach ARNESEN (1999) kann die Wiederbesiedlung durch Orchideen länger dauern, was mit einer Reduzierung der Mykorrhiza im Boden durch das Feuer erklärt werden kann. In den hier beschriebenen Untersuchungsflächen wurden Orchideen nicht gefunden. Die Vegetationsveränderungen zwischen dem sechsten und dem 28. Jahr nach Brand können vermutlich kaum noch mit der Schnittgutverbrennung in Verbindung gebracht werden. Sie entsprechen wahrscheinlich eher den allgemeinen Entwicklungstrends der Kalkmagerrasen bei Roßbach, die auf Faktoren wie ein gegenüber den 1990er Jahren verändertes Management oder veränderte Witterungsbedingungen zurückzuführen sind. So könnte die beobachtete Zunahme der Gräserdeckung beispielsweise auf eine abnehmende Pflegeintensität hindeuten.

### Negative und positive Veränderung der Artenzusammensetzung von Kalk-Halbtrockenrasen durch Feuerstellen

Bei der Schnittgutverbrennung wird die Biomasse der näheren Umgebung konzentriert verbrannt, was im Bereich der Brandstelle zu einer starken Anhebung der Phosphat-, Kalium-, Magnesium-, Mangan- und Kalziumwerte führt (QUINGER et al. 1994, ARNESEN 1999).

Der Stickstoff verglüht bei den hohen Temperaturen und wird über die Rauchgase verweht (QUINGER et al. 1994). Durch Erosionsprozesse kann ein erhöhter Mineralstoffgehalt bei Hanglagen auch hangabwärts nachgewiesen werden. Nach mehreren Jahren gleicht sich der Mineralstoffgehalt der Umgebung an. Neben dem temporären Anstieg der Mineralstoffkonzentration steigt auch der pH-Wert des Bodens nach dem Brandereignis deutlich an und normalisiert sich nach sechs bis 13 Jahren (SOUTHORN 1976, ARNESEN 1999).

Trotz dieser zu erwartenden bodenchemischen Veränderungen konnte auf dem hier untersuchten Kalk-Halbtrockenrasen bei Roßbach kein gesteigertes Wachstum und auch kein gehäuftes Vorkommen nitrophiler Arten festgestellt werden. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu einigen Arbeiten, die auf Trocken- und Halbtrockenrasen eine Ruderalisierung durch Arten wie Nickende Distel (*Carduus nutans*), Gewöhnlicher Nattertkopf (*Echium vulgare*) und Weiße Schwalbenwurz (*Vincetoxicum hirundinaria*) zeigen (WAITZBAUER 1990, QUINGER et al. 1994, WEIDEMANN 1995, PRESCHEL 2021). Auch seltenere Ruderalarten wie die Kleine Wachsblume (*Cerintho minor*) können gehäuft auf Brandstellen vorkommen. Die kleinräumige Ruderalisierung führt zu einer höheren Struktur- und Pflanzenartenvielfalt, die sich wiederum positiv auf die Tierartenvielfalt auswirken kann (QUINGER et al. 1994). Statt einer Ruderalisierung konnte auf den Untersuchungsflächen in den ersten Jahren eine starke Ausbreitung charakteristischer Kalk-Halbtrockenrasenarten wie *Thymus pulegioides*, *Lotus corniculatus* und *Daucus carota* festgestellt werden, die ebenfalls als wichtige Nahrungs- und Strukturressource für Insekten dienen.

Durch die fehlende Vegetationsbedeckung kommt es in den ersten Jahren nach einem Feuer zu einer starken Erwärmung des Oberbodens. Die Temperaturunterschiede können auf flächig gebrannten und ungebrannten Heiden bis zu 35 °C betragen (NIEMEYER 2005). Unter diesen extremen Bedingungen können sich zuerst konkurrenzschwache, aber stresstolerante Arten ansiedeln, die auf ein hohes Störungsregime angewiesen sind (QUINGER et al. 1994). Die

Wiederbesiedlung von Brandstellen beginnt oft mit Pioniermoosarten, die bereits wenige Monate nach Brand keimen können (SOUTHORN 1976, QUINGER et al. 1994, ARNESEN 1999, KRUSE 2020). Auch für eine Reihe spezialisierter Pilzarten bieten die Brandstellen einen Lebensraum (BRATTON 2003).

Auf Kalk-Halbtrockenrasen, insbesondere mit Pflegerückstand, können Feuerstellen das Angebot von Futter- und Eiablagepflanzen für wärmebedürftige Insektenarten erhöhen (WEIDEMANN 1995, FARTMANN 2006). Auch der hohe Rohbodenanteil und das warme Mikroklima der Feuerstellen sind für Insekten wertvoll. Zu den Profiteuren gehören Tagfalter wie Geißklee-Bläuling (*Plebeius argus*), Violetter Feuerfalter (*Lycaena alciphron*) (FARTMANN 2006, WEIDEMANN 1995, HERMANN & STEINER 1998). Vermutlich profitieren auch weitere Insektenarten, die auf warme Mikrohabitate zur Eiablage angewiesen sind, von den Feuerstellen.

Im Hinblick auf die Insektenfauna finden sich in der Literatur weitere Hinweise, dass Feuerstellen einen positiven Einfluss auf Populationen wärmebedürftiger Tagfalterarten haben. HERMANN & STEINER (1998) stellen Feuerstellen als ein wichtiges Eiablagehabitat des Violetten Feuerfalters (*Lycaena alciphron*) auf bodensauren Magerrasen heraus. QUINGER et al. (1994) beobachteten eine ebenso starke Bindung des Kleinen Feuerfalters (*Lycaena phlaeas*) an Feuerstellen. FARTMANN (2006) beschreibt ein gehäuftes Auftreten des Geißklee-Bläulings (*Plebeius argus*) und des Violetten Feuerfalters (*Lycaena alciphron*) auf Feuerstellen. Aus dem Untersuchungsgebiet, dem Naturschutzgebiet „Kalkmagerrasen bei Roßbach“ liegen entsprechende Ergebnisse bisher nicht vor.

## Fazit und Schlussfolgerungen

Die Erfassung der Dauerbeobachtungsflächen im Gebiet „Auf der Warte“ über sechs Vegetationsperioden hinweg hat gezeigt, dass sich die Feuerstellen bereits nach sehr kurzer Zeit regenerierten. Bereits zwei Jahre nach dem Verbrennen des Schnittguts waren Asche und Holzkohle weitgehend abgebaut oder abgetragen und eine Reihe von typischen Kalk-

magerrasen-Arten hatte sich etabliert. Anzeiger für eine Ruderalisierung oder Stickstoffzeiger wurden im Verlaufe der Dauerbeobachtung nur ganz vereinzelt und nur für kurze Zeit festgestellt. Sechs Jahre nach dem Brand unterschied sich die Vegetation auf den ehemaligen Feuerstellen in Bezug auf ihre Struktur und Artenzusammensetzung nicht mehr nennenswert von der ihrer Umgebung. Im Falle der untersuchten Dauerbeobachtungsflächen im NSG und FFH-Gebiet „Kalkmagerrasen bei Roßbach“ hat sich die Schnittgutverbrennung auf der Fläche somit als effiziente und kostengünstige Maßnahme erwiesen, die nicht zulasten des Pflegezustands der Kalk-Halbtrockenrasen ging.

Die Literaturlauswertung hat jedoch insgesamt gezeigt, dass die Regeneration von Feuerstellen stark standortsabhängig ist und Ergebnisse nicht ohne weiteres auf andere Gebiete übertragen werden können. Für Kalk-Halbtrockenrasen fehlen empirische Langzeitstudien, in denen der Einfluss auf Fauna und Vegetation bewertet werden.

Eine naturschutzfachliche Bewertung der Schnittgutverbrennung sollte flächenspezifisch erfolgen. In verfilzten und artenarmen Kalk-Halbtrockenrasen schaffen Feuerstellen wertvolle Sonderstrukturen, die zum Erhalt xerothermophiler Arten beitragen können (FARTMANN 2006) und generell positiven Einfluss auf die Struktur- und Artenvielfalt haben können (QUINGER et al. 1994, HERMANN & STEINER 1998, KRUSE 2020). In solchen Fällen kann eine gezielte Verbrennung aus Sicht des Naturschutzes sogar wünschenswert sein (QUINGER et al. 1994). Auf Flächen mit wertvollem Arteninventar sollte die Verbrennung in den weniger kritischen Randbereichen erfolgen (SCHUMACHER et al. 1995, BEINLICH 2009). Eine Entfernung von Asche, wie sie von SCHUMACHER et al. (1995) empfohlen wird, erscheint wenig praxistauglich und wird auf Grundlage der eigenen Ergebnisse als nicht notwendig erachtet. Das Schnittgut sollte nach Möglichkeit unmittelbar nach der Pflegemaßnahme verbrannt werden, damit sich keine Tiere einnisten können (BARANDUN & KÜHNIS 2001).

In Bezug auf die Vorgaben der FFH-Richtlinie kann abschließend noch gesagt

werden, dass der Flächenanteil der Brandstellen im Vergleich zu der Fläche der im Werra-Meißner-Kreis kartierten Kalk-Halbtrockenrasen bei weit unter einem Prozent liegt (PRESCHEL 2021). Die Schnittgutverbrennung führt daher nicht zu einer Abwertung des Erhaltungszustands nach der FFH-Richtlinie. Ein temporärer Flächenverlust an Ziel-Lebensräumen auf sehr kleiner Fläche wird durch die Schaffung von Sonderstrukturen ausgeglichen.

## Danksagung

Herzlicher Dank gilt Vera Louven, die tatkräftig bei der Literaturrecherche geholfen hat.

## Kontakt

Vincent Aljes  
Universität Kassel, FG Landschafts- und Vegetationsökologie  
Gottschalkstr. 26 a, 34127 Kassel  
V.Aljes@uni-kassel.de

Cornelia Becker  
Brüder-Grimm-Str. 149, 34134 Kassel  
Cornelia.Becker1@gmx.de

Dr. Marcus Schmidt  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abteilung Waldnaturschutz, Sachgebiet Arten- und Biotopschutz  
Professor-Oelkers-Str. 6, 34346 Hann. Münden  
Marcus.Schmidt@nw-fva.de  
www.nw-fva.de

## Literatur

ARNESEN, T. (1999): Succession in bonfire sites following burning of management waste at Sølendet Nature Reserve, Central Norway. *Gunneria* 76: 5-59.

BARANDUN, J.; KÜHNIS, J. B. (2001): Reptilien in den Kantonen St. Gallen und beider Appenzell. *Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg*.

BEINLICH, B. (2009): Was machen, wenn die Hüteschäfer fehlen? Alternative Wege zum erfolgreichen Management von Kalk-Halbtrockenrasen – aufgezeigt an Fallbeispielen aus dem Kreis Höxter. *Beitr. Naturk. Egge Weser* 21: 21-42.

BEYSCHLAG, F. (1886): Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte von Preussen und den Thüringi-

schen Staaten. XXIII Lieferung. Blatt Ermschwerd. Berlin. 25 S.

BRATTON, J. H. (2003): Habitat management to conserve fungi: a literature review. CCW Natural Science Report No. 03/10/1. 20 S.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Stuttgart. 683 S.

FARTMANN, T. (2006): Welche Rolle spielen Störungen für Tagfalter und Widderchen? *Abh. Westf. Mus. Naturk.* 68(3/4): 259-270.

GROSSMANN, J. (2015): Projekt „Sängerruh“. Eine zugewucherte Streuobstwiese wird wieder in Nutzung genommen. *Mitt. Bad. Landesvereins Naturk. Natursch.* 21(4): 719-727.

HERMANN, G.; STEINER, R. (1998): Eiablagehabitat und Verbreitung des Violetten Feuerfalters (*Lycaena alciphron*) in Baden-Württemberg. *Carolina* 56: 99-102.

KRUSE, A. M. (2020): Sukzession von Bryophyten auf Asche in Ökosystemen des NSG Lüneburger Heide. Forschungsorientiertes Projekt im Master Landschaftswissenschaften an der Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover. Masterarb. Leibniz Univ. Hannover. Inst. f. Geobotanik.

LENARDUZZI, M. (1999): Naturschutzfachliche Bewirtschaftung eines Biotopverbundes in stationärer Hütehaltung im Werra-Meißner-Kreis. Ein Naturschutzkonzept schlägt Wurzeln. *Jahrb. Natursch. Hessen* 4: 43-47.

NIEMEYER, T. (2005): Kontrolliertes Brennen von *Calluna*-Heiden. Bilanzierung der Nährstoffzüge durch kontrolliertes Brennen als Pflegeverfahren von *Calluna*-dominierten Sand- und Moorheiden in Norddeutschland. Univ. Lüneburg.

NITSCHKE, L. (1999): Grünlandnutzung unter Gesichtspunkten der Kulturlandschaftspflege, des Arten- und Biotopschutzes und des Biotopverbundes. *Jahrbuch Natursch. Hessen* 4: 61-69.

NITSCHKE, L.; NITSCHKE, S.; SCHMIDT, M. (2005): Naturschutzgebiete in Hessen. Bd. 3. Werra-Meißner-Kreis und Kreis Hersfeld-Rotenburg. Zierenberg. 256 S.

PRESCHEL, L. (2021): Der Einfluss der punktuellen Schnittgutverbrennung auf die Strukturparameter und die Bodenchemie von Magerrasen im Werra-Meißner-Kreis. Masterarb. Univ. Kassel. FG Landschafts- und Vegetationsökologie.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECIS, E.; WAGNER, H. (2020): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

QUINGER, B.; BRÄU, M.; KORNPÖBST, M. (1994): Lebensraumtyp Kalkmagerrasen 2. Teilband. Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.1 (Projektleiter A. Ringler). München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.

R CORE TEAM (2021): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

RAHMANN, G. (2000): Biotoppflege als neue Funktion und Leistung der Tierhaltung. Dargestellt am Beispiel der Entbuschung von Kalkmagerrasen mit Ziegen. Hamburg. 408 S.

SCHUMACHER, W.; MÜNZEL, M.; RIEMER, S. (1995): Die Pflege von Kalkmagerrasen. *Beih. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Baden-Württ.* 85: 37-63.

SOUTHORN, A. L. D. (1976): Bryophyte recolonization of burnt ground with particular reference to *Funaria hygrometrica*. 1. Factors affecting the pattern of recolonization. *J. Bryol.* 9: 63-80.

UMWELTINSTITUT HÖXTER (2005): Grunddatenerfassung zu Monitoring und Management des FFH-Gebietes „Ostheimer Hute“ – Natura 2000-Nr. 4421 – 301. Bearbeitung im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel.

WAITZBAUER, W. (1990): Die Naturschutzgebiete der Hundsheimer Berge in Niederösterreich. Entwicklung, Gefährdung, Schutz. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 24: 1-88.

WEIDEMANN, H. J. (1995): Tagfalter – Beobachten, bestimmen. 2. Aufl. Augsburg.

WICHELHAUS, A.; HOPF, A.; ROSENTHAL, G.; ALJES, V. (2020): „Schaf schafft Landschaft“ in der Hotspot-Region „Werratal mit Hohem Meißner und Kaufunger Wald“. *Jahrb. Natursch. Hessen* 19: 109-114.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L. D.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; PEDERSEN, T. L.; MILLER, E.; BACHE, S. M.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D. P.; SPINU, V.; TAKAHASHI, K.; VAUGHAN, D.; WILKE, C.; WOO, K.; YUTANI, H. (2019): Welcome to the tidyverse. *J. Open Source Software* 4(43): 1686. DOI: 10.21105/joss.01686