

Systematisches Review zu Bewirtschaftungs- einflüssen auf Trockenwiesen und –weiden (SR-TWW)

Schlussbericht

Jacqueline Diacon, Matthias Bürgi, Thomas Dalang
Eidg. Forschungsanstalt WSL
8903 Birmensdorf

20.1.2011



Kurzfassung

Trockenrasen sind in der Schweiz in der Regel die Folge einer landwirtschaftlichen Tätigkeit: Durch Mahd entstanden Trockenwiesen, durch Beweidung Trockenweiden. Der Schutz dieser Ökosysteme ist wichtig, da sie sehr artenreich sind, und in ihnen viele hochspezialisierte Tier- und Pflanzenarten vorkommen. Um die Schutzziele effektiv und effizient erreichen zu können, muss die Bewirtschaftung der Trockenwiesen und –weiden entsprechend ausgestaltet sein.

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) beauftragte die Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), die neuesten wissenschaftlichen Erkenntnisse zu den Bewirtschaftungseinflüssen auf Trockenwiesen und –weiden zusammenzustellen. Dabei sollte das Instrument des systematischen Reviews (SR) zur Anwendung kommen. Ziel eines SR ist die systematische Erhebung und Auswertung von Ergebnissen von Studien zu einer definierten Frage, die in der Regel in Zusammenarbeit mit der Praxis formuliert wird. Ein SR dient somit dazu, der Praxis den aktuellen Stand der gesicherten Erkenntnisse zu einer für sie relevanten Fragestellung zur Verfügung zu stellen. Die Gegenüberstellung der den wissenschaftlichen Studien entnommenen Ergebnisse mit dem Erfahrungswissen der Praxis ist nicht Teil eines SR.

Abweichend von einem klassischen SR, liegt auf Wunsch des Auftraggebers dem vorliegenden Review ein Fragenkatalog zugrunde, der vom TWW-Team der BIOP-Gruppe erarbeitet wurde. Der Katalog wurde anschliessend durch Suchwörter und eine definierte Suchstrategie für das SR operationalisiert. Insgesamt wurden 181 Publikationen aus den Jahren 1992 bis 2010 als relevant beurteilt und in die Auswertung einbezogen. Darunter befinden sich zum einen publizierte wissenschaftliche Studien, die in den entsprechenden Datenbanken gefunden wurden, zum anderen wurde nach klaren Kriterien erhobene graue Literatur in die Auswertung einbezogen.

Ohne einen detaillierten Vergleich mit dem Stand im schweizerischen Trockenrasenschutz gemacht zu haben (z.B. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung, Merkblätter) besteht unserer Ansicht nach eine gute Übereinstimmung zwischen den TWW-Empfehlungen und der wissenschaftlichen Literatur. In den letzten Jahren sind gerade auf europäischer Ebene zahlreiche Studien zum Thema erschienen. Zwar sind deren Übertragbarkeit auf die Situation in der Schweiz Grenzen gesetzt. Diese Fachliteratur enthält jedoch viele Detailinformationen, die in bestimmten Fällen nützlich sein können. Wichtig sind vor allem die Bemerkungen zur Mähgutübertragung (Kapitel 3.3.3), zum Vernetzungsmanagement (3.4.1), zu den Renaturierungsmöglichkeiten (3.4.3), zur Bewirtschaftungsvielfalt (3.6.1) und zur Bedeutung der Nutzungsgeschichte (3.6.2).

Die Hälfte der ausgewerteten Publikationen aus dem Zeitraum seit 1990 stammt aus den Jahren 2006-2010. Wir werten dies als Ausdruck eines steigenden wissenschaftlichen Interesses an der Thematik. Es dürfte sich deshalb lohnen, das SR in einigen Jahren zu wiederholen, um den Fortschritt der wissenschaftlichen Erkenntnisse zum Trockenrasenschutz für die Praxis zugänglich zu machen.

1. Ausgangslage

Den mit der Umsetzung der Biotopschutzverordnung beauftragten Personen innerhalb des BAFU, sowie im BIOP-Support soll der aktuelle Stand des Wissens aus der Forschung zur Verfügung stehen. Dieser Wissenstransfers erfolgt am besten durch ein systematisches Review zu spezifischen Fragestellungen.

Wie im Vertrag 00.0294.PZ/J335-0994 zwischen dem BAFU (Auftraggeber) und der WSL (Auftragnehmer) festgehalten, verfolgt das vorliegende Projekt die folgenden beiden Ziele:

- Durchführung eines systematischen Reviews (SR) zu Bewirtschaftungseinflüssen auf oligotrophe, trockene Wiesen und Weiden, an denen aus Sicht des Biodiversitätsschutzes Interesse besteht;
- Pilotprojekt zur Eignung von SR für ein periodisches Reporting über wissenschaftliche Erkenntnisse zu verschiedenen Biotoptypen in der Schweiz.

2. Vorgehen

Um die Nachvollziehbarkeit der Literatursuche zu garantieren, wurde in einem Review-Protokoll das Vorgehen bezüglich Definition Fragestellung, Suchstrategie, Auswahlkriterien und Bewertungskriterien festgelegt. Es zeigte sich, dass viele relevante, neue Publikationen für die Beantwortung der Fragestellungen ausgewertet werden können, was zu Anpassungen im Vorgehen führte. Im Folgenden wird das modifizierte Vorgehen erläutert.

2.1 Fragestellung

Aufgrund einer seitens BIOP entwickelten Frageliste wurde eine spezifische Frageliste mit präzisierenden Bemerkungen und den entsprechenden Keywords für die Literatursuche erstellt (Anhang A). Das Review-Protokoll und die spezifizierte Frageliste wurde Mitte September 2010 durch den Auftraggeber genehmigt.

2.2 Suchstrategie

- a) Datenbanken: Die Suche in der ersten der im Review-Protokoll aufgelisteten Datenbank Web of Science erwies sich als sehr ergiebig. Scopus ergab hingegen nur eine Teilmenge der durch das Web of Science gefundenen Literatur. Daher wurde auf eine Suche in den weiteren Datenbanken verzichtet.
- b) Graue Literatur: Diese wurde über eine Umfrage bei ausgewählten Institutionen (siehe d) und die Literaturlisten in den unter (a) gefundenen Publikationen erhoben.
- c) Zitierte Literatur: Aufgrund der Angaben in den Literaturlisten der unter (a) gefundenen Publikationen wurden weitere Studien zusätzlich erfasst.
- d) Institutionen: Folgende Personen wurden angeschrieben, wobei nicht alle reagiert haben:

Dr. Andreas Stampfli, Graslandökologie, Universität Bern
E-mail: Andreas.Stampfli@ips.unibe.ch

Prof. Dr. Jürg Stöcklin, Botanisches Institut der Universität Basel
E-mail: Juerg.Stoecklin@unibas.ch

Prof. Dr. Andreas Gigon, Institut für Integrative Biologie, ETH Zürich
E-mail: andreas.gigon@env.ethz.ch

Prof. Dr. Bruno Baur, Institut für Natur-, Landschafts- und Umweltschutz, Universität Basel
E-mail: bruno.baur@unibas.ch

Prof. Dr. Peter J. Edwards, Geobotanisches Institut, ETH Zürich
E-mail: peter.edwards@env.ethz.ch

Sibylla Rometsch, Sekretariat SKEW
E-mail : sibylla.rometsch@acw.admin.ch

Prof. Dr. Eckhard Jedicke, Projektentwicklung im Naturschutz, Bad Arolsen/D
E-mail: info@jedicke.de

Prof. Dr. Peter Poschlod, Institut für Botanik, Universität Regensburg/D
E-mail: peter.poschlod@biologie.uni-regensburg.de

Prof. Dr. Werner Konold, Institut für Landespflege, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg/D
E-mail: werner.konold@landespflege.uni-freiburg.de

2.3 Auswahlkriterien

Die im Review-Protokoll vorgesehenen Auswahlkriterien wurden eingehalten.

2.4 Bewertungskriterien

Aufgrund einer ersten Durchsicht der Abstracts wurden die gefundenen Publikationen bezüglich ihrer Relevanz in A (hochgradig relevant), B (potentiell relevant), C (wenig relevant) klassifiziert. Die Einteilung wurde konservativ durchgeführt, d.h. im Zweifelsfall wurde die Literatur unter A resp. B eingeteilt. Es wurden insgesamt 181 Publikationen als A-/ oder B-klassig beurteilt (89 A-klassig, 101 B-klassig).

2.5 Erfassung in Datenbank

Die als A- oder B-klassig beurteilte Literatur wurde in eine EndNote Library eingegeben. Zu jedem Eintrag wurde der Suchverlauf durch Keywords und „Pfeilchenthemen“ (siehe Review-Protokoll Anhang A) im EndNote- Eintrag vermerkt.

2.6 Beantwortung der Fragestellungen

Die Einträge in das EndNote-Feld „Aussagen“ wurden direkt nach der Erfassung jedes Literatureintrages in die Liste der Fragestellungen übertragen und nötigenfalls in der Formulierung angepasst. Abschliessend wurde aufgrund sämtlicher gefundenen Aussagen Antworten auf die Fragen formuliert.

2.7 Weitere Informationen

Die erfasste und ausgewertete Literatur beinhaltet Informationen zu den Bewirtschaftungseinflüssen auf TWW, die nicht durch die Frageliste erfasst wurden. Diese Informationen wurden – in Abweichung zum üblichen Vorgehen bei einem SR - ebenfalls im EndNote-Feld „Aussagen“ festgehalten und – falls als potenziell relevant erachtet – in ein Log-File mit entsprechenden Einträgen überführt. In diesem Log-File wurden auch generelle Ideen festgehalten.

3. Resultate

Die Literaturrecherche konzentrierte sich auf Halbtrockenrasen (Mesobrometum). Falls zu einem Thema keine Informationen zum Stichwort Halbtrockenrasen gefunden werden konnten, wurden Informationen über Magerrasen gesucht. Eine wesentliche Schwierigkeit bei der Erstellung des SR bestand im Fehlen einer international angewandten Nomenklatur der verschiedenen Wiesen- und Weidentypen. Entsprechend ging aus den Studien nicht immer hervor, wie die untersuchten Bestände im schweizerischen Kontext genannt würden. Im Folgenden werden, falls echte Mesobrometen gemeint sind, die Begriffe Trockenweide und Trockenwiese verwendet, respektive Trockenrasen, falls eher allgemein Weiden und Wiesen gemeint sind.

3.1 Beweidung

3.1.1 *Welchen Effekt hat das Beweidungsregime auf Flora und Fauna in Trockenweiden?*

Die regelmässige Beweidung ist eine wichtige Voraussetzung für den Erhalt der Lebensgemeinschaft Trockenweide. Dabei scheint die typische Störungsdynamik der Beweidung für die Artenvielfalt wichtig zu sein (Römermann et al. 2009). Die Vegetation ist an ein gewisses Mass an Frass und Tritt angepasst. Da die Pflanzengemeinschaft durch jahrzehnte-, respektive jahrhundertelange Nutzung gebildet wurde, und dadurch standortspezifisch ist, kann es aus wissenschaftlicher Sicht kaum allgemeingültige Beweidungsempfehlung geben. Es hat sich jedoch gezeigt, dass eine Änderung des Beweidungsregimes oder eine Nutzungsänderung zu einer Mahdwiese schnell zu einer Änderung der Pflanzengemeinschaft führen kann (Schläpfer et al. 1998, Lanta et al. 2009). Damit die Trockenweide weiterhin erhalten bleibt, ist es wichtig, sich in ihrer Pflege so gut wie möglich an der traditionellen Nutzung zu orientieren (Kapfer 2010b, a). Dies gilt sowohl hinsichtlich des Beweidungszeitpunktes und der Dauer sowie der Weidetierart. So können Frühjahrsvorweide, Herbstbeweidung oder Rotationsbeweidung wichtige Pflegemassnahmen sein, falls diese der traditionellen Nutzung entsprechen (Kapfer 2010a). Sogar ein zeitlicher oder kleinräumiger Wechsel von Mahd und Beweidung ist denkbar, da dadurch die Artenvielfalt zusätzlich erhöht werden kann (WallisDeVries et al. 2002). Ein Monitoring der Pflanzengemeinschaft nach einer Pflegeänderung ist wichtig, um möglichst früh unerwünschte Effekte auf die Artgemeinschaft oder Zielarten zu erkennen (Kiehl 2009).

Der Einfluss der Beweidung auf die Fauna erfolgt meist indirekt über die Vegetationsstruktur, die Pflanzenvielfalt oder das Vorhandensein offenen Bodens (Walther et al. 1996). So konnten Woodcock et al. (2005) keinen direkten Einfluss der Beweidungsform auf die Käferabundanz und Vielfalt in extensiv-bewirtschafteten Weiden feststellen, aber einen indirekten durch die Vegetation, indem die Käfervielfalt durch die Pflanzenvielfalt bestimmt wurde. Die durch die Beweidung geschaffene kleinräumige Struktur fördert auch die Schneckenvielfalt (Boschi und Baur 2007a) und die Artenvielfalt von Heuschrecken, Schmetterlingen (Imagines und Raupen), Solitärbiene, Wespen und Bienenparasiten wird massgeblich durch die Vegetationshöhe und –heterogenität bestimmt (Kruess und Tscharrntke 2002b). Während viele Heuschrecken und Laufkäfer der roten Liste auf regelmässig beweidete Flächen angewiesen sind, bevorzugen viele Schmetterlingsarten Saumbereiche mit höherwüchsiger Krautschicht, grossem Blütenangebot und einem lichten Bestand an Gehölzen (Dolek 1995, Walther et al. 1996, Marini et al. 2009). Daher dürfte ein Mosaik aus beweideten und einige Jahre unbeweideten Flächen ideal sein. Vögel profitieren von einer extensiven Beweidung zum einen durch ein erhöhtes Beuteangebot an Insekten (Kruess und Tscharrntke 2002b), zum anderen dadurch, dass Weidetiere die Beute aufscheuchen und somit besser zugänglich machen (Hoste-Danylow et al. 2010).

Zum gegenüber Mähwiesen erhöhen Strukturreichtum extensiv-bewirtschafteter Weiden trägt bei, dass Kleinstrukturen wie Ameisenhaufen und Steine erhalten bleiben und unterschiedliche Kleinhabitate (kurzrasige Vegetation, Altgras, Gehölze, lückige Stellen und offener Boden) entstehen (Quinger et al. 1994).

3.1.2 *Wie ist der Zusammenhang zwischen dem Beweidungsdruck und dem Trockenweidenzustand?*

Leider liegen bislang kaum belegte Forschungsergebnisse über den Einsatz von verschiedenen Tierarten zur Pflege von Trockenweiden vor, die es ermöglichen würden, auf kausale Zusammenhänge zu schliessen und generelle Richtwerte für die Beweidungsintensität zu bestimmen (Stewart und Pullin 2008, Kiehl 2009).

Was die Flora betrifft, so scheint zumindest auf nährstoffreicheren Standorten die Beweidungsintensität eine grössere Rolle für die Artenzusammensetzung und die Artenvielfalt zu spielen als die Weidetierart (Stewart und Pullin 2008). Eine mittlere, dem Standort angepasste Beweidungsintensität ist für die Artenvielfalt am förderlichsten (Stewart und Pullin 2008, Römermann et al. 2009). Im Falle von mageren Standorten, besteht bei zu hoher Beweidungsintensität die Gefahr, dass Kleinstrukturen wie Altgras, Gehölze und lückige Stellen verloren gehen (Boschi und Baur 2007a) und die Vegetation durch den erhöhten Nährstoffinput (Dung) und verstärkten Frass produktiver wird (Haynes und Williams 1993). Bei zu niedriger Intensität besteht andererseits die Gefahr der Verbrachung und Verbuschung (Quinger et al. 1994, Martin et al. 2007). Beides führt zu einer Abnahme der Artenvielfalt sowie zu einer Vereinfachung der Artgemeinschaft (Quinger et al. 1994, WallisDeVries et al. 2002).

Dies scheint ebenso für die Fauna zu gelten (Insekten: Kruess und Tschardtke 2002a, Schnecken: Boschi und Baur 2007a). Boschi und Baur (2007a) konnten zeigen, dass die Anzahl der Schnecken und ihre Vielfalt in Trockenweiden mit steigendem Beweidungsdruck stark abnehmen. Rote-Liste Schneckenarten sind auf eine mittlere Beweidungsintensität angewiesen. Die Schnecken Vielfalt hängt mit der kleinräumigen Struktur der Weide zusammen, welche durch eine zu geringe als auch zu hohe Beweidungsintensität verloren geht (Boschi und Baur 2007b). Dies gilt allgemein für die meisten Kleintiere, welche von der kleinräumigen Struktur der Weide profitieren (Quinger et al. 1994, WallisDeVries et al. 2002). Zudem vermindert sich bei zu hoher Besatzdichte der Bruterfolg bei Bodenbrütern unter den Vögeln (Zertreten der Gelege) und labile Entwicklungsstadien von Insekten und Kleintieren können gestört werden (Quinger et al. 1994, Schumacher et al. 1995). Eine erhöhte Beweidungsintensität wirkt sich negativ auf die Qualität der Fauna aus, das heisst, typische Arten magerer Standorte gehen mit zunehmender Beweidungsintensität verloren (Walter et al. 2007). Dolek et al. (1995) fanden jedoch sehr unterschiedliche Reaktionen von Schmetterlingen und Heuschrecken auf die Beweidung mit Schafen, so dass keine Beweidungsintensität allen untersuchten Arten optimal gerecht wird. Deshalb wird empfohlen, verschiedene Zonen unterschiedlich stark zu beweideten.

Welches ist die optimale mittlere Beweidungsintensität? Schumacher et al. (1995) empfehlen, die Beweidung so zu beschränken, dass auch an deren Ende noch Blüten und Strukturelemente vorhanden sind. Martin et al. (2007, 2008) empfehlen, Reste von unbeweideten Flächen von 10-20% nach jedem Weidegang mit Schaf oder Rind zu belassen.

Die Beweidungsintensität, Beweidungsdauer und die Zahl der Umtriebe, welche in der Naturschutzpraxis für Trockenweiden empfohlen werden, liegen alle in ähnlichen Grössenordnungen. So werden in Deutschland ein Besatz von 0.6-0.8 GVE/ha, eine Beweidungsdauer von sechs bis acht Wochen und zwei Umtriebe für Rinder und ein Besatz von 0.35-0.46 GVE/ha, eine Beweidungspause von sechs bis acht Wochen und zwei bis drei Umtriebe für Schafe empfohlen (Schumacher et al. 1995, Riegel et al. 2007). Für Schweizer Trockenwiesen schlagen Martin et al. (2007, 2008) vor, den Besatz von Rindern unter 200 GVE*Tag/ha und Jahr und den von Schafen generell klein zu halten, mindestens acht Wochen Ruhezeit einzuhalten und nur ein bis zwei Umtriebe im Fall von Rindern respektive ein bis drei Umtriebe im Fall von Schafen zu tätigen. Der Besatz, die Weidepause und die Zahl der Umtriebe müssen der Höhenlage angepasst werden (Martin et al. 2007, Martin et al. 2008). Im Falle von mit Kühen beweideten Trockenweiden, konnten Boschi und Baur (2007b) zeigen, dass eine Beweidungsintensität unter 180 GVE*Tag/ha und Jahr nötig ist, um die Schnecken Vielfalt zu erhalten. Walter et al. (2007) untersuchten die ökologische Qualität einer grossen Zahl beweideter

Flächen in der Schweiz. Sie konnten feststellen, dass die ökologische Qualität der Weiden abrupt abnimmt, wenn der Besatz an Schafen oder Rindern 150 GVE*Tag/ha und Jahr übersteigt. Deshalb wird empfohlen, Weiden, deren ökologischer Wert erhalten oder vergrössert werden soll, mit einem Besatz unter 150 GVE*Tag/ha und Jahr und maximal zwei Umtrieben zu bewirtschaften (Walter et al. 2007).

Bezüglich der geeigneten Weidetierarten muss angenommen werden, dass grosse Weidetiere wie Rinder und Pferde und kleine Weidetiere wie Ziegen und Schafe sich langfristig unterschiedlich auf den Trockenweidenzustand auswirken, da sie sich in ihrem Fressverhalten, Tritt und Dungabsetzung unterscheiden (Haynes und Williams 1993). Rinder sind in ihrem Fressverhalten weniger selektiv als Schafe und Ziegen (Riegel et al. 2007, Schreiber et al. 2009) und schonender für den Pflanzenbestand, da das Rind die Grasbüschel nicht verbeisst sondern mit der Zunge umfasst und abreisst (Schreiber et al. 2009). Zudem können Rinder auch stark zellulosehaltige Gräser aufspalten, so dass man Rinder auch zu späten Beweidungszeitpunkten einsetzen kann (Riegel et al. 2007). Schafe sind in ihrem Fressverhalten selektiver und verbeissen die Vegetation tiefer als Rinder (Quinger et al. 1994, Schumacher et al. 1995, Riegel et al. 2007, Schreiber et al. 2009). Dadurch entstehen typische, ökologisch wertvolle Pflanzengesellschaften mit dornigen, bitterschmeckenden und aromatischen Arten, welche verschmäht werden (Schreiber et al. 2009). Martin et al. (2007) vermuten jedoch, dass dadurch auch die Vergrasung der Standorte gefördert wird. Quinger et al. (1994) warnen davor, dass bei zu tiefem Besatz die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) gefördert wird, da sie bei ausreichendem Futterangebot nur in ganz jungem Zustand gefressen wird. Pferde fressen sehr selektiv, so dass eine Unter- und eine Überbeweidung nebeneinander auf der Fläche vorkommen (Riegel et al. 2007, Schreiber et al. 2009). Reine Pferdeweiden sind daher pflegeintensiv und benötigen einen Nachschnitt (Schreiber et al. 2009). Dieses Problem kann mit einer abwechselnden Beweidung mit Rind und Pferd entschärft werden (Schreiber et al. 2009). Ziegen haben ebenfalls ein sehr selektives Fressverhalten und ihre Haltung ist relativ aufwendig, da stabile, hohe Zäune benötigt werden (Riegel et al. 2007). Im Gegensatz zu Rindern, Schafen und Pferden, sind Ziegen aber in der Lage, Gehölze bis zum Absterben zu verbeissen und zu schälen, und können so die Verbuschung aufhalten oder vermindern (Schreiber et al. 2009). In gemeinsamer Haltung mit Schafen sind sie eine optimale Pflegemassnahme für verbuschte Trockenweiden (Quinger et al. 1994) und führen auch zum Rückgang von Problemarten wie der Goldrute (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*, (Schreiber et al. 2009)).

In Hanglagen spielt das Gewicht und die Verteilung des Gewichts auf die Hufe eine Rolle. Der schwere Rindertritt kann die Grasnarbe aufreissen und zu Erosionsschäden führen (Schumacher et al. 1995). Zudem entstehen Trampelpfade, was im Hang zu Terrassenbildung führt (Quinger et al. 1994). Dies gilt ebenso für Pferde, besonders wenn sie beschlagen sind (Schreiber et al. 2009).

Der Nährstoffeintrag durch Dung ist bei grossen Tieren lokaler und nährstoffreicher als bei kleinen Tieren, die ihren Dung homogener verteilen. Grosse Tiere schaffen dadurch eher heterogene Vegetationsstrukturen (Bakker et al. 2004, Gillet et al. 2010). Zudem bilden sich durch Beweidung mit Rindern oder Pferden häufig Geilstellen, da die Tiere bevorzugt an gewissen Stellen koten. An diesen Stellen ist der Boden eutrophiert und häufig verunkrautet (Riegel et al. 2007, Schreiber et al. 2009). Diese Vegetation wird oft nicht mehr gefressen (Haynes und Williams 1993). Auf Weiden mit steilem oder unebenen Gelände besteht so die Gefahr der Teil-Eutrophierung des flachen Geländes, da Rinder die steilen Flächen zwar beweidet, sich jedoch hauptsächlich in den flachen Zonen der Weide aufhalten und dort koten (Schumacher et al. 1995). Auch die Haltung der Weidetiere in der Nacht, spielt eine Rolle für die Nährstoffbilanz der Weide. Es wird vermutet, dass Weidetiere in der Nacht häufiger koten als tagsüber (Haynes und Williams 1993, Schumacher et al. 1995). Deshalb sollten die Tiere nachts nicht auf der Weide gelassen werden (Quinger et al. 1994). Es wird empfohlen eine Distanz von 50-100m zwischen Pferdchplatz und Weide einzuhalten (Schumacher et al. 1995). An Tränkestellen und bei Unterständen besteht ebenfalls die Gefahr der Eutrophierung durch vermehrtes Koten. Es ist deshalb empfehlenswert, diese Einrichtungen auf bereits nährstoffreicheren Flächen zu installieren, um die mageren Bereiche der Weide zu schonen. Zusätzlich sollte der Mist

wenn möglich abgeführt werden (Martin et al. 2008). Den Bewirtschaftern wird der mit diesen Massnahmen verbundene grosse Aufwand allerdings nur bei entsprechender Entschädigung zugemutet werden können.

Weidetiere beeinflussen die Vegetation und die Artenvielfalt nicht nur durch Frass, Tritt und Dung, sondern auch in ihrer Funktion als Ausbreitungsvektoren für Pflanzen und Kleintiere. Vor allem Schafe sind als Ausbreitungsvektoren von Bedeutung (Fischer et al. 1996, Poschlod und WallisDeVries 2002, Schreiber et al. 2009). Durch die Wanderschäferei wurde früher ein intensiver Austausch von Diasporen und Kleintieren zwischen Weiden über grosse Distanzen ermöglicht. Diese Art der Vernetzung fehlt heutzutage vielerorts (Poschlod und WallisDeVries 2002).

Aus den bisherigen Erläuterungen geht hervor, dass Rinder und Schafe für die Beweidung von Trockenweiden geeigneter sind als Pferde und Ziegen. In Deutschland ist das Schaf das traditionelle Weidetier der Trockenrasen und wird als Voraussetzung zur Erhaltung dieses Lebensraumtyps angesehen (Quinger et al. 1994, Schreiber et al. 2009). In der Schweiz wiederum, ist die Rinderbeweidung traditionell und wird favorisiert (Martin et al. 2008). Martin et al. (2007) vermuten, dass Schafweiden in der Schweiz etwas weniger artenreich sind als Rinderweiden, jedoch eine höhere Deckung an typischen, krautartigen Trockenweidenarten aufweisen. Bezüglich der Fauna fanden Walter et al. (2007) keinen Unterschied im ökologischen Wert zwischen Schweizer Rinder- und Schafweiden.

Grundsätzlich scheint eine Orientierung an der traditionellen Weidetierart die beste Voraussetzung für die Bewahrung oder Verbesserung der Artenvielfalt und des Zustandes einer Trockenweide zu sein (Kapfer 2010b).

3.1.3 Wie ist der Zusammenhang zwischen Beweidung und Nährstoffeintrag bei Kraftfuttergabe?

Von Kraftfuttergabe bei Weidetieren auf Magerstandorten wird generell abgeraten, da dadurch über den Dung zusätzlich Nährstoffe auf die Weide eingebracht werden (Quinger et al. 1994, Pärtel et al. 2005, Martin et al. 2007). 60-99% der Nährstoffe, welche Weidetiere zu sich nehmen, werden über die Exkremate wieder ausgeschieden (Haynes und Williams 1993). Im Falle von Zufütterung kann das Problem der Eutrophierung auch weniger dadurch behoben werden, dass der Mist abgeführt wird oder die Tiere nachts ausgepfercht werden, denn grosse Mengen an Nährstoffen (vor allem Stickstoff) werden über den Urin ausgeschieden (Haynes und Williams 1993).

Bis zu einer Distanz von 15 cm um einen Kuhfladen erhöht sich die Konzentration von verfügbarem Stickstoff und Phosphor sowie austauschbarem Kalium stark (Deenen und Middelkoop 1992), doch die Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung wird noch in einer Distanz von 40cm beeinflusst (Gillet et al. 2010).

Besonders nährstoffarme Standorte wie Trockenweiden können schnell auf einen erhöhten Nährstoffeintrag, welcher durch Zufütterung verursacht werden kann, mit einer unerwünschten Veränderung der Flora und Artenverlust reagieren (Quinger et al. 1994, Willems 2001, Lanta et al. 2009). Da die Weide durch den zusätzlichen Nährstoffeintrag produktiver wird (Haynes und Williams 1993), führt dies zu einer Zunahme produktiver Wirtschaftsgrünlandarten (Wilmanns und Sendtko 1995) und einer Abnahme der konkurrenzschwächeren TWW-Arten (Sammul et al. 2000, Thormann et al. 2003).

3.2 Mahd

3.2.1 Wie werden Flora und Fauna der Trockenwiesen durch die Mahd beeinflusst?

Die Mahd ist ein unerlässlicher Bestandteil der Trockenwiesenpflege und kann nicht durch Beweidung, Mulchen oder Abbrennen ersetzt werden, ohne dass sich dadurch die Artengemeinschaft verändert (Quinger et al. 1994, Langenauer et al. 2000, Fischer und Wipf 2002, Köhler et al. 2005, Römermann et al. 2009). Der Grossteil der Trockenwiesenflora ist auf regelmässigen Schnitt angewiesen (Köhler et al. 2005, Pärtel et al. 2005).

Flora und Fauna der Trockenwiesen werden sowohl durch Zeitpunkt und Häufigkeit der Mahd als auch durch den Mähprozess selbst beeinflusst. Der Mähprozess kann sich vor allem auf die Fauna, insbesondere bodenbrütende Vögel, Amphibien, Reptilien und Insekten, negativ auswirken. Bis zu 50% der Invertebratenpopulationen einer Wiese können während dem Mähen zu Grunde gehen (Gardiner und Hill 2006, Humbert et al. 2009, Dover et al. 2010). Werden in einer Region alle Wiesen gleichzeitig gemäht, wirkt sich die starke Reduktion der Beutetiere auch auf Vögel (zum Beispiel die Zaunammer) stark aus (Gardiner und Hill 2006). Deshalb kommt der Art des Mähens grosse Bedeutung zu. Rotierendes Mähwerk verursacht die höchste Mortalität, Balkenmäher, welche nur halb soviel Mortalität verursachen, sollten deshalb bevorzugt eingesetzt werden (Gardiner und Hill 2006, Humbert et al. 2009), zudem spielen Tageszeit und Schnitthöhe eine entscheidende Rolle. Bei kalten Temperaturen frühmorgens sind die Insekten immobil und die Mortalitätsrate deshalb höher (Dover et al. 2010). Die Schnitthöhe ab Boden sollte mindestens 10cm betragen, um die Bodenfauna möglichst zu schonen (Humbert et al. 2009). Die Weiterverarbeitung des Schnittguts hat ebenfalls einen grossen Einfluss auf die Trockenwiesenfauna. Durch die Produktion von Silageballen können bis zu 70% der Heuschrecken einer Wiese entfernt werden, während mit Heu kaum Tiere entfernt werden, falls dieses mehrere Tage auf der Wiese getrocknet wird (Humbert et al. 2009).

Während Änderungen zum Schutz der Fauna im Mähprozess oft schwierig umzusetzen sind, ist die Schaffung temporärer Rückzugsflächen, respektive die gestufte Mahd, einfacher einzuführen. Dadurch kann die Zahl der überlebenden Amphibien, Insekten und kleinen Säugetieren beträchtlich erhöht werden (Guido und Gianelle 2001, Braschler et al. 2009, Kiehl 2009). Pfadenhauer et al. (2003) empfehlen, mindestens 10% der Fläche der Vegetation stehen zu lassen.

Der Zeitpunkt des ersten Schnitts ist ebenfalls von Bedeutung. Früher Schnitt (Mai/Anfangs Juni) kann die Insektenvielfalt reduzieren, da sich Insekten, welche sich noch im Larvenstadium befinden, nicht weiter entwickeln können (Quinger et al. 1994), wie dies für einige Wanzenarten in Trockenwiesen der Fall ist (Di Giulio et al. 2001). Riegel et al. (2007) empfehlen den ersten Schnitt erst dann anzusetzen, wenn die typischen TWW-Pflanzenarten ihre Entwicklung abgeschlossen haben. Die Hauptversamlungsphase vieler TWW-Arten kann bis Mitte Juli andauern (Bolli 2009). Je nach Region sollte der erste Schnitt somit idealerweise erst Mitte Juli erfolgen (Riegel et al. 2007). Dies entspricht auch dem traditionellen ersten Schnitttermin (Quinger et al. 1994, Schumacher et al. 1995), an welchen sich die Trockenwiesenflora und -fauna vermutlich angepasst hat. Eine Herbstmahd scheint nicht empfehlenswert, da langfristig eine starke Verschiebung der Vegetationszusammensetzung beobachtet wurde (Quinger et al. 1994, Köhler 2001, Jeschke et al. 2008). Die Fieder-Zwenke (*Brachypodium pinnatum*) wird dadurch gefördert (Quinger et al. 1994).

Die typische Trockenwiese sollte einmal im Jahr gemäht werden (Quinger et al. 1994, Schumacher et al. 1995, Langenauer et al. 2000, Thormann et al. 2003, Kiehl 2009). Sowohl eine weniger häufige (Köhler et al. 2005) als auch eine häufigere Mahd (Thormann et al. 2003, Kiehl 2009) führen zu einem Verlust an TWW-Arten. Ein zweischüriges Regime führt häufig zu einer Zunahme schnitttoleranter, wüchsiger Grünlandarten (Thormann et al. 2003) und somit zu einer Abnahme bodenbewohnender Insekten, die lückige, offene Vegetation bevorzugen (Di Giulio et al. 2001).

3.3 Spezielle Massnahmen

3.3.1 *Welchen Effekt hat die Bewässerung von Trockenwiesen und –weiden auf Flora und Fauna?*

Aufgrund der Stickstoffeinträge aus der Luft muss allgemein mit einer Stickstoffanreicherung auch auf TWW Standorten gerechnet werden. Aufgrund der Trockenheit, welche die mineralisierenden Bodenbakterien hemmt, bleiben viele Trockenrasen jedoch mager und dadurch erhalten. Eine künstliche Bewässerung kann zu einem rasanten Nährstoffanstieg führen und unerwünschte, produktive Grünlandarten fördern. Deshalb ist grundsätzlich von Bewässerung abzuraten (Kiehl 2009).

Zum speziellen Fall der Walliser Trockensteppen und Trockenwiesen, welche traditionellerweise bewässert wurden, konnte leider keine Studien gefunden werden.

3.3.2 *Welchen Effekt hat die Verbuschung von Trockenwiesen und –weiden auf Flora und Fauna?*

Jede Stufe der Sukzession eines Trockenrasens zum Wald hat ihren ökologischen Wert (Baur et al. 2006). Die Artenvielfalt kann durch ein Nebeneinander verschiedener Sukzessionsstadien (zum Beispiel Trockenrasen, Brache, Verbuschungszone) erhöht werden. So können zum einen Arten mit verschiedenen Ansprüchen und zum anderen Arten, welche mehrere Lebensräume benötigen, nebeneinander vorkommen (WallisDeVries et al. 2002). Dies trifft vor allem für die Fauna zu (Wilmanns und Sendtko 1995): Gehölze liefern mit Blüten oder Früchten über Monate Nahrung für Insekten und Vögel. Gehölze dienen als Überwinterungsmöglichkeiten oder Zufluchtsorte von Kleintieren oder schaffen erhöhte Strukturen, welche für gewisse Vogelarten (zum Beispiel Neuntöter und Baumpeiper) wichtig sind. Zudem entsteht durch Gehölze eine mikroklimatische Heterogenität. Baur et al. (2006) schlagen ein Rotationsmanagement vor, so dass viele Sukzessionsstufen gleichzeitig nebeneinander vorkommen.

Eine regelmässige Entbuschung ist jedoch nötig, damit sich auch die lichtbedürftigen Trockenrasenarten halten können (Weber und Gigon 2002). Zudem nimmt die Artenvielfalt der Fauna mit zunehmendem Verbuschungsgrad ab (Beinlich 1995). Heuschrecken, Schnecken und Laufkäfer bevorzugen geschnittene Wiesen und frühe Verbuschungstadien, die Laufkäfervielfalt nimmt bei einem Verbuschungsgrad von 30% abrupt ab, jene von Ameisen bei einem Verbuschungsgrad von 50% (Beinlich 1995). Quinger et al. (1994) empfehlen, den Verbuschungsgrad von Trockenrasen unter 25% zu halten.

Soll die Verbuschung auf einer Fläche nachhaltig verhindert werden, muss sie häufiger als alle zehn Jahre entbuscht werden (Dzwonko und Loster 2007). Am besten wird das Gehölz im Winter mechanisch auf-den-Stock gesetzt, so dass Austriebe im Frühling von den Weidetieren gefressen werden oder leicht zu schneiden sind, was den Effekt der Entbuschung verstärkt (Schumacher et al. 1995, Schreiber et al. 2009). Es hat sich gezeigt, dass im Falle einer erstmaligen Entbuschung eine Ziegenbeweidung kombiniert mit einer manuellen Nachreinigung effektiver sind als Beweidung alleine und zudem kostengünstiger sind als alleiniger Schnitt (Rahmann 1999). Dabei ist es wichtig, die verbuschten Bereiche intensiv mit Ziegen zu beweiden (hohe Besatzdichten in kurzem Beweidungszeitraum, (Rahmann 2000). Je nach historischer Nutzung, kann die Nachpflege anschliessend durch extensive Beweidung (Umstellung auf Schaf oder Rind; Dostalek und Frantik 2008, Kiehl 2009) oder regelmässigen Schnitt erfolgen. Die Regeneration entbuschter Stellen mit offenem Boden geht oft langsam vor sich. Um der Gefahr vorzubeugen, dass sich unerwünschte Pionier- und Ruderalarten ansiedeln, sollte die Etablierung der gewünschten Arten auf den offenen Stellen künstlich beschleunigt werden (Kiehl und Pfadenhauer 2007; siehe nächstes Kapitel).

3.3.3 *Nach welchen Störungen sollten Trockenrasen künstlich eingesät werden?*

Das Einwachsen offener Bodenstellen in Trockenwiesen und –weiden kann sehr langsam vor sich gehen (Klimes et al. 2010). Dies liegt daran, dass Trockenwiesenarten in ihrer Samenausbreitung oft

limitiert sind. Durch die geringe Windausbreitungsfähigkeit vieler Trockenwiesenarten (Bolli 2009) und die zunehmende Isolation der Flächen (Schlup 2009), ist der Sameneintrag auf offene Flächen vermutlich gering. Zudem ist die Samenausbreitung durch Weidetiere heutzutage eingeschränkt (Poschlod und WallisDeVries 2002, Seifert und Fischer 2010). Viele Wiesen verfügen auch kaum über eine effektive Samenbank (Mitlacher et al. 2002, Bossuyt und Honnay 2008). Daher besteht die Gefahr, dass sich auf offenen Bodenstellen, schnellwüchsiger Ruderalarten einfinden (Maccherini et al. 2007, Stadler et al. 2007). Es empfiehlt sich, auch auf eher kleinen offenen Stellen (zum Beispiel nach Entbuschungsaktionen) zum Beispiel durch Mähgutübertragung dafür zu sorgen, dass sich die gewünschten Arten etablieren können (Hedberg und Kotowski 2010).

Die Mähgutübertragung ist eine einfache, aber effektive Methode, die Einwanderung unerwünschter Arten zu verhindern und die Ansiedlung der gewünschten Arten zu fördern. Der Etablierungserfolg der Zielarten ist viel grösser als bei Einsaat mit einer Samenmischung (Kiehl und Pfadenhauer 2007). Das Mähgut bietet den auflaufenden Keimlingen Schutz vor Austrocknung und Hitze und enthält meist auch schon die Mykorrhiza-Sporen, die die Ansiedlung der Zielarten fördern (Kiehl 2009). Durch das Mähgut wird auch die Insektenfauna auf offene Stellen übertragen (Kiehl und Wagner 2006). Wenn möglich sollte frisches Mähgut eingesetzt werden, da es mehr Samen und Insekten enthält als getrocknetes (Rasran et al. 2007). Pflanzenarten, welche klein oder selten sind oder sich im Frühjahr versamen, sollten zusätzlich von Hand eingesät werden (Kiehl und Wagner 2006, Hedberg und Kotowski 2010). Damit regional angepasste Ökotypen angesiedelt werden und keine Florenverfälschung stattfindet, sollte das Mähgut von einer intakten Fläche aus nächster Nähe stammen (Vander Mijnsbrugge et al. 2010).

3.4 Naturschutz

3.4.1 *Welchen Effekt hat die Vernetzung von Trockenwiesen auf Flora und Fauna?*

Fläche, Vernetzung und die Beschaffenheit der umliegenden Landschaft sind wichtige Faktoren, welche die Artenvielfalt und Lebensraumqualität eines Trockenrasenhabitats beeinflussen (Krauss et al. 2010).

Zu kleine Habitatflächen, die zunehmende Isolation durch grössere Distanzen zwischen den Flächen, sowie die Bewirtschaftungsintensivierung der dazwischenliegenden Landschaft wirken sich negativ auf die Populationsgrössen von Arten, ihre genetische Diversität und Überlebensfähigkeit aus (zum Beispiel silbergrüner Bläuling: Schmitt und Seitz 2002, Insekten: Tschardt et al. 2002, Schnecken: Stoll et al. 2009, typische Trockenwiesenarten und Schmetterlinge: Krauss et al. 2010, Heil-Ziest: Rusterholz und Baur 2010, Käfer: Woodcock et al. 2010). Zudem können Räuber-Beute Beziehungen und Interaktionen zwischen Bestäuber und Pflanzenarten beeinträchtigt sein (Tschardt et al. 2002, Rusterholz und Baur 2010).

Je nach Lebensraumsanspruch und Mobilität der Art, ergeben sich andere Schwellenwerte an Habitatgrösse und Vernetzung, die für das Überleben der Art nötig sind. Habitatspezialisten, wie spezialisierte Schmetterlinge und typische Trockenwiesenpflanzen sind vom zunehmenden Habitatverlust und der Fragmentierung stärker betroffen als Habitatgeneralisten (Polus et al. 2007, Bruckmann et al. 2010). Neben der Habitatgrösse spielt auch die Vernetzung eine bedeutende Rolle. So sind zum Beispiel innerhalb der letzten 30 Jahre vor allem Schmetterlingsgruppen in Deutschen Trockenwiesen stark zurückgegangen, welche sich schlecht ausbreiten können, viel Platz benötigen, auf eine einzelne Futterpflanzenart angewiesen sind oder eine geringe Reproduktionsrate aufweisen (Wenzel et al. 2006). Ausbreitungslimitierte und spezialisierte Arten benötigen zusammenhängende Lebensräume, während Generalisten oft schon von einer Extensivierung und Aufwertung der umliegenden Landschaft profitieren (Tschardt et al. 2002, Bruckmann et al. 2010, Seifert und Fischer 2010).

Leider gibt es kaum Angaben über Mindestraumsprüche und die nötige Beschaffenheit von Vernetzungselementen für einzelne Arten. Tatsache ist, dass die gegenwärtige Dichte und

Vernetzung der Trockenwiesen in Mitteleuropa nicht genügt, um deren Artenreichtum zu erhalten (Poschlod und WallisDeVries 2002, WallisDeVries et al. 2002). Erschwerend kommt hinzu, dass einzelne Arten, so zum Beispiel langlebige Pflanzen, verzögert auf den Habitatverlust und die Fragmentation reagieren (Helm et al. 2006, Krauss et al. 2010). Das heisst, viele Arten kommen zwar noch vor, werden aber vermutlich in den nächsten Jahren aussterben. Deshalb ist es wichtig, sich in der Bewertung von Naturschutzmassnahmen nicht nur an der Trockenwiesenflora zu orientieren sondern auch an Arten, welche schneller auf Lebensraumänderungen reagieren, wie zum Beispiel spezialisierte Schmetterlinge (Krauss et al. 2010). Zudem sollte die historische Beschaffenheit der Landschaft in der Planung von Habitatgrössen und Vernetzungselementen mit einbezogen werden, um die heutige Artenvielfalt zu erhöhen oder zumindest zu erhalten (Helm et al. 2006, Krauss et al. 2010).

3.4.2 Inwiefern sind Flora und Fauna der Trockenwiesen/Trockenweiden durch Neophyten gefährdet?

Es konnten keine wissenschaftlichen Studien gefunden werden, welche spezifisch über Neophyten in Trockenrasen berichten. Dies lässt jedoch nicht darauf schliessen, dass keine Neophytenproblematik vorhanden ist. So befinden sich unter den Ruderalpflanzen, die sich auf degenerierten, verbrachten Flächen ausbreiten können auch bekannte Neophyten wie zum Beispiel die Goldruten (*Solidago canadensis* und *S. gigantea*; Quinger et al. 1994, Pfadenhauer et al. 2003, Kiehl 2009, Schreiber et al. 2009). Als Massnahme gegen bereits etablierte Goldruten in Trockenrasen hat sich die Beweidung mit Ziegen (Schreiber et al. 2009) oder ein Mahd in der 2. Junihälfte (Quinger et al. 1994) bewährt.

3.4.3 Welche Renaturierungsmassnahmen sind für Trockenwiesen- /Trockenweidenstandorte geeignet?

Wie im Kapitel „Nach welchen Störungen sollten Trockenrasen künstlich eingesät werden?“ bereits beschrieben, ist die Selbstregenerationsfähigkeit der Trockenwiesenflora auf offenen Bodenstellen gering und es ist ratsam, die gewünschten Arten künstlich anzusiedeln.

Im Falle einer Neuschaffung, sollte, falls möglich, der Oberboden (30-40 cm) abgetragen werden, da allfällige Nährstoffe und Samen unerwünschter Pflanzenarten dadurch entfernt werden (Pywell et al. 2002, Thormann et al. 2003, Kiehl 2009, Kiehl et al. 2010). Ohne Bodenabtrag etablieren sich meist viele Ruderal- und Grünlandarten (Thormann et al. 2003). Zudem optimiert ein Bodenabtrag nicht nur die Bedingungen für wärmeliebende Trockenwiesenarten, sondern auch für wärmeliebende Invertebraten (Kiehl 2009). Um die gewünschten Trockenwiesenarten anzusiedeln, hat sich die Übertragung von Mähgut bewährt (Thormann et al. 2003, Kiehl und Wagner 2006, Rasran et al. 2007, Kiehl 2009), während sich der Gebrauch von Samenmischungen (Hedberg und Kotowski 2010) kaum und die Ausbringung von Transplantaten (Klimes et al. 2010) sowie die natürliche Regeneration (Stadler et al. 2007) nicht bewährt haben. Es ist wichtig die Wiese in den Folgejahren relativ spät (ca. Ende August) zu mähen, damit sich die Pflanzenarten generativ (durch Samenausbreitung) ausbreiten können (Pfadenhauer et al. 2000).

Auf degenerierten Standorten, welche entweder durch Unternutzung (Verbrachung) oder Übernutzung (Düngeeintrag, zu häufiger Schnitt) entstanden sind, müssen zum einen die Nährstoffe wieder aus dem System abgeführt werden und zum anderen muss der Anteil der gewünschten Trockenrasenarten wieder erhöht werden. Im Falle der Verbrachung führt eine Wiedereinführung der Pflege durch Schnitt (mit Abführen des Mahdgutes) oder Beweidung (mit Auspferchung der Tiere in der Nacht) zum gewünschten Ziel, da dadurch Nährstoffe entfernt und die schnitt- resp. weideempfindlichen Brachearten zurückgedrängt werden (Thormann et al. 2003). Bei Weiden mit hohem Anteil an Zwenken (*Brachypodium* ssp.) hat sich die intensivere Beweidung mit Schafen bewährt (Kiehl 2009). Die Beweidung muss aber von Jahr zu Jahr wieder reduziert werden, um langfristig die gewünschten Arten nicht durch Überweidung zu schädigen. Bei Wiesen mit einem hohen Brachearten-Anteil führt eine Mahd im Hochsommer zur Reduktion der unerwünschten Arten (Riegel et al. 2007).

Im Fall von übernutzten Wiesen und Weiden mit deutlich erhöhtem Anteil an Wiesengräsern ist die Rückführung in einen nährstoffärmeren Trockenrasen schwieriger (Wilmanns und Sendtko 1995). Zwar können mit einem zusätzlichen Schnitt Nährstoffe aus dem System entfernt werden (Riegel et al. 2007), doch werden damit auch die wuchsfreudigen Wiesengräser gefördert, welche die Trockenrasenarten weiter zurückdrängen (Thormann et al. 2003, Kiehl et al. 2006). Falls der Anteil der Wiesengräser hoch ist (Anteil der ursprünglichen Vegetation weniger als 20%; Riegel et al. 2007), ist es deshalb ratsam, nebst moderatem Schnitt, den Anteil der Trockenrasenarten durch Einsaat zu erhöhen. Hierbei muss zuerst für offenen Boden gesorgt werden, damit die Trockenrasenarten keimen und wachsen können (Studer 2000, Walker et al. 2004, Donath et al. 2007, Edwards et al. 2007, Riegel et al. 2007).

Einsaat auf einer gemähten Wiese ohne Bodenbearbeitung führt nicht zur Etablierung der gewünschten Arten (Thormann et al. 2003). Die meisten Trockenwiesenarten benötigen gute Lichtbedingungen zur Keimung und Etablierung und sind nicht in der Lage, sich in dichter Vegetation anzusiedeln (Kiehl 2009). Für die Ansiedlung der Trockenwiesenarten ist die Methode der Mähgutübertragung am besten geeignet.

3.4.4 Unter welchen Bedingungen sind temporäre Rückzugsflächen in Trockenwiesen und –weiden nicht sinnvoll?

Wie bereits in den vorhergehenden Kapiteln diskutiert, sind temporäre Rückzugsflächen in vielerlei Hinsicht sinnvoll. Sie dienen der Fauna als Rückzugsräume während und nach der Mahd, sie beherbergen ein kontinuierliches Angebot an Wirts- und Futterpflanzen und erhöhen allgemein die Strukturvielfalt und somit die Artenvielfalt. Es wurde keine wissenschaftliche Studie gefunden, welche über negative Folgen von temporären Rückzugsflächen im Zusammenhang mit Trockenwiesen und –weiden berichtet. Es wäre aber denkbar, dass es durchaus Situationen gibt, in denen von verbrachenden Randstreifen abzuraten ist, so zum Beispiel bei einem hohen Anteil invasiver Arten in der umliegenden Landschaft.

3.5 Sozioökonomische Aspekte

3.5.1 Welches Beratungsbedürfnis besteht seitens der Bewirtschafter von Trockenwiesen/-weiden?

3.5.2 Welche Gründe seitens der Bewirtschafter führen zur Bewirtschaftungsaufgabe resp. –aufnahme von Trockenwiesen und -weiden?

Da eine regelmässige Pflege für den Erhalt und Fortbestand der Trockenrasen unerlässlich ist, spielt die Bereitschaft der Landwirte, eine Wiese zu bewirtschaften, eine grundlegende Rolle. Es hat sich gezeigt, dass finanzielle Aspekte dabei zentral sind, d.h. Aufwand und Ertrag müssen stimmen (Schenk 2002, Schenk et al. 2007). Daher kommt der Auszahlung von Bewirtschaftungsbeiträgen oder der Anrechenbarkeit an ÖA-Flächen eine entscheidende Bedeutung zu. Die Bereitschaft eine TWW-Fläche zu bewirtschaften hängt jedoch zusätzlich von der individuellen Situation des Bewirtschafters ab. Der Arbeitsaufwand muss mit der betrieblichen Situation vereinbar sein. Dabei stehen folgende Fragen im Vordergrund (Schenk 2002): Stehen genug Arbeitskräfte zur Verfügung? Lässt das Betriebskonzept (zum Beispiel Milchwirtschaft, Mutterkuhhaltung, Aufzucht) die Nutzung einer TWW-Fläche als Wiese oder Weide zu? Überschneidet sich der Schnitttermin mit anderen betrieblich wichtigeren Arbeiten (Getreide-, Gemüseernte)? Kann das Schnittgut im Betrieb genutzt werden? Kann eine Weide trotz niedriger Futterqualität genutzt werden?

Für eine langfristige Bereitschaft, die TWW-Flächen zu bewirtschaften sind neben den ökonomischen Beweggründen, ein grundlegendes ökologisches Verständnis sowie die Einbindung in Bewirtschaftungsplanung bedeutend. Dabei ist eine persönliche Kommunikation zwischen Landwirt und Vertretern der Behörde wichtig, sie erleichtert den gegenseitigen Informationstransfer und beugt Missverständnissen vor (Schenk et al. 2007).

3.6 Ideen-Log

Im Laufe der Literaturrecherche sind uns drei Aspekte aufgefallen, welche den Schutz und die Pflege artenreicher Wiesen und Weiden betreffen und europaweit in Wissenschaft und Praxis zunehmend diskutiert werden. Diese könnten auch für den Schutz und die Pflege von Schweizer Trockenrasen von Interesse sein.

3.6.1 *Bewirtschaftungsweise*

Durch kleinräumige Strukturen innerhalb der Wiesen erhöht sich die Artenvielfalt, da Arten (Flora und Fauna) mit unterschiedlichen Ansprüchen gefördert werden, insbesondere diejenigen, welche gleichzeitig unterschiedliche Lebensräume beanspruchen. Deshalb ist eine Bewirtschaftungsweise, welche mehr Heterogenität schafft für die Artenvielfalt förderlicher. Denkbar ist zum Beispiel eine Mosaikbewirtschaftung mit verschiedenen Stadien der Brache (Köhler et al. 2005, Baur et al. 2006, Hoste-Danylow et al. 2010) oder eine räumliche Kombination von Mahd und Beweidung (WallisDeVries et al. 2002, Barbaro et al. 2004). Im Falle von kleinen Flächen, muss darauf geachtet werden, dass durch eine solche Bewirtschaftung die Mindestarealansprüche der Trockenrasenflora und –fauna noch gewährleistet sind. Da man diese Ansprüche oftmals nicht genau kennt, sollte bei einer Bewirtschaftungsänderung die Artenvielfalt durch ein regelmässiges Monitoring überwacht werden.

3.6.2 *Nutzungsgeschichte*

Viele Studien weisen darauf hin, dass die heutige Artenvielfalt in halbnatürlichen Wiesen und Weiden besser mit der historischen Nutzung, Habitatfläche und Vernetzung erklärt werden kann, als mit den heutigen Begebenheiten (Helm et al. 2006, Boschi und Baur 2008, Krauss et al. 2010). Dies deutet darauf hin, dass die Geschichte eines Habitats für den aktuellen Schutz eine grosse Rolle spielt. Zudem geht mit einer Nutzungsänderung meist ein Verlust an spezialisierten Arten einher (Fischer und Wipf 2002, Lanta et al. 2009, Römermann et al. 2009). Das Habitat wird zunächst artenärmer, bis sich wiederum neue Arten, welche der neuen Nutzung entsprechen, etablieren können. Das Einwandern dieser Arten ist jedoch durch die heutige Fragmentierung der Habitate eingeschränkt (Poschlod und WallisDeVries 2002). Nur wenn die traditionellen Faktoren, durch welche die jeweilige Wiese entstanden ist, bekannt sind, kann versucht werden, diese Faktoren durch zeitgemässe und umsetzbare Massnahmen zu ersetzen (Willems 2001, Poschlod und WallisDeVries 2002, Kapfer 2010b).

3.6.3 *Schutzstrategien*

Da alte Flächen eine höhere Artenvielfalt aufweisen als jüngere, sollten diese vorrangig geschützt werden (Pärtel et al. 2005). Leider sind viele Restbiotope zu klein, um langfristig ihre Artenvielfalt aufrecht erhalten zu können (Pärtel et al. 2005, Bruckmann et al. 2010, Krauss et al. 2010). Da die heutige Artenvielfalt in Trockenrasen vermutlich eher die historische Landschaft widerspiegelt als die heutige, muss man annehmen, dass die aktuelle Habitatdichte und Vernetzung nicht ausreichen wird, um viele Trockenrasenarten langfristig zu erhalten (Pärtel et al. 2005). Über kurz oder lang, muss darüber entschieden werden, ob die Habitatfläche und deren Vernetzung durch Neuschaffung von Trockenrasenstandorten auf Landwirtschaftsflächen erhöht werden sollte, wie dies in Deutschland und Grossbritannien (Walker et al. 2004, Fagan et al. 2008, Kiehl 2009, Hedberg und Kotowski 2010) bereits versucht wird.

3.7 Forschungsbedarf

Einige Fragen konnten mit Hilfe des systematischen Reviews nicht ausreichend beantwortet werden, da dazu keine oder zu wenig Studien gefunden wurden.

Wissenslücken bestehen insbesondere bezüglich der Auswirkungen des Beweidungsregimes auf die Artenvielfalt und Qualität der Trockenweiden, der Bedeutung der Vernetzung und Habitatgröße für die Trockenrasenflora und –fauna und der Bedrohung, welche invasive Arten für Trockenrasen darstellen. Diese Defizite, aber auch die gefundenen Antworten lassen einige Aussagen zum Forschungsbedarf bezüglich der Bewirtschaftungseinflüsse auf Trockenwiesen und –weiden zu:

- Studien tendieren dazu, entweder die Gesamtartenzahlen oder allenfalls einzelne Arten zu untersuchen. Seltener sind Studien zu einem für Trockenrasen charakteristischen Artenset. Entsprechend wenig bekannt ist zu Vernetzungs- und Raumanprüche vieler Trockenrasenarten. Dies ist jedoch ein höchst relevanter Aspekt des Trockenrasenschutzes. Hierzu sind vermehrt landschaftsökologische und landschaftsgenetische Studien nötig.
- Es braucht mehr Wissen über die traditionelle Pflege der Trockenrasen. Landschafts- und landnutzungsgeschichtliche Studien bieten gute Grundlagen, um Massnahmen zur Pflege und zum Erhalt der Trockenrasen optimal den Bedürfnissen der Flora und Fauna anpassen zu können und so längerfristig zu gewährleisten.
- Ein vermehrter Erfahrungs- und Wissensaustausch mit dem nahen Ausland, welches vor den gleichen Problemen im Schutz von mageren Wiesen und Weiden steht, könnte hilfreich sein – dies gilt insbesondere auch bei Fragen der Neuschaffung entsprechend artenreicher Lebensräume.

4 Eignung von SR für ein periodisches Reporting

4.1 Beurteilung der Resultate des vorliegenden SR-TWW

Aus Sicht des Auftragnehmers eignet sich die Durchführung eines SR für einen effizienten Wissenstransfer zu praxisrelevanten Fragen. SR sind aus unserer Sicht daher geeignet für ein periodisches Reporting über wissenschaftliche Erkenntnisse zu verschiedenen Biotoptypen in der Schweiz.

Allerdings ist zu bedenken, dass das gewählte Vorgehen bezüglich der Festlegung der Fragen wesentlich von demjenigen eines klassischen SR abweicht. Anstelle einer von Praxis und Wissenschaft gemeinsam erarbeiteten Kernfrage, steht beim vorliegenden SR eine Frageliste der BIOP-Gruppe im Zentrum, die durch die Wissenschaft lediglich leicht modifiziert und zur Genehmigung dem Auftraggeber vorgelegt worden ist. Dieses Vorgehen weist aus unserer Sicht durchaus einige Vorteile auf. So kann vermieden werden, dass eine „Kompromiss-Frage“ bearbeitet wird, deren Beantwortung der Praxis nicht genau die gewünschten Antworten gibt, zu der jedoch sicherlich wissenschaftliche Studien gefunden werden können. Zudem kann der Forschungsbedarf seitens der Praxis hergeleitet werden, indem diejenigen Fragen zusammengestellt werden, die aufgrund fehlender Untersuchungen nicht beantwortet werden konnten. Ein nach diesem Vorgehen erarbeitetes SR kann resultieren in:

- beantwortete Fragen;
- unbeantwortete Fragen, die auf Forschungsbedarf hinweisen;
- unbeantwortete Fragen, die sich nicht für eine wissenschaftliche Bearbeitung eignen.

Entsprechend sind wir in der Lage, den Forschungsbedarf zu beschreiben (Kapitel 3.7). Zusätzlich haben wir durch das Führen eines Ideen-Logs (Kapitel 3.6) die Möglichkeit geschaffen, weiterführende Gedanken und innovative Ideen aus den evaluierten Studien festzuhalten. Dadurch erhält der Auftraggeber allenfalls Anregungen für die Weiterentwicklung der Umsetzung und für die Früherkennung von Trends bei den für ihn relevanten Fragen.

Dadurch, dass die von der Praxis vorgebrachten Fragen spezifisch waren, konnten meist nur sehr wenige Studien zu den jeweiligen Fragen gefunden werden. Entsprechend sind quantitative Auswertungen kaum möglich. Dies führt zu einer narrativen Synthese, im Gegensatz zu einer quantitativen Analyse (Pullin und Stewart 2006).

Im Rahmen einer Nachbereitung dieses Projektes wird zu diskutieren sein, inwieweit das gewählte Vorgehen und die erzielten Resultate den Bedürfnissen des Auftraggebers entsprechen und welche Anpassungen bei einer allfälligen Wiederholung oder Ausweitung des SR-Ansatzes vorzunehmen sind. Zusätzlich ist zu überlegen, wie die Themen des Ideen-Log und der ausgewiesene Forschungsbedarf weiter bearbeitet werden sollen.

4.2 Aufwandabschätzung für eine periodische Wiederholung

Für das vorliegende SR wurde folgender Aufwand offeriert: Planung 10 Tage, Durchführung 45 Tage, Reporting 10 Tage. Der tatsächlich geleisteten Aufwand lag einige Tage darüber.

Für eine Wiederholung wird sich der Aufwand für die Planung und für das Reporting um je die Hälfte reduzieren lassen (je 5 statt 10 Tage). Der Aufwand für die Durchführung hängt bei einer Wiederholung von der zu berücksichtigenden Untersuchungsperiode ab. Da in den letzten Jahren sehr viele neue Studien publiziert worden sind, wäre eine kürzere Periode mit reduziertem Aufwand im Sinne eines periodischen Updates des SR aus unserer Sicht möglich und sinnvoll.

Dafür müsste allerdings die Liste der Fragen überarbeitet und an die aktuellen Bedürfnisse des BAFU angepasst werden. Es ist zu erwarten, dass eine Mischung von neuen Fragen, die mit ähnlichem Aufwand wie in der ersten Durchführung für die Periode seit 1990 aufgearbeitet werden müssten, und bisherigen Fragen, die mit reduziertem Aufwand für die Jahre nach 2010 untersucht würden.

Die untersuchte Thematik erfreut sich momentan einer regen wissenschaftlichen Auseinandersetzung. So stammen von den 191 berücksichtigten Publikationen (Kategorie A und B) 93 aus den letzten 5 Jahren (Abbildung 1). Daher erachten wir bezüglich Periodizität einen Abstand von maximal fünf Jahren zwischen den einzelnen SR TWW als sinnvoll. Wir schätzen, dass sich bei einer Wiederholung in fünf Jahren der Aufwand für die Durchführung aufgrund der obigen Erläuterungen von 45 auf 35 Tage reduziert.

Somit reduziert sich der Gesamtaufwand bei einer Wiederholung von 65 auf voraussichtlich 45 Tage. Sollte der Einbezug weiterer Disziplinen erwünscht sein, wie beispielsweise der Sozialwissenschaften zur Beurteilung der Fragen nach den Gründen der Aufgabe einer Bewirtschaftung, wäre ein zusätzlicher Aufwand in Planung und Durchführung zu berücksichtigen.

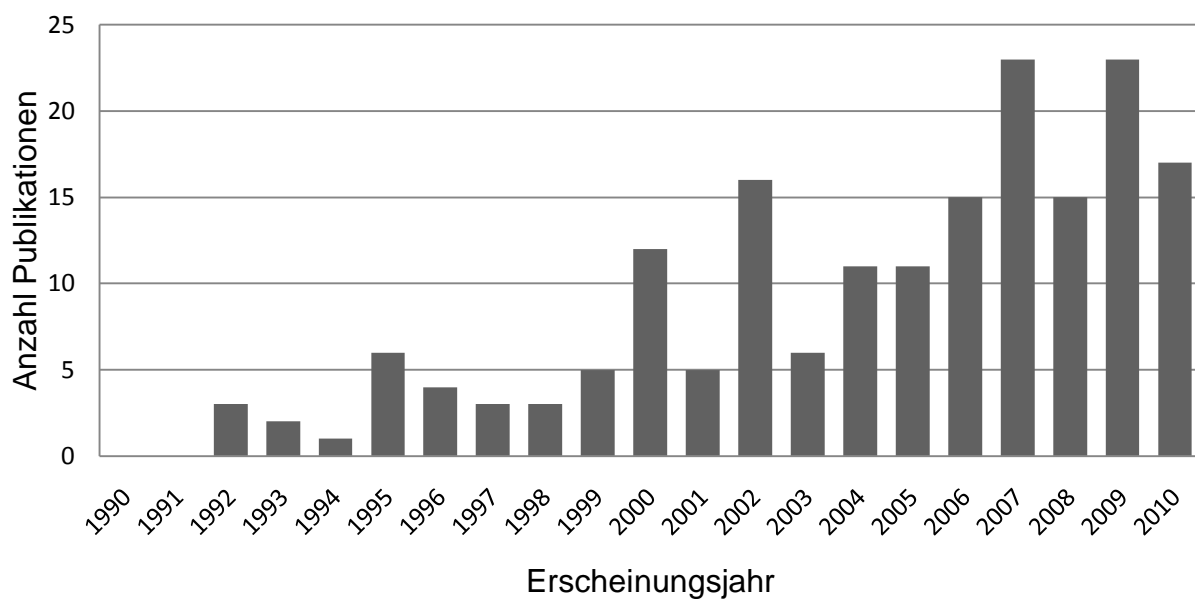


Abbildung 1: Verteilung der Erscheinungsjahre der berücksichtigten Publikationen.

4.3 Aufwandabschätzung für SR zu anderen Biotoptypen

Grundsätzlich scheint es uns möglich, auch zu weiteren Biotoptypen, d.h. Hoch-, Übergangs- und Flachmoore, Auengebiete und Amphibienlaichgebiete, SR durchzuführen. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich dabei der Aufwand ebenfalls in der Größenordnung von 50 bis 60 Arbeitstagen bewegen wird. Eine genauere Abschätzung des Aufwandes kann erst vorgenommen werden, wenn eine Einschätzung der Resultate des vorliegenden Pilotprojektes aus Sicht des Auftraggebers vorliegt. Die Ausgangslage für die Auengebiete ist wahrscheinlich insofern anders gelagert, als die Vielfalt der Bewirtschaftungsmöglichkeiten in diesem natürlichen Biotoptyp geringer ist. Dadurch wäre der Aufwand für ein SR zu den Auengebieten eher kleiner als für die übrigen Biotoptypen.

5. Literatur

- Bakker, E. S., H. Olff, M. Boekhoff, J. M. Gleichman, and F. Berendse. 2004. Impact of herbivores on nitrogen cycling: contrasting effects of small and large species. *Oecologia* 138:91-101.
- Barbaro, L., T. Dutoit, F. Anthelme, and E. Corcket. 2004. Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management* 72:261-275.
- Baur, B., C. Cremene, G. Groza, L. Rakosy, A. A. Schileyko, A. Baur, P. Stoll, and A. Erhardt. 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation* 132:261-273.
- Beinlich, B. 1995. Veränderungen der Wirbellosen-Zönosen auf Kalkmagerrasen im Verlaufe der Sukzession. Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:283-310.
- Bolli, J. C. 2009. A multiscale assessment of plant dispersal: How functional traits and landscape characteristics interact. Diss. ETH No. 18380, Zürich.
- Boschi, C. and B. Baur. 2007a. The effect of horse, cattle and sheep grazing on the diversity and abundance of land snails in nutrient-poor calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 8:55-65.
- Boschi, C. and B. Baur. 2007b. Effects of management intensity on land snails in Swiss nutrient-poor pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment* 120:243-249.
- Boschi, C. and B. Baur. 2008. Past pasture management affects the land snail diversity in nutrient-poor calcareous grasslands. *Basic and Applied Ecology* 9:752-761.
- Bossuyt, B. and O. Honnay. 2008. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19:875-884.
- Braschler, B., L. Marini, G. H. Thommen, and B. Baur. 2009. Effects of small-scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long-term study. *Ecological Entomology* 34:321-329.
- Bruckmann, S. V., J. Krauss, and I. Steffan-Dewenter. 2010. Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology* 47:799-809.
- Deenen, P. and N. Middelkoop. 1992. Effects of cattle dung and urine on nitrogen uptake and yield of perennial ryegrass. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 40:469-482.

- Di Giulio, M., P. J. Edwards, and E. Meister. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38:310-319.
- Dolek, M. 1995. Grazing and management of calcareous grasslands in the Franconian Jura. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 10:327-331.
- Donath, T. W., S. Bissels, N. Holzel, and A. Otte. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138:224-234.
- Dostalek, J. and T. Frantik. 2008. Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17:1439-1454.
- Dover, J. W., A. Rescia, S. Fungarino, J. Fairburn, P. Carey, P. Lunt, R. L. H. Dennis, and C. J. Dover. 2010. Can hay harvesting detrimentally affect adult butterfly abundance? *Journal of Insect Conservation* 14:413-418.
- Dzwonko, Z. and S. Loster. 2007. A functional analysis of vegetation dynamics in abandoned and restored limestone grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18:203-212.
- Edwards, A. R., S. R. Mortimer, C. S. Lawson, D. B. Westbury, S. J. Harris, B. A. Woodcock, and V. K. Brown. 2007. Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* 134:372-382.
- Fagan, K. C., R. F. Pywell, J. M. Bullock, and R. H. Marrs. 2008. Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* 45:1293-1303.
- Fischer, M. and S. Wipf. 2002. Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104:1-11.
- Fischer, S. F., P. Poschlod, and B. Beinlich. 1996. Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* 33:1206-1222.
- Gardiner, T. and J. Hill. 2006. Mortality of Orthoptera caused by mechanised mowing of grassland. *British Journal of Entomology and Natural History* 19:38-40.
- Gillet, F., F. Kohler, C. Vandenberghe, and A. Buttler. 2010. Effect of dung deposition on small-scale patch structure and seasonal vegetation dynamics in mountain pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment* 135:34-41.

- Guido, M. and D. Gianelle. 2001. Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica* 22:175-185.
- Haynes, R. J. and P. H. Williams. 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49:119-199.
- Hedberg, P. and W. Kotowski. 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18:304-308.
- Helm, A., I. Hanski, and M. Partel. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9:72-77.
- Hoste-Danylow, A., J. Romanowski, and M. Zmihorski. 2010. Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139:129-133.
- Humbert, J. Y., J. Ghazoul, and T. Walter. 2009. Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystems & Environment* 130:1-8.
- Jeschke, M., K. Kiehl, J. Pfadenhauer, and A. Gigon. 2008. Long-term effects of former management on the diversity of vascular plants, mosses and lichens in a calcareous grassland. *Botanica Helvetica* 118:95-109.
- Kapfer, A. 2010a. Beitrag zur Geschichte des Grünlands Mitteleuropas. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42:133-140.
- Kapfer, A. 2010b. Mittelalterlich-frühzeitliche Beweidung der Wiesen Mitteleuropas. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42:180-187.
- Kiehl, K. 2009. Renaturierung von Kalkmagerrasen. Pages 265-282 in S. Zerbe and G. Wiegand, editors. *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Spektrum, Heidelberg.
- Kiehl, K., A. Kirmer, T. W. Donath, L. Rasran, and N. Holz. 2010. Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11:285-299.
- Kiehl, K. and J. Pfadenhauer. 2007. Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189:31-48.
- Kiehl, K., A. Thormann, and J. Pfadenhauer. 2006. Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14:148-156.

- Kiehl, K. and C. Wagner. 2006. Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14:157-166.
- Klimes, L., I. Jongepierova, J. Dolezal, and J. Klimesova. 2010. Restoration of a species-rich meadow on arable land by transferring meadow blocks. *Applied Vegetation Science* 13:403-411.
- Köhler, B. 2001. Mechanisms and extent of vegetation changes in differently managed limestone grasslands. Diss. ETH No. 14227. ETH, Zürich.
- Köhler, B., A. Gigon, P. J. Edwards, B. Krüsi, R. Langenauer, A. Lüscher, and P. Ryser. 2005. Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 7:51-67.
- Krauss, J., R. Bommarco, M. Guardiola, R. K. Heikkinen, A. Helm, M. Kuussaari, R. Lindborg, E. Ockinger, M. Partel, J. Pino, J. Poyry, K. M. Raatikainen, A. Sang, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel, and I. Steffan-Dewenter. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13:597-605.
- Kruess, A. and T. Tschardt. 2002a. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106:293-302.
- Kruess, A. and T. Tschardt. 2002b. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16:1570-1580.
- Langenauer, R., B. Köhler, and A. Gigon. 2000. Ergebnisse 20-jähriger Bewirtschaftungsversuche in Halbtrockenwiesen bei Merishausen. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen* 45:37-47.
- Lanta, V., J. Dolezal, P. Lantova, J. Kelisek, and O. Mudrak. 2009. Effects of pasture management and fertilizer regimes on botanical changes in species-rich mountain calcareous grassland in Central Europe. *Grass and Forage Science* 64:443-453.
- Maccherini, S., M. Marignani, P. Castagnini, and P. J. van den Brink. 2007. Multivariate analysis of the response of overgrown semi-natural calcareous grasslands to restorative shrub cutting. *Basic and Applied Ecology* 8:332-342.
- Marini, L., P. Fontana, A. Battisti, and K. J. Gaston. 2009. Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agriculture Ecosystems & Environment* 132:232-236.

- Martin, M., G. Volkart, and R. Joehl. 2008. Bewirtschaftung von artenreichen Rinderweiden. Analyse der artenreichsten TWW-Rinderweiden: 9 Fallbeispiele. Fallstudie Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Martin, M., G. Volkart, R. Joehl, and C. Hunziker. 2007. Schafe auf Trockenweiden., Fallstudie Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Mitlacher, K., P. Poschlod, E. Rosen, and J. P. Bakker. 2002. Restoration of wooded meadows - a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Science* 5:63-73.
- Pärtel, M., H. H. Bruun, and M. Sammul. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. Pages 1-14 *in* R. Lillak, R. Viiralt, A. Linke, and V. Geherman, editors. Integrating Efficient Grassland Farming and Biodiversity. Estonian Grassland Soc-Egs, Tartu.
- Pfadenhauer, J., F. P. Fischer, W. Helfer, C. Joas, R. Lösch, U. Miller, C. Miltz, H. Schmid, E. Sieren, and K. Wiesinger. 2000. Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München. *Angewandte Landschaftsökologie Heft 32*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Pfadenhauer, J., K. Kiehl, F. P. Fischer, H. Schmid, A. Thormann, C. Wagner, and K. Wiesinger. 2003. Empfehlungen zur Neuschaffung und Wiederherstellung von Kalkmagerrasen. Pages 253-260 *in* J. Pfadenhauer and K. Kiehl, editors. Renaturierung von Kalkmagerrasen. Zehn Jahre "Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von München"- ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie Heft 55*. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Polus, E., S. Vandewoestijne, J. Choutt, and M. Baguette. 2007. Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities. *Biodiversity and Conservation* 16:3423-3436.
- Poschlod, P. and M. F. WallisDeVries. 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104:361-376.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, A. Hopkins, K. J. Walker, T. H. Sparks, M. J. W. Burke, and S. Peel. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39:294-309.
- Quinger, B., M. Bräu, and M. Kornprobst. 1994. Lebensraumtyp Kalkmagerrasen. Band II.1. Landschaftspflegekonzept Bayern. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, München.
- Rahmann, G. 1999. Comparison of goat grazing, manual cleaning and the combination of both in aspects of floristic composition and the costs on heavy shrub-infested grassland (Gentiano-Koelerietum). *Berichte über Landwirtschaft* 77:214-221.

- Rahmann, G. 2000. Biotoppflege als neue Funktion und Leistung der Tierhaltung. Dargestellt am Beispiel der Entbuschung von Kalkmagerrasen durch Ziegenbeweidung. *Agraria* 28:1-384.
- Rasran, L., K. Vogt, and K. Jensen. 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. *Applied Vegetation Science* 10:451-U493.
- Riegel, G., H. Luding, R. Haase, P. Hartmann, M. Jeschke, C. Joas, K. Kiehl, N. Müller, H. Preiss, C. Wagner, and K. Wiesinger. 2007. Erhaltung und Entwicklung von Flussschotterheiden. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg.
- Römermann, C., M. Bernhardt-Romermann, M. Kleyer, and P. Poschlod. 2009. Substitutes for grazing in semi-natural grasslands - do mowing or mulching represent valuable alternatives to maintain vegetation structure? *Journal of Vegetation Science* 20:1086-1098.
- Rusterholz, H. P. and B. Baur. 2010. Delayed response in a plant-pollinator system to experimental grassland fragmentation. *Oecologia* 163:141-152.
- Sammul, M., K. Kull, L. Oksanen, and P. Veromann. 2000. Competition intensity and its importance: results of field experiments with *Anthoxanthum odoratum*. *Oecologia* 125:18-25.
- Schenk, A. 2002. Akzeptanz von Bewirtschaftungsverträgen für Trockenstandorte. *Agrarforschung* 9:44-49.
- Schenk, A., M. Hunziker, and F. Kienast. 2007. Factors influencing the acceptance of nature conservation measures - A qualitative study in Switzerland. *Journal of Environmental Management* 83:66-79.
- Schläpfer, M., H. Zoller, and C. Körner. 1998. Influences of mowing and grazing on plant species composition in calcareous grassland. *Botanica Helvetica* 108:57-67.
- Schlup, B. M. 2009. Assessing the connectivity of calcareous grassland plant communities. Diss. ETH No. 18511, Zürich.
- Schmitt, T. and A. Seitz. 2002. Influence of habitat fragmentation on the genetic structure of *Polyommatus coridon* (Lepidoptera : Lycaenidae): implications for conservation. *Biological Conservation* 107:291-297.
- Schreiber, K. F., H. J. Brauckmann, G. Broll, C. Fabricius, S. Krebs, and P. Poschlod. 2009. Entscheidungshilfen für die Landschaftspflege - Schlussfolgerungen aus den Offenhaltungsversuchen Baden-Württemberg. Pages 347-376 in K. F. Schreiber, H. J. Brauckmann, G. Broll, S. Krebs, and P. Poschlod, editors. *Artenreiches Grünland in der*

Kulturlandschaft. 35 Jahre Offenhaltungsversuche Baden-Württemberg. Verlag
Regionalkultur, Heidelberg.

Schumacher, W., M. Münzel, and S. Riemer. 1995. Die Pflege der Kalkmagerrasen. Schutz und
Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen
für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 83:37-63.

Seifert, B. and M. Fischer. 2010. Experimental establishment of a declining dry-grassland flagship
species in relation to seed origin and target environment. *Biological Conservation* 143:1202-
1211.

Stadler, J., A. Trefflich, R. Brandl, and S. Klotz. 2007. Spontaneous regeneration of dry grasslands on
set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16:621-630.

Stewart, G. B. and A. S. Pullin. 2008. The relative importance of grazing stock type and grazing
intensity for conservation of mesotrophic 'old meadow' pasture. *Journal for Nature
Conservation* 16:175-185.

Stoll, P., P. Oggier, and B. Baur. 2009. Population dynamics of six land snail species in experimentally
fragmented grassland. *Journal of Animal Ecology* 78:236-246.

Studer, S. 2000. Entwicklung der Wiesenvegetation im Schaffhauser Randen in Abhängigkeit der
Bewirtschaftungsintensität. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen*
45:49-56.

Thormann, A., K. Kiehl, and J. Pfadenhauer. 2003. Einfluss unterschiedlicher
Renaturierungsmassnahmen auf die langfristige Vegetationsentwicklung neu angelegter
Kalkmagerrasen. Pages 73-106 *in* J. Pfadenhauer and K. Kiehl, editors. *Renaturierung von
Kalkmagerrasen. Zehn Jahre "Sicherung und Entwicklung der Heiden im Norden von
München"- ein E+E-Vorhaben des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz,
Bonn.*

Tscharntke, T., I. Steffan-Dewenter, A. Kruess, and C. Thies. 2002. Contribution of small habitat
fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes.
Ecological Applications 12:354-363.

Vander Mijnsbrugge, K., A. Bischoff, and B. Smith. 2010. A question of origin: where and how to
collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11:300-311.

Walker, K. J., P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester, and R. F. Pywell. 2004.
The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed
for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119:1-18.

- WallisDeVries, M. F., P. Poschlod, and J. H. Willems. 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104:265-273.
- Walter, T., A. Grünig, B. Schüpbach, and W. Schmid. 2007. Indicators to predict biodiversity quality of low intensity grazing areas in Switzerland. *Grassland Science in Europe* 12:271-274.
- Walther, C., B. Beinlich, and H. Plachter. 1996. Die Bedeutung intensiv beweideter Kalkmagerrasen (Mesobromion) Südwestdeutschlands für Laufkäfer (Carabidae), Heuschrecken (Saltatoria) und Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae, Hesperidae). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26:355-362.
- Weber, U. and A. Gigon. 2002. Plant species richness and stump sprouting of shrubs nine years after shrub clearance - a case study in the regeneration of limestone grassland and open pine woodland near Schaffhausen (northern Switzerland). *Botanica Helvetica* 112:13-24.
- Wenzel, M., T. Schmitt, M. Weitzel, and A. Seitz. 2006. The severe decline of butterflies on western German calcareous grasslands during the last 30 years: a conservation problem. *Biological Conservation* 128:542-552.
- Willems, J. H. 2001. Problems, approaches, and, results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restoration Ecology* 9:147-154.
- Wilmanns, O. and A. Sendtko. 1995. Sukzessionslinien in Kalkmagerrasen unter besonderer Berücksichtigung der Schwäbischen Alb. *Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg* 83:257-282.
- Woodcock, B. A., R. F. Pywell, D. B. Roy, R. J. Rose, and D. Bell. 2005. Grazing management of calcareous grasslands and its implications for the conservation of beetle communities. *Biological Conservation* 125:193-202.
- Woodcock, B. A., I. N. Vogiatzakis, D. B. Westbury, C. S. Lawson, A. R. Edwards, A. J. Brook, S. J. Harris, K. A. Lock, N. Maczey, G. Masters, V. K. Brown, and S. R. Mortimer. 2010. The role of management and landscape context in the restoration of grassland phytophagous beetles. *Journal of Applied Ecology* 47:366-376.

Spezifische Fragen

Um die Nachvollziehbarkeit der Literatursuche zu garantieren, werden vor der Suche spezifische Fragen gebildet, Keywords definiert und eine Sucheingabe bestimmt. Die Keywords und die Sucheingabe (immer Subjekt AND Keywords) werden während des Suchprozesses verfeinert und dokumentiert.

1. *Beweidung*

1.1 Welchen Effekt hat das Beweidungsregime auf Flora und Fauna in Trockenweiden

- ➔ Zeitpunkt der Beweidung (Frühjahr, Herbstbeweidung, Winterbeweidung)
- ➔ Beweidung (Frühling) & Schnitt (Herbst)
- ➔ Weidedauer
- ➔ Weideempfindliche Arten, Vegetation (Herbst- bzw. Frühjahrbeweidung oder generell Beweidung)
- ➔ Mindestpflegemassnahmen für Trockenweiden (je nach Höhenlage)

Subject	Intervention	Outcome
Trockenweiden	Beweidung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Beweidung, Beweidungsregime, Weidedauer, weideempfindliche Arten, Mindestbeweidung, Mindestpflegemassnahmen, Beweidezeitpunkt, Höhenlage

1.2 Wie ist der Zusammenhang zwischen dem **Beweidungsdruck** und dem Trockenweidenzustand?

- ➔ Richtwerte für Übernutzung
- ➔ Ziegen, Schafe, Rinder, Pferde
- ➔ Effekt der Ziegenbeweidung auf lange Dauer
- ➔ Praxistipps um Übernutzung zu verhindern

Subject	Intervention	Outcome
Trockenweiden	Überbeweidung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenweiden, Beweidungsdruck, Überbeweidung, Beweidungsrichtwerte, Schafe, Rinder, Ziegen, Pferde

1.3 Wie ist der Zusammenhang zwischen Beweidung und **Nährstoffeintrag** bei Kraftfuttergabe?

- ➔ Nährstoffgehalt im Dung
- ➔ Wirkung auf Weidenvegetation

Subject	Intervention	Outcome
Trockenweiden	Beweidung	Nährstoffeintrag

Keywords: Trockenweiden, Beweidung, Nährstoffeintrag, Dung, Düngung

2. Mahd

2.1 Wie werden Flora und Fauna der Trockenwiesen durch die **Mahd** beeinflusst?

- Schnitthöhe
- Schnittzeitpunkt (Spätschnitt)
- Schnittzeitpunkt im Hinblick auf die prioritären TWW-Arten
- Zusammenhang mit Meereshöhe und Vegetationstyp
- Negativer Effekt von Heubläsern (*Arbeitsaufwand?*)
- Mindestpflegemassnahmen (je nach Höhenlage)

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen	Mahd	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Mahd, Schnittregime, „prioritäre TWW Arten“, Mindestschnitt, Meereshöhe, Vegetationstyp, Heubläser

3. Spezielle Massnahmen

3.1 Welchen Effekt hat die Bewässerung von Trockenwiesen und –weiden auf Flora und Fauna?

- Standortabhängigkeit
- Praxistipps tolerierbare Bewässerungsintensität
- Künstliche Trockenperioden um Trockenwiesenflora zu erhalten
- Ökologisch: Feuchtigkeitsbedarf von Trockenwiesen, landwirtschaftstechnisch: Auswirkungen von Bewässerungssystemen in trockenen Gebieten

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Bewässerung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Bewässerung, Bewässerungsintensität, Feuchtigkeitsbedarf, Bewässerungssysteme, Suonen, Wallis

3.2 Welchen Effekt hat die Verbuschung von Trockenwiesen und –weiden auf Flora und Fauna?

- Effiziente Bekämpfung der Verbuschung je nach Verbuschungsart (wie und wie häufig)
- Wo liegt der ökologisch sinnvolle Verbuschungsanteil
- Effekt der Verbuschung auf Flora und Fauna

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Verbuschung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Verbuschung, Bekämpfung, Massnahmen, Biodiversität, Naturschutz

3.3 Nach welchen Störungen sollten Trockenwiesen und –weiden künstlich **ingesät** werden?

- ➔ Nach Entbuschung, Auflichtung
- ➔ Praxistipps: Wie klappt's am besten
- ➔ Räumliche Verbreitungsfähigkeit von Trockenwiesenarten

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	einsäen	

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Störungen, Entbuschung, Auflichtung, Einsäen, Renaturierung

4. Naturschutz

4.1 Welchen Effekt hat die **Vernetzung** von Trockenwiesen auf Flora und Fauna?

- ➔ Art der Vernetzung
- ➔ Wann ist eine Vernetzung sinnvoll
- ➔ Minimalgrösse, Maximalentfernung bei der Vernetzung noch gewährleistet
- ➔ Prioritäre TWW-Arten: Ansprüche an die Vernetzung und Minimumareal

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Vernetzung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Vernetzung, Korridore, Minimumareal, „prioritäre TWW Arten“

4.2 Inwiefern sind Flora und Fauna der Trockenwiesen/Trockenweiden durch Neophyten gefährdet?

- ➔ Welche sind am Kommen (Erfahrungen im Ausland)
- ➔ Bekämpfungsmassnahmen

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Neophyten	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Neophyten, invasive Arten

4.3 Welche Renaturierungsmassnahmen sind für Trockenwiesen- /Trockenweidenstandorte geeignet?

- ➔ Neuschaffung ohne Bodenabtrag durch hohe Schnitthäufigkeit

- ➔ Aufwertung von grasdominierten Beständen, Aufwertungsmöglichkeiten, Massnahmen (artenarme FAMB-Bestände)
- ➔ Selbstregeneration durch Vernetzung, Arteneinwanderung, Samenpotential

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Renaturierung	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Neuschaffung, Aufwertung, Selbstregeneration

4.4 Unter welchen Bedingungen sind temporäre Rückzugsflächen in Trockenwiesen und –weiden nicht sinnvoll?

- ➔ Wann negative oder neutrale Effekte, wann nicht sinnvoll

Subject	Intervention	Outcome
Trockenwiesen Trockenweiden	Temporäre Rückzugsflächen	Effekt auf Flora und Fauna

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Rückzugsfläche

5. Sozioökonomische Aspekte

5.1 Welche Gründe seitens der Bewirtschafter führen zur Bewirtschaftungsaufgabe resp. –aufnahme von Trockenwiesen und -weiden?

Subject	Intervention	Outcome
Bewirtschafter	Aufgabe /Aufnahme	(Aufgegebene resp. neu bewirtschaftete) Trockenwiesen Trockenweiden

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Aufgabe, Aufnahme, Bewirtschaftung , Beweidung

5.2 Welches Beratungsbedürfnis besteht seitens der Bewirtschafter von Trockenwiesen/-weiden?

Subject	Intervention	Outcome
Bewirtschafter	Beratung	(Aufgegebene resp. neu bewirtschaftete) Trockenwiesen Trockenweiden

Keywords: Trockenwiesen, Trockenweiden, Bewirtschaftung , Beratung