



# INSEKTEN- STERBEN IN MITTELEUROPA

Ursachen und Gegenmaßnahmen

### Beispiel aus der Praxis 6 Kalkmagerrasenrenaturierung

Von THOMAS FARTMANN, FELIX HELBING, MERLE STREITBERGER, GREGOR STUHLBREHER und DOMINIK PONIATOWSKI

In der größten Kalkmagerrasenlandschaft in der Nordhälfte Deutschlands, dem Diemeltal an der nordrhein-westfälisch-hessischen Landesgrenze, mussten in den vergangenen 150 Jahren viele ehemals beweidete und artenreiche Magerrasen starke Flächenverluste hinnehmen. Hauptursache dafür waren die Nutzungsaufgabe und die Aufforstung der Flächen. So lagen im Jahr 2004 Magerrasen mit einer Ausdehnung von insgesamt 340 ha (45 % der Gesamtfläche der Kalkmagerrasen im Gebiet) brach (Fartmann 2004). Um der großflächigen Verbuschung und dem damit einhergehenden Rückgang vieler spezialisierter Tier- und Pflanzenarten entgegenzuwirken, werden seit 2009 großflächig brachliegende Magerrasen im hessischen Diemeltal entbuscht und anschließend wieder beweidet. Bei den bisherigen wissenschaftlichen Untersuchungen lag das Augenmerk auf den Auswirkungen der Entbuschungen auf den Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spini*) (Helbing et al. 2014) und die Phytodiversität (Poniatowski et al. 2020).

*Satyrium spini* ist eine deutschlandweit gefährdete Zielart für den Schutz von Trockenrasen (Foto 6-2) (Rote-Liste-Status in Deutschland: gefährdet; die Raupen leben monophag an Purgier-Kreuzdorn

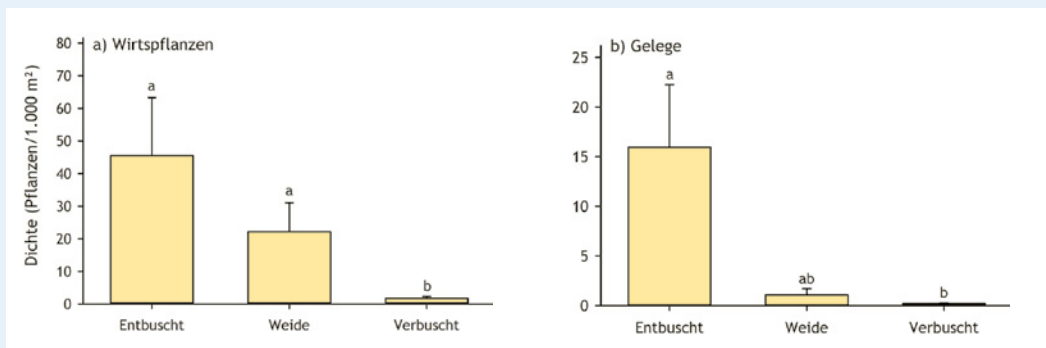


Foto: Thomas Fartmann

**Foto 6-2** Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spini*) beim Blütenbesuch an Ährigem Ehrenpreis (*Veronica spicata*).

[*Rhamnus cathartica*]). Sowohl die Wirtspflanze *R. cathartica* als auch *S. spini* reagieren sehr schnell auf Entbuschungsmaßnahmen. Bei beiden Arten konnten vier Jahre nach Durchführung der Maß-

Quelle: Helbing et al. (2015)



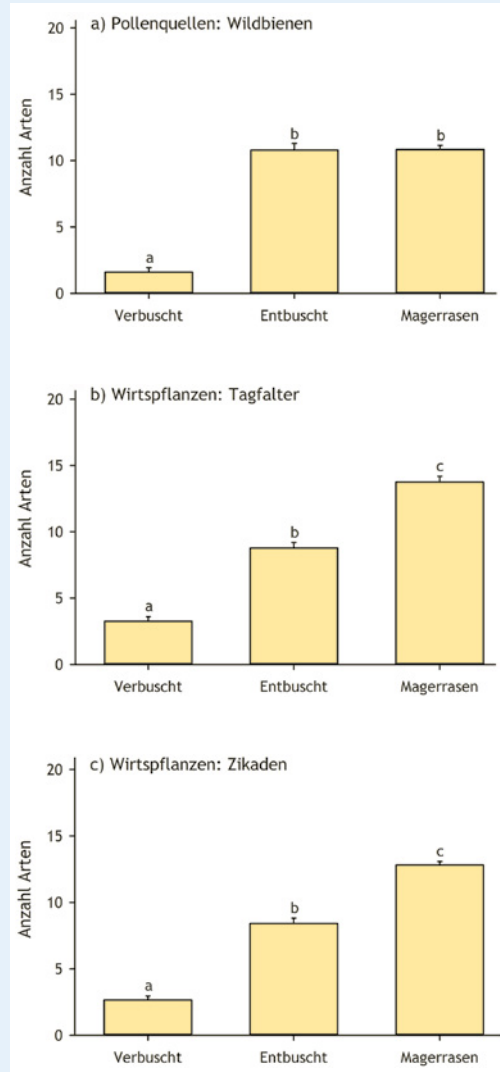
**Grafik 6-2** Auswirkungen von Kalkmagerrasenentbuschungen auf die faunistische Zielart Kreuzdorn-Zipfelfalter (*Satyrium spini*): Dichte (arithmetisches Mittel + Standardfehler) der Wirtspflanzen (a) und Gelege (b) auf entbuschten, beweideten und brachliegenden, verbuschten Kalkmagerrasen (Diemeltal; Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Typen liegen vor, sofern sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ( $P < 0,05$ ).



**Foto 6-3** Der Deutsche Ziest (*Stachys germanica*) profitiert von der Gehölzentfernung in verbuschten Kalkmagerrasen.

nahmen auf den entbuschten Flächen die höchsten Dichten nachgewiesen werden (Grafik 6-2). Besonders augenfällige Unterschiede ergaben sich bei den Gelegedichten. Die Wirtspflanzendichten waren auf den entbuschten Flächen durchschnittlich zweimal so hoch wie auf den beweideten Trockenrasen und etwa 27-mal so hoch wie auf den brachliegenden (Grafik 6-2a). Die Gelegedichten wiesen auf den entbuschten Flächen sogar 15-mal höhere Werte als auf den beweideten und 80-mal höhere als auf den brachliegenden Kalkmagerrasen auf (Grafik 6-2b).

Das Entbuschen der Trockenrasen begünstigt die Verjüngung von *R. cathartica* stark, da zum einen der nötige Offenboden zur Keimung geschaffen wird und die Art zum anderen nach dem Schnitt sehr schnell und in großer Zahl Stockausschläge bildet. Dies verschafft ihr einen Vorteil gegenüber einigen konkurrierenden Gehölzarten wie *Crataegus* spp. oder *Juniperus communis*. *Satyrium spini* wählt im Diemeltal zur Eiablage vorzugsweise



**Grafik 6-3** Auswirkungen von Kalkmagerrasen-entbuschungen auf die Phytodiversität: Anzahl (arithmetisches Mittel + Standardfehler) der Pflanzenarten, die mono- und oligolektischen Bienenarten als Pollenquelle (a) sowie mono- und oligophagen Tagfalterarten (b) und Zikadenarten (c) als Wirtspflanze in stark verbuschten, entbuschten und beweideten Kalkmagerrasen zur Verfügung stehen (Diemeltal; Nordrhein-Westfalen, Hessen). Signifikante Unterschiede zwischen den Stadien liegen vor, sofern sie keine gemeinsamen Buchstaben aufweisen ( $P < 0,05$ ).



bodennahe Zweiggabeln der Wirtspflanzen an mikroklimatisch begünstigten Standorten aus (Löffler et al. 2013). Die hohe Zahl an kleinwüchsigen, sonnenexponierten Kreuzdornen auf den entbuschten Flächen bot daher optimale Fortpflanzungsbedingungen für *S. spini*.

Die durch die Entbuschungsmaßnahmen freigestellten Flächen können sich langfristig bei Nachpflege der Stockausschläge und Wiederaufnahme der Beweidung zu artenreichen Trockenrasen mit ihren typischen Biozönosen entwickeln. Dieser Prozess erstreckt sich allerdings über einige Jahre. Zunächst stellen sich auf den Flächen äußerst diverse Pionier- und Ruderalstadien ein, die beispielsweise viele Pollenquellen oder Wirtspflanzen für Wildbienen oder Tagfalter und Zikaden aufweisen, die nur hier vorkommen (Grafik 6-3) (Poniatowski et al. 2020b). Hierzu zählt beispielsweise

der deutschlandweit gefährdete Deutsche Ziest (*Stachys germanica*), der nur auf den entbuschten Flächen regelmäßig nachgewiesen werden konnte (Foto 6-3). Im Verlauf der Sukzession kommt neben verschiedenen Wald-, Gebüsch-, Fettwiesen- und mesophilen Graslandarten eine Vielzahl an typischen Pflanzenarten der Kalkmagerrasen, thermophilen Säume und thermophilen Ruderalfluren auf. Drei bis acht Jahre nach Durchführung der Entbuschungen und anschließender Beweidung weisen die Flächen floristisch eine intermediäre Stellung zwischen verbuschten Magerrasen und Kalkmagerrasen auf. In Landschaften, in denen viele Magerrasenhabitats degradiert sind oder gar zerstört wurden, kann die Renaturierung von Magerrasen einen wichtigen Beitrag zur langfristigen Erhaltung der typischen Biozönosen leisten (Helbing et al. 2014, Poniatowski et al. 2020).

Leitbild. Voraussetzung für jede Maßnahme sollte sein, dass die Folgenutzung bzw. -pflege sichergestellt ist.

Die Planungs- und Umsetzungsschritte der Grünlandregeneration sind in **Grafik 6-1** illustriert. Durch Keimungsversuche kann der noch keimfähige Diasporenvorrat im Boden von Renaturierungsflächen ermittelt werden (Kirmer et al. 2012). Hieraus kann abgeleitet werden, ob eine einfache Regeneration aus der Samenbank möglich ist und welche unerwünschten Problempflanzen in Zukunft möglicherweise erhöhten Managementaufwand erfordern. In vielen Fällen reicht die Diasporenbank jedoch nicht für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung aus, da Weidetiere als Vektoren fehlen (siehe Kapitel 3.1.2 und Kapitel 4.2.1), ihre Weideflächen nicht mit ausreichend artenreichen Flächen des Zielbiotops verknüpft sind oder eine zu dichte Vegetationsdecke die Keimung konkurrenzschwacher Zielarten hemmt (vgl. Zerbe 2019). Diese und weitere Faktoren machen dann weitergehende Maßnahmen zur aktiven Einbringung von Zielarten erforderlich. Die wichtigsten Methoden sind nachfolgend für das Frisch- und Feuchtgrünland in Ablehnung an Kirmer et al. (2012), Tischew &

Hölzel (2019) und Zerbe (2019) kurz zusammengefasst:

- **Erstpflege:** Soll verbuschtes oder mit Gehölzen aufgeforstetes Grünland regeneriert werden, sind die Gehölze vollständig oder – je nach Ziel – bis auf Einzelgehölze oder Gehölzinseln zu roden. Ist der ursprüngliche Grünlandtyp erst seit wenigen Jahren bis maximal 20 bis 30 Jahre bestockt, so ist vielfach noch ein wesentlicher Teil der ursprünglichen Pflanzenarten im Diasporenvorrat des Bodens vorhanden und keimfähig (Beispiel aus der Praxis 6, Seite 156; weitere Beispiele bei Zerbe 2019), sodass sich weitere Maßnahmen erübrigen, insbesondere wenn die Fläche anschließend beweidet wird.
- **Nährstoffentzug:** Artenreichtum der Vegetation erfordert Nährstoffarmut (siehe Exkurs 4, Seite 88). Düngungsverzicht (insbesondere mit Stickstoff) ist daher essenziell; nur nach langjähriger Aushagerung können im Einzelfall eine behutsame Phosphor- und Kaliumgabe oder Stallmistdüngung angeraten sein (biotoptypenabhängig). Durch häufige Mahd und Abtransport des Mahdgutes kann ein gewisser Nährstoffentzug erreicht werden. Auch der Anbau von Saat-Roggen