Restitution von Sandrasen auf ehemaligen Äckern durch Inokulation und Beweidung – eine 16jährige Modellstudie aus Südhessen

Christian Storm, Rainer Cezanne, Marion Eichler, Michael Stroh, Ben Weißmantel & Angelika Schwabe

Zusammenfassung: Die basenreichen, offenen Sand-Lebensräume des hessischen Oberrheingebietes sind bekannt für ihre mittlerweile hochgradig gefährdeten Pflanzen- und Tierarten sowie Vegetationstypen. Inzwischen kommen nur noch Reste der früher weitverbreiteten Lebensräume vor, und daher gibt es Projekte im Naturschutz, Trittsteine und Korridore zu restituieren, um die fragmentierten Lebensräume wieder zu verbinden.

Seit dem Jahre 1998 entwickelten wir Methoden für Restitutionsprojekte und führten ein wissenschaftliches Monitoring in den Sand-Lebensräumen durch (zusammen mit dem Landkreis Darmstadt-Dieburg, der Stadt Darmstadt und einem Landschaftspflegehof). Dafür wurden biotische und teilweise zusätzlich abiotische Verbesserungen der Flächen kombiniert mit Beweidung. Erstmals können wir nun mit Hilfe von jährlichen pflanzensoziologischen Aufnahmen und ihrer Analyse die 16jährige Vegetationsentwicklung eines ehemaligen Sandackers als Modell für eine Restitution ohne abiotische Maßnahmen aufzeigen. Ergänzend vergleichen wir diese Aufnahmen auch mit solchen der nahegelegenen Leitbildfläche Griesheimer Düne. Die Restitutionsfläche wurde mit Pflanzenmaterial (Rechgut) von Leitbildflächen inokuliert und danach kontinuierlich mit Schafen und Eseln beweidet.

Aus Sicht des Naturschutzes war die Entwicklung erstaunlich gut, obwohl die Phosphat-Konzentration im Oberboden trotz Reduktion im 16. Jahr immer noch beträchtlich war. Mittlerweile ist die Anzahl und die Deckung an Zielarten hoch, im Falle von Arten der Koelerio-Corynephoretea sogar höher als in der benachbarten Leitbildfläche. Auch kommt eine Vielzahl an Rote-Liste-Arten vor. Aber es gibt auch ein ruderales Potenzial vor allem mit den Schlüsselarten *Calamagrostis epigejos* und *Cynodon dactylon*. Das Beweidungsmanagement muss in der bisherigen Intensität fortgeführt werden, um die Entwicklung insbesondere dieser Arten zu kontrollieren.

Restoration of sandy grassland on former fields by inoculation and grazing – a 16-year model study in southern Hesse

Summary: Base-rich open sandy habitats in the Upper Rhine area of Hesse are well-known for their highly endangered plant and animal species and vegetation types. Only remnants still exist of habitats that were once widely distributed, prompting initation of nature conservation projects involving installation of stepping stones and corridors to reconnect fragmented sandy habitats. Since 1998, we have developed suitable restoration methods, accompanied by scientific monitoring, for sandy habitats (in cooperation with local authorities in the Darmstadt-Dieburg and Darmstadt districts, and with a landscape management farm) using biotic and/or abiotic improvement measures combined with grazing management strategies. For the first time, we report on development of the

vegetation in a former field over 16 years as a model for restoration practice without any abiotic measures. We sampled relevés every year and analysed floral and other structural data. In addition, we compared these relevés with relevés from Griesheimer Düne, a reference site situated nearby. The restoration site in the former field had been inoculated with raked plant material from reference sites and has been grazed continuously by sheep and donkeys. In terms of nature conservation, the vegetation has developed surprisingly well over the 16-year period. Phosphate concentrations in the upper soil layer have decreased but still remain elevated. The number and cover of target species are high, and in the case of Koelerio-Corynephoretea species are higher than in the nearby reference site. We also recorded a high number of species on the Red List. The former field retains a ruderal potential, mainly with the key species of *Calamagrostis epigejos* and *Cynodon dactylon*. The grazing management strategy must be continued to control any further increase in these species.

Christian Storm, Ben Weißmantel, Fachbereich Biologie, Arbeitsgruppe Chemische Pflanzenökologie, Technische Universität Darmstadt, Schnittspahnstraße 10; 64287 Darmstadt; storm@bio.tu-darmstadt.de, ben.weissmantel@stud.tu-darmstadt.de
Rainer Cezanne, Büro für Vegetationskunde und Lichenologie, Kaupstraße 43; 64289 Darmstadt; rainer.cezanne@t-online.de
Marion Eichler, Bürogemeinschaft Angewandte Ökologie, Kaupstraße 43; 64289 Darmstadt; m.eichler@bg-ang-oekologie.de
Michael Stroh, Kreisausschuss des Landkreises Darmstadt-Dieburg, FB 411: Natur-, Gewässer- und Bodenschutz, Landschaftspflege, – Untere Naturschutzbehörde –, Jägertorstraße 207, 64289 Darmstadt; m.stroh@ladadi.de
Angelika Schwabe, Fachbereich Biologie, Technische Universität Darmstadt, Schnittspahnstraße 4; 64287 Darmstadt; schwabe@bio.tu-darmstadt.de

1. Einführung

Die Pionierfluren und Sandrasen auf basenreichem Substrat in der nördlichen Oberrheinebene gehören zu den besonders bedrohten Pflanzengesellschaften. Hohe Gefährdung zeigen auch einige der charakteristischen Arten wie zum Beispiel *Alyssum montanum* subsp. *gmelinii*, *Jurinea cyanoides*, *Koeleria glauca*, *Silene otites*, die zum Beispiel bei Dosch (1887) noch als gemein oder wenigstens häufig in den hessischen Sandgebieten bezeichnet wurden. Die Pflanzengesellschaften gehören zumeist zu den prioritär zu schützenden Lebensraumtypen 6120 „Trockene, kalkreiche Sandrasen“ oder 6240 „Subpannonische Steppen-Trockenrasen“ und sind in der Fauna-Flora-Habitat(FFH)-Richtlinie der EU gelistet (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992, European Commission 2007); hinzu kommen Pflanzen- und Tierarten, die in den Roten Listen einen Gefährdungsstatus haben, insbesondere Phanerogamen, Flechten und thermobionte Invertebraten. Geobotanische Untersuchungen zu diesen Gebieten finden sich zum Beispiel in den zusammenfassenden Bänden unserer Forschungsprojekte (Schwabe & Kratochwil 2004 und Süß & al.

2011a); Evaluationen bedrohter Arten basenreicher Sandstandorte erfolgten vor allem in den Bänden der Zeitschrift „Botanik und Naturschutz in Hessen“ (zum Beispiel Hodvina & Cezanne 2007, 2008).

Bereits seit den 1930er Jahren wurden die Pflanzengesellschaften der Sandgebiete der nördlichen Oberrheinebene, die oft eine (sub)kontinentale Verbreitung haben, beschrieben (zum Beispiel von Volk 1931 und Korneck 1974). Frühe Pionierstadien werden durch das Sileno conicae-Cerastietum semidecandri, spätere Pionierstadien durch Bestände des Koelerion glaucae mit dem Jurineo cyanoidis-Koelerietum glaucae geprägt, beides Assoziationen der Klasse Koelerio-Corynephoretea. Im Laufe der Sukzession entwickeln sich auf basenreichem Substrat Rasen der Festuco-Brometea vom Typ des Allio-Stipetum capillatae. Bei stärkerer Ruderalisierung durch erhöhte Bodennährstoff-Gehalte können sich die Rasen mit zur Dominanz neigenden Ruderalarten wie zum Beispiel *Calamagrostis epigejos* anreichern und sich zu Beständen mit geringer Phytodiversität entwickeln, denen wertgebende Arten weitgehend fehlen. Die Sukzessionswege ohne und mit Ruderalisierung wurden von uns in mehreren Studien mit Hilfe von markierten Dauerflächen im Pfungstadt-Griesheimer Sand aufgeschlüsselt (siehe zum Beispiel Stroh & al. 2002, 2007, Süß & al. 2010).

Seit Mitte der 1990er Jahre führte die Arbeitsgruppe Vegetations- und Restitutionsökologie der Technischen Universität Darmstadt (Fachbereich Biologie) Untersuchungen in der Sandvegetation der hessischen Oberrheinebene durch. Zunächst erfolgten Bestandsaufnahmen und ab 1999 begann die wissenschaftliche Begleitung der neu etablierten Beweidungssysteme mit Schafen (später auch mit Eseln) mit dem Ziel, die Vegetationsstrukturen und die Prozesse zu studieren, unter anderem um die wenigen noch vorhandenen Flächen aus naturschutzfachlicher Sicht zu verbessern. Auch die funktionelle Bedeutung der Weidetiere für den Transport von Diasporen auf „Trittsteinflächen“ wurde analysiert (zusammenfassend zum Beispiel in Schwabe & al. 2015). Diese Untersuchungen konnten im Rahmen eines BMBF-Projektes (zusammengefasst in Schwabe & Kratochwil 2004) und eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E), zusammengefasst in Süß & al. (2011a), durchgeführt werden. Der dramatische Verlust von Flächen in den südhessischen Sandgebieten vor allem seit 1945 führte auch zu Konzepten, die bedrohte Sandvegetation auch mit Hilfe von Restitutionsmaßnahmen („ecological restoration”) wiederherzustellen. Angestrebt werden dabei Verbundsysteme zwischen den letzten noch intakten Leitbildflächen mit restituierten Trittsteinen dazwischen, Korridoren und auch Vergrößerungen von Leitbildflächen.

Flächenverluste und aus naturschutzfachlicher Sicht negative Vegetationsveränderungen sind in vielen Binnensand-Gebieten festzustellen, so in den Niederlanden, in Nordwest- und Nordostdeutschland (zusammenfassend in Schwabe & Kratochwil 2009 und Kollmann 2019), in Südschweden (Ödman & Olsson 2014), in Niederösterreich (Wiesbauer & al. 1997), um nur einige Beispiele zu nennen. Neben der direkten Zerstörung durch Überbauung beziehungsweise land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung kommt es insbesondere benachbart zu Flächen mit hoch intensiver Landwirtschaft in NW-Deutschland und den Niederlanden mit hohen atmogenen N-Einträgen zu starken Eutrophierungen von Sandrasen (Kollmann 2019).

Die Typen von Restitutionen wurden von Kirmer (2019) unter anderem eingeteilt in diejenigen, die (1) direkt FFH-Lebensraumtypen entsprechen (wobei hier oberste Priorität

hat, dass eingebrachtes Pflanzenmaterial genetisch den benachbarten noch vorhandenen Leitbildflächen entspricht) oder (2) der Wiederherstellung von Biotopvernetzung und Ökosystemfunktionen insbesondere auch in Agrarlandschaften dienen. Beides lässt sich auch verknüpfen, so wie es bei unseren Untersuchungsflächen angestrebt wird.

Inzwischen liegen Ergebnisse zu Restitutionsmaßnahmen im südhessischen Sandgebiet vor, bei denen biotische Restitution (Gewinnung von Mäh- und Rechmaterial aus Spenderflächen zur anschließenden Inokulation der Restitutionsflächen) und abiotische Restitution (Verwendung von Diasporen-freiem, nährstoffarmem Tiefensand) kombiniert wurden. Dieser Ansatz war möglich bei Seeheim-Jugenheim am Naturdenkmal „Seeheimer Düne“ (Korridor-Aufschüttung, siehe Eichberg & al. 2010, Storm & al. 2016), am Rotböhl bei Weiterstadt (Profilumkehr mit Tiefensand an der Oberfläche, siehe Stroh 2006, Süß & Schwabe 2011) und an der Apfelbachdüne (Stadt Weiterstadt; großflächige Tiefensand-Aufschüttung: Freund & al. 2015). Auf lockerem, basenreichem Tiefensand gelang es im Rahmen dieser Modellmaßnahmen, Bestände des Koelerion glaucae mit vielen bedrohten Pflanzenarten zu restituieren.

In der hier vorgestellten Studie erfolgte lediglich eine biotische Restitution auf einem ehemaligen Sandacker, indem hier Pflanzenmaterial (Rechgut) von Leitbildflächen aufgetragen wurde. Da das Substrat aus logistischen und finanziellen Gründen für eine fast 5 ha große Fläche in diesem Fall so großflächig nicht verändert werden konnte, war das Ziel, Sandrasen mit Elementen des Allio-Stipetum capillatae zu restituieren, bestenfalls angereichert mit einigen Lückenzeigern der Koelerio-Corynephoretea. Da dieser Fall in der Praxis häufiger auftreten wird als der finanziell aufwändigere Weg der Tiefensand-Verlagerung, ist er sicherlich insbesondere für die Naturschutz-Praxis von Interesse. Die Untersuchung umfasst inzwischen einen Zeitraum von 16 Vegetationsperioden. Allgemein können Sandäcker ein Potenzial für die Restitution der ehemaligen artenreichen Sand-Pionierfluren und -rasen darstellen.

Wir stellten uns die folgenden Fragen:

- Welche Haupt-Entwicklungslinien lassen sich durch die gelenkte Sukzession nach Inokulation und unter dem Einfluss der Schaf- und Eselbeweidung feststellen und welche Entwicklungen gibt es speziell bei den Zielarten?
- Welche Unterschiede gibt es zur Leitbildfläche Griesheimer Düne?
- Wie lässt sich das Ruderalisierungspotenzial der Fläche Streitgewann beschreiben?
- Gibt es relevante Arten für den Naturschutz unter den Ruderal-Pflanzenarten?
- Wie haben sich die Bodenphosphat-Gehalte entwickelt?

2. Untersuchungsgebiet

Die Restitutionsfläche, das Gebiet Streitgewann, liegt im Bereich der hessischen Oberrheinebene im „Pfungstadt-Griesheimer Sand“ nahe den Naturschutz- und FFH-Gebieten „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (Leitbildflächen der Düne 350 m entfernt)

und „Ehemaliger August-Euler-Flugplatz von Darmstadt“ sowie dem FFH-Gebiet „Beckertanne von Darmstadt mit angrenzender Fläche“ (1000–1500 m entfernt vom Gebiet Streitgewann) und ist wie die oben genannten Flächen Teil des EU-Vogelschutzgebietes „Griesheimer Sand“, siehe Abb. 1. Wir verwenden im folgenden Text für die Naturschutz- und FFH-Gebiete die Kurzbezeichnungen: „Griesheimer Düne“, „Ehemaliger Euler-Flugplatz“ und „Beckertanne“.

Die Böden dieses Gebietes haben sich aus kalkreichen Sanden gebildet, die ursprünglich durch den Rhein transportiert, spätglazial ausgeweht und im Laufe des Postglazials umgelagert wurden (Ambos & Kandler 1987); seit dem Mittelalter waren Umlagerungen vor allem begünstigt durch anthropogene Einflüsse wie zum Beispiel militärische Nutzung. Das Gebiet war über mehrere Jahrzehnte bis kurz nach dem ersten Weltkrieg Artillerie-Schießplatz. Noch in den 1930er Jahren gab es zwischen Griesheim und der Untersuchungsfläche weitflächig nicht kultivierte Sandgebiete (siehe dazu das Luftbild bei Zehm & Zimmermann 2004 aus dem Jahre 1936 und die Topographische Karte 1 : 25 000 Truppenübungsplatz 1910). Nach 1945 erfolgte in großen Teilen die Umwandlung in Spargelkulturen und andere Ackerbau-Flächen (Zehm & Zimmermann 2004). Der Bereich der Griesheimer Düne mit dem benachbarten Eichwäldchen (siehe oben) wurde bereits 1953 als Naturschutzgebiet gesichert.

Heute ist im Gebiet Griesheimer Düne das Allio-Stipetum capillatae die dominierende Pflanzengesellschaft, durchsetzt mit nur geringen Vorkommen lückenzeigender Pioniervegetation (Koelerion glaucae). In den Gebieten Ehemaliger Euler-Flugplatz (Ostteil) und Beckertanne sind Bestände des Koelerion glaucae großflächiger vertreten. Das Nebeneinander (sub)kontinental verbreiteter Arten wie *Stipa capillata* und *Koeleria glauca* und subozeanisch (*Corynephorus canescens*) oder submediterran verbreiteter Arten wie *Silene conica* kennzeichnet die biogeographische Grenzlage der südhessischen Sandgebiete.

Die Vegetation der Griesheimer Düne wird für die hier untersuchte Restitutionsfläche Streitgewann als Leitbild betrachtet. Sie wurde in ihrer Entwicklung seit 2000 mit einer damals etablierten Schaf-Erstbeweidung dokumentiert, indem die floristische Struktur der beweideten Flächen mit unbeweideten Ausschlussflächen verglichen wurde (Schwabe & al. 2013).

Die Oberböden der Leitbildflächen der Sandvegetation (weiter entwickelte Stadien) sind durch niedrige Gesamt-Stickstoffgehalte von 0,07–0,17 % sowie allgemein Phosphat-P-Gehalte (im Calcium-Acetat-Lactat-Extrakt) unter 20 mg/kg Trockenboden (pflanzenverfügbares Phosphat) gekennzeichnet (Storm & al. 1998, Süß & al. 2010). Speziell an der Griesheimer Düne liegen die Gehalte von Phosphat-P bei 11 mg/kg (Schwebel 2007). Die pH-Werte (in 0,01 mol/l $CaCl_2$-Suspension gemessen) haben nach unseren Messungen im weiteren Untersuchungsgebiet im Allio-Stipetum capillatae eine Amplitude von 7,2–7,6 (Süß & al. 2010). An der Griesheimer Düne wurde ein Mittelwert von 7,3 gemessen (Schwebel 2007).

Die mittlere Jahrestemperatur der Periode 2004 bis 2020 schwankte zwischen 9,8 °C (2010) und 12,1 °C (2014), der Mittelwert der Periode 1981 bis 2010 lag bei 10,5 °C, von 2004 bis 2020 bei 11,3 °C. Die Jahresniederschläge betrugen in den Trockenjahren 2015 und 2018 nur 431 mm bzw. 401 mm und in feuchteren Jahren bis zu 689 mm (2007); siehe dazu die Angaben im Kopf der Tab. 1.

2.1 Genauere Angaben zur Fläche Streitgewann und zu bisherigen Untersuchungen auf dieser Fläche

Die Restitutionsfläche Streitgewann wurde nach 1945 als Acker genutzt. Sie grenzt an Flächen der Intensivlandwirtschaft wie zum Beispiel Spargelkulturen. Der 4,5 ha große Sandacker (Abb. 2a–2c) mit den Untersuchungsplots T1–T7 und E1–E3) wurde durch die Stadt Griesheim in die Flächenkulisse des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E+E) „Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung“ eingebracht. Die Fläche kompensiert als Ausgleichsmaßnahme (zusammen mit anderen Flächen) einen Eingriff nach dem Naturschutzrecht im Bereich einer Erd- und Bauschuttdeponie der Stadt Griesheim. Das Ziel der Ausgleichsmaßnahme war die „Umwandlung eines Spargelackers in einen Magerrasen“.

Reine Pionierstadien des Koelerion glaucae dürften sich auf einem ehemaligen Acker ohne abiotische Restitution nicht entwickeln lassen, so wie das zum Beispiel am Seeheim-Jugenheimer Korridor neben dem ND „Seeheimer Düne“ möglich war (siehe dazu Eichberg & al. 2010, Storm & al. 2016) sowie auf kleinen Tiefensand-Flächen im Bereich des Streitgewanns (siehe unten).

Zur ersten Ausmagerung der Sandackerfläche wurde sie 2003 als Möhrenacker mit reduzierter Düngung bewirtschaftet und 2004 als Getreidefeld mit einer Hafer-Roggen-Mischsaat ohne Düngung. Ein Herbizideinsatz fand nicht mehr statt. Nach der Ernte begann im Herbst 2004 das Beweidungs-Management mit einer ersten Schafbeweidung auf der Stoppel. Ende 2004 erfolgte nach der Beweidung die erste Inokulation mit Rechgut aus Leitbildflächen basenreicher Sandvegetation (Süß & al. 2011b). Das überwiegend maschinell gewonnene Rechgut stammte von der Griesheimer Düne (circa 3 m^3 Material; Allio-Stipetum capillatae-Vegetationskomplex) und aus dem östlichen Teil des Gebietes Ehemaliger Euler-Flugplatz (circa 15 m^3; Koelerion glaucae-Vegetationskomplex mit *Stipa-capillata*-Stadien) sowie aus dem Gebiet Beckertanne (circa 5 m^3; Koelerion glaucae). Das durchgeführte maschinelle Ausrechen mit Traktor und Heuschwader wird zum Beispiel bei Zehm (2004, Foto 2) beschrieben. Die verwendete Inokulationsmenge war relativ gering (siehe oben), und auch die Spenderfläche war kleiner als zum Beispiel von Kirmer (2019) empfohlen wird, denn sie erreichte nicht mehr als die Größe des Streitgewanns. Spenderflächen für die Restitution von Magerrasen sollen nach Angaben von Kirmer (2019) 4–6mal so groß sein wie die Empfängerflächen.

2005 erfolgten eine zweimalige Schafbeweidung und eine streifenweise Mulchmahd auf einem Drittel der Fläche. Zwei Drittel wurden als Blühflächen erhalten. Ein Luftbild der Fläche nach diesen ersten Maßnahmen, aufgenommen im Juli 2006, wird in der Abb. 2b wiedergegeben. Danach fand 2006 und entsprechend in allen Folgejahren eine mehrtägige Schafbeweidung statt. Diese wird als abschnittsweise und kurzzeitige Stoßbeweidung (drei Koppeln) mit circa 500 Muttertieren und circa 300 Lämmern vom Landschaftspflegehof Stürz mit genügsamen Landrassen (Rhönschafe, Skudden, Moorschnucken, Dorper, Kreuzungen) durchgeführt. Der Weidetermin richtet sich nach dem aktuellen Aufwuchs und berücksichtigt auch den Lebenszyklus von Ziel-Pflanzenarten. Die Schafbeweidung ist in eine größere Weideroute, die magere und nährstoffreichere Flächen im Jahreslauf kombiniert, integriert, so wie es zum Beispiel im Rahmen des E+E-Projektes entwickelt wurde (siehe Süß & al. 2011a). Seit 2009 wurde eine zusätzliche Eselbeweidung etwa

alle zwei bis drei Jahre (zuletzt in unserer Untersuchungszeit 2019 und dann wieder im Frühjahr 2021) eingeführt mit etwa 5 Eseln für die Dauer von circa 8 Wochen im Frühjahr (März–Mai). In den letzten Untersuchungsjahren ist die Entwicklung zu einem Sandrasen schon weit fortgeschritten (Abb. 2c).

2005 wurden im nördlichen Teil der Fläche Aufschüttungen mit nährstoffarmem Tiefensand (0,7 m Schütthöhe) angelegt. 2006 betrug hier der pH-Wert 7,7 (in 0,01 mol/l $CaCl_2$-Suspension gemessen), und der pflanzenverfügbare Bodenphosphat-P-Gehalt lag bei 10 mg/kg Trockenboden (Wessels-de Wit & Schwabe 2010). Diese Werte entsprechen sehr gut der Leitbildfläche Griesheimer Düne (siehe oben). Das aufgeschüttete Substrat ist nicht nur nährstoff-, sondern auch sehr humusarm. In Verbindung mit den geringen Schluff- und Tonanteilen ist folglich das Wasserspeichervermögen sehr gering und der Standort damit auch in Bezug auf den Wasserhaushalt extremer als der ehemalige Ackerboden des Streitgewanns.

Auf diesen Aufschüttungen wurden drei eingezäunte Flächen (E1–E3, siehe Abb. 2a–2c) à 100 m^2 eingerichtet. Diese dienten als Experimentierflächen für Untersuchungen der zoochoren Ausbreitung und Etablierung vorwiegend gefährdeter Sand-Pflanzenarten mit Schwerpunkt Koelerion glaucae und Festuco-Brometea (Eichberg & al. 2005, Wessels-de Wit & Schwabe 2010, Freund & al. 2014). Zum Verständnis der im Methodenteil vorgestellten Untersuchungen zur floristischen Entwicklung der Tiefensand-Flächen sei kurz auf diese vorangegangenen Untersuchungen hingewiesen. 12 Arten sind durch Schaf-Epizoochorie erfolgreich eingebracht worden (je Art 600 Samen). Außerdem wurden zwei Arten (*Jurinea cyanoides* und *Koeleria glauca*) gesät (*Koeleria glauca* ist auch epizoochor eingebracht worden) und die Keimungsrate mit und ohne Tritteffekt der Schafe untersucht (2 × 500 Karyopsen bzw. 100 Achänen; siehe Wessels 2007, Wessels-de Wit & Schwabe 2010). Zudem legten wir 2009 noch drei weitere gezäunte Tiefensand-Flächen ohne Inokulation unmittelbar benachbart an (S1–S3, siehe Abb. 2c). Ab 2013 wurden alle Flächen nach Entfernung der Zäune in das allgemeine Beweidungsregime integriert.

Eine erste Publikation zur Vegetationsentwicklung der Fläche Streitgewann von 2005 bis 2010 erschien im Abschlussband des E+E-Vorhabens „Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung“ (Süß & al. 2011a, darin Süß & Schwabe, Kap. 9). Zoologische Untersuchungen zu Heuschrecken (2005–2010), Laufkäfern (2005, 2008) und Wildbienen (2006–2010) im Rahmen des E+E-Vorhabens belegen das sehr gute Potenzial der Fläche mit vielen xerobionten Arten (Fritz & Ludewig 2008, Süß & Schwabe 2011, Krausch 2011, 2012). In Monitoring-Berichten für das EU-Vogelschutzgebiet „Griesheimer Sand“ (312 ha, Kreuziger & Werner 2016) wird der Bestand der 2008 wertgebenden Vogelarten für das Gesamtgebiet (zum Beispiel für den Steinschmätzer) mit dem Zustand 2015 verglichen. Trotz der Errichtung von Nisthilfen auch im Gebiet Streitgewann hat sich der Steinschmätzer auf der Untersuchungsfläche nicht etablieren können und zeigt auch im gesamten Vogelschutzgebiet einen negativen Trend.

3. Methoden

Die Entwicklung der floristischen Zusammensetzung und verschiedener Strukturparameter wird seit 2005 mit 7 kreisförmigen Dauerflächen (à 80 m^2), die mit einem fest

verankerten Vermessungspunkt in der Mitte markiert sind, verfolgt. Sie sind in einem Transekt von 300 m Länge von W nach E regelmäßig angeordnet (T1–T7, Abb. 2a–2c). Das Monitoring erfolgte zunächst im Rahmen des E+E-Vorhabens, später in Kooperation mit dem Landkreis Darmstadt-Dieburg durch Rainer Cezanne und Marion Eichler.

Die Vergleichsflächen von der Griesheimer Düne legten wir mit derselben Größe und Markierungsmethode in einem Rasterdesign bereits im Jahr 2000 an (siehe Abb. 11 bei Zehm & Zimmermann 2004). Für den Vergleich mit dem Streitgewann wurden die sieben Plots G2, G3, G4, H1, H3, I2, I3 verwendet, die eine Minimal-Entfernung von 370 m haben vom nächstgelegenen Punkt T1 im Streitgewann. Diese Punkte repräsentieren den Allio-Stipetum-Vegetationskomplex mit einzelnen Koelerion glaucae-Elementen gut, so wie es typisch ist für größere Bereiche der Griesheimer Düne. Es wurden die Jahre 2009–2011 verwendet (Aufnahmen A. Schwabe), weil das Streitgewann in diesem Zeitraum eine Phase erreichte, in der die Entwicklung vom Acker zum Sandrasen bereits große Fortschritte zeigte, so dass die Jahre direkt verglichen werden können. Die Prägung der Griesheimer Düne in den einbezogenen Jahren durch hohen Kaninchenbesatz (im Gegensatz zur Streitgewann-Fläche) wird in der Diskussion thematisiert. Spätere Aufnahmen der Plots liegen aus dem Gebiet Griesheimer Düne nicht vor.

Die Tiefensand-Flächen sind im Rahmen der Dissertation von Freund (2014), der Diplomarbeit von Schweda (2011) und der Bachelor-Arbeit von Weißmantel (2020) untersucht worden; wir konzentrieren die wiedergegebenen Daten auf die eingebrachten Arten (zumeist Leitarten) sowie perenne Leitarten, die sich spontan etablierten. Die perennen Arten haben bei dem großen Zeitabstand der Aufnahmen (2011 und 2020) im Vergleich zu fluktuierenden Annuellen besondere Aussagekraft. Ferner führen wir als potenzielle Problemarten ruderale Graminoide sowie als Indikatoren im Vergleich mit der umgebenden Streitgewann-Fläche Molinio-Arrhenatheretea-Arten an.

Für die T-Flächen und die Vergleichsflächen von der Griesheimer Düne erfassten wir die Deckungen der Arten (Phanerogamen und Kryptogamen) sowie Strukturdaten zu den Schichten. Den Aufnahmen lag eine Prozentskala zugrunde. Nur 2005 erfolgte die Aufnahme auf den T-Flächen mit der differenzierten Braun-Blanquet-Skala. Die Umrechnung dieser Werte in eine Prozentskala erfolgte nach Eichberg & al. (2010): r = 0,1 %, + = 0,3 %, 1 = 1 %, 2m = 3 %, 2a = 9 %, 2b = 19 %, 3 = 38 %, 4 = 63 %, 5 = 88 % Deckung.

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach Jäger (2017), die der Moose nach Caspari & al. (2018) und die der Flechten nach Wirth & al. (2013). Die Angabe der Gefährdungen von Sippen folgt den Hessischen Roten Listen (Phanerogamen: Starke-Ottich & al. 2019, Moose: Drehwald 2013, Flechten: Schöller 1996 sowie Cezanne & al. 2001).

Gemäß dem definierten Leitbild betrachten wir als Zielarten solche der Klassen Koelerio-Corynephoretea und Festuco-Brometea. Der Zielarten-Index (Target Species Ratio, TSR) wurde nach Eichberg & al. (2010) berechnet, indem jeweils pro Aufnahme die Zahl der Zielarten durch die gesamte Artenzahl geteilt wurde (qualitativ: TSRqual) bzw. die Deckungssumme der Zielarten durch die Deckungssumme aller Arten (quantitativ: TSRquant). Vor allem stark deckende Kryptogamen, die Nicht-Zielarten sind, wie zum Beispiel *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, können das Bild verzerren, so dass wir die Zielartenindizes TSR einheitlich auf die Phanerogamen beschränkt haben.

Die Mittelwerte der ökologischen Indikatorwerte nach Ellenberg (siehe Ellenberg & Leuschner 2010, Kap. 27) wurden mit dem Programm ELLEX (Kesel 2005) berechnet; relevant waren für die Interpretation der Streitgewann-Fläche vor allem die N-Werte (Nährstoffe). Wir verwenden und interpretieren die qualitativen Werte, ohne Berücksichtigung der Deckung der Arten. Die Vorteile liegen vor allem darin, dass die Werte nicht durch Dominanzbildungen einzelner Arten verzerrt werden (vergleiche Diekmann 2003, Chytrý & al. 2009). Die Indikatorwerte vermitteln einen ersten Eindruck, auch wenn sie (insbesondere im Falle der N-Werte) Messungen nicht ersetzen können. Die F-(Feuchte) Werte ko-variieren mit den N-Werten (Chytrý & al. 2009). Bereits bei Ellenberg (1953) wird dies thematisiert (noch ohne Verwendung der Indikatorwerte); Frischezeiger können demnach bei Düngung ihre physiologische Amplitude besser ausnutzen und so auch auf trockenerem Substrat gedeihen. Kryptogamen und Gehölz-Jungwuchs sind in die Berechnung der Ellenberg-Indikatorwerte nicht eingegangen. Die Datenlage ist bei Moosen sehr unsicher, und im Falle der Gehölze beziehen sich Indikatorwerte auf adulte Individuen und nicht auf Juvenilstadien wie auf unserer Fläche.

Die Vegetationsdaten wurden außerdem mittels einer Ordination mit der Methode der „Detrended Correspondence Analysis" (DCA) analysiert. Hierbei bezogen wir alle Phanerogamen und Kryptogamen, nicht jedoch die juvenilen Gehölze ein. Die Deckungen wurden wurzeltransformiert, um den Einfluss stark deckender Arten zu dämpfen. Die Durchführung der DCA erfolgte mit dem Programm PC-ORD (Version 7.08, McCune & Mefford 2018) mit Herabgewichtung seltener Arten und Reskalierung der Achsen mit 26 Segmenten. Die Achsen wurden mit einem Standardabweichungsmaß (SD) skaliert. Die Bedeutung der Achsen wurde post-hoc über die Varianzerklärung anhand der Sørensen-Ähnlichkeit ermittelt.

Zur Ermittlung des pflanzenverfügbaren Bodenphosphat-Gehaltes wurden am 30. 9. 2020 Bodenproben mit einem Folienprobennehmer (Firma Eijkelkamp) mit einem Durchmesser von 47 mm entnommen (Weißmantel 2020). In einem Radius von 5,5 m um den Mittelpunkt der Aufnahmeflächen des Streitgewanns (T1–T7) sowie von zwei neu angelegten Flächen im Bereich der Tiefensandaufschüttung sind jeweils acht Einstiche (0–10 cm Bodentiefe) vorgenommen und abwechselnd zu zwei Mischproben à vier Einzelproben vereinigt worden. Es erfolgte keine Probenahme an Stellen mit möglicherweise verändertem Bodenphosphat-Gehalt aufgrund zum Beispiel von Dungablagerungen oder Bodenstörung. Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und gut gemischt. Die Wassergehaltsbestimmung der feldfrischen Bodenproben erfolgte gravimetrisch, so dass die Ergebnisse später auf den trockenen Boden (70 °C) umgerechnet werden konnten. Die Phosphat-Analysen wurden durch die LUFA (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt) Nord-West (Hameln) photometrisch über den Molybdän-Blau-Komplex in Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Extrakten (Anonymus 1991) durchgeführt. Die Ergebnisse der beiden Mischproben einer Probefläche wichen im Mittel 3 % von ihrem Mittelwert ab; dies zeigt die hohe Reproduzierbarkeit des Verfahrens. Auf T1–T7 wurden bereits im September 2005 nach derselben Methode Proben entnommen und im eigenen Labor analysiert (Schwebel 2007), so dass die zeitliche Entwicklung darstellbar ist.

4. Ergebnisse

4.1 Analyse der Stetigkeitstabelle

In der Stetigkeitstabelle (Tab. 1) sind die Aufnahmen der Restitutionsfläche Streitgewann (T1–T7) und der Leitbildfläche Griesheimer Düne (7 Plots) zusammengefasst. Erstere umfassen die Jahre 2005–2020 in den Spalten A–P, letztere die Jahre 2009–2011 in den Spalten Q–S. Die Zahlen geben die Stetigkeit der Pflanzenarten in Prozent des Vorkommens an.

Es lassen sich folgende Phasen erkennen: Phase 1 (1.–3. Jahr) mit vielen Arten der Stellarietea mediae direkt nach der Acker-Phase (Abb. 3a) sowie aufkommenden Ruderalstauden (Abb. 3b), die durch Beweidung stark befressen werden (Abb. 3c). Es folgten eine Transitions(Übergangs-)phase (4., 5. Jahr, in Tab. 1 grau eingefärbt) und die Phase 2 (6. Jahr ff.) mit einer schrittweisen Etablierung von Zielarten (Abb. 4a, 4b). Abb. 4c vermittelt einen Eindruck von der Eselbeweidung des Gebietes in der Phase 2 mit dem Frühlingsaspekt von *Draba verna* (März 2021).

Artengruppe 1a, 1b

Zeiger der ehemaligen Ackernutzung traten vor allem in den ersten Jahren auf, so zum Beispiel *Apera spica-venti*, *Alopecurus myosuroides*, *Papaver dubium* als Acker-Wildarten; hinzu kamen im ersten Jahr die Getreidesippen *Avena sativa* und *Triticum aestivum*. In dieser Phase hatten Sand-Störzeiger wie *Salsola tragus* und *Plantago arenaria*, aber auch Nährstoff-anzeigende Ruderalstauden wie *Cirsium arvense* und *Arctium lappa* (letztere mit Ellenberg-Indikatorwert von N 9) einen Schwerpunkt. Diese Artengruppe klang in der Transitionsphase im 4. und 5. Jahr aus. Die floristische Struktur der Griesheimer Düne zeigt jedoch, dass einige dieser Arten auch bei gewachsenen Leitbildflächen im Falle von Bodenstörungen immer wieder auftreten können (zum Beispiel die Salsolion-Arten *Plantago arenaria*, *Salsola tragus*); siehe dazu die Diskussion zur dort erhöhten Kaninchen-Dichte. Für die ersten beiden Jahre war auch eine höhere Deckung des annuellen Neophyten *Conyza canadensis* charakteristisch (siehe die angegebenen Deckungen in Tab. 1 sowie die Abb. 3a); die Art differenziert jedoch nicht die Phase 1, weil sie auch in späteren Jahren sowie auf der Leitbildfläche vorkommt (nur mit geringer Deckung).

Artengruppe 1c, 1d

Diese zumeist kurzlebigen Rote Liste-/Vorwarnliste-Arten, die mit hoher Wahrscheinlichkeit aus dem Rechgut übertragen wurden, etablierten sich zunächst punktuell, fehlten dann jedoch nach dem 4. Jahr mit Ausnahme von singulären Vorkommen von *Veronica praecox*.

Artengruppe 2

Diese längerlebigen Rote-Liste-/Vorwarnliste-Arten (zum Beispiel *Koeleria glauca*) hielten sich nur in einzelnen Plots nach dem 2.–3. Jahr bis zum 12.–14. Jahr, traten dann aber nicht mehr auf.

Artengruppe 3a, b

Im Gegensatz zur Gruppe 2 konnten sich die bereits früh aufgetretenen Festuco-Brometea-Arten der Roten Liste bzw. Vorwarnliste *Koeleria macrantha* und *Phleum phleoides* etablieren, in den letzten Jahren auf (fast) allen Plots (mit bis zu 20–25 % Deckung bei *K. macrantha*, siehe Tab. 1). Das gilt ebenso für die Koelerio-Corynephoretea-Arten der Gruppe 3b, insbesondere für *Helichrysum arenarium* (Vorwarnliste; bis zu 7–15 % Deckung, siehe Tab. 1).

Artengruppe 4a, b

Die Vorwarnliste-/Rote-Liste-Arten *Stipa capillata* (Abb. 4b) und *Festuca albensis* etablierten sich ab dem 5.–7. Jahr und waren beide im 16. Jahr auf mehr als der Hälfte der Plots vertreten. Ähnliches gilt für die Rote-Liste-Arten *Armeria maritima* subsp. *elongata* und *Silene otites*, die inzwischen auf mehreren Plots vorhanden sind. *Armeria* fehlt auf den Vergleichsplots der Griesheimer Düne, ist jedoch dort auf nicht reliefierten, konsolidierteren Flächen vorhanden. *Dianthus carthusianorum* blieb auf ein punktuelles Vorkommen beschränkt, so wie es auch auf der Griesheimer Düne zu beobachten ist.

Artengruppe 4c, d

Weitere krautige Arten (vorwiegend der Festuco-Brometea) haben sich in Phase 2 etabliert, insbesondere die mit Hilfe von Bakterien N-fixierenden Leguminosen *Ononis repens* subsp. *procurrens* und *Medicago falcata*. Diese Arten erreichten ab dem 13. Jahr auch höhere Deckungen (*Ononis*: 25–30 %, Tab. 1; *Medicago*: bis zu 20 %) und sind auch entsprechend auf der Leitbildfläche vertreten. Die Arten der Gruppe 4d kommen fast nur jeweils in einem Plot in der Phase 2 vor.

Artengruppe 4e

Hier sind vier ruderale Arten aufgelistet, die potenziell zur Dominanz kommen können. Von diesen erreichte *Calamagrostis epigejos* im 13. Jahr erstmals auf einem Plot 10 %, dann im 15. und 16. Jahr 15 % Deckung und kommt inzwischen auf allen Plots vor. In anderen Plots erreichte die Art höchstens 5 % Deckung; bei *Carex hirta* und *Cynodon dactylon* (die nur 1–2 Plots besiedeln) sind es 0,1 % bis 2 %. *Poa angustifolia* trat schon im 2. Jahr und bis in die letzten Jahre mit 86–100 % Stetigkeit auf sowie in den letzten beiden Jahren mit bis zu 15 % Deckung. Diese Arten zeigen das noch stetig vorhandene ruderale Potenzial.

Artengruppe 5a

Eine große Anzahl an Arten der Koelerio-Corynephoretea hat sich vorwiegend seit dem 1. Jahr etabliert bzw. fluktuiert; letzteres ist typisch vor allem für Annuelle. Die Artenzahlen der Annuellen dieser Klasse und auch deren Deckung allgemein sind höher als auf der Griesheimer Düne, siehe Tab. 1 Kopf.

Art 5b

Eine Sonderstellung hat *Centaurea stoebe* s. l. (vorwiegend *C. s.* subsp. *australis*). Die Art kam von Beginn an auf allen Plots vor, später gab es nur zweimal je auf einem Plot

Fehljahre. Vom 4. bis zum 8. Jahr, nach der Phase 1 und der Transition, entwickelte sie stärkere Deckungen bis zu 35 % und wurde aspektbestimmend (Tab. 1). Seit dem 15. Jahr liegen die Deckungen nur noch bei höchstens 5 %. Auf der Griesheimer Düne erreichte die Sippe viel geringere Stetigkeiten und Mengen.

Artengruppe 6

Arten des Wirtschaftsgrünlandes sind im Gebiet Streitgewann weitaus häufiger als auf der Griesheimer Düne. Nach einem Höhepunkt ab dem 3. Jahr nahmen sie nach dem Trockenjahr 2018 wieder ab.

Artengruppe 7

Besonders hervorzuheben ist bei den ruderalen Arten der Agropyretea und Artemisietea *Rumex thyrsiflorus* (siehe Abb. 3b), der immer mit 100 % Stetigkeit auftrat und in der Leitbildfläche geringere Stetigkeiten und Mengen aufwies. Diese Ruderalstaude erreichte in den Jahren 3 und 4 (Übergang von Phase 1 zur Transitionsphase) Deckungen um die 20 %, die später geringer wurden, jedoch auch noch in den letzten Jahren in jeweils einem Plot entsprechend hoch waren. *Convolvulus arvensis*, *Cynoglossum officinale*, *Daucus carota* und *Tragopogon dubius* haben als Störzeiger bzw. ruderale Arten einen Schwerpunkt der Stetigkeit in Phase 1. *C. officinale* erreichte auch höhere Stetigkeit auf der Griesheimer Düne und wird dort von Kaninchen gefördert.

Artengruppe 8

Die Mehrzahl der Arten der Stellarietea mediae wies hohe Stetigkeit in Phase 1 und in der Transitionsphase auf. Neben *Conyza* (Artengruppe 1b, siehe oben) sind dies vor allem *Bromus hordeaceus*, *B. tectorum*, *B. sterilis* und *Sisymbrium altissimum.* Die letztere Art zeigte eine ausgeprägte Zweitbesiedlung im 15. Jahr der Untersuchung mit fast 100 % Stetigkeit, und nahm dann im Folgejahr wieder ab (siehe Diskussion). Annuelle Arten dieser Klasse sanken von 18 auf 2 ab im Laufe der 16 Vegetationsperioden (Tab. 1 Kopf).

Artengruppe 9

Die hier unter „Sonstige“ zusammengefassten Arten lassen keine ausgeprägten Trends erkennen. Hohe Stetigkeit zeigte *Verbascum phlomoides*, erreichte aber nur geringe Deckungen und nahm 2019 (nach dem Trockenjahr 2018) stark ab, regenerierte jedoch 2020 wieder. Die Werte entsprechen denen der Griesheimer Düne (bezogen auf die Vergleichsjahre 2009–2011). *Hypericum perforatum*, *Geranium molle* und *Festuca rubra* subsp. *rubra* verhielten sich weitgehend entsprechend der Leitbildfläche.

Artengruppe 10

Bei den Flechten sind stete Vorkommen der Rote-Liste-Arten *Cetraria aculeata* und *Peltigera rufescens* (letztere bis 2019; sie kommen auch auf der Griesheimer Düne außerhalb der Plots vor) sowie der inzwischen nicht mehr nachgewiesenen gefährdeten Arten *Sarcosagium campestre* und *Collema limosum* hervorzuheben. Zumindest einige der Arten wurden sicherlich mit dem Rechgut übertragen. Dieser Übertragungsweg ermöglichte wahrscheinlich auch der sehr seltenen und in Hessen bis vor einigen Jahren als verschollen

geltenden Cyanophyceen-Flechte *Leptogium biatorinum* ein spärliches episodisches Vorkommen; sie wurde von Cezanne & Eichler (2010) auch im Gebiet des Ehemaligen Euler-Flugplatzes (unter anderem Spenderfläche) nachgewiesen. Die höchsten Artenzahlen von (6)7–9 der Artengruppe 10 wurden in den Vegetationsperioden 5–11 erreicht. Die Deckung der Flechten spielt mit maximal 3 % und zumeist nur um 1 % eine untergeordnete Rolle.

Artengruppe 11

Bei den Moosen zeigte sich im Laufe der gelenkten Sukzession zunächst eine von akrokarpen Moosen geprägte Phase, die die höheren Offenboden-Anteile widerspiegelt (vor allem *Ceratodon purpureus*, *Bryum argenteum* und *Ptychostomum imbricatulum*). Die Deckungssummen der Acrocarpi lagen in den Jahren 3–6 bei 40–64 % (Tab. 1 Kopf). Die Phase starker Deckung der Pleurocarpi begann mit Beginn der Phase 2 (47–82 %, Tab. 1 Kopf). Die Deckung allein von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* lag ab dem 11. Jahr bei 60–77 %. Hohe Deckungen von *Brachythecium albicans* mit teilweise 30–60 % traten vom 7. bis 10. Jahr auf.

Artengruppe 12

Gehölze konnten durch die Beweidung kontrolliert werden, insbesondere unerwünschte invasive Arten wie *Prunus serotina* und *Acer negundo*. Einzelne *Crataegus*-Individuen erreichen bisher nur 0,1 % Deckung und können als wichtige Strukturen, zum Beispiel für den Neuntöter, punktuell gefördert werden.

Artengruppe Griesheimer Düne

Die letzte Artengruppe fasst die Arten zusammen, die den Aufnahmeflächen im Streitgewann bisher fehlen und bezogen auf die Plots nur auf der Leitbildfläche vorkommen. Darunter ist zum Beispiel die hoch sensitive und gefährdete Leitart *Poa badensis.* Die hier aufgeführten Arten *Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum*, *Linum perenne* und *Thymus serpyllum* kommen punktuell auf dem Streitgewann vor, jedoch nicht auf den Plots (siehe Diskussion).

4.2. Analyse struktureller Charakteristika

Im Folgenden werden einige strukturelle Charakteristika und naturschutzrelevante Parameter analysiert. Genannt werden jeweils die Mittelwerte. Wie die Abbildungen zeigen, treten zumeist sehr niedrige Standardfehler auf, d. h. die Probeflächen sind sich sehr ähnlich und erlauben Aussagen für die jeweilige Gesamtfläche (Streitgewann beziehungsweise Griesheimer Düne).

Die Deckung der Schichten und funktioneller Gruppen wird in Abb. 5a dargestellt. Der Offenboden nahm zu Beginn mit 75 % noch sehr viel Fläche ein, verminderte sich dann aber schnell und blieb seit 2013 unter 5 % (Tab. 1 Kopf). Auf der Griesheimer Düne lagen die Offenboden-Anteile 2009–2011 (bei damals hoher Kaninchen-Dichte) bei 13–16 %. Die Streudeckung stieg im Streitgewann vor allem in den letzten vier Jahren an. Gleichzeitig erhöhten auch Graminoide ihre Deckungen, erreichten aber längst nicht die Anteile wie auf der von *Stipa capillata* stark geprägten Griesheimer Düne. Die Deckung

der Kräuter zeigte dagegen keinen klaren Trend (die hier einbezogenen juvenilen Gehölze sind mengenmäßig vernachlässigbar; siehe oben, Artengruppe 12). Das Kräuter-Graminoide-Verhältnis lag durchgehend auf der Seite der Kräuter, im Unterschied zur Griesheimer Düne. Sehr bemerkenswert sind die seit 2007 stets sehr hohen Deckungen von Kryptogamen (> 65 %), insbesondere von pleurokarpen Moosen (siehe oben, Artengruppe 11). Diese Werte sind rund dreimal so hoch wie auf der Griesheimer Düne.

Die Gesamt-Artenzahl (Abb. 5b, Tab. 1 Kopf) zeigte im 2. Jahr (2006) das Maximum mit 48 Arten und pendelte dann meist um 40 Arten, ein höherer Wert als auf der Leitbildfläche (um 35). Die Trockenjahre 2011 (gleichsinnig Streitgewann und Griesheimer Düne), 2012 und 2020 (nicht jedoch 2014 und 2015) wiesen geringere Werte auf.

Die Artenzahlen funktioneller Gruppen (Abb. 5b) zeigen ein anderes Bild als die Deckungen (Abb. 5a). Hier fällt eine hohe Diversität der Kräuter auf (einschließlich der zahlenmäßig unbedeutenden Gehölze), insbesondere im ersten Jahr (37 Arten). Diese Zahl nahm rasch ab auf Werte um 25 Arten (Ausnahme Trockenjahre), was ungefähr der Leitbildfläche entsprach. Kryptogamen, und hier besonders die Flechten, waren in den mittleren Jahren mit den höchsten Artenzahlen (7–9) vertreten, während Graminoide sehr konstant bei rund 10 Arten lagen. Beide Artengruppen sind zahlreicher vertreten als auf der Leitbildfläche.

Bei den Lebensformen (Abb. 5c) ist allgemein die hohe Artenzahl der Therophyten bemerkenswert mit zunächst 28 Arten, in späteren Jahren aber auch noch mit 10–15 Arten (Griesheimer Düne 9–13). Die Artenzahlen der übrigen Lebensformen sind ab dem 2. Jahr recht konstant (Ausnahme Trockenjahr 2011) und auf einem sehr ähnlichen Niveau wie die der Griesheimer Düne. Die Hemikryptophyten überwogen dabei die Geo- und Chamaephyten bei weitem; die Anzahl der Chamaephyten war im Bereich der Griesheimer Düne etwas höher. Es gelang nur punktuell, Chamaephyten wie *Thymus serpyllum* oder *Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum* im Gebiet Streitgewann zu etablieren (außerhalb der Plots).

Die Vorwarnliste- und Rote-Liste-Arten (Abb. 5d) waren im ersten Jahr mit geringen Werten vertreten und erreichten ab 2013 hohe Werte von zunächst 8, zuletzt noch knapp 7. Die Restitutionsfläche übertraf damit die Leitbildfläche sogar (Gesamtzahl außerhalb des Trockenjahrs 2011 um 6); auf der Leitbildfläche lag die Zahl der Koelerio-Corynephoretea-Arten (zu denen viele der gefährdeten Arten gehören) weitaus niedriger.

Die folgenden zwei Abbildungen stellen die Artenzahlen beziehungsweise Deckungen der Arten, aufgeschlüsselt nach ihrer Zugehörigkeit zu Syntaxa, dar. Abb. 6a (Artenzahlen) zeigt deutlich die Prägung in den ersten Jahren durch zahlreiche Arten der Stellarietea mediae (2005: 19 Arten), was mit den hohen Offenboden-Anteilen korrespondiert (siehe oben). Bereits seit 2009 lag die Zahl dieser Arten jedoch mit unter 5 Arten unter dem Niveau der Griesheimer Düne. Ruderalarten der Artemisietea/Agropyretea waren in den ersten beiden Jahren noch mit 7–8 Arten vertreten (wie auf der Griesheimer Düne); sie nahmen dann aber leicht ab auf zumeist 5–6 Arten. Seit dem 2. Jahr (2006) übernahmen die Zielarten der Koelerio-Corynephoretea die Rolle der artenreichsten Gruppe mit recht konstant 11–14 Arten; das sind mehr als auf der Griesheimer Düne mit 9 Arten. Deutlich zeigten sich in den Trockenjahren 2011, 2012 und 2020 Abnahmen, da die in diesem Syntaxon reich vertretenen annuellen Arten sich bei großer Trockenheit kaum entwickeln. 2013 stellten sich die Arten jedoch wieder ein. Gegenüber den fluktuierenden

Koelerio-Corynephoretea-Arten sind die der Festuco-Brometea durch einen beständigen, linearen Anstieg von durchschnittlich 0,3 auf rund 5 Arten gekennzeichnet; sie blieben aber auch zuletzt noch etwas unter der Leitbildfläche (6–7 Arten). Die Arten der Molinio-Arrhenatheretea erreichten ihr Maximum 2007 mit 5 Arten im Mittel (insgesamt 10 Arten, Tab. 1) und gingen, gegenläufig zu den Festuco-Brometea, auf knapp 2 (insgesamt 6 Arten) zurück (Griesheimer Düne: knapp 1, insgesamt 2–3).

Wie Abb. 6b verdeutlicht, waren die Deckungssummen wesentlich ungleichmäßiger zwischen den Syntaxa verteilt. Die Dominanz der Stellarietea-Arten in den ersten drei Jahren (Phase 1) tritt hier noch klarer zutage. Einige dieser Arten blieben zwar erhalten (siehe oben), unterschritten seit 2011 jedoch 1 % Deckungssumme; auf der Griesheimer Düne hingegen wurden 2–5 % festgestellt. Die Deckungen der Koelerio-Corynephoretea-Arten fluktuierten noch viel ausgeprägter als ihre Artenzahl und gingen in Jahren mit besonders trockenem Frühjahr außerordentlich zurück. Sie deckten aber immer deutlich mehr als auf der Griesheimer Düne (in den parallel erfassten Jahren 2009–2011 im Mittel viermal so viel, siehe Tab. 1 Kopf). Der Übergangstyp von den Koelerio-Corynephoretea zu den Festuco-Brometea (Abb. 6b in orange) wurde durch die prägende und hoch deckende *Centaurea stoebe* s. l. aufgebaut (Tab. 1, Art 5b). Hier zeigte sich ein relatives Maximum 2008–2012. Die Festuco-Brometea-Arten verzeichneten nach einer langen Anlaufphase einen steilen Anstieg und übernahmen seit 2017 die Vorherrschaft. Trotzdem erreichten sie nur rund ein Drittel der Werte der Griesheimer Düne. Dies lässt sich auf die dort hohe Deckung von *Stipa capillata* mit circa 60 % zurückführen (Tab. 1 Kopf). Die addierten Deckungen aller Zielarten lag auf der Restitutionsfläche seit 2009 bei zumeist 30–40 %, auf der Griesheimer Düne bei rund 60 %.

Die Ruderalarten der Artemisietea/Agropyretea traten 2008 mit einem ersten Maximum von 15 % auffällig in Erscheinung, gingen dann aber 8 Jahre lang auf 7–11 % zurück. Bemerkenswert ist seit 2017 ein beständiger neuerlicher Anstieg auf zuletzt 20 %. Deckungen bis 15 % wurden allerdings auch auf der Griesheimer Düne beobachtet. Molinio-Arrhenatheretea- und sonstige Arten spielten in Bezug auf ihre Deckungswerte zu keinem Zeitpunkt eine nennenswerte Rolle.

4.3 Zielarten-Index (Target-Species Ratio: TSR)

Der qualitative Zielarten-Index (TSRqual, Abb. 6c) entwickelte sich von niedrigen Werten unter 0,3 bis zu solchen zwischen 0,5 und 0,6 ab 2011 (2. Jahr der Phase 2). Die Werte sind relativ hoch durch die noch vorhandene Diversität der Koelerio-Corynephoretea-Arten; die Werte der Leitbildfläche Griesheimer Düne mit geringerer Zahl dieser Pionierarten lagen zwischen 0,4 und 0,5. Die Werte des quantitativen Zielarten-Index (TSRquant, Abb. 6c) begannen bei einem sehr niedrigen Wert von 0,2 und stiegen dann im Verlauf von 4 Jahren sehr steil an. Bereits ab 2009 erreichte dieser Index hohe Werte zwischen 0,7 und 0,8. Dies entspricht dem Niveau der Griesheimer Düne. Allerdings ist seit 2017 ein allmählicher Rückgang zu verzeichnen auf 0,63 im Jahr 2020. Ursächlich dafür ist die rückläufige Deckung der Koelerio-Corynephoretea-Arten bei gleichzeitiger Zunahme der Ruderalarten (siehe oben, Abb. 6b).

4.4 Ordination

Abb. 7a stellt das Ergebnis der Ordination (Detrended Correspondence Analysis, DCA) für die Entwicklung der Restitutionsfläche Streitgewann im Vergleich zum Leitbild Griesheimer Düne dar, wobei die einzelnen Jahre einer jeden Probefläche zu Trajektorien („Entwicklungspfaden“) verbunden wurden. Die 1. Achse (Eigenwert 0,48, Gradientenlänge 2,9 SD-Einheiten) erklärt 58 %, die 2. Achse (Eigenwert 0,27, Gradientenlänge 2,8) weitere 28 % der Varianz der Originaldaten. Die 3. Achse kann mit nur noch 2 % außer Betracht bleiben. Die Gesamtvarianz beträgt 2,32.

Die sieben Probeflächen des Streitgewanns zeigen einen gleichsinnigen Verlauf der gelenkten Sukzession mit zunächst abnehmenden Werten der 2. Achse und dann einem ausgeprägten Knick bei den mittleren Sukzessionsstadien um das Jahr 2011–2012 (nach 7–8 Jahren). Ab diesem Zeitpunkt näherten sich die Flächen entlang der 1. Achse der Griesheimer Düne an. Deren sieben Probeflächen sind in den drei dargestellten Jahren gekennzeichnet durch kurze Trajektorien, also hohe Konstanz, und das Fehlen einer gerichteten Entwicklung. Die Entwicklungsgeschwindigkeit der Restitutionsfläche hingegen war zunächst sehr hoch (lange jährliche Abschnitte der Trajektorien), um dann abzunehmen und 2019 sogar teilweise ein wenig rückläufig zu werden.

Der floristische Gradient entlang der 2. Achse beträgt je nach Probefläche circa 1,5–2,5 SD-Einheiten, das liegt deutlich über einem 50%igen Artenwechsel. Nach dem Abknicken werden weitere 1–1,5 SD-Einheiten zurückgelegt. Es verbleiben zuletzt jedoch immer noch Abstände von circa 1 SD zur Leitbildfläche. Dies entspricht weniger als einem 50%igen Artenwechsel, das heißt es bestehen immer noch Unterschiede, aber es hat eine weitgehende Annäherung der Artenzusammensetzung stattgefunden.

Wir zeigen die Arten aus Gründen der Übersichtlichkeit und Lesbarkeit in einem separaten Diagramm (Abb. 7b); aus demselben Grund wurden Begleiter mit wenigen Vorkommen nicht dargestellt (diese sind in Tab. 1 markiert) sowie die Positionen der Beschriftungen leicht verschoben. Im oberen Teil des Diagramms befindet sich die Mehrzahl der Stellarietea-Arten, die die Restitutionsfläche zu Beginn prägten. Bei niedrigen Werten der 2. Achse, und damit an der oben genannten Knickstelle der Trajektorien, finden sich viele Arten der Kategorie „Sonstige“ (darunter eine größere Anzahl an Kryptogamen) und *Centaurea stoebe* s. l. Die besondere Rolle dieser Art in den Jahren 2008–2012 wurde bereits im Zusammenhang mit Tab. 1 (Art 5b) besprochen.

Im weiteren Verlauf der Entwicklung, das heißt bei zunehmenden Werten der 1. Achse, treten viele Festuco-Brometea-Arten stärker in Erscheinung. Ganz rechts sind diejenigen Arten eingetragen, die nur oder schwerpunktmäßig auf der Leitbildfläche vorkamen. Dazu gehören auch Arten des Verbandes Salsolion innerhalb der Stellarietea, die farblich abgetrennt wurden. Gegenläufig dazu zeigen die meisten Molinio-Arrhenatheretea-Arten einen Schwerpunkt links, also auf der Restitutionsfläche.

Die Arten der Koelerio-Corynephoretea und Agropyretea/Artemisietea verhalten sich nicht einheitlich, sondern sind artspezifisch im Ordinationsraum verteilt.

In Abb. 7c wurden strukturelle Charakteristika als Vektoren eingezeichnet vor dem Hintergrund der Probeflächen, die als Punkte eingetragen sind. Wir haben alle in dieser Arbeit thematisierten Parameter geprüft; dargestellt sind diejenigen, die mit den ersten beiden Achsen stark korrelieren ($R^2 > 0,3$).

Die Initialstadien der Restitutionsfläche sind demnach durch hohe Artenzahl und Deckung von Stellarietea-Arten, Offenbodendeckung und N-Indikatorwerten gekennzeichnet, in geringerem Maße auch durch hohe Artenzahlen der Phanerogamen, Kräuter und Therophyten. Umgekehrt sind in diesem Stadium TSRqual und TSRquant am niedrigsten.

Das mittlere Entwicklungsstadium im Bereich der oben erwähnten Knickstelle fällt demgegenüber auf durch maximale Artenzahlen und Deckungen der Kryptogamen sowie der Deckung der Koelerio-Corynephoretea/Festuco-Brometea-Übergangsarten.

Das Streitgewann ist insgesamt durch höhere Artenzahlen der Molinio-Arrhenatheretea gekennzeichnet, während späte Sukzessionsstadien und die Griesheimer Düne das Maximum an Deckung und Artenzahl der Festuco-Brometea aufweisen. Hier sind auch hohe Deckungen der Graminoiden sowie der Artenzahl der Chamaephyten festzustellen.

4.5 Ellenberg-Indikatorwerte

Wie Tab. 2 zeigt, bewegte sich der mittlere qualitative Ellenberg-Indikatorwert N (Nährstoffe) im Streitgewann von einem hohen Ausgangswert 2005 von 4,6 hin zu Werten um 3,0 seit 2011 (Beginn der Phase 2). Dieser Wert liegt in dem Drittel der Klassen der Indikatorwerte mit hohem Anteil Nährstoff-fliehender gefährdeter Arten (Ellenberg & Leuschner 2010, Abb. 3-37).

Die F-Werte (nicht dargestellt) entwickelten sich gleichsinnig von 3,9 nach 3,2 und korrelierten stark mit den N-Werten (Pearsons Korrelationskoeffizient r = 0,96, siehe dazu die kritischen Anmerkungen im Kap. 4).

4.6. Phosphatgehalte

Das Streitgewann wies im Jahr 2005, also im 2. Jahr der Restitution, sehr hohe pflanzenverfügbare Phosphat-P-Werte auf von im Mittel 206 mg/kg Trockenboden (Tab. 2). Die Untersuchungen 2020 ergaben dagegen ein Mittel von 119 mg/kg Trockenboden, also eine Reduktion von im Mittel 58 %. Bemerkenswert ist die hohe Parallelität der Abnahmen in allen 7 Probeflächen. 2020 betrugen die Werte im Bereich der Tiefensandaufschüttung 28 mg/kg Trockenboden.

5. Entwicklung auf Tiefensand-Flächen im Streitgewann mit abiotisch-biotischer Restitution als Vergleichsmodell

Auf den Diasporen- und nährstoffarmen Tiefensand-Flächen aus dem Jahre 2005 (E1–E3, siehe Abb. 2a–c) wurden im Rahmen von Experimenten zur Schaf-Epizoochorie und zu Effekten des Schaftritts Diasporen von 14 größtenteils gefährdeten Sand-Arten erfolgreich eingebracht (siehe Kap. 3). Aus Tab. 3 wird die Entwicklung dieser und wichtiger weiterer Artengruppen ersichtlich. Als epizoochore Art wurde auch *Cynoglossum officinale* eingebracht; sie etablierte sich mit geringer Deckung. Diese häufige ruderale Art führen wir in der gekürzten Tabelle nicht auf.

Der Vergleich der prozentualen Deckung 2010/2011 und 2020 zeigt, dass sich auf der Aufschüttung *Koeleria glauca* und *Phleum arenarium* etablieren konnten; im Falle von *K. glauca* sogar auf einem Plot mit gut 20 % und später mit 33 % Deckung, bei

P. arenarium mit sehr geringen Werten. Auf den Streitgewann-Untersuchungsflächen sind diese Arten hingegen im Laufe der Untersuchungen erloschen (Tab. 1, im Anhang). Auch die im Streitgewann ebenfalls etablierten Arten *Silene otites*, *Armeria maritima* subsp. *elongata* und *Stipa capillata* (Tab. 1) haben sich gut entwickeln können; *S. capillata* erreichte 2020 fast 20 % Deckung in zwei Plots (viel mehr als auf der nur biotisch restituierten Streitgewann-Fläche). *Jurinea cyanoides* deckte 2020 maximal 4 % in einer Fläche (gut 3 m^2).

Die Deckungen der eingebrachten und etablierten Arten lagen 2010 bei insgesamt 17–33 % und 2020 bei 30–59 %. Allgemein ist bemerkenswert, dass fast alle eingebrachten Arten nach 10 Jahren noch vorkamen (2010: 11–12, 2020: 10–11).

Von den nicht eingebrachten perennen Zielarten konnten sich lediglich *Helichrysum arenarium* (2020: maximal 6 %) und *Koeleria macrantha* sowie *Ononis repens* subsp. *procurrens* (2020: je maximal 2 %) mit höherer Deckung etablieren. Mögliche Problemarten wie *Calamagrostis epigejos* erreichten in dem extremen Substrat 16 Jahre nach der Sandaufschüttung maximal 4 % Deckung. Es ist ebenfalls bemerkenswert, dass Molinio-Arrhenatheretea-Arten von bis zu 8 zu Beginn auf 0–3 im Jahre 2020 abnahmen (Tab. 3).

Im Gegensatz dazu hielten sich diese Grünlandarten auf der Streitgewann-Fläche seit dem 2. Jahr mit zumeist 6–10 Arten (Artengruppe 7).

Eine Ausbreitung der zum Teil sehr seltenen eingebrachten Arten fand im Falle von *J. cyanoides* nur bis maximal 13 m Entfernung von den E-Flächen statt, bei *A. montanum* subsp. *gmelinii* waren es maximal 12 m, jeweils nur auf Tiefensand. Eine Besiedlung des ehemaligen Ackerbodens konnte nicht festgestellt werden (Weißmantel 2020).

Zwischen E1–E3 liegen seit 2009 die ebenfalls aufgeschütteten Tiefensand-Flächen (Tab. 3, S1–S3, ohne Inokulation), so dass sich seitdem eine zusammenhängende Sandfläche bildete, die im Luftbild 2019 (Abb. 2c) im Norden des Streitgewanns zu sehen ist. Hier zeigte sich zunächst zwei Jahre nach der Aufschüttung nur eine Besiedlung mit maximal 4 Arten aus den E-Flächen, wobei diese Herkunft vor allem bei *Koeleria glauca* und *Alyssum montanum* subsp. *gmelinii* sicher ist. Bis 2020 erfolgte jedoch eine Besiedlung mit 10 der Zielarten, die auf E1–E3 erfolgreich zu Beginn der Untersuchungen etabliert wurden (mit Ausnahme von *J. cyanoides*). Die Mengen sind jedoch zumeist gering (Ausnahme *Centaurea stoebe* s. l., die aber allgemein im Gebiet häufig ist). Sogar die epizoochore Art *Tragus racemosus*, die auf E1–E3 erloschen war, aber in der Samenbank überdauern kann (Kassahun & al. 2009), stellte sich hier in allen drei Plots ein. Auch die perennen Zielarten der E-Flächen, die dort nicht inokuliert wurden, etablierten sich auf den S-Flächen. *C. epigejos* erreichte hier maximal 5 % Deckung (im Streitgewann ohne Tiefensand bei weniger trockenen Bedingungen 15 %).

6. Diskussion

Wir greifen im Folgenden Aspekte der Einleitung auf und diskutieren sie im Lichte der Ergebnisse.

Welche Haupt-Entwicklungslinien lassen sich durch die gelenkte Sukzession nach Inokulation und unter dem Einfluss der Schaf- und Eselbeweidung feststellen und welche Entwicklungen gibt es speziell bei den Zielarten?

Die Daten zeigen, dass die Entwicklung zunächst durch eine Ablösung von Artengruppen charakterisiert ist („relay floristics", Egler 1954), so wie es auch zum Beispiel von Schmidt (1993) in einem Experiment im Göttinger Neuen Botanischen Garten beschrieben wurde. Auf Standorten mit typischem Diasporenvorrat wurde das Therophyten-Stadium im Göttinger Versuch im dritten Jahr durch ein Hemikryptophyten-Stadium, vor allem aufgebaut aus ruderalen Stauden, abgelöst. Im Gebiet Streitgewann hielt die durch hohe Offenbodenanteile und Segetalarten stark geprägte Phase drei Jahre und ausklingend bis zum fünften Jahr an. In den ersten zwei Jahren war die annuelle Art *Conyza canadensis* besonders bezeichnend, die auch in den Diasporen-Fallen in den Flächen E1–E3 von Juli–Oktober 2006 (die auch den Diasporen-Niederschlag der gesamten Streitgewann-Fläche widerspiegeln) die Art mit den höchsten Werten war (Retta 2008, Freund & al. 2014). Auch im Sukzessionsexperiment von Schmidt (1993), siehe oben, erreichte *C. canadensis* in der ersten Phase ein Maximum und klang dann aus. In anderen Untersuchungen zur Entwicklung von Ackerbrachen sind allgemein annuelle Arten nur für kurze Zeit charakteristisch und schwinden dann nach 3–5 Jahren (zum Beispiel Schmidt 1993, Prach & Pyšek 2001). Die Segetalarten der ersten Phase im Streitgewann sind durchweg solche der Diasporen-Bank; sie wurden auch in unseren Untersuchungen zur Diasporen-Bank in Sandrasen (die oft wenigstens zeitweilig vorher als Acker genutzt wurden) im Griesheim-Pfungstädter Sand nachgewiesen (Krolupper & Schwabe 1998, Eichberg & al. 2006) und sind bei Thompson & al. (1997) ebenfalls als „seedbank species" gelistet.

Die überwinternd-annuelle Art *Sisymbrium altissimum* besiedelte die Fläche schon zu Beginn, aber auch im 15. Jahr (2019) nach dem Trockenjahr 2018 und höheren Offenboden-Anteilen noch einmal mit hoher Stetigkeit. Nach Oberdorfer (2001) ist die Art ein Erst- und Zweitbesiedler. Die leichten Samen, die Ausbreitung auch als „Steppenroller" und die langlebige Diasporen-Bank (Brandes 1990) erleichtern erfolgreiche Besiedlungen. Bei Untersuchungen von Retta (2008) und Freund & al. (2014) im Streitgewann (siehe oben) fand die Hauptausbreitung von *S. altissimum* im Spätsommer statt, jedoch gab es auch einen Peak von Januar bis März, wo von den zerfallenden Steppenrollern ganze Schoten in den Fallen nachgewiesen wurden.

Ein allgemeines Therophyten-Stadium kann man in unserem System nicht auf die ersten Jahre beschränken, da die Annuellen der Koelerio-Corynephoretea mit Ausnahme der Jahre mit Frühjahrstrockenheit stets höhere Artenzahlen erreichen.

Insbesondere nach dem 3.–4. Jahr spielten Ruderalstauden eine Rolle (zum Beispiel *Rumex thyrsiflorus*, der auch in den Diasporen-Fallen nachgewiesen wurde (Retta 2008, Freund & al. 2014). Während die Artenzahl dieser Gruppe recht konstant blieb, haben die Deckungen in den letzten Jahren zugenommen. Die Ruderalisierung wurde durch die Beweidung unterdrückt, so wie es auch Stroh & al. (2002, 2007) in einem Feld-Experiment in Seeheim-Jugenheim, 9 km südöstlich vom Gebiet Streitgewann, zeigen konnten. Untersuchungen zum Fraßverhalten von Schafen zeigten, dass die nährstoffreichen krautigen Ruderalarten von Schafen bevorzugt gefressen werden. Esel fressen in höherem Maße Graminoide, darunter *Calamagrostis epigejos*, so dass sich die Fraßpräferenzen gut ergänzen. Auf Standorten, die ausgemagert werden sollen, ist die sehr gute Phytomasse-Extraktion

durch Esel- und Schafbeweidung entscheidend (Süß & Schwabe 2007). Im Experiment von Stroh & al. (2007) auf Flächen, die Bodenphosphat-P-Werte von 87 mg/kg Trockenboden aufwiesen (42 % der Ausgangswerte im Streitgewann, 73 % der Werte im letzten Untersuchungsjahr), deckte *C. epigejos* nach 10 Jahren bei Inokulation kombiniert mit Schaf-/Eselbeweidung unter 10 % bis um 15 % (wie es auch im Gebiet Streitgewann feststellbar ist), bei ungelenkter Sukzession jedoch zwischen 50 % und 60 %.

Allgemein werden, wie eine Metastudie in einem weltweiten Vergleich von Koerner & al. (2018) zeigte, durch Beweidung Dominanzstrukturen in der Vegetation gebrochen. Es kommt des Weiteren zu einer Reduzierung von Streumengen durch Beweidung (Török & al. 2011, Griesheimer Düne: Schwabe & al. 2013). Die im Sinne des Naturschutzes günstige Entwicklung ehemaliger Äcker kann durch die Reduktion konkurrenzstarker Arten durch Beweidung entscheidend beeinflusst werden (Knappová & al. 2017).

Es ist davon auszugehen, dass viele der Zielarten die Fläche durch die Inokulation erreicht haben. Einige dieser Arten sind allerdings auch sicherlich (zum Teil zusätzlich) spontan gekommen, da sie regelmäßig in allen bisher untersuchten Diasporen-Banken von Sandflächen im Gebiet von Darmstadt-Dieburg vertreten sind, so *Arenaria serpyllifolia* agg., *Cerastium semidecandrum*, *Erodium cicutarium*, *Medicago minima*, *Potentilla argentea* agg., *Sedum acre*, *Trifolium campestre* (siehe zum Beispiel Tab. 6 bei Krolupper & Schwabe 1998).

Genetische Untersuchungen (DNA, RAPD) an *S. capillata* von Hensen & al. (2010), die auch unser Gebiet einschließen (alle drei Spenderflächen unserer Untersuchung wurden von Hensen & al. 2010 beprobt), zeigen, dass die genetische Variation der Art sehr gering ist. So ist davon auszugehen, dass die Fitness der Populationen bereits durch Flaschenhals-Effekte reduziert ist. Trotzdem ist die Ausbreitungsfähigkeit von *S. capillata* recht gut, findet man die Art doch in Südhessen auch an trockenen ruderalisierten Stellen in einiger Entfernung von größeren Beständen, so zum Beispiel punktuell an Eisenbahn-Böschungen. Neben der Windausbreitung spielt auch Schaf-Epizoochorie eine Rolle, wie zum Beispiel Wessels & al. (2008) für unser Gebiet zeigen konnten. *S. capillata* etablierte sich zuerst im 5. Jahr auf T2 und blieb auf diesem Plot kontinuierlich erhalten; inzwischen sind auch T1, T5, T7 besiedelt. Bei der Inokulation auf dem Tiefensand-Korridor in Seeheim-Jugenheim stellte sich *S. capillata* ebenfalls verzögert ein: im 4. Jahr (Eichberg & al. 2010, Storm & al. 2016). *Silene otites* kam im 4. Jahr im Streitgewann und im Tiefensand-Korridor im 5. Jahr. Insgesamt 33 Zielarten konnten im Griesheimer Sand identifiziert werden, die epi- und endozoochor durch die auch im Streitgewann weidende Schafherde ausgebreitet werden (Eichberg & Wessels-de Wit 2011). Der Diasporen-Eintrag durch die Luft (untersucht in Phase 1: Juni 2006–Juli 2007) zeigte bezüglich der Leitarten, dass die in diesem Zeitraum häufige *Vulpia myuros* mit höherer Menge in den Diasporen-Fallen nachgewiesen wurde sowie auch singulär *Helichrysum arenarium* (Retta 2008, Freund & al. 2014); ansonsten war aber der Diasporen-Flug stark ruderal geprägt. *H. arenarium* kann dann mit klonalem Wachstum nach initialer Etablierung große Herden bilden und auch durch Zerfall der Grundachse sich vegetativ ausbreiten (Frey & Hensen 1995).

Mit der Inokulation und dem zusätzlichen Artenpool der Diasporenbank sowie den Effekten von Epi- und Endozoochorie konnte bereits nach 7 Jahren ein hoher qualitativer

Zielarten-Index im Restitutionsgebiet erreicht werden. Im Tiefensand-Korridor Seeheim-Jugenheim mit dem Entwicklungsziel Koelerion glaucae unter Schaf- und Eselbeweidung entwickelten sich auf dem nährstoffarmen Substrat die qualitativen Werte noch besser: von TSRqual (mit Kryptogamen) 0,30 auf 0,65 nach 10 Jahren; Storm & al. 2016 (Streitgewann mit Kryptogamen 0,25 auf 0,55). Die hohen Werte im Tiefensand-Korridor hängen mit der Offenheit und Nährstoffarmut des Substrates und der Vielzahl an Zielarten, die typisch sind für den Koelerion glaucae-Komplex, zusammen. Der quantitative Zielarten-Index erreichte in beiden Flächen ähnlich hohe Werte.

Ruprecht (2006) untersuchte im kontinentalen Klima von Transsylvanien (Rumänien) die Wiederbesiedlung von aufgelassenen Äckern, die unregelmäßig gemäht bzw. beweidet wurden. Die Autorin stellte fest, dass die Besiedlung mit Leitarten groß war, wenn Leitbildflächen in unmittelbarer Nähe waren, so dass sich dann meso-xerisches Grasland unter anderem mit *Bromus erectus* und *Stipa tirsa* nach 14–20 Jahren etablierte, auch ohne Inokulation. Entsprechendes berichten Albert & al. (2014) für aufgelassene Sandäcker in Ungarn und die spontane Entstehung von Sandtrockenrasen für den Fall, dass Diasporenquellen direkt benachbart sind. Es bestand jedoch auf der Streitgewann-Fläche die Gefahr, dass sich frühzeitig klonale Ruderalgräser ausbreiten, so wie es Stroh & al. (2007) zeigen konnten in einer Versuchsfläche mit ungelenkter Sukzession ohne Beweidung (siehe oben). Bei Beweidung ohne Inokulation wird das gemindert, jedoch lagen die Versuchsflächen von Stroh & al. (2007) dicht neben inokulierten Flächen. Allgemein wird die spontane Sukzession von Äckern zu erwünschten restituierten Flächen in fragmentierten Landschaften als langsam und unvorhersagbar eingestuft, so dass in der Regel lenkende Maßnahmen wie zum Beispiel Inokulation zur Restitution benötigt werden (Török & al. 2011).

Mögliche Fernbesiedlungen von der im Minimum 300 m entfernten Griesheimer Düne können wir nicht quantifizieren. An den zwei langen Seiten der rechteckigen Fläche Streitgewann ist diese von Bereichen umgeben, die als Diasporenquellen kaum relevant sind (Äcker, Foliengewächshäuser sowie Kiefern- und Laubholzforsten mit wenigen Randstrukturen und punktuellem Vorkommen von Leitarten); die östliche Seite grenzt an eine sehr kleine, gräserreiche Sandmagerrasen-Fragmentfläche sowie Wege und Straßen, die westliche Seite an einen bereits seit den 1990er Jahren restituierten Acker (ohne Inokulation), der seitdem mit Schafen beweidet wird, und einige Leitarten enthält (zum Beispiel *Stipa capillata*).

Eine spontane Besiedlung durch die gefährdete Art basenreicher lockerer Sande *Jurinea cyanoides*, die 2020 auf den Tiefensand-Flächen E1–E3 noch vorkam, fand nicht statt. Auch im Korridor Seeheim-Jugenheim (Storm & al. 2016) bestehen für diese Art Probleme (sie war zunächst außerhalb der Plots spärlich vorhanden und erlosch dann wieder). Auf der dortigen Nachbar-Leitbildfläche, dem Naturdenkmal Seeheimer Düne, kommt sie immer noch vor, ist aber nicht in der Lage, auch die nähere Umgebung zu besiedeln (Eichberg & al. 2005 fanden hohe Raten von Granivorie). 7jährige Experimente von Tischew & al. (2017) auf Sandterrassen der Elbe in Sachsen-Anhalt zeigten, dass nur durch eine drastische und stetige Eliminierung von konkurrierenden Arten (in diesem Experiment auch mit Oberbodenabtrag kombiniert) eine Wiederansiedlung zumindest im Zeitraum von sieben Jahren gelang.

Welche Unterschiede gibt es zur Leitbildfläche Griesheimer Düne?

Einige Leitarten der Griesheimer Düne konnten auf den Plots T1–T7 bisher nicht nachgewiesen werden (Tab. 1, im Anhang). Dabei kommen jedoch zum Beispiel *Helianthemum nummularium* subsp. *obscurum* und *Thymus serpyllum* bereits punktuell auf dem Streitgewann außerhalb der Plots vor. Die genannten Arten haben sich im Tiefensand-Korridor Seeheim-Jugenheim (Storm & al. 2016, Tab. 1) bei höherer Menge von Inokulationsmaterial flächig etablieren können. *Linum perenne* kommt ebenfalls durch gezielte Inokulation punktuell auf dem Streitgewann außerhalb der Plots vor. *Poa badensis* wurde wahrscheinlich nicht übertragen und würde sich als Art der lockeren basenreichen Flugsande auch kaum etablieren können. Die niedrigeren Deckungen von *Stipa capillata* im Vergleich zur Griesheimer Düne dürften zum einen mit der noch geringen Entwicklungszeit des Gebietes Streitgewann zusammenhängen, zum anderen auch mit dem Antagonismus zwischen *Calamagrostis epigejos* und *S. capillata* (siehe unten).

Auffallend ist, dass es auf den Vergleichsplots der Griesheimer Düne relativ viele ruderale Störzeiger gibt, die sich auch in höheren Ellenberg-N-Indikatorwerten niederschlagen und in der Ordination (Abb. 7b) sichtbar sind. In den drei Vergleichsjahren der Tab. 1 (2009–2011, Spalten Q–S) gab es einen relativ hohen Kaninchenbesatz auf der Düne, der durch die Bodenstörungen Diasporenbank-Arten wie *Setaria viridis* und *Chenopodium album* agg. sowie die ruderalen Sandarten des Verbandes Salsolion *Plantago arenaria* und *Salsola tragus* förderte. Diese und einige andere Ruderalarten kamen auch in der Anfangsphase im Streitgewann vor, sind aber in Phase 2 nicht mehr vorhanden. *Solanum nigrum* fehlte ebenfalls in den späteren Stadien im Streitgewann und ist auf der Düne vertreten; die Samen werden zu hohem Anteil mit dem Kaninchenkot ausgebreitet (Faust & al. 2011). Auch die höhere Stetigkeit von *Erodium cicutarium* auf der Düne im Vergleich zum Streitgewann (mit hohem Anteil im Kaninchendung nach Faust & al. 2011) kann damit zusammenhängen.

Die allgemein viel geringere Bedeutung von Molinio-Arrhenatheretea-Arten auf der Düne ist bemerkenswert (ebenso wie auch auf den Tiefensand-Plots E1–E3). In den reliefierten und nährstoffarmen Bereichen der Leitbildflächen treten diese Arten stark zurück, sind jedoch auch auf einem ehemaligen Spargelacker (aufgelassen 1987) im Gebiet Griesheimer Düne hochstet vertreten (Aufnahmen von 2000–2009: Schwabe & al. 2013, Tab. 1). Durch Nährstoffreichtum können trotz trockenem Substrat Frischezeiger der Molinio-Arrhenatheretea begünstigt werden; dies wurde bereits bei Ellenberg (1953) dargelegt (siehe Kap. 4).

Wie lässt sich das Ruderalisierungspotenzial der Fläche Streitgewann beschreiben (insbesondere auch bezüglich der Antagonisten *C. epigejos* und *S. capillata*)?

Die Fläche zeigt bei den noch nach 16 Jahren hohen Phosphatwerten ein stetiges ruderales Potenzial, vor allem bezüglich der Invasibilität von *C. epigejos*. Dem wird durch die Schaf- und Eselbeweidung entgegengewirkt. Im Gegensatz zum klonalen Wachstum von *C. epigejos* ist *S. capillata* ein Horstgras mit geringer Fähigkeit zur Ausbildung von Stolonen (Hensen 1997). Studien von Süß & al. (2004) in unserem weiteren Untersuchungsgebiet zeigten, dass *C. epigejos* vor allem dann in der Vitalität begrenzt ist, wenn

Nährstoffdefizite und Trockenheit kombiniert sind. *S. capillata* erreicht dagegen bei einem Ellenberg-Feuchtewert von 3,2 ein Optimum und profitiert so von trockenen Verhältnissen (der Wert ist in den letzten Jahren im Streitgewann erreicht), ist aber bei höheren Nährstoff-Indikatorwerten nicht konkurrenzfähig ohne Beweidung bzw. entsprechendem Entzug von Phytomasse (Süß & al. 2004, Schwabe & al. 2013). Im Moment ermöglichen die hohen Phosphatwerte eine langfristige Etablierung von *S. capillata* nur, wenn weiterhin der strikte Beweidungsplan durchgeführt wird. Auf den nährstoffarmen Tiefensand-Flächen E1 und E2 erreichte *S. capillata* nach 10 Jahren bereits Deckungen von knapp 20 % (Griesheimer Düne im Jahr 2011 in den Vergleichsplots: 37 % im Mittel).

Gibt es relevante Arten für den Naturschutz unter den Ruderal-Pflanzenarten (einschließlich solchen mit ruderaler Tendenz)?

Einige Sippen, die eine ruderale Tendenz aufweisen (zum Beispiel *Centaurea stoebe* s. l.) sowie krautige Ruderalarten haben eine große Bedeutung als Pollen- und Nektarressourcen für Wildbienen. Nach den Untersuchungen von Krausch (2011, 2012) etablierte sich auf der Streitgewann-Fläche zwischen 2006 und 2010 eine Wildbienen-Gemeinschaft mit im Mittel 10–17 Arten, darunter bis zu 7 Rote-Liste-Arten und Sand-Leitarten wie *Dasypoda hirtipes*, *Andrena pilipes* und *Halictus leucaheneus*. Krausch (2012) untersuchte auch die Nahrungsnetze zwischen Wildbienen und blühenden Pflanzenarten für die Jahre 2006 bis 2009. Im modularen Netzwerk spielte *Centaurea stoebe* s. l. eine zentrale Rolle in allen Jahren, außerdem im letzten Untersuchungsjahr 2009 die Zielarten *Trifolium arvense*, *Potentilla argentea*, *Ononis repens* und in allen Jahren *Cerastium semidecandrum* und *Echium vulgare.* Als Ruderalarten sind *Senecio vernalis* und *Sisymbrium altissimum* im Nahrungsnetz hervorzuheben; auch *Berteroa incana* wird regelmäßig besucht. In allen Untersuchungsjahren dominierten 4–6 Pflanzenarten die Nahrungsnetze der Wildbienen (Krausch 2012). Die große Bedeutung von *Centaurea stoebe* s. l. wurde auch von Beil & al. (2014) für den Ehemaligen Euler-Flugplatz herausgearbeitet. Desgleichen ist bei Untersuchungen der Wildbienen- und Honigbienen-Netzwerke auf Ackerbrachen in Michigan festgestellt worden, dass die dort neophytische *C. stoebe* subsp. *australis* eine zentrale Rolle als Ressource spielte (Carson & al. 2016). Diese Befunde zeigen allgemein die Bedeutung auch von ruderalen krautigen Arten für die Lebensgemeinschaft. Krausch (2012) sieht für die Bienenfauna zunächst einen Vorteil durch die schnelle Etablierung von blumenreichen Beständen auf der nur biotisch restituierten Fläche.

Die Entwicklung einer standortstypischen Bienen-Gemeinschaft dauerte im ebenfalls untersuchten Tiefensand-Korridor (siehe Luftbild bei Schwabe & al. 2015, Abb. 28) mit abiotisch-biotischer Restitution in Seeheim-Jugenheim etwas länger; der Korridor bot dann mit dem lockeren Tiefensand den Wildbienen exzellente Möglichkeiten zur Anlage von endogäischen Nestern. Im Jahr 2021 konnten wir jedoch bei Wildbienen-Untersuchungen auf dem Streitgewann feststellen, dass die aufgeschütteten Tiefensand-Flächen sehr gute Nisthabitate für Wildbienen darstellen und sich dort auch besonders viele Habitat-spezifische Bienenarten fanden, die auch Pollen- und Nektarressourcen auf dem Tiefensand nutzen konnten (Kratochwil & Schwabe n. p.). Somit ergibt sich ein bemerkenswerter Komplex zwischen der biotisch restituierten Fläche mit Blütenressourcen und dem Tiefensand mit Neststandorten und ergänzenden Blütenressourcen.

Wie haben sich die Bodenphosphat-Gehalte entwickelt?

Hohe Bodenphosphat-Gehalte sind typisch für ehemalige Ackerflächen und stellen ein Hemmnis für die Entwicklung typischer Sandrasenvegetation dar (siehe oben). Die Ausmagerung von Phosphat in Böden ist sehr schwierig und langwierig, wenn sie überhaupt gelingt (Berendse & al. 1992, Ceulemans & al. 2013).

Unsere Untersuchung hat aufgezeigt, dass eine deutliche Reduktion im Verlauf von 16 Jahren möglich ist. Die aktuellen Werte betragen aber immer noch 58 % der ursprünglichen Werte und sind mit 119 mg P/kg Trockenboden weit von den Sandrasen-Leitbildflächen entfernt. Diese wiesen maximal 28 mg P/kg Trockenboden auf, in der Regel aber unter 15 mg/kg (Schwebel 2007, Süß & al. 2010, Schwabe & al. 2015).

Als Ursache für die Abnahme des Bodenphosphats in unseren Flächen ist zum einen die Beweidung zu nennen. Durch Stoßbeweidungen der Schafherde akkumuliert sich konsumierte Phytomasse (und damit P) auch in der Körpermasse der wachsenden Lämmer, und durch die kurze Beweidungszeit wird ein Teil der Exkremente bei Abzug der Herde aus der Fläche verlagert. Zum anderen kommt es auch zum P-Austrag durch Auswaschung (Leaching).

Soldat & Petrovic (2008) geben für gedüngte Rasenflächen an, dass in Mineralböden mit geringer P-Sorptionsfähigkeit die Verluste an P substanziell sein können. Auch Hölzel (2019) weist auf die besseren Möglichkeiten der Ausmagerung auf humus- und kolloidarmen Sandböden hin im Vergleich zu lehmigen Böden (siehe auch Gough & Marrs 1990, die für lehmige Böden in England trotz kontinuierlichem Phytomasse-Entzug nur eine Reduktion auf 60 % in 77 Jahren feststellten). Eine vergleichbare Reduktion wurde im Streitgewann nach 16 Jahren erreicht. Die Reduktion des Bodenphosphats dürfte künftig durch beide Mechanismen weitergehen. Es ist aber mit einer Verringerung des P-Entzuges in der Zeitachse zu rechnen (Schelfhout & al. 2015).

Eine schnelle Lösung dieses Problems kann über abiotische Restitutionsmaßnahmen erfolgen, so wie es zum Beispiel in unseren Untersuchungen mit Tiefensand-Aufschüttungen oder Bodeninversion der Fall war (Stroh 2006, Süß & Schwabe 2011, Storm & al. 2016). Schelfhout & al. (2017) sehen zum Beispiel für die Restitution von *Nardus*-Rasen auf ehemaligem Acker einen Oberbodenabtrag als erfolgreiche Maßnahme an.

Es ist jedoch festzustellen, dass trotz der immer noch hohen Phosphat-Gehalte ein beachtlicher Restitutionserfolg erreicht werden konnte. Nach Kiehl & al. (2006) können höhere Phosphat-Konzentrationen auf ehemaligen Ackerböden die Restitution wertvoller Magerrasen ermöglichen, wenn zeitweilig starke Trockenheit herrscht. Auch Wurbs & Glemnitz (1997) unterstreichen die Bedeutung von Wasserstress für die Ablösung von Arten der Glatthaferwiesen durch Trockenrasen-Arten auf alten Ackerbrachen.

7. Ausblick

Nach unseren bisherigen Ergebnissen kann die Streitgewann-Fläche ein wesentlicher Baustein werden zum räumlichen und funktionellen Verbund der Gebiete Griesheimer Düne, Beckertanne und Ehemaliger Euler-Flugplatz. Der räumliche Verbund mit der Griesheimer Düne ist bereits gelungen. Zum Ehemaligen Euler-Flugplatz fehlen noch circa 700 m an der schmalsten Stelle (Abb. 1). Funktionelle Verknüpfungen gibt es bereits seit dem

ersten Jahr der Restitution durch epi- und endozoochore Ausbreitung der Schafherde, die zwischen den FFH-Flächen und dem Streitgewann wechselt. Im Griesheimer Sand konnte auf Leitbildflächen die Ausbreitung von 93 Gefäßpflanzenarten (53 im Fell, 74 in den Faeces) mit der Schafherde nachgewiesen werden. Hochgerechnet kann die Schafherde 0,5–2,5 Mio. Diasporen pro Tag endozoochor und 300 000 epizoochor von Koppel zu Koppel transportieren (Eichberg & al. 2007, Wessels & al. 2008, Eichberg & Wessels-de-Wit 2011). Auch Wildbienen sorgen durch Pollentransfer und anschließende Bestäubung auf entfernteren Flächen für funktionelle Verknüpfungen und wirken genetischer Verarmung entgegen. Beil & al. (2008) konnten durch Analyse von Pollenhöschen der Wildbienen feststellen, dass seltener Pollen auch von sehr kleinen Wildbienen-Arten (7 mm) mindestens 1,3 km transportiert werden kann, was Rückschlüsse auf die natürlichen Ausbreitungsdistanzen ermöglicht. Die im Streitgewann stet nachgewiesene *Andrena pilipes* (13–15 mm) legt mindestens 1,2 km zurück; dieser Radius um das Streitgewann würde die gesamte Griesheimer Düne umfassen, wo die Art auch nachgewiesen wurde (Beil & Kratochwil 2004). Durch solche Interaktionen mit Transfers von Samen und Pollen wird drohender genetischer Verarmung entgegengewirkt (Young & al. 1996).

In der Zeitspanne der weiteren Ausmagerung muss besonderer Wert auf eine stetige Zurückdrängung der ruderalen Problemgräser, vor allem von *Calamagrostis epigejos* und *Cynodon dactylon*, mit Hilfe von Stoßbeweidung gelegt werden. Die große Problematik der Ausmagerung bei stark gedüngten ehemaligen Ackerflächen kann vor allem durch das „restorative grazing" mehr und mehr gelöst werden.

Danksagung

Wir danken dem Landschaftspflegehof Stürz herzlich für die sehr gute jahrelange Kooperation in allen Fragen der Beweidung. Das „Bundesamt für Naturschutz" und das „Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit" unterstützten unsere Untersuchungen und die Bereitstellung von Flächen im Rahmen des E+E-Vorhabens: „Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung". Der Landkreis Darmstadt-Dieburg leitete das Hauptverfahren im E+E-Vorhaben und förderte unsere Arbeiten auch nach Abschluss des Projektes. Wir danken Carsten Eichberg (Trier), Sabrina Krausch (Bickenbach), Josef Kreuziger (Zwingenberg) und Sabine Tischew (Bernburg) herzlich für Diskussionen und Informationen sowie Detlef Mahn und einem anonymen Gutachter für wertvolle Anmerkungen zu unserem Manuskript.

Literatur

Albert A.-J., A. Kelemen, O. Valkó, T. Miglécz, A. Csecserits, T. Rédei, B. Deák, B. Tóthmérész & P. Török 2014: Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. – Applied Veg. Sci. **17**, 214–224, Oxford.

Ambos R. & O. Kandler 1987: Einführung in die Naturlandschaft. – Mainzer Naturwissenschaftl. Archiv **25**, 1–28, Mainz.

Anonymus 1991: Verband der landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Methodenbuch, Band 1, Die Untersuchung von Böden. 4. Auflage – VDLUFA, Darmstadt, 1570 Seiten.

Beil M., H. Horn & A. Schwabe 2008: Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) – a method for elucidating habitat use and foraging distances. – Apidol. **39**, 456–467, Paris, Les Ulis.

Beil M. & A. Kratochwil 2004: Zur Ressourcennutzung von Wildbienen (Hymenoptera, Apoidea) in beweideten und unbeweideten Sand-Ökosystemen In: Schwabe A. & A. Kratochwil (Hrsg.) Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Ber. **17**(1), 179–189, Schneverdingen.

Beil M., A. Kratochwil, C. Storm & A. Schwabe 2014: Community structure and diversity of vegetation and flower-visiting wild bees (*Hymenoptera*: *Apoidea*) in sandy dry grassland: are there congruent characteristics? – Phytocoenologia **44**, 175–192, Stuttgart.

Berendse F., H. J. Oomes & W. T. Elberse 1992: Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. – Biolog. Conservation **62**, 59–65, Barking.

Brandes D. 1990: Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung von *Sisymbrium altissimum* in Nordwestdeutschland. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem., Neue Serie **10**, 67–82, Göttingen.

Carson B. D., C. A. Bahlai, J. Gibbs & D. A. Landis 2016: Flowering phenology influences bee community dynamics in old fields dominated by the invasive plant *Centaurea stoebe*. – Basic Applied Ecol. **17**, 497–507, Amsterdam and others.

Caspari S., O. Dürhammer, M. Sauer & C. Schmidt 2018: Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (*Anthocerotophyta* und *Bryophyta*). – Natursch. Biolog. Vielfalt **70**, 361–489, Bonn-Bad Godesberg.

Ceulemans T., R. Merckx, M. Hens & O. Honnay 2013: Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? – Global Ecol. Biogeogr. **22**, 73–82, Oxford and others.

Cezanne R., M. Eichler & H. Thüs 2001: Rote Liste der Flechten Hessens – Nachträge, Erste Folge. – Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden. 48 Seiten.

Cezanne, R. & M. Eichler 2010: Flechten und Naturschutz auf dem August-Euler-Flugplatz. – Collurio. Zeitschr. Vogel-Natursch. Südhessen **28**, 35–42, Darmstadt.

Chytrý M., M. Hejcman, S. M. Hennekens & J. Schellberg 2009: Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. – Applied Veg. Sci. **12**, 167–176, Oxford.

Diekmann M. 2003: Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – Basic Applied Ecol. **4**, 493–506, Amsterdam and others.

Dosch L. 1887: Excursions-Flora der Blüten- und höheren Sporenpflanzen mit besonderer Berücksichtigung des Grossherzogtums Hessen und der angrenzenden Gebiete von L. Dosch und Dr. J. Scriba. 3. Aufl. – Emil Roth, Giessen „1888“. CVIII + 616 Seiten, Tafeln I–VIII.

Drehwald U. 2013: Rote Liste der Moose Hessens. 1. Fassung, Stand April 2013. – Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden. 79 Seiten.

Egler F. E. 1954: Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. – Vegetatio **4**, 412–417, Dordrecht.

Eichberg C., C. Storm, A. Kratochwil & A. Schwabe 2006: A differentiating method for seed bank analysis: validation and application to successional stages of Koelerio-Corynephoretea inland sand vegetation. –Phytocoenologia **36**, 161–189, Stuttgart.

Eichberg C., C. Storm & A. Schwabe 2005: Epizoochorous and post-dispersal processes in a rare plant species: *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (Asteraceae). – Flora **200**, 477–489, Jena.

Eichberg C., C. Storm & A. Schwabe 2007: Endozoochorous dispersal, seedling emergence and fruiting success in disturbed and undisturbed successional stages of sheep grazed inland sand ecosystems. Flora **202**, 3–26, Jena.

Eichberg C., C. Storm, M. Stroh & A. Schwabe 2010: Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? – Applied Veg. Sci. **13**, 425–438, Oxford.

Eichberg C. & S. Wessels-de Wit 2011: Schafe als Ausbreitungsvektoren von Samen und Früchten und als Faktoren für den Etablierungserfolg dieser Diasporen in offenen Sand-Ökosystemen. In: Süß K., C. Storm & A. Schwabe (Bearb.): Ried und Sand: Biotopverbund durch extensive Landbewirtschaftung. – Natursch. Biolog. Vielfalt **110**, 137–162, Bonn-Bad Godesberg.

Ellenberg H. 1953: Physiologisches und synökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. – Ber. Deutschen Botan. Ges. **65**, 350–361, Stuttgart, Berlin, Jena.

Ellenberg H. & C. Leuschner 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Aufl. – UTB, Ulmer, Stuttgart. 1334 Seiten.

European Commission 2007: Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 27. – European Commission, DG Environment, Brussels. 142 Seiten.

Faust C., C. Eichberg, C. Storm & A. Schwabe 2011: Post-dispersal impact on seed fate by livestock trampling – A gap of knowledge. – Basic Applied Ecol. **12**, 215–226. Amsterdam and others.

Freund L. 2014: Vegetation development in intact and restored base-rich sand ecosystems under different abiotic and biotic influences. – Dissertation Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 153 Seiten.

Freund L., J. Carrillo, C. Storm & A. Schwabe 2015: Restoration of a newly created inland-dune complex as a model in practice: impact of substrate, minimized inoculation and grazing. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem. **35**, 221–248, Göttingen.

Freund L., C. Eichberg, I. Retta & A. Schwabe 2014: Seed addition via epizoochorous dispersal in restoration: an experimental approach mimicking the colonization of bare soil patches. – Applied Veg. Sci. **17**, 74–85, Oxford.

Frey W. & I. Hensen 1995: Spergulo morisonii-Corynephoretum canescentis (Frühlingsspark-Silbergrasflur) – Lebensstrategien von Binnendünen- und Lockersandbesiedlern. – Feddes Repert. **106**, 533–553. Berlin.

Fritz H.-G. & H. H. Ludewig 2008: Laufkäfer im Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben) „Ried und Sand“. – Collurio. Zeitschr. Vogel- Natursch. Südhessen **26**, 143–165, Darmstadt.

Gough M. W. & R. H. Marrs 1990: A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. – Biolog. Conservation **51**, 8396, Barking.

Hensen I. 1997: Life strategy systems of xerothermic grasslands – mechanisms of reproduction and colonization within Stipetum capillatae s. l. and Adonido-Brachypodietum pinnatae. – Feddes Repert. **108**, 425–452, Berlin.

Hensen I., C. Kilian, V. Wagner, W. Durka, J. Pusch & K. Wesche 2010: Low genetic variability and strong differentiation among isolated populations of the rare steppe grass *Stipa capillata* L. in Central Europe. – Plant Biol. **12**, 526–536, Oxford and others.

Hodvina S. & R. Cezanne 2007: Das Dünen-Steinkraut (*Alyssum montanum* subsp. *gmelinii*) in Hessen. – Bot. Natursch. Hessen **20**, 25–51, Frankfurt am Main.

Hodvina S. & R. Cezanne 2008: Das Badener Rispengras (*Poa badensis*) in Hessen. – Bot. Natursch. Hessen **21**, 33–60, Frankfurt am Main.

Hölzel N. 2019: Limitierende Faktoren der Renaturierung. In: J. Kollmann A. Kirmer, S. Tischew, N. Hölzel & K. Kiehl (Hrsg.): Renaturierungsökologie, 35–52. – Springer Spektrum, Berlin.

Jäger E. J. (Hrsg.) 2017: Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen. Grundband. 21. Aufl. – Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg. 930 Seiten.

Kassahun A., H. A. Snyman & G. N. Smit 2009: Soil seed bank evaluation along a degradation gradient in arid rangelands of the Somali region, eastern Ethiopia. – Agric., Ecosyst. Environment **129**, 428–436, Amsterdam.

Kesel R. 2005: ELLEX – Programm zur Auswertung der Ellenbergschen Zeigerwerte. – Ecosurvey Büro, Bremen.

Kiehl K., A. Thormann & J. Pfadenhauer 2006: Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. – Restor. Ecol. **14**, 148–156. Cambridge, Mass., Malden, Mass., Oxford and others.

Kirmer A. 2019: Vegetationstechnik der Renaturierung im Offenland. In: J. Kollmann, A. Kirmer, S. Tischew, N. Hölzel & K. Kiehl (Hrsg.): Renaturierungsökologie, 53–70. – Springer Spektrum, Berlin.

Knappová J., L. Hemrová, M. Knapp & Z. Münzbergová 2017: Establishment limitation may be more important than species dispersal: insights from dry grasslands and old-fields. – J. Veg. Sci. **28**, 34–42, Oxford.

Koerner S. E., M. D. Smith, D. E. Burkepile, N. P. Hanan, M. L. Avolio, S. L. Collins, A. K. Knapp, N. P. Lemoine, E. J. Forrestel, S. Eby, D. I. Thompson, G. A. Aguado-Santacruz, J. P. Anderson, T. M. Anderson, A. Angassa, S. Bagchi, E. S. Bakker, G. Bastin, L. E. Baur, K. H. Beard, E. A. Beever, P. J. Bohlen, E. H. Boughton, D. Canestro, A. Cesa, E. Chaneton, J. Cheng, C. M. D'Antonio, C. Deleglise, F. Dembélé, J. Dorrough, D. J. Eldridge, B. F. Fernandez-Going, S. Fernández-Lugo, L. H. Fraser, B. Freedman, G. García-Salgado, J. R. Goheen, L. Guo, S. Husheer, M. Karembé, J. M. H. Knops, T. Kraaij, A. Kulmatiski, M.-M. Kytöviita, F. Lezama, G. Loucougaray, A. Loydi, D. G. Milchunas, S. J. Milton, J. W. Morgan, C. Moxham, K. C. Nehring, H. Olff, T. M. Palmer, S. Rebollo, C. Riginos, A. C. Risch, M. Rueda, M. Sankaran, T. Sasaki, K. A. Schoenecker, N. L. Schultz, M. Schütz, A. Schwabe, F. Siebert, C. Smit, K. A. Stahlheber, C. Storm, D. J. Strong, J. Su, Y. V. Tiruvaimozhi, C. Tyler, J. Val, M. L. Vandegehuchte, K. E. Veblen, L. T. Vermeire, D. Ward, J. Wu, T. P. Young, Q. Yu, & T. J. Zelikova 2018: Change in dominance determines herbivore effects on plant diversity. – Nature Ecol. Evol. **2**, 1925–1932, London.

Kollmann J. 2019: Sandrasen. In: J. Kollmann, A. Kirmer, S. Tischew, N. Hölzel & K. Kiehl (Hrsg.): Renaturierungsökologie, 311–328. – Springer Spektrum, Berlin.

Korneck D. 1974: Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten. – Schriftenreihe Vegetationsk. **7**, 1–196, 157 Tabellen, Bonn-Bad Godesberg.

Krausch S. 2011: E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Erfolge bei der Restitution von Sandlebensräumen für Wildbienen. – Natursch. Biolog. Vielfalt **110**, 215–234, Bonn-Bad Godesberg.

Krausch S. 2012: Analyse blütenbesuchender Wildbienengemeinschaften (Hymenoptera: Apoidea) in gefährdeten Sand-Ökosystemen Süddeutschlands (Baden-Württemberg, Hessen): Gemeinschaftsstruktur, Diversität, Ressourcennutzung, Restitution. – Dissertation Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie/Chemie. 230 Seiten.

Kreuziger J. & M. Werner 2016: SPA-Monitoring für das EU-Vogelschutzgebiet 6117-401 „Griesheimer Sand“ (Landkreis Darmstadt-Dieburg, Hessen). – Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Zwingenberg. 26 Seiten.

Krolupper N. & A. Schwabe1998: Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Südhessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen-Reservoir und -Niederschlag. – Bot. Natursch. Hessen **10**, 59–89, Frankfurt am Main.

McCune B. & M. J. Mefford 2018: PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 7.08. – Wild Blueberry Media LLC, Corvallis/OR.

Oberdorfer E. unter Mitarbeit von A. Schwabe & T. Müller 2001: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete, 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart. 1051 Seiten.

Ödman A. M. & P. A. Olsson 2014: Conservation of sandy calcareous grassland: What can be learned from the land use history? – PLoS ONE **9**, e90998. San Francisco/California, Lawrence/Canada.

Prach K. & P. Pyšek 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. – Ecol. Eng. **17**, 55–62, Amsterdam.

Retta I. 2008: Untersuchungen zur Restitution von Sandökosystemen: Vegetationsökologische Entwicklung von Tiefensand nach epizoochorem Diasporentransport und Beweidung als Pflegemaßnahme. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 88 Seiten.

Ruprecht E. 2006: Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. – Restor. Ecol. **14**, 473–480. Cambridge/Mass., Malden/Mass., Oxford and others.

Schelfhout S., A. De Schrijver, S. De Bolle, L. De Gelder, A. Demey, T. Du Pré, S. De Neve, G. Haesaert, K. Verheyen & J. Mertens 2015: Phosphorous mining for ecological restoration on former agricultural land. – Restor. Ecol. **23**, 842–851, Cambridge/Mass., Malden/Mass, Oxford and others.

Schelfhout S., J. Mertens, M. P. Perring, M. Raman, L. Baeten, A. Demey, B. Reubens, S. Oosterlynck, P. Gibson-Roy, K. Verheyen & A. De Schrijver 2017: P-removal for restoration of *Nardus* grasslands on former agricultural land: cutting traditions. – Restor. Ecol. **25** (S2), S178–S187, Cambridge/Mass., Malden/Mass. and others.

Schmidt W. 1993: Sukzession und Sukzessionslenkung auf Bracheäckern. Neue Ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. – Scripta Geobotan. **20**, 65–104, Göttingen.

Schöller H. 1996: Rote Liste der Flechten (*Lichenes*) Hessens. – Hessisches Ministerium des Inneren und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, Wiesbaden. 76 Seiten.

Schwabe A., C. Eichberg, M. Stroh & C. Storm 2015: Gefährdete Sandvegetation der nördlichen Oberrheinebene: Vegetationsökologische Untersuchungen der Technischen Universität 1995–2013 im Landkreis Darmstadt-Dieburg und im Bereich der Stadt Darmstadt. – Braunschweiger Geobotan. Arb. **11**, 249–-300, Braunschweig.

Schwabe A. & A. Kratochwil 2004 (Hrsg.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Ber. **17**(1), 1–237, Schneverdingen.

Schwabe A. & A. Kratochwil 2009: Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland. In: Zerbe, S. & G. Wiegleb (Hrsg.) Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa, 235–263. – Spektrum, Heidelberg.

Schwabe A., K. Süß & C. Storm 2013: What are the long-term effects of livestock grazing in steppic sandy grassland with high conservation value? Results from a 12-year field study. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem. **33**,189–212, Göttingen.

Schwebel C. 2007: Nährstoffökologische Untersuchungen zur Restitution von Sandökosystemen der nördlichen Oberrheinebene. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 68 Seiten.

Schweda N. 2011: Untersuchungen zur epizoochoren Ausbreitung und Etablierung von Zielarten basenreicher, offener Sandökosysteme im Binnenland. – Diplomarbeit Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 56 Seiten.

Soldat D. J. & A. M. Petrovic 2008: The fate and transport of phosphorus in turfgrass ecosystems. – Crop Sci. **48**, 2051–2065, Madison/Wis., New York.

Starke-Ottich I., T. Gregor, U. Barth, K. Böger, D. Bönsel, R. Cezanne, A. Frede, K. Hemm, S. Hodvina, R. Kubosch, D. Mahn & M. Uebeler, unter Mitarbeit von G. Gottschlich, W. Jansen & H. Blatt 2019: Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 5. Fassung. – Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) & Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden. 271 Seiten.

Storm C., C. Eichberg, M. Stroh & A. Schwabe 2016: Restoration of steppic sandy grassland using deep-sand deposition, inoculation with plant material and grazing: a 10-year study. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem. **36**, 143–166, Göttingen.

Storm C., I. Herget, J. Kappes & B. Vormwald 1998: Nährstoffökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet in (teilweise ruderalisierten) Sandpionierfluren und -rasen. – Bot. Natursch. Hessen **10**, 41–85, Frankfurt am Main.

Stroh M. 2006: Vegetationsökologische Untersuchungen zur Restitution von Sand-Ökosystemen. – Dissertation Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 125 Seiten.

Stroh M., C. Storm & A. Schwabe 2007: Untersuchungen zur Restitution von Sandtrockenrasen: das Seeheim-Jugenheim-Experiment in Südhessen (1999–2005). – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem., Neue Serie **27**, 287–305, Göttingen.

Stroh M., C. Storm, A. Zehm & A. Schwabe 2002: Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – Phytocoenologia **32**, 595–625, Stuttgart.

Süß K. & A. Schwabe, 2007: Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in Armerio-Festucetum trachyphyllae sand vegetation. – Phytocoenologia **37**, 135–160, Stuttgart.

Süß K. & A. Schwabe unter Mitarbeit von G. Rausch, H.-G. Fritz, H.-H. Ludewig, M. Stroh, R. Cezanne & M. Eichler 2011: Erfolge bei der Restitution von Sandlebensräumen im E+E-Vorhaben „Ried und Sand“: Vegetation und ausgewählte Indikator-Tierarten. – Natursch. Biolog. Vielfalt **110**, 179–214, Bonn-Bad Godesberg.

Süß K., C. Storm & A. Schwabe 2010: Sukzessionslinien in basenreicher offener Sandvegetation des Binnenlandes – Ergebnisse aus Untersuchungen von Dauerbeobachtungsflächen. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem., Neue Serie **30**, 289–318, Göttingen.

Süß K., C. Storm & A. Schwabe (Bearb.) 2011a: Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung; Ergebnisse und Erfahrungen aus dem gleichnamigen Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E) des Bundesamtes für Naturschutz. – Natursch. Biolog. Vielfalt **110**, 1–350, Bonn-Bad Godesberg.

Süß K., C. Storm & A. Schwabe 2011b: Projektgebiet und Untersuchungsflächen des E+E-Vorhabens „Ried und Sand“. In: Süß, K., C. Storm & A. Schwabe (Bearb.) Ried und Sand: Biotopverbund und Restitution durch extensive Landbewirtschaftung; Ergebnisse und Erfahrungen aus dem gleichnamigen Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E) des Bundesamtes für Naturschutz. – Natursch. Biolog. Vielfalt **110**, 27–40. Bonn-Bad Godesberg.

Süß K., C. Storm, A. Zehm & A. Schwabe 2004: Succession in inland sand ecosystems: which factors determine the occurrence of the tall grass species *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth and *Stipa capillata* L.? – Plant Biol. **6**, 465–476, Oxford and others.

Thompson K., J. Bakker & R. Bekker 1997: The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. – Cambridge Univ. Press, Cambridge. 276 p., disc.

Tischew S., F. Kommraus, L. K. Fischer & I. Kowarik 2017: Drastic site-preparation is key for the successful reintroduction of the endangered grassland species *Jurinea cyanoides*. – Biolog. Conservation **214**, 88–100, Amsterdam and others.

Török P., E. Vida, B. Deák, S. Lengyel & B. Tóthmérész 2011: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. – Biodiv. Conservation **20**, 2311–2332, Dordrecht.

Volk O. H. 1931: Beiträge zur Ökologie der Sandvegetation der oberrheinischen Tiefebene. – Zeitschr. Bot. **24**, 81–185, Jena.

Weißmantel B. 2020: Untersuchung und Bewertung der langjährigen Entwicklung von Restitutionsflächen der Sandökosysteme im Griesheimer Streitgewann. – Bachelor-Arbeit, Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 71 Seiten.

Wessels S. 2007: The contribution of sheep zoochory to the conservation and restoration of target plant communities in isolated sand ecosystems. – Dissertation Technische Universität Darmstadt, Fachbereich Biologie. 158 Seiten.

Wessels S., C. Eichberg, C. Storm & A. Schwabe 2008: Do plant-community-based grazing regimes lead to epizoochorous dispersal of high proportions of target species? – Flora **203**, 304–326, Jena.

Wessels-de Wit S. & A. Schwabe 2010: The fate of sheep-dispersed seeds: Plant species emergence and spatial patterns. – Flora **205**, 656–665, Jena.

Wiesbauer H. & K. Mazzucco unter Mitarbeit von L. Schratt-Ehrendorfer 1997: Dünen in Niederösterreich. Ökologie und Naturgeschichte eines bemerkenswerten Landschaftselementes. Fachber. niederösterreichischen Landschaftsfonds **6**/97, 1–90, St. Pölten.

Wirth V., M. Hauck, & M. Schultz 2013: Die Flechten Deutschlands. – Eugen Ulmer, Stuttgart. **1**(1–672), **2**(677–1244).

Wurbs A. & M. Glemnitz 1997: Nährstoffgehalte alter Ackerbrachen auf Sandböden und ihre Bedeutung für die Vegetationsentwicklung. – Zeitschr. Ökol. Natursch. **6**, 233–245, Jena, Stuttgart.

Young A., T. Boyle & T. Brown 1996: The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. – Trends Ecol. Evol. **11**, 413–418, Amsterdam and others.

Zehm A. 2004: Praxisbezogene Erfahrungen zum Management von Sand-Ökosystemen durch Beweidung und ergänzende Maßnahmen. – NNA-Ber. **17**(1), 221–232, Schneverdingen.

Zehm A. & K. Zimmermann 2004: Sandgebiete in der hessischen Oberrheinebene: Untersuchungsflächen und Untersuchungsansatz des BMBF-Projektes „Sand-Ökosysteme im Binnenland“. – NNA-Ber. **17**(1), 69–77, Schneverdingen.

Tabellen

Tab. 1: Stetigkeitstabelle der Restitutionsfläche 2005–2020 und der Griesheimer Düne 2009–2011; Arten in %, bezogen auf jeweils 7 Plots. – Presence table of the restoration site 2005–2020 and the 'Griesheimer Düne' 2009–2011; species in % refer to 7 plots/column.

	Spaltennr.	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
	Jahre 1 bis 16	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	Griesh. Düne				
	Jahr 200./20..	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	9	10	11		
*	Mitteltemperaturen/a °C: 10,5 langj. Mittel, > 1,5 °C	11,0	11,2	11,4	11,0	10,9	9,8	11,4	10,9	10,6	12,1	11,6	11,1	11,2	12,5	11,7	12,1	10,9	9,8	11,4		
*	Mittl. Niederschl./a mm: 630 langj. Mittel, < 75 %	524	634	689	555	664	668	506	630	643	650	431	662	663	401	586	543	664	668	506		
*	Trockenheit 1.3.–31.5. < 75 % v. langj. Mittel in %							36	66		70	35					66			36		
	Mittlere Artenzahl gesamt	45,3	48,0	43,0	40,4	40,9	43,3	31,7	37,7	42,4	43,4	41,7	39,6	39,7	39,4	40,3	34,6	33,3	37,1	29,7		
	Mittlere Artenzahl ohne Kryptogamen	44,1	44,7	37,7	34,0	33,3	34,6	24,1	28,9	34,6	36,3	34,4	33,7	34,1	34,0	35,3	31,4	31,6	35,4	27,9		
	Mittlere Anzahl Annuelle Stellarietea mediae	18,0	11,3	7,3	6,0	3,0	4,1	2,4	2,4	2,1	3,0	3,4	2,4	3,3	1,7	4,6	2,3	5,6	5,4	5,0		
	Mittlere Anzahl Annuelle Koelerio-Corynephoretea	8,7	10,9	7,7	7,4	7,6	8,9	6,6	5,7	9,0	8,9	8,7	8,7	8,0	8,0	9,1	7,1	5,9	5,9	2,7		
	Mittlere Deckung K-C % (Zielartengruppe 1)	8	14	11	11	28	17	8	4	18	28	23	30	12	13	24	11	6	5	2		
	Mittlere Deckung K-C/F-B % (Zielartengruppe 2)	<1	2	2	13	12	19	22	15	5	4	3	6	5	3	1	2	1	<1	0		
	Mittlere Deckung F-B % (Zielartengruppe 3)	<1	<1	<1	1	2	2	2	4	8	8	8	11	23	27	19	22	56	56	56		
	Mittlere Deckung Zielarten % (Gruppen 1-3)	8	16	13	25	42	38	32	23	31	40	34	47	40	43	44	35	63	61	58		
	Mittlere Deckung Flechten %	<1	0	<1	<1	3	2	<1	<1	1	1	1	1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
	Mittlere Deckung Acrocarpi % (**mindestens 40 %**)	<1	29	64	61	52	40	33	34	31	25	16	10	10	9	13	11	4	4	4		
	Mittlere Deckung % Pleurocarpi + Lebermoos	<1	1	5	8	16	35	47	50	56	63	71	79	79	82	76	76	22	21	23		
	Mittlere Deckung % Agropyretea/Artemisietea	2	6	12	15	9	11	7	9	9	8	9	9	13	13	17	20	6	13	15		
Gruppe	Mittl. Deckung offener Boden %	75	41	16	13	9	7	8	7	5	3	3	2	2	1	4	1	16	13	15	**Soziologie**	**Abkürzung**
1a	**Graminoide (G): Phase 1 (p. p. Transition)**	** Phase 1			Transition	**Phase 2**																
1a	Apera spica-venti	100	100	100	100						14										St	Aper.spi
1a	Setaria viridis	14	14	14	14													43	29	43	St	Seta.vir
1a	Digitaria sanguinalis s. l.	57	43	57																	St	Digi.san
1a	Elymus repens	14	14	14															14	14	Ag	Elym.rep
1a	Alopecurus myosuroides	14	29																		St	***
1a	Avena sativa	86																			Hfr	Aven.sat
	Kräuter (Kr): vorw. Phase 1 (p. p. Transition)																					
1b	Cirsium arvense	43	57	43	29	14															Ar	Cirs.arv
1b	Asparagus officinalis	43	29	29	29	29													14		So	Aspa.off
1b	Taraxacum sect. Ruderalia	86	100	86		29			14											14	M-A	Tara.seR
1b	Taraxacum sect. Erythrosperma	43	29	14		29			14										14	14	So	Tara.seE
1b	Plantago arenaria	29	29	14	14													43	43	43	St	Plan.are
1b	Arctium lappa	43	29	14		14															Ar	Arct.lap
1b	Senecio vernalis	57	71	14				14										14			St	Sene.ver
1b	Salsola tragus	71	14	14														14	43	43	St	Sals.tra
1b	Geranium pusillum	14	14	14																	So	***

			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
1b	Sonchus oleraceus		14		14	14																St	Sonc.ole
1b	Cirsium vulgare			14	29	29																Ar	Cirs.vul
1b	Arabidopsis thaliana		43	29									14						57	14		St	Arab.tha
1b	Lactuca serriola		100	14																		St	Lact.ser
1b	Stellaria media		100	14																		St	Stel.med
1b	Sonchus asper		86	100																		St	Sonc.asp
1b	Papaver dubium		57	29															14	29		St	Papa.dub
1b	Capsella bursa-pastoris		57	29																		St	Caps.bur
1b	Senecio vulgaris		57	14																		St	Sene.vul
1b	Epilobium ciliatum s. l.		43	14																		So	Epil.cil
1b	Medicago lupulina		29	14																		F-B	Medi.lup
1b	Vicia glabrescens		29	14																		So	***
1b	Sonchus arvensis subsp. arvensis		14	14																		St	***
1b	Fallopia convolvulus		29		14														29	14	29	St	Fallo.con
1b	Fragaria sp./cultivar			43	14																	So	Frag.sp
1b	Epilobium angustifolium		14			57																So	***
1b	Chenopodium striatiforme/C. album agg.		86							14									29	57	100	St	Chen.alb
1b	Solanum nigrum		86																14		43	St	Sola.nig
1b	Descurainia sophia		71																			St	Desc.sop
1b	Amaranthus spec./Griesh. Düne: A. retroflexus		29																		14	St	Amar.sp
1b	Diplotaxis tenuifolia			14															29	29	43	Ag	Dipl.ten
	Ruderalart mit höh. Deckung in Phase 1																						
1b	Conyza canadensis		100	100	100	100	14	43	29	71	43	71	57	14	43	29	14		100	100	86	St	Cony.can
	maximale Deckung (%)		19	15	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1		<1	1	1		
	G: Phase 1, K-C aus Rechgut ohne Etablierung																						
1c	Phleum arenarium	3	14	29																		K-C	Phle.are
1c	Corynephorus canescens	V		14															43	43	14	K-C	Cory.can
	Kr: Phase 1, K-C wahrscheinlich aus Rechgut ohne Etablierung																						
1d	Veronica praecox	2	14	14		14				14		14							14			K-C	Vero.pra
1d	Veronica verna	3	14	14		14													43	29	14	K-C	Vero.ver
1d	Myosotis stricta	V	29	57															14			K-C	Myos.str
1d	Alyssum alyssoides	V	29		14														29	29		K-C	Alys.aly
	G/Kr: Phase 1–2, Arten ohne längerfristige Etablierung																						
2	Koeleria glauca	2			14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14			14	14		K-C	Koel.gla
2	Asperula cynanchica	V			14	14	14	14	14			14		14					29	43	29	F-B	Aspe.cyn
2	Agrostis vinealis	V		14	14						29	14		14								K-C	Agro.vin

			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
	G: Phase 1–2, F-B Arten mit Etablierung																						
3a	Koeleria macrantha	V		57	86	86	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	43	29	29	F-B	Koel.mac
	maximale Deckung (%)			<1	<1	<1	5	7	4	15	15	15	15	10	25	25	15	20	1	2	2		
3a	Phleum phleoides	3		29		43	29	43		29	86	100	71	100	100	100	86	86	43	57	57	F-B	Phle.phl
	Kr: Phase 1–2, K-C Arten mit Etablierung																						
3b	Helichrysum arenarium	V	43	71	71	71	71	71	71	100	100	100	100	100	100	100	100	100	43	57	29	K-C	Heli.are
	maximale Deckung (%)		<1	<1	2	4	2	4	7	15	15	15	15	15	7	10	15	10	<1	<1	<1		
3b	Silene conica	3	29	100	71	57	43	71	43	29	86	86	86	71	57	71	86	71	29	29		K-C	Sile.con
3b	Vicia lathyroides	V	14	29		14	29	71	43	14	100	86	100	100	86	29	100	57	29	14		K-C	Vici.lat
	G: Phase 2, F-B Arten mit Etablierung																						
4a	Stipa capillata	V					14	14	29	29	43	14	14	14	29	29	29	57	100	100	100	F-B	Stip.cap
4a	Festuca albensis (= F. duvalii)	2							14	14	29	43	57	57	57	71	57	57	57	71	43	F-B	Fest.alb
	Kr: vorw. Phase 2, Arten mit Etablierung																						
4b	Silene otites	3				14	29	29	29	14	14	14	29	29	29	43	57	57	14			F-B	Sile.oti
4b	Armeria maritima subsp. elongata	3			14		14				14	43	29	43	43	43	43	43				K-C	Arme.mar
4b	Dianthus carthusianorum	V			14		14			14	14	14	14	14		14		14	14	14	14	F-B	Dian.car
	Krautige F-B-Arten: vorwiegend Phase 2																						
4c	Ononis repens subsp. procurrens				14	14	29	43	43	43	57	57	57	57	57	57	57	57	100	100	100	F-B	Onon.rep
	maximale Deckung (%)				<1	1	2	3	3	2	10	12	12	20	25	30	25	25	12	10	10		
4c	Medicago falcata				14	14	29	29	14	14	14	57	86	57	86	86	86	71	71	86	71	F-B	Medi.fal
4c	Euphorbia cyparissias				14		14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	86	100	100	F-B	Euph.cyp
	Weitere Kr: vorwiegend Phase 2																						
4d	Pilosella officinarum						14	14	14	14	14	14	14	14	14	29	14	14				K-C	Pilo.off
4d	Cerastium arvense									14		14	14		14	14	14	14	57	43	43	Ag	Cera.arv
4d	Thymus pulegioides subsp. pulegioides									14				14	14	14	14	14				So	Thym.pul
	Ruderale G (mögl. Dominanzbildner): vorw. Phase 2																						
4e	Poa angustifolia		14	100	86	86	100	100	100	100	86	86	86	100	100	100	100	100	100	100	86	Ag	Poa.ang
4e	Calamagrostis epigejos			57	57	71	86	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	29	29	29	AgR	Cala.epi
4e	Cynodon dactylon							14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14				Ag	Cyno.dac
4e	Carex hirta											14	14	14	29	14	29	29	100	100	100	Ag	Care.hir
	Alle Phasen: Weitere K-C-Arten																						
5a	Arenaria serpyllifolia agg.		86	100	100	100	100	100	100	86	100	100	100	100	100	100	100	100	86	100	43	K-C	Aren.ser
5a	Cerastium semidecandrum		100	100	57	86	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	71	86	71	K-C	Cera.sem
5a	Vulpia myuros		71	86	100	100	100	100	86	86	100	100	100	100	100	100	100	71		57		K-C	Vulp.myu
5a	Medicago minima		100	100	86	86	100	100	100	43	100	100	100	100	100	100	100	100	71	43	29	K-C	Medi.min
5a	Petrorhagia prolifera		100	100	100	100	100	100	86	100	100	100	100	100	100	100	86	100	14	29		K-C	Petr.pro
5a	Potentilla argentea agg.		43	57	71	86	86	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	43	71	71	K-C	Pote.arg
5a	Rumex acetosella		14	43	57	71	71	57	71	86	86	86	86	57	57	43	29	57		14		K-C	Rume.ace

		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
5a	Sedum acre	29	29	29	29	43	43	29	43	71	43	29	43	71	6	29	29	86	43		K-C	Sedu.acr
5a	Trifolium arvense	100	100	100	86	71	57	71	29	57	71	57	71	57	100	57	14				K-C	Trif.arv
5a	Trifolium campestre	43	86	71	71	86	100	43	29	71	100	86	100	86	86	43	29	14	14		K-C	Trif.cam
5a	Echium vulgare		29	43		43	43	29	71	71	100	100	86	86	100	86	100	71	71	71	K-C	Echi.vul
5a	Erodium cicutarium	14	43	57	14	14	14		14	14	14		14	14		57	14	100	86	71	K-C	Erod.cic
5a	Myosotis ramosissima	86	86	14		14	43		29	71	14	43	14			71		43	57	43	K-C	Myos.ram
5a	Draba verna agg.	14	43				14								14	14	57	29			K-C	Drab.ver
5a	Herniaria glabra				14		14		14	29											K-C	Hern.gla
	Koelerio-Corynephoretea-/Festuco-Brometea-Art																					
5b	Centaurea stoebe subsp. australis/C. stoebe s.l.	100	100	100	100	100	100	100	100	86	86	100	100	86	86	100	100	29	57	14	K-C/F-B	Cent.sto
	maximale Deckung (%)	1	3	5	25	20	30	35	30	20	10	7	20	20	15	5	5	3	1	<1		
	Weitere Molinio-Arrhenatheretea-Arten																					
6	Hypochaeris radicata	86	100	86	86	86	86	86	100	86	86	57	71	43	57	57	57				M-A	Hypo.rad
6	Crepis capillaris	100	100	100	100	100	100	14	57	29	29	14	29	14		14	14	43	43	29	M-A	Crep.cap
6	Dactylis glomerata		57	71	57	57	43	57	43	57	86	43	43	57	71	43	43				M-A	Dact.glo
6	Arrhenatherum elatius		29	29	29	14	14			29	29	14	14	29	29	14	14				M-A	Arrh.ela
6	Holcus lanatus			43	57	43	29		14	29	29	29	29	29	29	14	14				M-A	Holc.lan
6	Plantago lanceolata		43	43	57	29	43	14			57	14	14		14	29	14				M-A	Plan.lan
6	Trifolium repens		14	29		29	43		14	29	43	14	43	43	14						M-A	Trif.rep
6	Galium album		14	14	14	14	14	14	14	14	14								14		M-A	Gali.alb
6	Poa pratensis								14	14	14	29	14								M-A	Poa.pra
6	Achillea millefolium agg.			14														14	29	14	M-A	Achi.mil
	Agropyretea-/Artemisietea-Arten																					
7	Rumex thyrsiflorus	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	57	71	43	Ag/Ar	Rume.thy
7	Convolvulus arvensis	100	100	86	71	57	43	29	71	57	57	43	57	71	43	43	29				Ag	Conv.arv
7	Cynoglossum officinale	100	100	100	100	43	43	14	29	43	43	29	29	14	29	14	14	43	86	71	Ar	Cyno.off
7	Oenothera biennis s.l.		43	43	100	86	71	43	57	100	71	57	71	43	71	57	57	86	100	100	Ar	Oeno.bie
7	Silene latifolia subsp. alba		14	29	14	29	29	29	29	43	29	29	14	29	29	14	29	14	43	29	Ar	Sile.lat
7	Tragopogon dubius	100	43	57	57	14	14	14	14	14			14			29	43				Ar	Trag.dub
7	Berteroa incana	43	57	43	14	29							14	29	14		14	57	57	43	Ar	Bert.inc
7	Senecio inaequidens		29	29	14	14				14	14					14	14				Ar	Sene.ina
7	Malva neglecta		14								14	14	14	14	14	14	14				Ar	Malv.neg
7	Daucus carota	71			14				14												Ar	Dauc.car
	Weitere Stellarietea mediae-Arten																					
8	Bromus hordeaceus subsp. hordeaceus	57	100	100	100	100	71	43	43	29	57	86	86	86	71	100	57		14		St	Brom.hor
8	Bromus tectorum	100	100	100	100	100	100	86	71	71	100	29	86	43	71	100	86	29	29	14	St	Brom.tec
8	Bromus sterilis	71	100	100	100	71	100	29	14	29	29	29		29		100	43	14			St	Brom.ste

			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
8	Veronica arvensis		43	43		14		29	14		29	14	57	57	86		71	43	71	57	43	St	Vero.arv
8	Sisymbrium altissimum		100	100	86	57	14	29		29		14					86		86	86	29	St	Sisy.alt
8	Vicia hirsuta							43	29		14		14									St	Vici.hir
8	Papaver rhoeas			14				14									14					St	Papa.rho
	Sonstige																						
9	Verbascum phlomoides		86	100	100	100	100	100	86	71	100	100	86	100	29	71	57	71	100	100	86	So	Verb.phl
9	Senecio jacobaea		43	43	29	43	57	57	14	57	6	43	43	43	57	57	29	14	29	29		So	Sene.jac
9	Festuca brevipila (F. ovina agg.***excl. albescens)			14	57	57	86	57	57	43	57	86	86	43	57	71	57	43			29	So	Fest.bre
9	Vicia angustifolia		14	14	14	14	57	86			57	14	71	43	71	43	57	29				So	Vici.ang
9	Hypericum perforatum			43	43		14	43	29	71	57	86	100	71	86	86	71	86	14	57	57	So	Hype.per
9	Geranium molle		14	57	86	14		29		14	14	29	29	14	29		43	29	57	71	71	So	Gera.mol
9	Festuca rubra subsp. rubra				14	14	14	14	14	14	14	57	14	29	29	14	14		29	14		So	Fest.rub
9	Agrostis capillaris						14			14	14	14	14	29		14	14			14	14	So	Agro.cap
9	Turritis glabra		14	14	14		14									14		14		14		So	Turr.gla
9	Agrimonia eupatoria		14				29	29		29	29	29										T-G	Agri.eup
8	Vicia villosa		43	14									14			29		14				So	Vici.vill
9	Luzula campestris									14							14	14				So	***
	Flechten																						
10	Cladonia furcata s. l.		14			14	14		14	14	14	14	29	29	29	43	43	43	14	14	14	So	Clad.fur
10	Peltigera rufescens	3				14	14	43	86	57	71	57	71	57	71	29	47					So	Pelt.ruf
10	Peltigera didactyla				14	14	29	14	43	57	57	57	57	29		29						So	Pelt.did
10	Cladonia rangiformis						14	14	14	14	29	29	29	14	29	14		14	14	14	29	K-C/F-B	Clad.ran
10	Cetraria aculeata	2			14				14		57	43	57	29	29	29	43	29				K-C/F-B	Cetr.acu
10	Sarcosagium campestre	2						29		71	57	29	43	14	14							So	Sarc.cam
10	Collema limosum	3				14	29	43	14	14												So	Coll.lim
10	Cladonia rei											14	14	14		14	14					So	Clad.rei
10	Collema tenax						14	71		57												So	Coll.ten
10	Cladonia fimbriata											14	14	14								So	***
10	Leptogium biatorinum	0					14						14									So	***
	Moose																						
11	Hypnum cupressiforme var. lacunosum		29	57	71	86	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	So	Hypn.cup
11	Syntrichia ruralis var. ruraliformis (K-C/F-B)		29	29	57	57	86	100	86	100	71	71	57	57	57	57	86	43	29	29	29	K-C/F-B	Synt.rur
11	Brachythecium albicans		29	29	71	100	100	100	100	100	100	100	100	86	86	100	100	86				So	Brac.alb
11	Ceratodon purpureus			71	100	100	100	100	100	100	100	86	86	71	71	71	43					So	Cera.pur
11	Ptychostomum imbricatulum (Bryum caespiticium)			29	57	86	86	100	86	86	71	57	43	43	57	43	14					So	Ptyc.imb
11	Bryum argenteum			100	100	100	100	100	86	71	29	14	14	14								So	Bryu.arg
11	Brachythecium rutabulum				14	14	14	29		14	14	14		14	14							So	Brac.rut

			A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	Y	Z
11	Abietinella abietina	V		14						14		14				14			14	24	14	K/F	Abiet.abi
11	Cephaloziella divaricata				29	43	43	14														So	Ceph.div
	Gehölze (Jungwuchs), Rubus																						
12	Crataegus sp.						14	14	14		14	14	57	29	71	71	71	71					***
12	Prunus serotina		14	14		14	29	57		43	43				29	14					14		***
12	Acer negundo		14	14	14	14	14																***
12	Rubus fruticosus agg.			14	14	14	14	14														Ar	Rubu.fru

Nur Griesheimer Düne (G2, G3, G4, H1, H3, I2, I3, Plots s. Zehm & Zimmermann 2004):

	Leitarten K-C, F-B						
	Salvia pratensis	43	57	57	F-B	Salv.prat
	Helianthemum nummularium subsp. obscurum	14	29	29	F-B	Heli.num
	Potentilla neumanniana	14	29	29	K/F	Pote.neu
3	Thymus serpyllum	29	29	29	K-C	Thym.ser
	Poa bulbosa	14	14	14	K-C	Poa.bul
2	Poa badensis	14			K-C	Poa.bad
V	Linum perenne		14		F-B	***
V	Bassia laniflora		14		K-C	***
	Weitere Arten					
	Crepis tectorum	14	14	14	So	Crep.tec
	Carduus nutans	57	43	43	Ar	Card.nut
	Saponaria officinalis	43	43	29	So	Sapo.off
	Prunus spinosa	14	14	14	So	Prun.spi
	Ulmus minor	14	14	14	So	***
	Helictotrichon pubescens		29	14	M-A	Heli.pub
	Agrimonia procera		14	14	T-G	Agri.pro
	Corispermum leptopterum		14	14	St	Cori.lep
	Reseda lutea		14	14	Ar	***

Abkürzungen und Erläuterungen:

Z	Abkürzungen in der Ordination (DCA)
***	Arten in der Ordination nicht dargestellt
Ag	Agropyretea intermedio-repentis
Ar	Artemisietea vulgaris
AgR	Schwerpunkt in Restitutionsflächen: Ag
Ag/Ar	übergreifend Ag und Ar
F-B	Festuco-Brometea
Hfr	Halmfrucht
K-C	Koelerio-Corynephoretea
K-C/F-B	übergreifend K-C und F-B
M-A	Molinio-Arrhenatheretea
St	Stellarietea mediae
So	Sonstige
T-G	Trifolio-Geranietea
*	Wetterdaten nach www.wetterkontor.de (Station Frankfurt am Main, Internationaler Flughafen, Zugriff 15.01.2021)
**	Angaben nach den Roten Listen Hessen (Starke-Ottich & al. 2019, Schöller 1996, Cezanne et al. 2001, Drehwald 2013)

WeitereTaxa *** (%); **Spalte A:** Poa annua 43 So, Galium aparine 29 Ar, Polygonum aviculare agg. 29 St, Acrocarpi 14, Galinsoga parviflora 14 St, Lamium purpureum 14 St, Leontodon saxatilis 14 So, Lolium perenne 14 So, Matricaria discoidea 14 St, Picris hieracioides 14 Ar, Saxifraga tridactylites 14 K-C, Triticum aestivum 14 Hfr; **B:** Lolium perenne 29 So, Cornus sanguinea 14 So, Eragrostis minor 14 St, Hordeum murinum 14 St, Solidago canadensis Ag; **E:** Artemisia vulgaris 14 Ar, Erigeron annuus 14 Ar, Melilotus sp. 14; **F:** Campanula rapunculus 14 So, Cladonia subulata 14 So, Poa annua 14 So; **G:** Trifolium dubium 14 M-A; **H:** Rosa canina s. l. 29 So, Bromus erectus 14 F-B; **I:** Euonymus europaeus 14 So; **K:** Cladonia pyxidata agg. 14 So; **L:** Cladonia pyxidata agg. 14 So, Trifolium dubium 14 M-A; **M:** Stellaria apetala 14 St; P: Artemisia campestris 14 F-B; **N:** Medicago x varia 29 F-B, Astragalus glycyphyllos 14 T-G; **S:** Malva alcea 14 Ar.

Tab. 2: Qualitative Ellenberg-Indikatorwerte N (Nährstoffe) und pflanzenverfügbare Phosphat-P-Gehalte (mg/kg Trockenboden) des Oberbodens (0–10 cm) der einzelnen Probeflächen T1–T7 des Streitgewanns sowie deren Mittelwerte (Mw) und Standardfehler (SE) in ausgewählten Jahren. Angegeben ist zusätzlich das Verhältnis der Werte 2020/2005 in %. – Qualitative Ellenberg indicator values N (nutrients) and plant-available phosphate P contents (mg/kg dry soil) of the topsoil (0–10 cm) of the individual sample plots T1–T7 of the 'Streitgewann' as well as their mean values (Mw) and standard errors (SE) in selected years. Additionally, the ratio of the values 2020/2005 in % is given.

Jahr	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	**Mw**	SE
				Ellenberg-Indikatorwerte N (qualitativ)					
2005	3,3	4,5	4,9	5,0	5,1	4,8	4,3	**4,6**	0,2
2010	3,1	3,0	3,3	3,2	3,0	3,5	3,6	**3,2**	0,1
2015	2,9	2,9	3,2	2,5	2,9	3,2	3,2	**3,0**	0,1
2020	3,3	3,1	3,0	2,7	3,1	2,7	2,7	**2,9**	0,1
2020/2005 (%)	100	69	61	54	61	56	63	**66**	5,9
				Phosphat-P (mg/kg Trockenboden)					
2005	225	237	232	167	230	206	142	**206**	14
2020	118	115	145	61	149	141	104	**119**	12
2020/2005 (%)	53	49	62	36	65	68	73	**58**	5

Tab. 3: Entwicklung von ausgewählten Arten auf Tiefensand-Flächen im Streitgewann (Deckungen in %). RL: Rote Liste Hessen (Starke-Ottich & al. 2019), Abkürzungen, siehe Tab. 1. Daten: 2010/2011 E: Freund (2014), 2011 S: Schweda (2011), 2020 E+S: Weißmantel (2020), mit Ergänzungen von Storm. – Development of selected species in deep-sand plots of the 'Streitgewann' (cover in %). RL: Red List Hesse (Starke-Ottich & al. 2019), abbreviations see Table 1. Data: 2010/2011 E: Freund (2014), 2011 S: Schweda (2011), 2020 E+S: Weißmantel (2020), with amendments by Storm.

	Plot		E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
	Jahr der Sandaufschüttung 20..		05	05	05	05	05	05	05	05	05	09	09	09	09	09	09
	Jahr der Aufnahme 20..		10	10	10	11	11	11	20	20	20	11	11	11	20	20	20
	Flächengröße (m2)		81	81	81	81	81	81	81	81	81	121	121	121	81	81	81
	Deckung der eingebrachten Arten in E1-E3 (%)		17	33	31	13	30	37	30	59	43	keine Art eingebracht			keine Art eingebracht		
RL	Zahl der etablierten Leitarten E1-E3, die eingebracht wurden		11	11	11	10	11	10	10	11	11						
	Eingebrachte Arten (E1-E3):																
	Centaurea stoebe s. l.	K-C/F-B	10	20	2	8	20	2	4	8	1	1	2	3	24	3	1
3	Silene otites	F-B	1	1	2	1	0,1	2	0,1	7	2	0,1	.	.	0,1	2	0,1
	Medicago minima	K-C	1	5	5	1	1	1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,1
2	Koeleria glauca	K-C	1	4	20	2	6	30	4	20	33	.	.	0,1	2	0,1	6
1	Alyssum montanum subsp. gmelinii	K-C	2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1	1	.	.	0,1	.	.	0,1
3	Phleum arenarium	K-C	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	.	1	0,1	0,1
3	Silene conica	K-C	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,1
3	Armeria maritima subsp. elongata	K-C	0,1	0,1	1	0,1	0,1	1	1	0,1	5	.	.	.	.	.	0,1
V	Stipa capillata	F-B	1	1	0,1	0,1	1	0,1	19	18	0,1	.	.	.	.	.	0,1
3	Jurinea cyanoides	K-C	0,1	1	0,1	0,1	1	0,1	0,1	4	0,1	.	.	.	.	.	.
	Tragus racemosus (keine Leitart)	St	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	0,1
V	Myosotis stricta	K-C	0,1	.	0,1	.	.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.
3	Scabiosa canescens	F-B	.	0,1	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Perenne Zielarten mit spontaner Ansiedlung																
	Koelerio-Corynephoretea-Arten																
V	Helichrysum arenarium	K-C	.	0,1	0,1	.	0,1	0,1	0,1	0,1	6	.	.	.	0,1	3	0,1
	Potentilla argentea agg.	K-C	0,1	0,1	.	0,1	0,1	.	0,1	.	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,1
	Echium vulgare	K-C	.	.	.	.	.	.	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,1
	Koelerio-C./Festuco-Brometea-Art																
	Potentilla neumanniana	K-C/F-B	.	.	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.
	Festuco-Brometea-Arten																
V	Koeleria macrantha	F-B	.	0,1	0,1	.	0,1	0,1	2	0,1	.	.	.	.	0,1	0,1	2
	Festuca ovina agg. (mit F. albescens)	F-B	0,1	0,1		0,1	0,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.
	Medicago falcata	F-B	.	0,1	.	.	0,1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	0,1
3	Phleum phleoides	F-B	.	.	.	.	.	.	.	0,1	0,1	.	.	.	.	0,1	0,1
	Medicago lupulina	F-B	.	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Ononis repens subsp. procurrens	F-B	.	.	.	.	.	.	0,1	.	2	.	.	.	.	.	.
	Mögliche Problemarten Agropyretea																
	Calamagrostis epigejos	Ag	8	5	0,1	10	5	1	4	1	2	0,1	.	.	0,1	4	5
	Poa angustifolia	Ag	7	1	0,1	4	1	0,1	5,0	0,1	0,1	.	.	.	0,1	.	0,1
	Elymus repens	Ag	0,1	.	.	0,1	.	.	0,1	0,1	0,1	0,1	.	1	0,1	.	0,1
	Cynodon dactylon	Ag	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0,1	0,1	0,1
	Arten der M-A als Indikatoren im Vergleich zum Streitgewann ohne Tiefensand-Auftrag																
	Hypochaeris radicata	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,2	.	.	.	0,3	0,2	0,1
	Arrhenatherum elatius	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	2	0,1	0,1	0,1
	Achillea millefolium agg.	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.
	Plantago lanceolata	M-A	0,1	0,1	.	0,1	0,1	0,1	.	.	.	0,1	0,1	0,1	.	.	.
	Crepis capillaris	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	.	.	.	0,1	.	.	.
	Galium album	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	0,1	.	.	.	.	.	.
	Holcus lanatus	M-A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Trifolium repens	M-A	.	.	0,1	.	.	0,1	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Abbildungen

Abb. 1: Luftbild-Überblick im Griesheimer Sand mit der Restitutionsfläche Streitgewann (blau umrandet) und den nächst gelegenen Leitbildflächen (zugleich Spenderflächen für das Inokulationsmaterial für die Fläche Streitgewann): „Griesheimer Düne und Eichwäldchen“ (NSG, FFH-Gebiet) (gelber Rand), „Beckertanne von Darmstadt mit angrenzender Fläche“, angeschnitten (FFH-Gebiet) (roter Rand) und „Ehemaliger August-Euler Flugplatz von Darmstadt“ (NSG, FFH-Gebiet), angeschnitten (hellgrüner Rand). Inset: Lage des Kartenausschnittes in Hessen (schwarzer Punkt). Luftbild: Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation, Foto nach N ausgerichtet, Juni 2019. – Aerial overview of parts of the ‘Griesheimer Sand’ with the restoration site ‘Streitgewann’ (framed in blue) and the nearest target areas (also used as donor sites of the inoculation material for the ‘Streitgewann’): ‘Griesheimer Düne und Eichwäldchen’ (nature reserve, Fauna-Flora Habitat area) (framed in yellow), ‘Beckertanne von Darmstadt mit angrenzender Fläche’, partly (Fauna-Flora Habitat area) (framed in red) and ‘Ehemaliger August-Euler Flugplatz von Darmstadt’, partly (nature reserve, Fauna-Flora Habitat area), framed in light green. Inset: Position of the study area in Hesse (black dot). Aerial photo: ‘Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation’, photo aligned to the north.

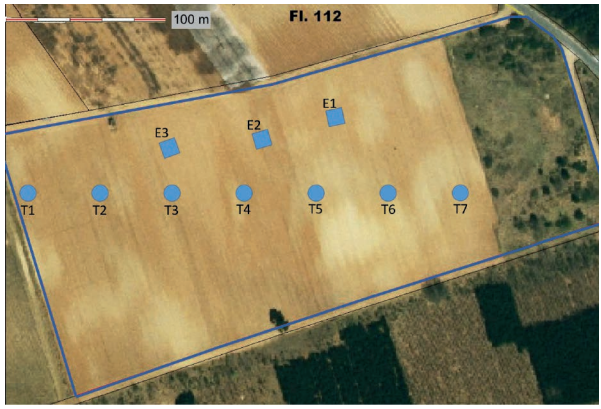

Abb. 2a: Untersuchungsfläche Streitgewann (blau umrandet) vor der Restitution. Die Lage der Untersuchungsplots T1–T7 ist eingetragen sowie die der später errichteten Tiefensand-Exclosures E1–E3. Der östliche, nicht restituierte Streifen ist eine gräserreiche Fragmentfläche. Luftbild: Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation, Luftbild nach N ausgerichtet, 4. Mai 2003. – Study area ‘Streitgewann’ before restoration (framed in blue). The location of the plots T1–T7 is plottet as well as that of the later established deep-sand plots E1–E3. The eastern strip is a fragment rich in grasses without restoration measurements. Aerial photo: ‘Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation’, photo aligned to the north.

Abb. 2b: Streitgewann im 2. Jahr nach der Restitution in der durch Segetalarten geprägten ersten Entwicklungsphase. Die Furchen der Ackerbewirtschaftung sind noch sichtbar. Mit Ausnahme höher gelegener Flächen im südlichen Bereich mit Zeichen von Trockenstress ist der Bewuchs üppig. Luftbild: Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation, Luftbild nach N ausgerichtet, 4. Juli 2006. – Study area 'Streitgewann' in the 2nd year after restoration in the first phase of development, characterised by segetal species. The furrows of the former arable cultivation are still visible. With the exception of higher elevated areas in the southern part which suffered from drought stress the vegetation shows lush shades of green. Data basis: 'Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation', aligned to the north.

Abb. 2c: Streitgewann im 15. Jahr nach der Restitution. Deutlich ist eine Musterbildung der Sandvegetation erkennbar, die vor allem in den heller gefärbten Bereichen die Entwicklung zu Sandrasen mit Elementen des Allio-Stipetum capillatae widerspiegelt. Die Tiefensand-Flächen E1–E3 und dazwischenliegend die 2009 eingerichteten Flächen S1–S3 bilden eine rechteckige Struktur und sind ab 2013 komplett in das Beweidungsregime integriert worden. Datengrundlage: 'Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation', 1. Juli 2019. – Study area 'Streitgewann' in the 15th year after restoration. There is a pronounced pattern, reflecting the development of elements of Allio-Stipetum capillatae vegetation, especially in the light-coloured patches. The deep-sand plots E1–E3 and the intervening plots S1–S3, which were established in 2009, form a rectangular structure and have been completely integrated into the grazing management since 2013. Data basis: 'Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation', aligned to the north.

Abb. 3a: Streitgewann im 2. Jahr nach der Restitution mit *Conyza-canadensis*-Aspekt; 1. Sept. 2006, C. Eichberg. – Streitgewann in the 2nd year after restoration with aspect of *Conyza canadensis*.

Abb. 3b: Streitgewann im 3. Jahr nach der Restitution mit Ruderalstauden-Aspekt von dominierendem *Rumex thyrsiflorus*, aufgenommen vor der Beweidung; 9. Juli 2007, I. Retta. – Streitgewann in the 3rd year after restoration with an aspect of ruderal herbaceous perennials (dominance of *Rumex thyrsiflorus*). The photo was taken before the grazing period.

Abb. 3c: Streitgewann im 3. Jahr der Restitution direkt nach der kurzen Beweidungsperiode; im Hintergrund die Schafherde. Es sind *Verbascum-phlomoides*-Rosetten und stark abgefressene Ruderalstauden erkennbar (Blick nach Westen zur Leitbildfläche Griesheimer Düne); 9. Aug. 2007, Archiv Arbeitsgruppe Vegetations- und Restitutionsökologie, TU Darmstadt. – Streitgewann in the 3rd year after restoration, immediately after a short grazing period (see the herd of sheep in the background). Leaf rosettes of *Verbascum phlomoides* and heavily grazed ruderal herbaceous perennials are visible (view towards the west to target area 'Griesheimer Düne').

Abb. 4a: Streitgewann im 11. Jahr der Restitution mit *Helichrysum-arenarium*-Aspekt. Die klonal wachsende Leitart konnte sich sehr gut vor allem ab dem 8. Jahr etablieren (Blick nach N zu den angrenzenden Äckern); 28. Sept. 2015, A. Schwabe. – Streitgewann in the 11th year after restoration with aspect of *Helichrysum arenarium.* The clonal target species established itself very well especially after the 8th year after restoration (view towards the north to the adjacent fields).

Abb. 4b: Aspekt mit den letztjährigen Halmen von *Stipa capillata*, der die Struktur der 16. Vegetationsperiode nach der Restitution, unter anderem im südwestlichen Teil der Fläche widerspiegelt (im Vordergrund *Draba-verna*-Blühaspekt); 24. März 2021, A. Schwabe. – Aspect of last year's stalks of *Stipa capillata*, reflecting the structure of the 16th vegetation period after restoration, among others in the southwestern part of the area (in the foreground flowering aspect of *Draba verna*).

Abb. 4c: Frühlingsbeweidung im Gebiet Streitgewann mit *Draba-verna*-Aspekt und vorjährigen *Verbascum*-, *Oenothera*-Stängeln. Blick nach Südwesten. Neben der jährlichen Schafbeweidung wird etwa alle zwei bis drei Jahre Eselbeweidung eingesetzt; 24. März 2021, A. Schwabe. – Grazing in springtime by donkeys, which are used approximately every two to three years in addition to the yearly grazing by sheep *Draba verna* flowering aspect and last year's stems of *Verbascum* and *Oenothera* are visible; view towards southwest.

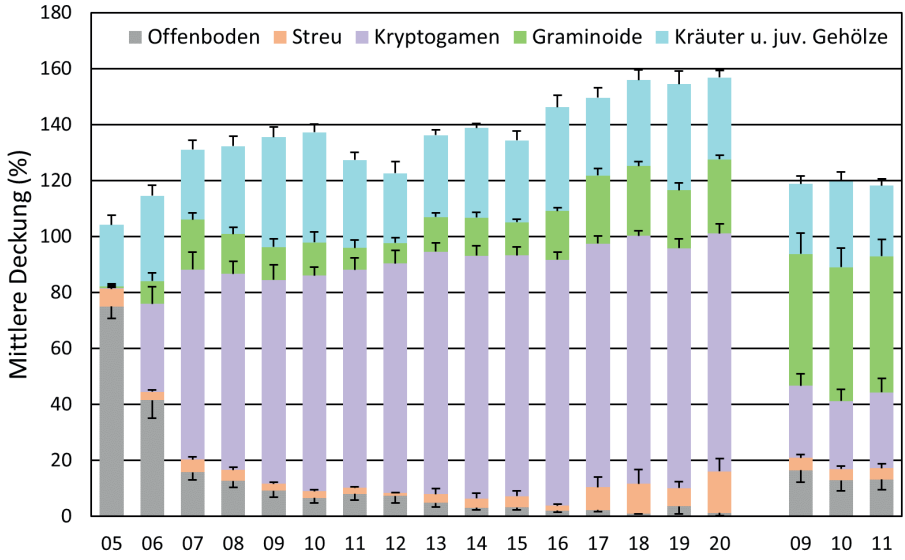

Abb. 5a: Deckung der Schichten/funktioneller Gruppen auf der Restitutionsfläche Streitgewann 2005–2020 (links) und der Leitbildfläche Griesheimer Düne 2009–2011 (rechts). Dargestellt sind die Mittelwerte von je 7 Plots mit ihrem Standardfehler, der teils nach oben, teils nach unten aufgetragen ist, um Überlappungen zu vermeiden. – Cover of the layers/functional groups on the restoration area Streitgewann 2005–2020 (left) and the target area Griesheimer Düne 2009–2011 (right). Shown are the mean values of 7 plots each with their standard error plotted partly upwards and partly downwards to avoid overlaps.

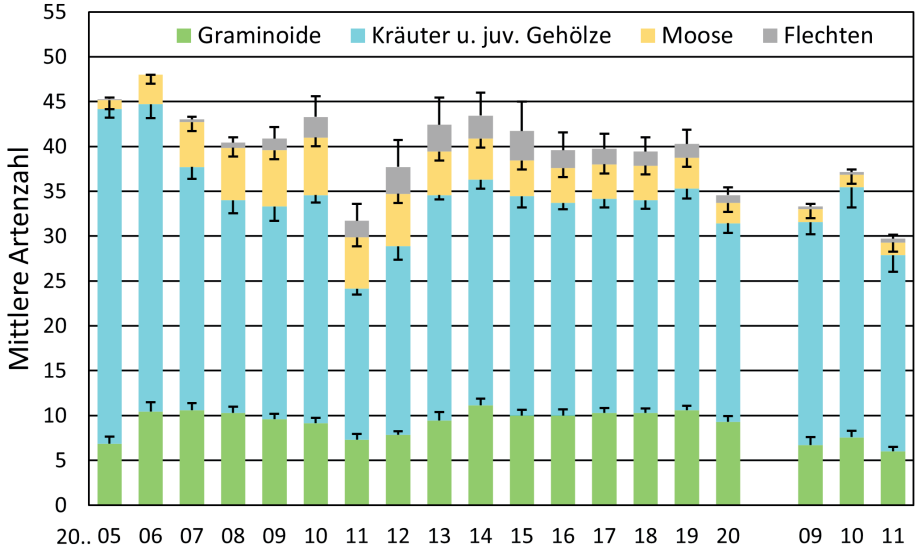

Abb. 5b: Mittlere Artenzahlen, aufgeschlüsselt nach funktionellen Gruppen (weitere Erläuterungen, siehe Abb. 5a). – Mean species numbers broken down by functional groups (see Fig. 5a for further explanations).

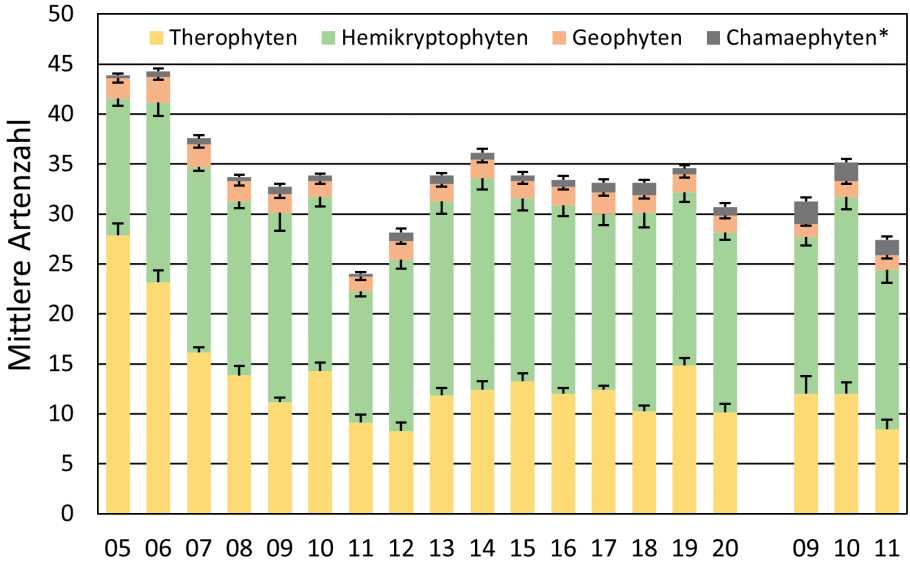

Abb. 5c: Mittlere Artenzahlen der Phanerogamen, aufgeschlüsselt nach Lebensformen (*mit Nano-Hemiphanerophyten der Gattung *Rubus*) (weitere Erläuterungen, siehe Abb. 5a). – Mean species numbers of phanerogams broken down by life forms (*incl. nano-hemiphanerophytes of the genus *Rubus*) (see Fig. 5a for further explanations).

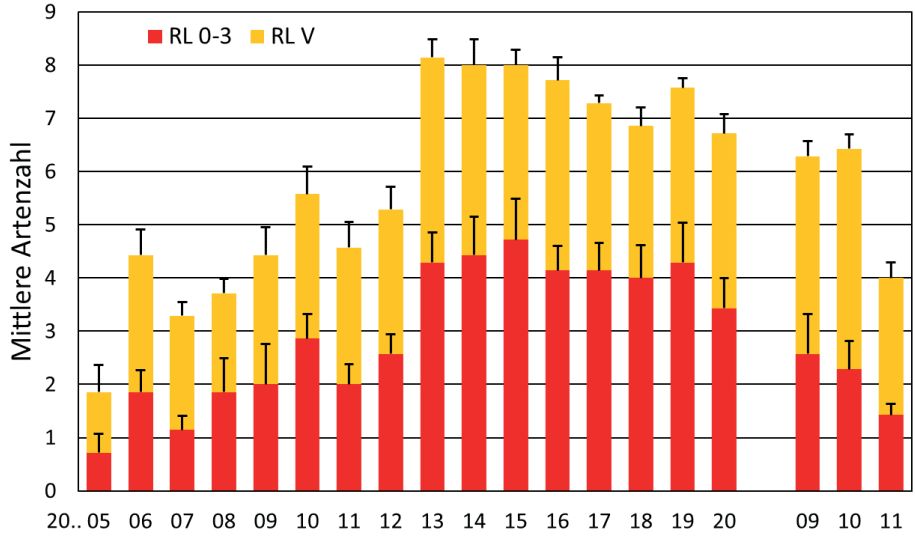

Abb. 5d: Mittlere Artenzahlen der Rote Liste (0–3) und Vorwarnliste (V) für Phanerogamen, Flechten und Moose in Hessen, siehe Schöller 1996, Cezanne & al. 2001, Drehwald 2013, Starke-Ottich & al. 2019 (weitere Erläuterungen, siehe Abb. 5a). – Mean 'Red List' (0–3) and 'Near Threatened' (V) species numbers for phanerogams, lichens and bryophytes in Hesse, see Schöller 1996, Cezanne & al. 2001, Drehwald 2013, Starke-Ottich & al. 2019 (see Fig. 5a for further explanations).

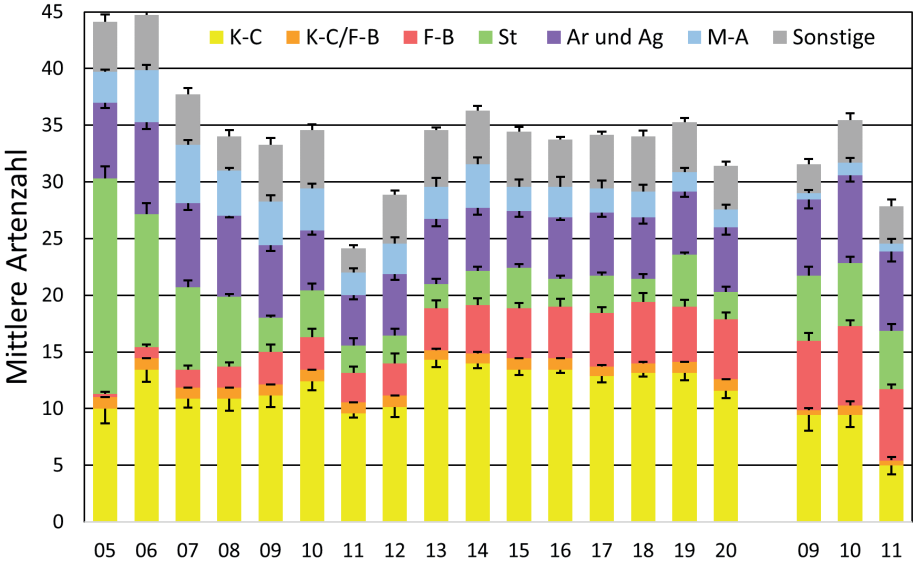

Abb. 6a: Mittlere Artenzahlen der Phanerogamen, aufgeschlüsselt nach den Syntaxa. K-C: Koelerio-Corynephoretea, K-C/F-B: übergreifend Koelerio-Corynephoretea und Festuco-Brometea, F-B: Festuco-Brometea, St: Stellarietea mediae, Ar und Ag: Artemisietea vulgaris und Agropyretea intermedio-repentis, M-A: Molinio-Arrhenatheretea (weitere Erläuterungen, siehe Abb. 5a). – Mean species numbers of phanerogams broken down by syntaxa. K-C: Koelerio-Corynephoretea, K-C/F-B: conjointly Koelerio-Corynephoretea and Festuco-Brometea, F-B: Festuco-Brometea, St: Stellarietea mediae, Ar und Ag: Artemisietea vulgaris and Agropyretea intermedio-repentis, M-A: Molinio-Arrhenatheretea (see Fig. 5a for further explanations).

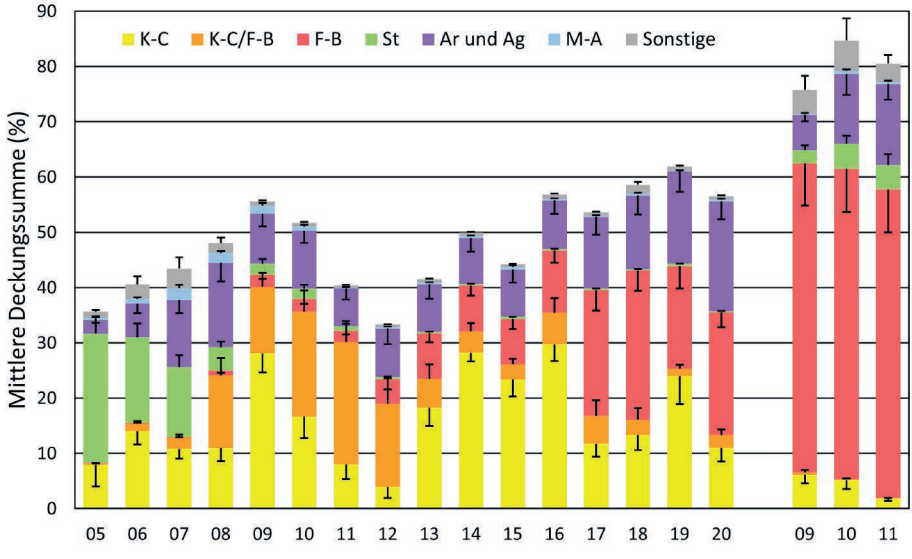

Abb. 6b: Mittlere Deckungssumme (%) der Phanerogamen, aufgeschlüsselt nach den Syntaxa (weitere Erläuterungen, siehe Abb. 5a, 6a). – Mean sum of cover (%) of phanerogams broken down by syntaxa (see Fig. 5a, 6a for further explanations).

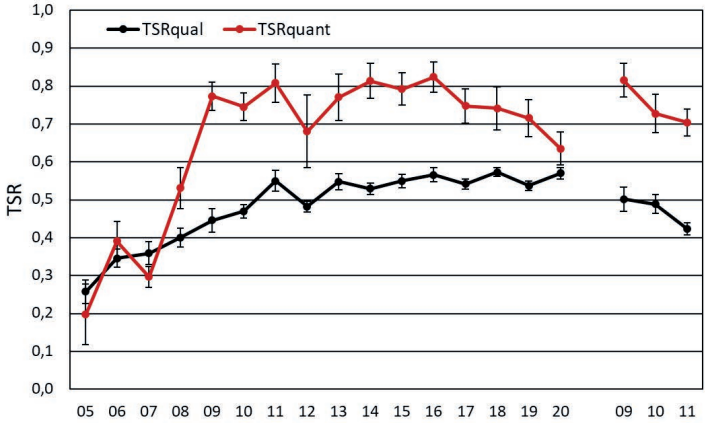

Abb. 6c: Zielarten-Index (TSR) der Phanerogamen (qualitativ und quantitativ) auf der Restitutionsfläche Streitgewann 2005–2020 (links) und der Leitbildfläche Griesheimer Düne 2009–2011 (rechts). Dargestellt sind die Mittelwerte von je 7 Plots mit ihrem Standardfehler. – Target species index (TSR) of phanerogams (qualitative and quantitative) of the restitution area Streitgewann 2005–2020 (left) and the target area Griesheimer Düne 2009–2011 (right). Shown are the mean values of 7 plots each with their standard error.

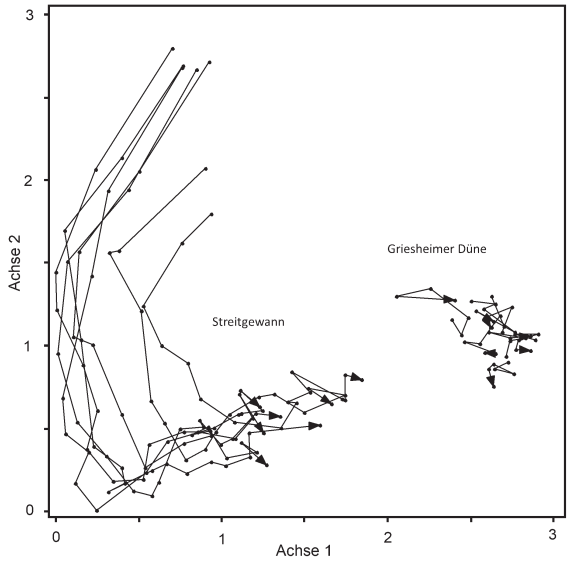

Abb. 7a: Ordination (Detrended Correspondence Analysis, DCA) der Vegetationsdaten der Restitutionsfläche Streitgewann 2005–2020 (links) und der Leitbildfläche Griesheimer Düne 2009–2011 (rechts). Dargestellt sind die jeweils 7 Plots in den angegebenen Jahren; diese wurden durch Trajektorien verbunden. Einbezogen wurden die wurzeltransformierten Deckungen aller Arten mit Ausnahme der juvenilen Gehölze. Die Achsen sind in SD-Einheiten skaliert. Achse 1 erklärt 58 % und Achse 2 weitere 28 % der Gesamtvarianz im Datensatz. – Ordination (Detrended Correspondence Analysis, DCA) of the vegetation data of the restitution area Streitgewann 2005–2020 (left) and the target area Griesheimer Düne 2009–2011 (right). Shown are the 7 plots in each of the indicated years; these were connected by trajectories. Ordination was based on root-transformed cover values of all species except juvenile woody plants. Axes are scaled in SD units. Axis 1 explains 58 % and axis 2 another 28 % of the total variance in the data set.

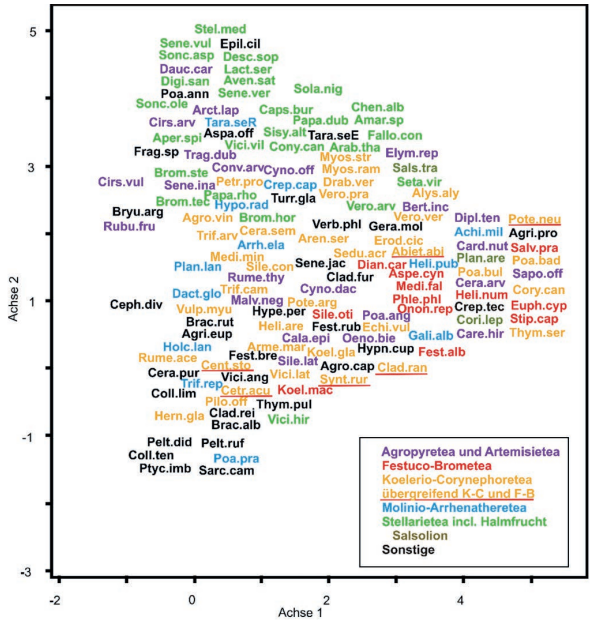

Abb. 7b: Ordination wie in Abb. 7a. Dargestellt sind die Arten (Abkürzungen, siehe Tab. 1). Einige überlappende Artnamen wurden für die bessere Lesbarkeit etwas auseinandergezogen (vor allem oben und rechts). Die Farben geben die Zugehörigkeit zu Syntaxa an. – Ordination as in Fig. 7a. The species are shown (abbreviations see Tab. 1). Some overlapping species names were separated for better readability (especially above and to the right). The colours indicate the affiliation to syntaxa.

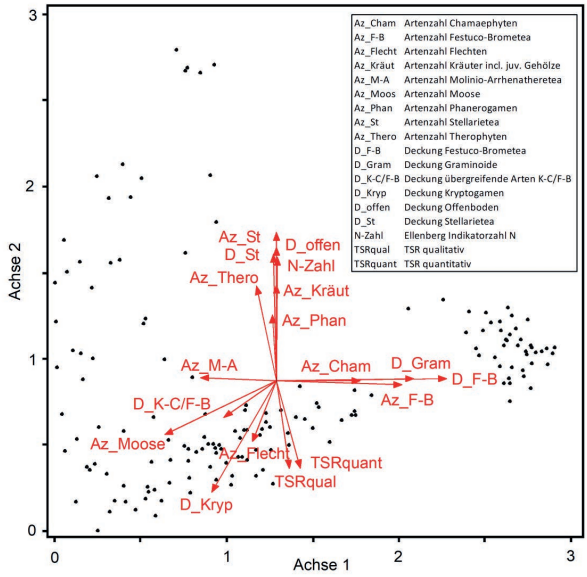

Abb. 7c: Ordination wie in Abb. 7a. Die Plots sind als Punkte ohne Trajektorien eingetragen. Die roten Vektoren geben strukturelle Charakteristika an. – Ordination as in Fig. 7a. The plots are displayed as points without trajectories. The red vectors indicate structural characteristics.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Botanik und Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 2022

Band/Volume: 34

Autor(en)/Author(s): Storm Christian, Cezanne Rainer, Eichler Marion, Stroh Michael, Weißmantel Ben, Schwabe Angelika

Artikel/Article: Restitution von Sandrasen auf ehemaligen Äckern durch Inokulation und Beweidung – eine 16jährige Modellstudie aus Südhessen 67-114