

Renaturierung von Auenwiesen – Perspektiven für die langfristige Entwicklung

Restoration of alluvial meadows – perspectives for the long-term development

Tobias W. DONATH, Ralf SCHMIEDE, Matthias HARNISCH, Sandra BURMEIER,
R. Lutz ECKSTEIN und Annette OTTE

Zusammenfassung

Stromtalwiesen gehören in Deutschland und Europa zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen. Ziel mehrerer in der nördlichen Oberrheinebene seit 1997 durchgeführter Renaturierungsvorhaben war die Wiederausbreitung seltener Stromtalwiesen mit Hilfe der Übertragung von samenhaltigem Mahdgut. Wie in anderen Renaturierungsprojekten auch, erwies sich das Verfahren der Mahdgutübertragung am hessischen Oberrhein als sehr geeignet für die Renaturierung artenreicher Auenwiesen. Allerdings zeigt sich, dass die mangelnde Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigem Mahdgut einer der stärksten begrenzenden Faktoren bei der Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen ist. Erfolgt dann, wie in den meisten derartigen Vorhaben, die Mahdgutübertragung nur auf einem Teilbereich der Renaturierungsflächen, stellt sich die Frage, in welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum eine Ausbreitung der übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in die Restfläche erfolgt. Außerdem wurde untersucht, in welchem Maße die aus Mahdgut etablierten Arten eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufbauen, aus denen sich die Arten nach Phasen ungünstiger Wuchsbedingungen wieder etablieren können.

Es zeigt sich, dass die etablierten Vorkommen von Mahdgutarten auf den Mahdgutstreifen tatsächlich Initialpopulationen darstellen, von denen aus auch die umgebenden Flächen besiedelt werden. Selbst in den nicht mit Mahdgut beschickten Bereichen hat der Aufbau einer für Stromtalwiesen typischen Samenbank bereits begonnen. Allerdings wird aufgrund der Ergebnisse auch deutlich, dass sowohl die Ausbreitung von den Streifen in die Fläche als auch der Samenbankaufbau ein langwieriger, möglicherweise Jahrzehnte dauernder Prozess ist. Um die dauerhafte Etablierung typischer, zum Teil stark gefährdeter Stromtalwiesenarten, für die der Aufbau einer langlebigen Samenbank eine Überlebensstrategie zur Überbrückung ungünstiger Wuchsbedingungen darstellt, sicherzustellen, sollte das Management der Renaturierungsflächen in den ersten Jahren nach der

Mahdgutauftragung auf eine hohe Samenproduktion der Mahdgutarten abzielen. Die Renaturierungsflächen sollten daher in den ersten drei bis vier Jahren nur spät im Jahr gemulcht werden.

Summary

Flood meadows belong to the most endangered plant communities in Germany and at a European scale. Since 1997, several restoration projects along the northern Upper Rhine aimed at the restoration of these flood meadows by the transfer of seed containing plant material. As in several similar restoration projects, this method proved very effective and efficient to re-establish species rich plant communities. However, the low availability of plant material of species-rich remnant meadows turned out to be the main limiting factor for these projects. While this was handled by applying the plant material in narrow strips instead of covering the whole restoration site, it remains unclear how long plants need to spread from plant material strips to the area not supplied with plant material. Additionally, it is of interest how fast the newly established flood meadow species are able to build up a seed-bank, from which they may re-emerge after unfavorable periods.

It was shown that the established plant populations on the plant material strips did indeed serve as a nucleus for the spread onto the surrounding area not supplied with plant material. Even in sites adjacent to plant material strips, the build-up of a typical seed bank has already started. Still, it became quite clear that the development of a seed bank is a long-lasting process. Since the formation of a seed bank enables several flood meadow species to bridge unfavorable periods it seems mandatory to gear the management of the restoration sites towards a high seed production of the target species. Thus, mulching of the restoration sites late in the season during the first three to four years seems to be promising to enhance seed bank formation of such newly created flood meadows.

1. Ausgangslage

Auenwiesen gehören aufgrund tiefgreifender Eingriffe in die Hydrologie der Flüsse und Auen sowie einer deutlichen Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen in Deutschland (RIECKEN et al. 2006) und in Europa (JOYCE & WADE 1998). Die europä-

weiten drastischen Rückgänge artenreicher Auenwiesenbestände führten auch zur Aufnahme der Stromtalauenwiesen des Verbandes Cnidion (Brenndolden-Wiesen, Abbildung 1), die in Deutschland zum Beispiel entlang von Donau, Rhein und Elbe anzutreffen sind, in den Anhang I der FFH-Richtlinie (RICHTLINIE 92/43/EWG). Wie in anderen Auengebieten auch, erreichten am hessischen Oberrhein



Abbildung 1: Artenreiche Stromtalwiese mit *Iris spuria* in Blüte (Photo: Matthias Harnisch, Riedstadt)

die Grünlandverluste zu Beginn der 1980iger Jahre stellenweise bis zu 90 % der ursprünglich vorhandenen Bestände (BÖGER 1991, KRUG 1997). Insbesondere die artenreichen, subkontinental getönten Stromtalwiesen, waren als Folge dieser Entwicklung damals nur noch in kleinflächigen und isolierten Restbeständen anzutreffen. Die naturschutzfachliche Besonderheit der Stromtalwiesen ergibt sich aus dem Vorkommen zahlreicher typischer Pflanzenarten mit subkontinentaler Verbreitung, die besondere Bedeutung der Vorkommen am hessischen Oberrhein ergibt sich daraus, dass einige typische Stromtalwiesenarten dort an die Westgrenze ihres Areals stoßen. Darunter befinden sich Arten wie *Arabis nemorensis* (Flachsotige Gänsekresse), *Cnidium dubium* (Brenndolde), *Iris sibirica* (Sibirische Schwertlilie) und *Viola pumila* (Niedriges Veilchen), die nicht nur national (KORNECK et al. 1996) sondern auch international als gefährdet eingestuft werden (SCHNITTLER & GÜNTHER 1999). Der hohe naturschutzfachliche Wert der Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein begründet sich auch in ihrer hohen faunistischen Diversität. So konnte HANDKE (2006) dort innerhalb von drei Jahren über 600 Arten an Tagfaltern, Dickkopffaltern, Widderchen, Heuschrecken, Laufkäfern, Rüsselkäfern, Blattkäfern und Wanzen nachweisen. Das Vorkommen von alleine 34 % der in Hessen nachgewiesenen Laufkäferarten, 37 % der Heuschreckenarten und 31% der Tagfalter-, Dickkopffalter- und Widderchenarten konnte belegt werden.

Den Wendepunkt hin zum Besseren in der Bestandesentwicklung der Auenwiesen am hessischen Oberrhein markierten zwei kurz aufeinander folgende Hochwasser im Frühjahr des Jahres 1983. Diese führten im Bereich von Hessens größtem NSG „Kühkopf-Knoblochsaue“ schließlich zur Aufgabe des bis dahin auf 300 ha durchgeführten intensiven Ackerbaus. Auf der Hälfte der so freiwerdenden Flächen sollte sich durch gelenkte Sukzession eine arten-

reiche Auenwiesenvegetation entwickeln (BÖGER 1991). Nach 20 Jahren zeigte sich jedoch, dass eine Ansiedelung seltener Pflanzenarten trotz günstiger Standortvoraussetzungen (regelmäßige Überflutung der Flächen, relativ geringe Nährstoffverfügbarkeit) kaum stattgefunden hatte (HÖLZEL et al. 2002, BISSELS et al. 2004). Hauptursache für diese enttäuschende Entwicklung ist vor allem eine Samen- und Ausbreitungslimitierung der Pflanzenarten der Auenwiesen (DONATH et al. 2003), die sich auch in anderen europäischen Regionen als ein wesentliches Hindernis für die Renaturierung von Auenwiesen herausgestellt hat (BAKKER & BERENDSE 1999, BISCHOFF 2002). Nach Ackernutzung ist auch die persistente Samenbank, die von zahlreichen typischen Arten der Auenwiesen aufgebaut wird, aufgezehrt (HÖLZEL & OTTE 2004a, BISSELS et al. 2005), und eine Ausbreitung von Restbeständen der Arten in die ehemaligen Ackerflächen findet aufgrund ihrer isolierten Lage und der nur kleinen Populationen nur extrem langsam statt (BISCHOFF 2002, DONATH et al. 2003). Verschärfend kommt hinzu, dass der Wassertransport von Samen, der unter naturnäheren Bedingungen ein effektiver Ausbreitungsvektor für Samen sein kann (VOGT et al. 2004), im Untersuchungsgebiet aufgrund der starken Regulierung des Rheins kaum statt findet.

Neue Impulse erfuhr die Renaturierung artenreicher Auenwiesenbestände am hessischen Oberrhein durch die Anwendung der Methode der Übertragung von Mahdgut („Mahdgutübertragung“) im Gebiet der ca. 30 km südlich von Frankfurt am Main gelegenen südhessischen Stadt Riedstadt (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Bei diesem Verfahren werden artenreiche, leitbildhafte Restbestände der Stromtalwiesen zur Samenreife der typischen Arten gemäht, ohne vorherige Trocknung mit einem Siloladewagen aufgenommen und auf der Renaturierungsfläche ausgebracht (Abbildung 2).



Abbildung 2: Mahdgutverteilung auf einer Renaturierungsfläche mit einem Siloladewagen (Photo: Matthias Harnisch, Riedstadt)

Zur Renaturierung von Stromtalwiesen kam das Verfahren der Mahdgutübertragung erstmals 1997 als Kompensationsmaßnahme im Rahmen des Ausbaus des Rheinwinterdeiches zum Einsatz. Ziel war es, einen Ausgleich für eine zerstörte artenreiche Pfeifengraswiese zu erreichen. Um die Standortbedingungen an die des Ausgangsbestandes anzugleichen, wurde auf der Renaturierungsfläche der nährstoffreiche Oberboden bis zu einer Tiefe von 30 bis 50 cm abgeschoben. Bereits vier Jahre nach der Mahdgutübertragung konnten auf dieser Flächen 102 aus dem Mahdgut etablierte Arten nachgewiesen werden, darunter zahlreiche Arten der Roten Liste (HÖLZEL & OTTE 2003).

Ermutigt durch diesen schnellen Erfolg, kam das Verfahren der Mahdgutübertragung zwischen 2000 und 2005 in einem durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (E+E-Vorhaben „Stromtalwiesen“) auf einer Fläche von ca. 47 ha zum Einsatz, von denen 38 ha vorher als Acker- und 9 ha als Grünland genutzt wurden (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Aufgrund der Flächengröße wurde in diesem Vorhaben auf den Abtrag des Oberbodens verzichtet. Außerdem sind Stromtalwiesen relativ produktive Systeme, deren typische Pflanzenarten somit an eine relativ hohe Nährstoffverfügbarkeit angepasst sind (BURKART et al. 2004). Auch zeigte sich, dass auf den ehemaligen Ackerstandorten die Stickstoffgehalte (Nt) in den Böden aufgrund der vorhergehenden Humuszehrung durch die Ackernutzung deutlich unter denen der Spenderbestände lagen ($0,33 \pm 0,02$ % versus $0,53 \pm 0,04$ %) und somit die höheren Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor (PCAL) auf den Renaturierungsflächen ($4,22 \pm 0,75$ mg/100g Boden versus $2,32 \pm 0,29$ mg/100g Boden) nicht wirksam wurden (DONATH et al. 2007). Hinzu kommt, dass die Nährstoffverfügbarkeit in der hessischen Oberrheinebene auf Grund der regelmäßig auftretenden Sommertrockenheit zeitweise deutlich herabgesetzt ist.

Auf den Renaturierungsflächen des E+E-Vorhabens „Stromtalwiesen“ konnten innerhalb von vier Jahren insgesamt 92 Arten, davon 25 Arten der Roten Listen Hessens und Deutschlands (BUTTLER et al. 1996, KORNECK et al. 1996), angesiedelt werden. Allerdings zeigte sich, dass der Etablierungserfolg in artenarmen Grünlandbeständen, trotz vorherigen Fräsens zur Störung der Grasnarbe, weit hinter dem der Ackerflächen zurück blieb (HÖLZEL et al. 2006, DONATH et al. 2007). Dieser enttäuschende Verlauf der Vegetationsentwicklung gab Anlass zu einem durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt (Laufzeit 2005-2009), in dem unter anderem das Verfahren der Mahdgutübertragung für die Aufwertung von artenarmen Grünlandbeständen optimiert werden soll. Darüber hinaus wird im Rahmen dieses DBU-Projektes auch die Zusammenführung der bislang in der Fachliteratur zer-

streut vorliegenden Erkenntnisse zu dem Verfahren der Mahdgutübertragung in Form eines Leitfadens für die Auengrünlandrenaturierung durchgeführt.

Die eingeschränkte Verfügbarkeit von qualitativ hochwertigem Mahdgut hat sich, neben den vorherrschenden Konkurrenzbedingungen, den hydrologischen Verhältnissen und der Nährstoffverfügbarkeit auf den Renaturierungsflächen, regelmäßig als der am stärksten begrenzende Faktor erwiesen. In den Renaturierungsprojekten am hessischen Oberrhein hat sich ein Verhältnis der Fläche des Spenderbestandes zu der Fläche der Empfängerfläche von im Mittel 3:1 bis 7:1 bewährt (HÖLZEL & OTTE 2003, HÖLZEL et al. 2006). Dies führt allerdings zu einem sehr hohen Mahdgutbedarf, so dass durchschnittlich nur 20 % einer Renaturierungsfläche mit Mahdgut in 10 Meter breiten Streifen beschickt werden können. Diesem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass sich die übertragenen Arten zunächst auf den Streifen selbst etablieren und anschließend von diesen aus in die restliche Fläche ausbreiten. Für die Bewertung des langfristigen Renaturierungserfolges ist es daher von Bedeutung zu erfassen, in welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum diese Ausbreitung stattfindet. Außerdem gilt es zu ermitteln, in welchem Maße die aus Mahdgut etablierten Arten eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufbauen, aus denen sich die Arten nach Phasen ungünstiger Wuchsbedingungen wieder etablieren können. Die Analyse dieser Prozesse und der an ihnen beteiligten Mechanismen sind unter anderen Schwerpunkte zweier Projekte, die durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) gefördert werden. Im Folgenden werden erste Ergebnisse aus beiden Projekten präsentiert (SCHMIEDE et al. 2009, BURMEIER – unpublizierte Daten) und ihre Bedeutung für die Renaturierungspraxis diskutiert. Die Untersuchungen wurden insbesondere von den folgenden Fragen geleitet:

1. Wie lange dauert es, bis auf Renaturierungsflächen eine für Stromtalwiesen typische Samenbank aufgebaut ist?
2. Welche Arteigenschaften beeinflussen den Aufbau und die Entwicklung dieser Samenbank?
3. In welchem Ausmaß und in welchem Zeitraum erfolgt eine Ausbreitung der übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in die Fläche?

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen wurden auf fünf in den Jahren 2000 beziehungsweise 2001 im Rahmen des oben beschriebenen E+E-Vorhabens „Stromtalwiesen“ mit Mahdgut beschickten Renaturierungsflächen am hessischen Oberrhein durchgeführt. Die Mahdgutübertragung erfolgte in 10 m breiten Streifen. Bevor die Flächen in die landwirtschaftliche Regelnutzung gegeben wurden, wurden die Renaturierungsflächen,

je nach Geschwindigkeit der Vegetationsentwicklung, für eine Übergangszeit von zwei bis vier Jahren einmal jährlich im Herbst gemulcht (HÖLZEL et al. 2006). Die Flächen wurden, mit Ausnahme einer drei Jahre alten Ackerbrache, bis unmittelbar vor dem Beginn der Renaturierungsmaßnahmen als Ackerflächen genutzt. Eine vor der Mahdgutauftragung durchgeführte Dokumentation der oberirdischen Vegetation und Analyse der Bodensamenbank hatten gezeigt, dass alle Flächen zu diesem Zeitpunkt von Acker- und Ruderalarten dominiert wurden und keine typischen Pflanzenarten der Stromtalwiesen vorkamen (BISSELS et al. 2005, HÖLZEL et al. 2006).

2.2 Entwicklung der Bodensamenbank

Im Februar 2006 wurden auf jeder der fünf Untersuchungsflächen fünf 10 x 10 m große Aufnahmeflächen auf den Mahdgutstreifen eingerichtet. Um die Samenbankentwicklung nach Mahdgutauftragung der Entwicklung ohne Mahdgutauftragung (Kontrollflächen) gegenüberzustellen, wurden auf jeder der fünf Untersuchungsflächen zusätzlich fünf weitere 10 x 10 m große Aufnahmeflächen in zwei Meter Abstand zu den Mahdgutstreifen eingerichtet. Innerhalb jeder dieser insgesamt 50 Aufnahmeflächen wurden im Februar 2006 jeweils 20 Bodenproben mit einem Bohrstock entnommen (3 cm Durchmesser, 10 cm Tiefe). Zur Erfassung der vertikalen Samenverteilung wurden die Bohrstockproben jeweils in drei Tiefen aufgeteilt: 0-1 cm (obere Schicht), 1-5 cm (mittlere Schicht), 5-10 cm (untere Schicht). Die Samenbankdichte und -zusammensetzung wurde nach der Auflaufmethode von ROBERTS (1981) bestimmt. Dazu wurden die Samenbankproben in einer 2 cm hohen Schicht in Styroporschalen (18 x 28 cm) überführt und drei Monate in ein klimatisiertes Gewächshaus mit automatischer Bewässerung gestellt. Um weitere im Boden vorhandene Samen zur Keimung anzuregen, wurden die Proben im Anschluss nochmals 15 Monate Freilandbedingungen ausgesetzt. Die aufgelaufenen Keimlinge wurden alle 2-6 Wochen bestimmt und aus den Schalen entfernt. Exemplare, die nicht unmittelbar bestimmt werden konnten, wurden umgepflanzt und so lange kultiviert, bis eine eindeutige Bestimmung möglich war.

Ergänzend zu den Samenbankuntersuchungen wurde im Juni 2006 auch die Vegetation der Aufnahmeflächen erfasst. Abundanz und Deckung der Pflanzenarten wurden dabei nach einer modifizierten Braun-Blanquet-Skala geschätzt (van der MAAREL 1979).

2.3 Ausbreitung von den Mahdgutstreifen

Ausgehend von den ersten Ergebnissen der Untersuchung zum Aufbau der Samenbank soll in diesem, zurzeit noch andauernden, DFG-Forschungsprojekt auf kleinräumigem Maßstab untersucht werden, auf welcher Art und Weise und in welchem Ausmaß sich die übertragenen Arten von den Mahdgutstreifen in

die umgebenden Flächen ausbreiten. Die Untersuchungen werden auf den gleichen fünf Projektflächen durchgeführt. Im September 2007 wurde auf jeder Untersuchungsfläche ein zu den Mahdgutstreifen senkrechter Transekt von 2 x 16 m eingerichtet, der aus acht 2 x 2 m großen Teilflächen besteht. Jeder Transekt beginnt im Zentrum eines Mahdgutstreifens und verläuft dann senkrecht dazu, so dass jeweils drei der acht Teilflächen auf dem Mahdgutstreifen und fünf im unmittelbaren Anschluss daran liegen.

Auf jeder Teilfläche werden Vegetationsaufnahmen durchgeführt, Samenbankproben entnommen und Samenfallen zur Ermittlung des Diasporeneintrags aufgestellt. Die Vegetationsaufnahmen werden seit dem Jahr 2007 zweimal jährlich durchgeführt (Anfang Juni und Ende September). Samenbankproben wurden einmalig im Februar 2008 genommen, wobei in jeder der 40 Teilflächen zehn Proben (2,5 cm Durchmesser, 10 cm Tiefe) entlang einer Linie parallel zum Streifenrand genommen wurden. Die Proben wurden anschließend wie in der oben beschriebenen Untersuchung in drei Schichten unterteilt (0-1 cm, 1-5 cm und 5-10 cm) und schichtweise zu einer Mischprobe pro Teilfläche und Tiefe vereinigt. Die Proben werden ebenfalls mit der Auflaufmethode nach ROBERTS (1981) analysiert.

2.4 Datenanalyse

Die im Rahmen der beiden Untersuchungen nachgewiesenen Pflanzenarten wurden für die Datenauswertung nach Arteigenschaften gruppiert. Dabei wurden folgende Kategorien gebildet:

1. **Herkunft der Art:** Basierend auf der Einordnung nach HÖLZEL et al. (2006), DONATH et al. (2007) und eigenen Erhebungen wurden die Arten der oberirdischen Vegetation und der Samenbank folgenden Kategorien zugeordnet:
 - i) **Acker- und Ruderalarten:** Ihr Vorkommen ist überwiegend auf die vormalige Ackernutzung der Flächen zurückzuführen.
 - ii) **Residente Grünlandarten:** Diese Arten sind nicht nur mit dem Mahdgut auf die Flächen gelangt, sondern waren entweder auch bereits auf den Renaturierungsflächen vorhanden beziehungsweise sind möglicherweise aus der näheren Umgebung eingewandert.
 - iii) **Mahdgutarten:** Diese Arten wurden durch die Mahdgutübertragung auf den Flächen angesiedelt.
 - iv) **Zielarten:** Bei der Untersuchungen zur Ausbreitung der Mahdgutarten von den Streifen in die Fläche wurden von den Mahdgutarten noch Zielarten als typische und gefährdete Arten der Stromtalwiesen abgetrennt.
2. **Samenbanktyp:** Die Samenbankpersistenz (<1 Jahr = kurzlebig, 1-5 Jahre = transient, >5 Jahre = langlebig; THOMPSON et al. 1997) wurde nach der

Datenbank BIOPOP (POSCHLOD et al. 2003) berechnet. Diese Datenbank umfasst 91% der nachgewiesenen Arten.

3. **Samenmasse und Samenform:** Informationen zu Samengewicht und -form wurden aus der Datenbank BIOFLOR (KLOTZ et al. 2002), aus den Untersuchungen von HÖLZEL & OTTE (2004b) sowie durch eigene Messungen bestimmt.

Unterschiede in den Arteigenschaften der in der Samenbank nachgewiesenen Arten zwischen Mahdgutauftragsflächen und Kontrollflächen sowie zwischen den unterschiedlichen Bodenschichten wurden mit einer zweifaktoriellen Varianzanalyse getestet. Unterschiede zwischen der oberirdischen Vegetation und der Samenbank der Untersuchungsflächen wurden mit dem Ordinationsverfahren der Nichtmetrischen Multidimensionalen Skalierung (NMS) überprüft (LEYER & WESCHE 2007). Indikatorarten der Samenbank und der oberirdischen Vegetation für Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung wurden mit der Indikator-Arten-Analyse (Indicator Species Analysis) bestimmt (LEYER & WESCHE 2007). Bei diesem Verfahren wird für jede Art in Gruppen von zum Beispiel Vegetationsaufnahmen unter Verwendung von deren Häufigkeit und Frequenz in diesen Gruppen ein Indikatorwert berechnet. Dieser ist ein Maß dafür, wie gut das Vorkommen einer bestimmten Art eine Gruppe von – zum Beispiel – Vegetationsaufnahmen charakterisiert.

Die NMS und Indikatorartenanalyse wurden mit dem Programm PC-Ord 5.09 durchgeführt (Mc CUNE & MEFFORD 1999), für alle weiteren statistischen Analysen wurden die Statistiksoftware STATISTICA 6.0 verwendet (ANON. 2002).

3. Ergebnisse

3.1 Entwicklung der Bodensamenbank

Über alle Flächen und Tiefen hinweg konnten in der Samenbank und der oberirdischen Vegetation insgesamt 196 Arten nachgewiesen werden. Von diesen waren 96 Arten Bestandteil sowohl der Samenbank als auch der oberirdischen Vegetation, 31 Arten nur Bestandteil der Samenbank und 69 Arten waren nur in der oberirdischen Vegetation vertreten. In der Samenbank konnten zwischen 9 und 35, im Mittel $21,6 \pm 0,9$ (Standardfehler) Arten pro Aufnahme­fläche nachgewiesen werden.

Dominiert wurde die Samenbank von der Art *Juncus bufonius* (Kröten-Binse), die allein 41% aller nachgewiesenen Samen ausmachte. Alle übrigen Arten wiesen einen deutlich geringeren Anteil an der Samenbank auf: Nur sechs weitere Arten hatten einen Anteil von über 5% (*Potentilla supina*, *Chenopodium polyspermum*, *Plantago intermedia*, *Veronica catenata* und *Rorippa spec.*).

Die Samendichte auf den mit Mahdgut beschickten Flächen in 0-10 cm Tiefe lag im Mittel bei $41\,660 \pm$

$7\,606$ Samen m^{-2} und diese stammten im Mittel von $22,9 \pm 1,3$ Arten. Dagegen erreichte die Samendichte bei ähnlicher Artenzahl ($20,3 \pm 1,4$) auf den Kontrollflächen ohne Mahdgutauftragung deutlich höhere Werte ($49\,815 \pm 10\,135$ Samen m^{-2}). Die Samenbankdichte nahm am stärksten von der obersten zur mittleren Schicht ab (von $842,3 \pm 113,1$ Samen dm^{-3} zu $434,4 \pm 56,7$ Samen dm^{-3}). Von dieser unterschied sich die untere Schicht nur gering ($398,8 \pm 69,1$ Samen dm^{-3}).

Im Vergleich zur Samenbank umfasste die oberirdische Vegetation fast doppelt so viele Arten ($35 \pm 1,5$, $n = 50$). Die Artenzahlen auf den mit Mahdgut beschickten Flächen lagen im Mittel bei $38,8 (\pm 1,9, n = 25)$ pro Aufnahme­fläche, wohingegen die nicht mit Mahdgut beschickten Flächen mit $31,7 \pm 2,1$ ($n = 25$; $P = 0,003$) signifikant niedriger waren. Des Weiteren waren auf den Flächen mit Mahdgutauftragung übertragene Arten in signifikant höherer Deckung und Anzahl vertreten als auf den Flächen ohne Mahdgutauftragung ($P < 0,0001$).

Die NMS-Ordination zeigt ansatzweise eine Auftrennung zwischen oberirdischer Vegetation und den zugehörigen Samenbankproben (Abbildung 3). Die Vegetationsaufnahme­flächen trennen sich mit einigen Überlappungen, in Flächen mit Mahdgutauftragung und Kontrollflächen. Im Falle der Samenbanken war diese Auftrennung noch schwächer ausgeprägt. Allerdings lässt die NMS-Ordination deutlich erken-

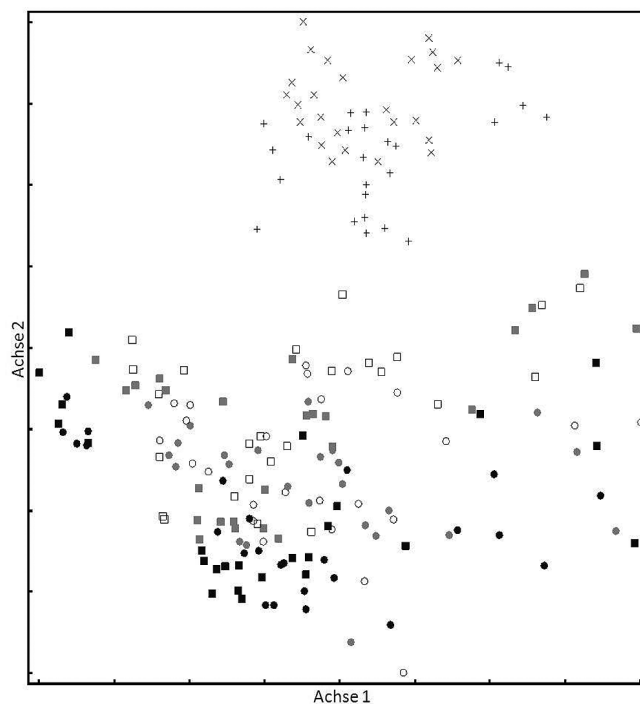


Abbildung 3: NMS-Ordinationsdiagramm der Vegetationsaufnahmen und der Samenbankproben. Vegetationsaufnahmen: x = von Mahdgutstreifen, + = der Kontrollflächen, Samenbankproben: weiße Symbole = 0-1cm, graue Symbole = 1-5 cm, schwarze Symbole = 5-10 cm, Quadrate = Samenbankproben von Mahdgutstreifen, Kreise = Samenbankproben von Kontrollflächen.

Tabelle 1: Indikator-Arten für die Vegetation und die Samenbank, der Flächen mit und ohne Mahdgutübertragung und der verschiedenen Bodentiefen (P = Signifikanzniveau: * ≤ 0,05, ** ≤ 0,01, *** ≤ 0,001). Z = übertragenen Zielarten, M = weitere übertragenen Mahdgutarten

| | Oberirdische Vegetation | | Samenbank | | | | |
|--------------------------------|------------------------------------|------|-----------|---------------------------------|--------|------|-----|
| | IV | P | Tiefe | IV | P | | |
| mit Mahdgutübertrag | <i>Lathyrus pratensis</i> | 77.8 | *** | <i>Plantago lanceolata</i> (M) | 32.5 | *** | |
| | <i>Inula salicina</i> (Z) | 65.6 | *** | <i>Leucanthemum vulgare</i> (C) | 0-1 cm | 30.9 | *** |
| | <i>Vicia cracca</i> (M) | 64.4 | *** | <i>Agrostis stolonifera</i> | | 29.2 | ** |
| | <i>Bromus inermis</i> | 44 | *** | | | | |
| | <i>Sanguisorba officinalis</i> (Z) | 40 | *** | <i>Lysimachia vulgaris</i> (M) | 1-5 cm | 23.9 | ** |
| | <i>Vicia sepium</i> (M) | 40 | *** | | | | |
| | <i>Galium wirtgenii</i> (Z) | 70 | ** | | | | |
| | <i>Centaurea jacea</i> (M) | 63.3 | ** | | | | |
| | <i>Poa angustifolia</i> | 49 | ** | | | | |
| | <i>Agrimonia eupatoria</i> (M) | 44 | ** | | | | |
| | <i>Ranunculus acris</i> (M) | 44 | ** | | | | |
| | <i>Leucanthemum vulgare</i> (M) | 61.5 | ** | | | | |
| | <i>Agrostis stolonifera</i> | 49.3 | * | | | | |
| | <i>Symphytum officinale</i> | 48.6 | * | | | | |
| | <i>Silaum silaus</i> (M) | 25.8 | * | | | | |
| | <i>Genista tinctoria</i> (Z) | 23.7 | * | | | | |
| | <i>Galium boreale</i> (Z) | 22.9 | * | | | | |
| <i>Filipendula ulmaria</i> (M) | 20 | * | | | | | |
| ohne Mahdgutübertrag | <i>Taraxacum officinale</i> agg. | 67.6 | ** | <i>Poa trivialis</i> | 0-1 cm | 46.1 | *** |
| | <i>Epilobium hirsutum</i> | 41.4 | ** | <i>Epilobium tetragonum</i> | | 37.3 | *** |
| | <i>Sonchus oleraceus</i> | 38.3 | ** | | | | |
| | <i>Sonchus asper</i> | 37.4 | * | <i>Alopecurus myosuroides</i> | 1-5 cm | 25.6 | ** |
| | <i>Galium aparine</i> | 31.8 | * | | | | |
| | <i>Tripleurospermum perforatum</i> | 31.2 | * | | | | |
| | <i>Veronica serpyllifolia</i> | 28 | * | | | | |

nen, dass die Ähnlichkeit zwischen der oberirdischen Vegetation und der zugehörigen Samenbank mit zunehmender Bodentiefe abnimmt.

Die Indikator-Arten-Analyse ergab für die oberirdische Vegetation der Mahdgutstreifen zahlreiche Indikatorarten: fünf von diesen – *Galium boreale*, *Galium wirtgenii*, *Genista tinctoria*, *Inula salicina* und *Sanguisorba officinalis* – sind typische, zum Teil gefährdete Arten der Stromtalwiesen (Tabelle 1, KORN-ECK et al. 1996). Dagegen waren die Indikatorarten der Kontrollflächen entweder typische Ackerarten, zum Beispiel *Sonchus asper* und *Galium aparine*, oder windverbreitete Arten, wie *Taraxacum officinale* und *Epilobium hirsutum*, die in hoher Stetigkeit in den umliegenden Flächen anzutreffen sind. Für die Samenbank der oberen und mittleren Schicht ergaben sich nur wenige, für die unterste Schicht sogar keine Indikatorarten. In der Samenbank der Mahdgutstreifen waren dies entweder typische Arten der

vorhergehenden Ackernutzung oder Grünlandarten, die mit dem Mahdgut übertragen wurden, (zum Beispiel *Plantago lanceolata*, *Leucanthemum vulgare* und *Lysimachia vulgaris*). Wurden die Samenbankdaten der oberen und mittleren Schicht für die Analyse zusammengefasst, ergaben sich in der Indikator-Arten-Analyse sogar zwei Arten der Roten Liste (*Arabis nemorensis* und *Inula britannica*) als Indikatorarten für die Mahdgutstreifen.

Die Varianzanalyse zeigte, dass fünf bis sechs Jahre nach der Übertragung Mahdgutarten in signifikant höheren Samendichten und Artenzahlen in den Samenbankproben der Mahdgutflächen als auf der Kontrollflächen vertreten waren (Abbildung 4). Es zeigte sich auch eine Abnahme der Artenzahl und Samendichte der Mahdgutarten von der obersten zur untersten Schicht der Samenbank, allerdings war dieser Trend nur im Falle der Samendichte signifikant. Während die Samendichte und Artenzahl der resi-

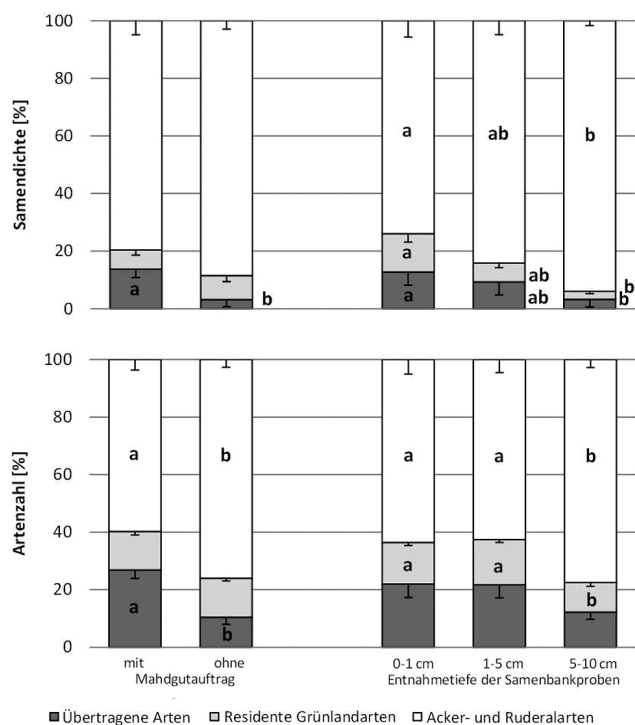


Abbildung 4: Anteil der Mahdgutarten, residenten Grünlandarten, Acker- und Ruderalarten an der Bodensamenbank (Mittelwert \pm Standardfehler). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den Aufnahmeflächen mit und ohne Mahdgutauftragung sowie zwischen den Bodentiefen an

den Grünlandarten mit zunehmender Tiefe abnahm, zeigte sich ein umgekehrter Trend bei den Acker- und Ruderalarten. Auch wenn generell Arten mit langlebigen Samen in der Samenbank überwoogen, konnten doch bereits in der Samenbank der Mahdgutstreifen Arten mit transientsamer Samenbank in signifikant höherer Zahl und höheren Samendichten nachgewiesen werden als auf den Kontrollflächen.

Bezüglich des Samengewichts und des Breiten/Längen-Verhältnisses der Samen zeigte sich, dass die

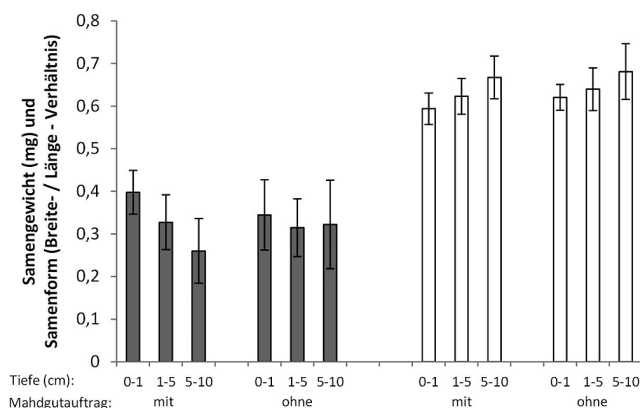


Abbildung 5: Samengewicht (grau) und -form (weiß; Breiten-Längen-Verhältnis) der Arten der Samenbankproben gruppiert nach Bodentiefe und nach Mahdgutauftragung (Mittelwert \pm Standardfehler). Die Unterschiede waren nicht statistisch signifikant

Anzahl der Arten mit kleinen und/oder runden Samen (geringes Samengewicht und höheres Breiten/Längen-Verhältnis) mit zunehmender Schichttiefe anstieg (Abbildung 5).

3.2 Ausbreitung von den Mahdgutstreifen

Die vorläufigen Ergebnisse der Auswertung der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2008 zeigen, dass sich sieben beziehungsweise acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen bereits etliche Zielarten auf den Mahdgutstreifen etablieren konnten (Abbildung 6, linke Seite). Auch in den an die Mahdgutstreifen angrenzenden Flächen konnten in den meisten Fällen bereits Zielarten nachgewiesen werden, allerdings in geringerem Umfang. Auffällig ist hier der gegenüber den Mahdgutstreifen deutlich höhere Anteil an Acker- und Ruderalarten. Betrachtet man nicht die reine Artenzahl, sondern die Deckung der einzelnen Artengruppen, so wird deutlich, dass insbesondere die Teilflächen neben den Mahdgutstreifen gegenwärtig noch von Gräsern dominiert werden (Abbildung 6, rechte Seite). Es ist jedoch bemerkenswert, dass Mahdgut- und Zielarten auf allen Teilflächen bereits eine deutlich höhere Abundanz als Acker- und Ruderalarten aufweisen.

Die ersten Ergebnisse der Samenbankanalyse zeigen, dass sich die Zusammensetzung der Samenbank stark von der oberirdischen Vegetation unterscheidet und zu einem deutlich höheren Teil aus Acker- und Ruderalarten besteht (Abbildung 7, linke Seite). Es konnten allerdings auch schon einige Mahdgut- und sogar Zielarten nachgewiesen werden, und zwar sowohl auf dem Mahdgutstreifen als auch auf den angrenzenden Flächen. Berücksichtigt man auch die Abundanz der einzelnen Arten, dann wird deutlich, dass die Samenbank auch sieben beziehungsweise acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen sowohl auf als auch neben den Mahdgutstreifen noch deutlich von Acker- und Ruderalarten dominiert wird (Abbildung 7, rechte Seite).

4. Diskussion

In der Bodensamenbank (0-10 cm) der Renaturierungsflächen waren vor der Mahdgutübertragung nur Acker- und Ruderalarten vertreten. Bei einer mittleren Artenanzahl von 16,8 (Min.: 12; Max.: 25) betrug die mittlere Samendichte 188 871 Samen m^{-2} (Min.: 18 464 Samen m^{-2} , Max.: 705 067 Samen m^{-2} , BISSELS et al. 2005, HÖLZEL et al. 2006). Im Vergleich dazu zeigen die aktuellen Daten (Mittelwert über alle Aufnahmeflächen: 45 740 Samen m^{-2}), dass innerhalb von fünf bis sechs Jahren eine Reduktion der Samendichten um 75 % stattgefunden hat. Damit liegen diese aber immer noch deutlich über denen von artenreichen Stromtalwiesen im Gebiet (12 066 \pm 1520 Samen m^{-2} , HÖLZEL & OTTE 2001), Auenwiesen entlang der Maas (11 333 \pm 3213 Samen m^{-2} , VECRIN et al. 2002) sowie der Themse (11 333 \pm 728 Sa-

Abbildung 6: Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen 2008. Dargestellt sind die Anteile unterschiedlicher Artengruppen (weiß = Acker- und Ruderalarten, hellgrau = residente Graslandarten, dunkelgrau = Mahdgutarten, schwarz = Zielarten) auf den Transektflächen, links als Artenzahl und rechts als Abundanz (Mittelwerte \pm Standardfehler, $n = 5$). Die durchbrochene Linie zeigt die Grenze des Mahdgutstreifens an

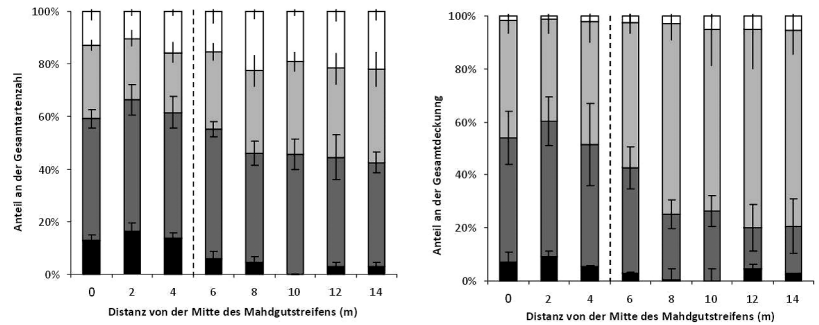
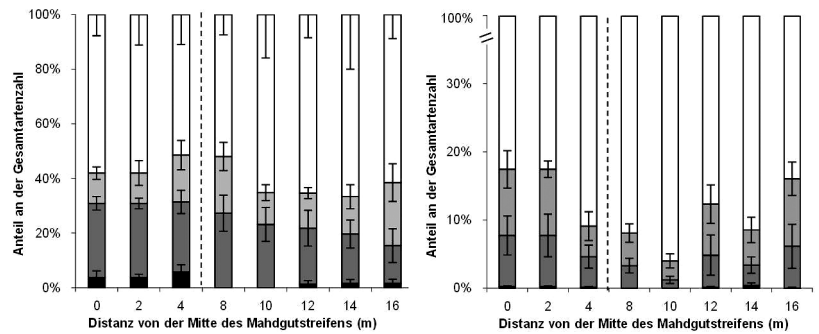


Abbildung 7: Vorläufige Ergebnisse der Samenbankanalyse. Dargestellt sind die Anteile unterschiedlicher Artengruppen (weiß = Acker- und Ruderalarten, hellgrau = residente Graslandarten, dunkelgrau = Mahdgutarten, schwarz = Zielarten) in 0-10 cm Tiefe auf den Transektflächen, links als Artenzahl und rechts als Abundanz (Mittelwerte \pm Standardfehler, $n = 5$). Die durchbrochene Linie gibt die Grenze des Mahdgutstreifens an



men m^{-2} , Mc DONALD et al. 1996). Ursache hierfür ist vermutlich, dass im Verlauf der Vegetationsentwicklung der Anteil von Acker- und Ruderalarten, die tendenziell eine hohe Schüttung kleiner Samen aufweisen, abnimmt und diese Arten zunehmend durch Grünlandarten ersetzt werden, die größere Samen in geringerer Anzahl ausbilden (GRIME et al. 1988). Darauf deuten auch die ersten Ergebnisse der Transektuntersuchung hin, aus denen hervorgeht, dass die Mahdgutstreifen bereits einen deutlich höheren Anteil von Grünlandarten als die benachbarten Flächen aufweisen. Dies entspricht der Erwartung einer in zunehmender Entfernung von den Streifen zunehmend zeitverzögerten Entwicklung der an Zielarten reichen oberirdischen Vegetation.

Die deutliche Auftrennung von Samenbank und oberirdischer Vegetation in der NMS-Ordination (Abbildung 3) bestätigte den allgemeinen Trend, dass die Ähnlichkeit zwischen der oberirdischen Vegetation und der zugehörigen Samenbank meist geringer ist als die zwischen Beständen der oberirdischen Vegetation und zwischen der Samenbank verschiedener Flächen. Mit der Zunahme typischer Grünlandarten in der oberirdischen Vegetation geht auch der Anteil der Arten zurück, die einen Beitrag zum Aufbau einer dauerhaften Samenbank leisten. Als Folge davon wird die Samenbank auch nach Jahren der Grünlandsukzession noch von langlebigen Samen der Ruderal- und Ackerarten dominiert (Abbildungen 4 und 7)

Die Vegetationsaufnahmen trennten sich in der NMS-Ordination zwar nicht sehr deutlich nach Flächen mit Mahdgutauftragung und Kontrollflächen auf, doch es zeigte sich dennoch, dass die Mahdgutstreifen übertragene Arten in deutlich höherer Anzahl und Deckung als die benachbarten Flächen be-

herbergen. Dieser Befund wurde auch mit der Indikator-Arten-Analyse bestätigt, in der Mahdgutarten nur für die Mahdgutstreifen als Indikatoren ermittelt wurden, wohingegen auf den Kontrollflächen Acker- und Ruderalarten als Indikatoren wirkten. Die Ergebnisse der Transektuntersuchung zeigen, dass dieses Muster auch sieben bis acht Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen noch zu erkennen ist (Abbildung 6), aber insbesondere in der Übergangszone zwischen Streifen und angrenzender Fläche bereits zu verschwimmen beginnt. Dies weist darauf hin, dass eine Neubesiedelung über kurze Strecken möglich ist und erwartungsgemäß auch durchaus erfolgreicher verläuft als über weite Strecken (BISCHOFF 2002).

Im Fall der Samenbank ergab die NMS-Ordination im Gegensatz zu den Ergebnissen der Analyse der oberirdischen Vegetation keine Auftrennung zwischen Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung. Die Indikator-Arten-Analyse gab jedoch bereits deutliche Hinweise auf eine begonnene Entwicklung der Samenbank hin zu der artenreichen Auenwiesen: In der Samenbank der Mahdgutstreifen konnten einige der typischen, mit dem Mahdgut übertragenen Stromtalwiesenarten bereits als Indikatorarten identifiziert werden. Auffällig war dabei, dass es sich durchweg um solche Arten handelte, die sich auf den Renaturierungsflächen schnell etablieren und zur Blüte gelangen konnten und generell eine hohe Samenproduktion aufweisen.

Die vorläufigen Ergebnisse der Transektuntersuchung zeigen zudem, dass auch bei der Samenbank die Unterschiede zwischen Flächen mit und ohne Mahdgutauftragung in der Grenzzone zwischen Streifen und umgebender Fläche bereits verschwimmen (Abbildung 7) – wenngleich dieses Phänomen hier

auch noch deutlich schwächer ausgeprägt ist als bei der oberirdischen Vegetation (Abbildung 6).

Die hier dokumentierten Muster in der Samenbank lassen sich möglicherweise durch spezifische Eigenschaften der in der Samenbank nachgewiesenen Pflanzenarten erklären, wie beispielsweise Samenbanktyp, Samengewicht und Samenform.

Das Samengewicht und die Samenform werden dabei generell als die wichtigsten Einflussfaktoren für die Tiefenverteilung von Samen angesehen (BEKKER et al. 1998). Entsprechend konnte die Erwartung, dass mit der Zunahme der Bodentiefe der Anteil runder und kleiner Samen in der Samenbank zunehmen würde, durch die vorliegenden Daten bestätigt werden (Abbildung 5). Außerdem zeigte sich, dass die Abnahme der Samengröße bei zunehmender Bodentiefe mit einer Zunahme langlebiger Samen einher ging, was vermutlich durch den engen Zusammenhang zwischen Samengröße und Langlebigkeit der Samen erklärbar ist (BEKKER et al. 1998, MILBERG et al. 2000).

Da andere Studien gezeigt hatten, dass die Mehrzahl der im Grünland vertretenen Pflanzenarten nur eine transiente oder kurzlebige Samenbank ausbildet (THOMPSON et al. 1997, BOSSUYT & HERMY 2004), erwarteten wir außerdem, dass nach der Mahdgutübertragung der Anteil an Arten mit kurzlebiger und transientsamer Samenbank in der oberirdischen Vegetation zunehmen würde. Auch diese Annahme konnte bestätigt werden: Auf den Mahdgutstreifen waren Arten mit kurzlebiger und transientsamer Samenbank in signifikant höherer Anzahl und Deckung vertreten als auf den Kontrollflächen. Allerdings wurde die oberirdische Vegetation der Kontrollflächen auch fünf bis sechs Jahre nach Mahdgutübertragung immer noch von Arten mit langlebiger Samenbank dominiert.

Auch von den erfolgreich auf den Renaturierungsflächen etablierten Mahdgutarten sollten sich in der Samenbank vor allem solche finden, die eine langlebige Samenbank ausbilden. Es zeigte sich in der Tat, dass von den 45 Mahdgutarten, die in der Samenbank nachgewiesen werden konnten, 51 % eine langlebige Samenbank ausbilden, wohingegen nur 39 % aller etablierten Mahdgutarten eine langlebige Samenbank ausbilden können. Auch artenreiche alte Auenwiesen entlang der Themse wiesen höhere Anteile an Arten mit transientsamer Samenbank und geringere Anteile an Arten mit langlebiger Samenbank auf als Renaturierungsgrünland nach sechsjähriger Vegetationsentwicklung (Mc DONALD 1993).

5. Schlussfolgerungen für die Renaturierungspraxis

Die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse bestätigen, dass die Mahdgutübertragung ein geeignetes Verfahren zur Renaturierung von artenreichen

Grünlandbeständen ist. Wenn das Mahdgut wie in den hier beschriebenen Projekten in Streifen aufgebracht wird, wirken diese offenbar tatsächlich als Initiale, von denen aus auch die umgebenden Flächen mit Mahdgut- und Zielarten besiedelt werden. Es ist daher anzunehmen, dass die Maßnahmen langfristig zu einer dauerhaften Etablierung der Zielarten auf der gesamten Renaturierungsfläche führen werden.

Außerdem zeigt sich auch, dass in den nicht mit Mahdgut beschickten Bereichen der Renaturierungsflächen der Aufbau einer für Stromtalwiesen typischen Samenbank bereits begonnen hat. Allerdings wird aufgrund der Ergebnisse auch deutlich, dass sowohl die Ausbreitung von den Streifen in die Fläche als auch der Samenbankaufbau ein langwieriger, möglicherweise Jahrzehnte dauernder Prozess ist. Selbst wenn die oberirdische Vegetation bereits eine hohe Ähnlichkeit mit den Spenderbeständen aufweist, erfolgt die Entwicklung der dazugehörigen Samenbanken offenbar deutlich zeitverzögert. Für zahlreiche typische, zum Teil stark gefährdete Stromtalwiesenarten wie *Viola pumila* (Niedriges Veilchen) oder *Arabis nemorensis* (Flachsotige Gänsekresse) stellt der Aufbau einer langlebigen Samenbank jedoch eine wichtige Überlebensstrategie der Populationen zur Überbrückung ungünstiger Wuchsbedingungen dar, denn sie ermöglicht ihnen, sich nach Störungsereignissen, wie Überflutungen oder Wildschweinumbrüchen, wieder auf den Flächen zu etablieren. Daher sollte das Management der Renaturierungsflächen in den ersten Jahren nach der Mahdgutauftragung darauf abzielen, die Samenproduktion der Mahdgutarten für den Aufbau einer Samenbank zu fördern. Dies gilt insbesondere für konkurrenzschwache Arten, die für ihre Entwicklung auf lückige Bestände angewiesen sind. Solche Arten, zum Beispiel *Arabis nemorensis* oder *Linum catharticum* (Purgier-Lein), können sich sehr gut in den noch offenen Beständen in den ersten Jahren nach der Mahdgutaufbringung etablieren und in dieser Phase eine umfangreiche Samenbank aufbauen (Burmeier, unpublizierte Daten). Die Renaturierungsflächen sollten daher in den ersten drei bis vier Jahren nach Mahdgutübertragung erst spät im Jahr gemulcht werden, um den Samenbankaufbau solcher Arten zu fördern. Nach dieser Anfangsphase können sie erfolgreich in eine reguläre, extensive landwirtschaftliche Nutzung überführt werden (DONATH et al. 2004). Der im Zuge einer solchen Grünlandbewirtschaftung stattfindende Samentransport könnte sich sogar positiv auf die weitere Ausbreitung der Arten auf den Renaturierungsflächen auswirken (STRYKSTRA et al. 1997, BONN & POSCHLOD 1998) und so zur dauerhaften Wiederherstellung der gefährdeten Stromtalwiesen beitragen.

Dank

Wir danken allen, die nun seit mehr als 10 Jahren die Renaturierungsprojekte am hessischen Oberrhein

unterstützen. Für die gute Zusammenarbeit danken wir insbesondere der Stadt Riedstadt, der Oberen Naturschutzbehörde des RP Darmstadt, dem Forstamt Groß-Gerau, und dem Amt für ländlichen Raum in Darmstadt. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU; Förderkennzeichen: 23329-33/0), dem Bundesamt für Naturschutz (BfN; Förderkennzeichen: 1.3-89211-07/00) und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG, Förderkennzeichen: OT 167/3-1) danken wir für die, von stetem Interesse begleitete, Förderung. Der Hessischen Industriemüll GmbH und der Fraport AG danken wir für die großzügige finanzielle Unterstützung der Renaturierungsmaßnahmen. Unser besonderer Dank gilt auch den örtlichen Landwirten, ohne deren dauerhafte und extensive Nutzung der Stromtalwiesen die erfolgreiche Vegetationsentwicklung nicht möglich wäre.

Literatur

- ANON. (2002): STATISTICA 6.0 for Windows. Statsoft, Tulsa, US.
- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland & heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63-68.
- BEKKER, R.M., BAKKER, J.P., GRANDIN, U., KALAMEES, R., MILBERG, P., POSCHLOD, P., THOMPSON, K. & WILLEMS, J.H. (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. – *Functional Ecology* 12: 834-842.
- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. – *Biological Conservation* 104: 25-33.
- BISSELS, S., DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2005): Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: the importance of persistent seedbanks. – *Phytocoenologia* 35: 469-488.
- BISSELS, S., DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. – *Basic and Applied Ecology*, 7: 433-442.
- BISSELS, S., HÖLZEL, N., DONATH, T.W. & OTTE, A. (2004): Evaluation of restoration success in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. – *Biological Conservation* 118: 641-650.
- BÖGER, K. (1991): Grünlandvegetation im Hessischen Ried – pflanzensoziologische Verhältnisse und Naturschutzkonzeption. – Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen e.V. (BV-NH), Frankfurt a. M.
- BONN, S. & POSCHLOD, P. (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- BOSSUYT, B. & HERMY, M. (2004): Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. – *Journal of Vegetation Science* 15: 449-456.
- BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N. & NOWAK, B. (2004): Molinio-Arrhenatheretea – Teil 2: Molinietaalia. Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e.V., Göttingen.
- BUTTLER, K.P., FREDE, A., KUBOSCH, R., GREGOR, T., HAND, R., CEZANNE, R. & HODVINA, S. (1996): Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. Hessisches Landesvermessungsamt, Wiesbaden.
- DONATH, T.W., BISSELS, S., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. – *Biological Conservation* 138: 224-234.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N., BISSELS, S. & OTTE, A. (2004): Perspectives for incorporating biomass from non-intensively managed temperate flood-meadows into farming systems. – *Agriculture Ecosystems & Environment* 104: 439-451.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Applied Vegetation Science* 6: 13-22.
- DONATH, T.W., HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – *Biological Conservation* 1303: 315-323.
- GRIME, J.P., HODGSON, J.G. & HUNT, R. (1988): Comparative Plant Ecology – A functional approach to common British species. Academic Division of Unwin Hyman Ltd, London.
- HANDKE, K. (2006): Faunistische Untersuchungen – E+E-Vorhaben „Stromtalwiesen“. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 31:112-199.
- HÖLZEL, N., BISSELS, S., DONATH, T.W., HANDKE, K., HARNISCH, M. & OTTE, A. (2006): Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein. – *Biologische Vielfalt* 31: 263.
- HÖLZEL, N., DONATH, T.W., BISSELS, S. & OTTE, A. (2002): Auengrünlandrenaturierung am hessischen Oberrhein – Defizite und Erfolge nach 15 Jahren Laufzeit. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 36: 131-137.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2001): The impact of flooding regime on the soil seed bank of flood-meadows. – *Journal of Vegetation Science* 12: 209-218.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2003): Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2004a): Assessing the soil seed bank persistence in flood-meadows: the search for reliable traits. – *Journal of Vegetation Science* 15: 93-100.
- HÖLZEL, N. & OTTE, A. (2004b): Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. – *Flora* 199: 12-24.
- JOYCE, C.B. & WADE, P.M. (1998): European Wet Grasslands. John Wiley & Sons, Chichester.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): BIOFLOR – Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & VOLLMER, J. (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 21-187.

- KRUG, A. (1997):
Situation und Niedergang des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) im Kreis Groß-Gerau. – *Collurio* – Zeitschrift für Vogel- und Naturschutz in Südhessen, 15: 111-120.
- LEYER, I. & WESCHE, K. (2007):
Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer, Heidelberg.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999):
PC-ORD – Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McDONALD, A.W. (1993):
The role of seedbank and sown seeds in the restoration of an English flood-meadow. – *Journal of Vegetation Science*, 4: 395-400.
- McDONALD, A.W., BAKKER, J.P. & VEGELIN, K. (1996):
Seed bank classification and its importance for the restoration of species-rich flood-meadows. – *Journal of Vegetation Science*, 7: 157-164.
- MILBERG, P., ANDERSSON, L. & THOMPSON, K. (2000):
Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. – *Seed Science Research*, 10: 99-104.
- POSCHLOD, P., KLEYER, M., JACKEL, A.-K., DANNE-MANN, A. & TACKENBERG, O. (2003):
BIOPOP – a database of plant traits and internet application for nature conservation. – *Folia Geobotanica*, 38: 263-271.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (2006):
Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 34: 1-318.
- ROBERTS, H.A. (1981):
Seedbanks in soil. – *Advances in Applied Biology*, 6: 1-55.
- SCHMIEDE, R., DONATH, T.W. & OTTE, A. (2009):
Seed bank development after the restoration of alluvial grassland via transfer of seed-containing plant material. – *Biological Conservation*, 142: 404-413.
- SCHNITTLER, M. & GÜNTHER, K.F. (1999):
Central European vascular plants requiring priority conservation measures – an analysis from national Red Lists and distribution maps. – *Biodiversity and Conservation*, 8: 891-925.
- STRYKSTRA, R.J., VERWEIJ, G.L. & BAKKER, J.P. (1997):
Seed dispersal by mowing machinery in a Dutch brook valley system. – *Acta Botanica Neerlandica*, 46: 387-401.
- THOMPSON, K., BAKKER, J. & BEKKER, R.M. (1997):
Methods of seed bank analysis. Pages 23-29 *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Van Der MAAREL, E. (1979):
Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio*, 39: 97-114.
- VECRIN, M.P., Van DIGGELEN, R., GREVILLIOT, F. & MULLER, S. (2002):
Restoration of species-rich flood-plain meadows from abandoned arable fields in NE France. – *Applied Vegetation Science*, 5: 263-270.
- VOGT, K., RASRAN, L. & JENSEN, K. (2004):
Water-borne seed transport and seed deposition during flooding in a small river-valley in Northern Germany. – *Flora* 199: 377-388.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Tobias W. Donath, Dipl.-Geogr. Ralf Schmiede,
Dipl.-Biol. Sandra Burmeier, Prof. Dr. Dr. Annette Otte,
PD Dr. R. Lutz Eckstein
Professur für Landschaftsökologie
und Landschaftsplanung
Justus-Liebig-Universität Giessen
Institut für Landschaftsökologie
und Ressourcen-Management
Interdisziplinäres Forschungszentrum (IFZ)
Heinrich-Buff-Ring 26-32
D-35392 Giessen
tobias.w.donath@umwelt.uni-giessen.de
ralf.schmiede@umwelt.uni-giessen.de
sandra.burmeier@umwelt.uni-giessen.de
annette.otte@umwelt.uni-giessen.de
lutz.eckstein@umwelt.uni-giessen.de

Dipl.-Ing. Matthias Harnisch
Landschaftsarchitekt
Stadtverwaltung Riedstadt
Grünflächenmanagement & Stromtalwiesen
FB Stadtentwicklung & Umweltplanung
Rathausplatz 1
64560 Riedstadt
m.harnisch@riedstadt.de