

Die ökologischen Folgen von Aufforstungen im nördlichen Steinfeld

GEORG BIERINGER & KLAUS PETER ZULKA

Abstract: Impact of afforestation on invertebrate assemblages of steppe habitats in the Steinfeld. It is likely that natural steppes in the Steinfeld area have always been treeless. However, within the last two centuries large areas have been afforested to improve local agricultural and climatic conditions. It is likely that afforestation has had negative effects on the habitat quality of steppe animals. To investigate this the authors examined some invertebrate communities (Orthoptera, Heteroptera, Carabidae, Staphylinidae, Araneae, Gastropoda) by pitfall trapping along a pine forest edge within a former open dry grassland. The study revealed that species richness is lower in the forest than in the central grassland. In addition, lower numbers of species typical for the habitat are found in the forest and, with a few exceptions, steppe and rare species are absent entirely. Moreover, in some invertebrate groups, such as grasshoppers, steppe species avoid grassland close to the forest to a greater or lesser extent. To save the typical invertebrate fauna of steppe meadows in the Steinfeld the authors propose stopping afforestation of dry grassland or even reducing forests in some parts.

Einleitung

Das nördliche Steinfeld ist einer der westlichsten Ausläufer der südosteuropäischen Steppen. Mit großer Wahrscheinlichkeit handelt es sich dabei um eine Landschaft, die seit jeher waldfrei war (SAUBERER & BIERINGER 2001). Obwohl schon zu Beginn des 19. Jahrhunderts erste Versuche unternommen wurden, nach dem Vorbild des südlichen Steinfeldes Kulturen der Schwarzföhre (*Pinus nigra*) anzulegen (F. MIEßL in KATZER 1988), behielt das Gebiet abseits der Ortschaften seinen Charakter als baumlose Ebene bei. Daran änderte sich auch in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wenig. Typische Vögel weithin offener Landschaften, wie Großtrappe (*Otis tarda*) und Zwergtrappe (*Tetrax tetrax*), deren Vorkommen heute erloschen sind, fanden damals noch geeignete Lebensbedingungen vor (LUKSCHANDERL 1971, MORGAN 1920).

Aufforstungen größeren Stils begannen im nördlichen Steinfeld 1926. Bis 1943 wurden 300 ha Schwarzföhrenforste angelegt, vom Ende des Zweiten Weltkrieges bis Mitte der sechziger Jahre weitere 400 ha (JAHN 1964). Innerhalb weniger Jahrzehnte hat sich dadurch der Charakter der Landschaft stark gewandelt. FARASIN et al. (1989) mutmaßen, daß die Forste bereits zu einem festen Bestandteil im Landschaftsverständnis der lokalen Bevölkerung geworden sind. Daß die Aufforstung großer Teile der Steppe als Erfolg gewertet wird, manifestiert sich in einem Denkmal, das den Protagonisten dieser „Kultivierungsmaßnahmen“ bei Eggendorf gesetzt wurde.

Über die ökologischen Auswirkungen der Schwarzföhrenforste ist bislang wenig bekannt. Von forstlicher Seite wird auf ihre Wohlfahrtsfunktion verwiesen: Die Aufforstungen sollen durch Humusanreicherung und Erhöhung der Wasserkapazität zu einer Verbesserung des Bodens beitragen (MAZEK-FIALLA 1952) bzw. die Bildung von Flugsand verhindern (JAHN 1964). Hinsichtlich der Folgen für verschiedene Organismengruppen waren bislang mit Ausnahme der Vögel (siehe BERG & BIERINGER 2001) kaum Daten verfügbar. Grundsätzlich könnte erwartet werden, daß Aufforstungen zur Erhöhung der strukturellen Vielfalt beitragen und damit Organismen Lebensmöglichkeiten bieten, die in einer homogenen Graslandschaft nicht vorkommen könnten. Auf der anderen Seite führen die Aufforstungen zu einer Verringerung des Lebensraums für die typischen Steppenarten.

Ohne eine detaillierte Erhebung der Organismengemeinschaften sind diese beiden Komponenten jedoch nicht gegeneinander abzuwägen. Wir führten daher eine breit angelegte Studie durch, um zu einer fundierteren Bewertung der ökologischen Folgen der Aufforstungen zu gelangen. Neben dem Vergleich der Wertigkeit von Aufforstungs- und Trockenrasen-Gesellschaften interessierte uns besonders die Frage, ob und - wenn ja - in welcher Weise Aufforstungen die angrenzenden Graslandlebensräume beeinflussen.

Material und Methode

Die Untersuchung erfolgte am Garnisonsübungsplatz (GÜPI) Großmittel, und zwar am Ostrand des Sektors B, wo die Übungsintensität aufgrund der Nähe zur Haschendorfer Seesiedlung gering ist (J. Edler mündl.). An der Grenze des Sperrgebietes steht ein ca. 200 m breiter Föhrenforst, an dessen westlicher Flanke über eine Länge von 1 km eine rund 100 ha große Trockenrasenfläche grenzt. Der Trockenrasen entspricht vegetationskundlich dem Typ A nach SAUBERER & BUCHNER (2001) und ist hinsichtlich seiner Struktur repräsentativ für die Rasen des GÜPI Großmittel. Bäume oder Büsche fehlen im untersuchten Abschnitt fast völlig. Beim Föhrenforst handelt es sich um ein ca. 40 Jahre altes Stangenholz. Die Bäume erreichen eine Höhe von 7,5 m und Brusthöhendurchmesser von 10 - 12 cm. Auf 100 m² stehen im Schnitt etwa 50 Bäume. In der Gesamtartenzahl der Vegetation bestehen beträchtliche Unterschiede zwischen den beiden untersuchten Lebensräumen: Gegenüber 25 - 30 Blütenpflanzen-Arten, die im Trockenrasen auf einer Fläche von 25 m² durchschnittlich leben, finden sich im Inneren des Forstes nur 2 - 3. Eine eigenständige floristische Charakteristik des Waldrandbereiches besteht nicht.

Als eigentliche Untersuchungsfläche wurde ein etwa 600 m breiter Transekt vom Trockenrasen in den Föhrenforst in der Mitte der Grenzlinie zwischen Aufforstung und offener Fläche ausgewählt. Vom 26.4 bis zum 8.11.1997 wurden 30 Barberfallen (Kindernahrungsgläser mit 4,5 cm Öffnungsdurchmesser) eingegraben und alle zwei Wochen entleert. Die Fallen waren etwa bis zur Hälfte mit Ethylenglykol gefüllt und hatten keine Abdeckung. In 10 im voraus festgelegten Entfernungen vom Waldrand standen je drei Fallen. Im Trockenrasen lagen die Fallenstandorte 13 m, 20 m, 38 m, 88 m und 208 m vom Waldrand entfernt, im Föhrenforst -5 m, -12 m, -30 m und -80 m. Drei Fallen wurden genau am Waldrand (0 m) aufgestellt. Auf diesen 10 parallel zum Waldrand gelegenen Linien wurden die Fallen mittels Zufallszahlen plziert, wobei ein Mindestabstand von 20 m zwischen benachbarten Fallen eingehalten wurde, um wechselseitige Beeinflussungen zu vermeiden. Die Versuchsanordnung stellte also ein breites Transektband dar, mit dem die Willkür linearer Transekte vermieden werden sollte.

Daneben wurden an den Fallenstandorten verschiedene Habitatparameter erhoben. In einem 1 x 1 m großen Quadrat um die Fallen wurde die maximale Vegetationshöhe gemessen, die im Trockenrasen mit der Höhe von *Bromus erectus* als der hochwüchsigsten Art gleichzusetzen ist. Der Wassergehalt des Bodens wurde durch Berechnung des Gewichtsverlustes von Bodenproben bei der Trocknung gemessen (gravimetrische Wassergehaltsbestimmung mittels Trockenschrankmethode, vgl. STEUBING 1965). Die Temperatursummen im Boden ermittelten wir mit der Invertzuckermethode nach PALLMANN et al. (1940). Als Indikator für die Einstrahlung verwendeten wir die Farbintensität von rot-weißen Absperrbändern, die wir zur Markierung der Fallenstandorte verwendet hatten und die mehr oder weniger stark ausgebleicht waren. Für nähere Erläuterungen der angewendeten Methoden siehe BIERINGER & ZULKA (in Vorb.).

Ergebnisse und Diskussion

Die folgenden Auswertungen stützen sich auf die Bestimmung von ca. 8.000 Individuen aus fast allen in den Fallen gefangenen Tiergruppen. Insgesamt wurden mehr als 250 verschiedene Arten festgestellt. Damit ist der weit überwiegende Teil der oberflächenaktiven Fauna des untersuchten Transektes erfaßt. Eine Gesamtdarstellung der Ergebnisse würde den Umfang dieser Arbeit bei weitem sprengen. Es kann daher nur auf einzelne besonders wesentliche Aspekte eingegangen werden.

Faunistischer Vergleich zwischen Trockenrasen und Föhrenforst

Heuschrecken (Orthoptera)

In den Trockenrasen-Fallen wurden insgesamt 17 Heuschreckenarten gefangen, zwei davon nur als Larven. Die beiden häufigsten Arten sind *Stenobothrus lineatus* und *Platycleis montana*. Der Trockenrasen beherbergt eine Reihe seltener und gefährdeter Arten. Besonders hervorzuheben ist der erste Fund der Pferdeschrecke (*Celes variabilis*) in Österreich seit 1973 (BERG & BIERINGER 1998). Weitere nach BERG & ZUNA-KRATKY (1997) in Niederösterreich vom Aussterben bedrohte Arten sind Steppen-Beißschrecke (*Platycleis montana*), Heideschrecke (*Gampsocleis glabra*) und Felsgrashüpfer (*Omocestus petraeus*). Der Waldrandbereich wird in

geringer Individuendichte von *Pholidoptera griseoptera* und *Chorthippus vagans* besiedelt, das Waldesinnere ist fast frei von Heuschrecken.

Wanzen (Heteroptera)

Von den 29 festgestellten Wanzenarten sind fast alle ausschließlich an die Trockenrasenstandorte gebunden, nur vier Arten wurden im Wald gefunden. Während diese Waldarten auch den Waldrand besiedeln, meiden die meisten Trockenrasenarten diesen Übergangsbereich, wengleich von den beiden charakteristischen, dominanten Trockenrasenarten (*Sciocoris cursitans* und *Emblethis verbasci*) je ein Exemplar auch im Waldesinneren gefunden wurde. Dennoch ist durch die Verteilung der epigäischen Wanzenfunde eine eindeutige Bevorzugung der offenen Rasenflächen festzustellen. Als bemerkenswert ist das Vorkommen der folgenden xerothermophilen Steppenrasenelemente zu werten, die nur mehr von wenigen weiteren Standorten in Österreich bekannt sind (vgl. auch RABITSCH 1999, 2001): *Odontoscelis lineola*, *Sciocoris sulcatus*, *Antheminia lunulata*.

Laufkäfer (Carabidae)

Die charakteristischen Laufkäferarten des Trockenrasens sind Arten der Gattung *Calathus*: *Calathus fuscipes*, *Calathus cinctus* und *Calathus ambiguus* stellen zusammen über drei Viertel der nachgewiesenen Individuen. *C. fuscipes* und *C. cinctus* finden dabei auch noch im Randbereich der Schwarzföhrenaufforstungen zusagende Lebensbedingungen, *C. ambiguus* erweist sich als wesentlich anspruchsvoller und wurde hauptsächlich in den randfernen Fallen des Trockenrasens nachgewiesen, insbesondere in einer Falle, deren Umgebung durch Befahrung mit Kettenfahrzeugen besonders viele offene Stellen aufwies. Die eigentlich wertgebenden Elemente der Laufkäferfauna sind jedoch Arten wie *Amara equestris*, *Harpalus politus*, *Harpalus serripes* oder *Licinus cassideus* (vgl. ROTTER & ZULKA 1999). Sie sind allesamt auf den Trockenrasen-Bereich beschränkt. Auffallend ist das Fehlen verschiedener Steppenarten der Gattung *Carabus* im Trockenrasen, die aber auch früher im Steinfeld nicht nachgewiesen wurden (H. Malicky, mündl.) Von einer eigenständigen Laufkäferfauna der Aufforstungen kann man dagegen nicht sprechen. Der einzige häufigere Laufkäfer (Gesamtfang 26 Individuen), der eindeutig den Forst bevorzugt, ist der Lederlaufkäfer (*Carabus coriaceus*). Diese Art hat jedoch sehr unspezifische Ansprüche und ist im Kulturland in verschiedenen Lebensräumen anzutreffen.

Kurzflügelkäfer (Staphylinidae)

Wesentlich balancierter präsentieren sich die Gesellschaften der Kurzflügelkäfer. Trockenrasen und Föhrenforst weisen bei dieser Gruppe im Mittel etwa gleiche Artenzahlen auf. Die zahlenmäßig bedeutendsten Vertreter der Trockenrasenfauna sind *Platydracus stercorarius*, *Quedius ochripennis*, vor allem aber der durch seine intensiv blau schillernden Flügeldecken auffallende *Ocypus ophthalmicus*. Diese Art ist nach FRANZ (1970) ein Trockenrasenspezialist. Im Föhrenforst leben dagegen in Anzahl *Ocypus mus*, *Platydracus chalconcephalus* und, besonders zahlreich, der größte mitteleuropäische Kurzflügelkäfer, *Ocypus olens*. Letzterer dringt allerdings weit in den Trockenrasen ein (siehe unten).

Ameisen (Formicidae)

Der Trockenrasen weist eine reine, von Einflüssen des Forstes völlig unberührte xerothermophile Rasengemeinschaft auf, wie man sie anderswo in Österreich kaum findet. Hervorzuheben sind z.B. *Tetramorium moravicum*, die aus Österreich bisher nur von wenigen Lokalitäten in Niederösterreich und im Burgenland bekannt ist, und *Anergates atratulus*, ein arbeiterloser, permanenter Sozialparasit von *Tetramorium caespitum*. Eine Reihe von Trockenrasenarten dringt sogar in den Föhrenforst vor, was sehr ungewöhnlich ist. Daneben finden sich im Forst v.a. Allerweltsarten und nur stellenweise auch mesophile Waldarten, und zwar im wesentlichen in geringer Dichte (siehe auch DIETRICH 1998).

Spinnen (Araneae)

Die Spinnen zeigen zwei jeweils durch charakteristische Vertreter gekennzeichnete, klar abgegrenzte Artengemeinschaften von Trockenrasen und Forst. Während die Wolfsspinnen *Alopecosa cuneata*, *Alopecosa accentuata* und *Pardosa bifasciata* im Trockenrasen vorherrschen, dominieren im Wald *Aulonia albimana*, *Pardosa alacris* und *Trochosa terricola*. Die Trennung ist nach ökologischen Präferenzen leicht zu erklären. Lichtliebende Offenlandarten stehen Halbschatten- und Saumarten gegenüber. Bemerkenswert ist allerdings,

daß gerade solche Waldrandarten und nicht eigentliche Waldarten die Artengemeinschaft im Forst ausmachen. Die Spinnenfauna des Trockenrasens enthält verschiedene Raritäten, z.B. die großen Wolfsspinnen (Lycosiden) *Alopecosa cursor*, *A. schmidtii* und *A. solitaria*, deren Vorkommen auf extrem trockenwarme Lokalitäten beschränkt ist und die in Mitteleuropa nur an wenigen Orten zu finden sind (vgl. HÄNGGI et al. 1995, THALER & BUCHAR 1994). Nach HÄNGGI et al. (1995) liegen für 58 % der im Föhrenforst gefangenen Arten in Mitteleuropa mehr als 100 Fundmeldungen vor, während nur 27 % der Trockenrasenfauna zu diesen relativ häufigen Arten zählen. 36 % der Arten des Trockenrasens wurden bisher von höchstens 25 Fundorten bekannt, verglichen mit 21 % der Föhrenforst-Arten.

Schnecken (Gastropoda)

Die Trockenrasenfauna ist durch das Vorkommen der im Steinfeld endemischen und nach FRANK & REISCHÜTZ (1994) vom Aussterben bedrohten Österreichischen Heideschnecke (*Helicopsis striata austriaca*) ausgezeichnet. Darüber hinaus kommen mit *Cepaea vindobonensis* und *Granaria frumentum* zwei weitere Arten der Roten Liste vor. Im Föhrenforst hingegen dominiert die Braune Wegschnecke (*Arion subfuscus*), eine in Europa von den Tieflagen bis in alpine Bereiche in verschiedenen Lebensräumen weit verbreitete Art (FECHTER & FALKNER 1989, KERNEY et al. 1983, TURNER et al. 1998). Knapp 98 % aller im Forst gefangenen Schnecken gehören dieser Art an. Bei den wenigen Individuen seltener oder gefährdeter Arten, die im Forst gefangen wurden, handelt es sich in der Regel um randliche Einwanderer (v.a. *Cepaea vindobonensis*) oder um Relikte der ursprünglichen, durch die Aufforstung fast völlig vernichteten Trockenrasenfauna.

Insgesamt ergeben die faunistischen Befunde folgendes Bild:

- Im Waldesinneren sind die Artenzahlen im Durchschnitt um ein Drittel niedriger als im Zentrum des Trockenrasens.
- Charakteristische Trockenrasen-Gesellschaften stehen mehr oder minder unspezifischen „Wald“-Gemeinschaften gegenüber, die v.a. aus trockenheitstoleranten Ubiquisten, Halbschattenarten und einer sehr geringen Anzahl typischer Waldarten bestehen.
- Die wertgebenden Arten besiedeln nahezu ausschließlich den Trockenrasen. Seltene Arten, die in ihrem Vorkommen auf den Föhrenforst beschränkt sind, gibt es hingegen kaum.

Zumindest bei einigen Gruppen von oberflächenaktiven Wirbellosen fördern die Föhrenforste die Existenz von Arten, die ansonsten nicht im Gebiet leben würden. Diese Zunahme in der Gesamtartenzahl ist allerdings nicht vorbehaltlos als positiv zu bewerten. Die Zönosen der Föhrenforste müssen als Sammelsurium von anspruchslosen Wald-, Wiesen- und Saumarten bezeichnet werden, die sich lediglich durch eine gewisse Trockenheitstoleranz auszeichnen. Seltene Arten und Habitatspezialisten fehlen hingegen weitgehend. Dieser Förderung weit verbreiteter, ungefährdeter Arten steht die Einschränkung des Lebensraums der räumlich beschränkt vorkommenden Steppenarten gegenüber.

Trockenrasen und Föhrenforst, die hier exemplarisch untersucht wurden und beide für die jeweiligen Biotop-typen im nördlichen Steinfeld als repräsentativ gelten können, sind zwei in Hinblick auf ihre Bedeutung für den Naturschutz äußerst verschiedenwertige Lebensräume. Die Trockenrasenfläche trägt, obwohl es sich um einen ehemals umgebrochenen Standort handelt, die natürliche Vegetation des Gebietes. Eine Reihe von in Mitteleuropa seltenen Steppenspezialisten, allen voran die im Steinfeld endemische Österreichische Heideschnecke, besiedeln diesen Lebensraum. Der Föhrenforst hingegen ist ein künstlich geschaffenes Ökosystem, in dem anspruchslose Trockenrasen-Arten, meist ebenso euryöke Waldarten und Ubiquisten vergesellschaftet sind. Man kann also feststellen, daß mit der Pflanzung von Schwarzföhren zwar eine Waldkulisse in die Landschaft eingebracht wurde, aber nicht die entsprechende Lebensgemeinschaft. Während daher dem Schutz der Trockenrasen höchste Priorität zukommt, ergeben sich aus unserer Untersuchung keinerlei Anhaltspunkte, die den Erhalt geschlossener Föhrenforste im nördlichen Steinfeld wünschenswert erscheinen lassen.

Randeffekt

Von diesen prinzipiellen Unterschieden in der Fauna der beiden Lebensräume abgesehen, gibt es auch eine wechselseitige Beeinflussung. Wie weiter oben mehrfach erwähnt wurde, dringen beispielsweise viele Arten des Trockenrasens zumindest einige Meter in den Föhrenforst ein. An dieser Stelle ist jedoch in erster Linie der Einfluß des Forstes auf den angrenzenden Trockenrasen von Interesse, also jener eines anthropogen eingebrachten Landschaftselementes auf die ursprüngliche Lebensgemeinschaft des Gebietes. Im folgenden

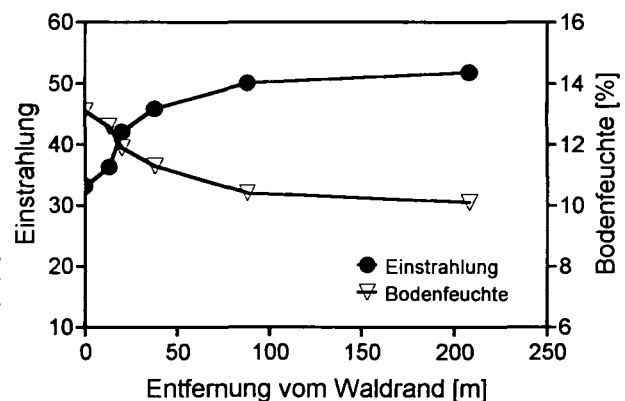
werden daher exemplarisch Veränderungen des Mikroklimas, der Vegetation und der Fauna der Trockenrasen aufgezeigt.

Mikroklima

Die beiden wesentlichsten Effekte sind die Abbremsung des Windes und die längere Beschattung in den an den Forst angrenzenden Bereichen des Trockenrasens. Je geringer die Entfernung vom Waldrand ist, desto höher wird daher der Wassergehalt des Bodens, und desto kürzer ist die tägliche Sonnenscheindauer (Abb. 1). Auffällige Auswirkungen sind weiters die größere Schneehöhe am Waldrand und das langsamere Freiapern dieser Bereiche im Frühjahr.

Die Föhrenforste verringern damit nicht nur direkt die Fläche, die der Biozönose der Trockenrasen zur Verfügung steht. Sie wirken darüber hinaus in einem weiten Bereich in die Trockenrasen hinein, indem sie eine der charakteristischsten Eigenschaften dieses Lebensraumes, nämlich seine Exponiertheit gegenüber Einstrahlung und Wind, tiefgreifend verändern. Ebenso, wie in Waldinseln erst ab einer gewissen Größe ein eigenständiges Waldinnenklima herrscht (SCHERZINGER 1996), ist ein typisches Steppen-Mikroklima erst ab einer bestimmten Entfernung vom nächsten Waldrand ausgeprägt. Nach unseren Messungen von Bodenfeuchte, Einstrahlung und Bodentemperatur (siehe BIERINGER & ZULKA in Vorb.) ist näherungsweise davon auszugehen, daß die Fernwirkungen der Forste etwa bis zu ihrer fünf- bis zehnfachen Baumhöhe reichen. Dieser grobe Richtwert ist allerdings von der Exposition des untersuchten Waldrandes abhängig. Die Verkürzung der Besonnung etwa wird bei südlich an Forste grenzenden Trockenrasen geringer ausfallen als im untersuchten Beispiel, bei nördlich angrenzenden dementsprechend höher.

Abb. 1: Beziehung zwischen Wassergehalt des Bodens bzw. Einstrahlung und der Distanz zum Waldrand. Die Datenpunkte sind Mittelwerte der jeweils drei Fallenstandorte.



Vegetation

Die Änderung der mikroklimatischen Verhältnisse hat vielfältige Auswirkungen auf die Vegetation. Ein auffälliger Effekt ist die bessere Wüchsigkeit von *Bromus erectus* innerhalb der Randzone (Abb. 2). Das Optimum für diese Art wird bei mittleren Werten von Bodenfeuchte und Sonnenscheindauer erreicht. Direkt am Waldrand wirkt sich wahrscheinlich die vermehrte Beschattung negativ aus, während in der freien Trockenrasenfläche die Wüchsigkeit der Art offenbar durch die größere Trockenheit gehemmt wird (siehe BIERINGER & SAUBERER 2001).

Weiters wird zumindest stellenweise auch das Aufkommen von Jungföhren in den Rasen gefördert. Auf einer genau untersuchten Probestfläche in einem östlich an einen Forst angrenzenden Trockenrasen konnten sich innerhalb der ersten 20 m vom Waldrand pro Flächeneinheit durchschnittlich 15 - 20mal so viele Föhren etablieren wie im Bereich zwischen 20 und 70 m Entfernung. Angesichts der Ausbreitungsfähigkeit von Föhrensamensamen ist anzunehmen, daß dieses Ungleichgewicht nicht nur auf einen unterschiedlich hohen Sameneintrag zurückgeht.

Die Begünstigung der beiden für die Trockenrasen des Steinfeldes problematischen Arten *Bromus erectus* und *Pinus nigra* durch angrenzende Forste ist insofern sehr bedenklich, als sie die Entwertung kleiner und schmaler Trockenrasenflächen beschleunigt.

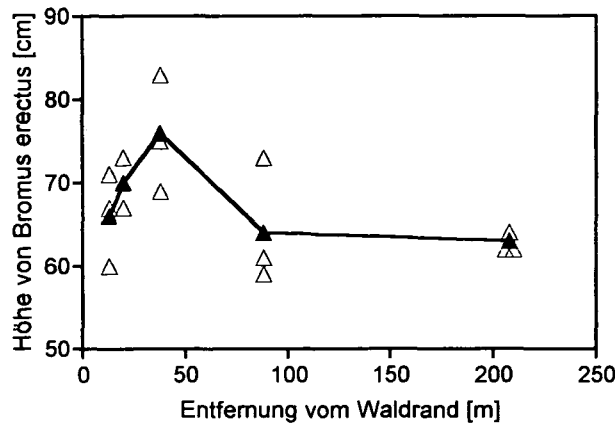


Abb. 2: Wuchshöhe von *Bromus erectus* im Verhältnis zur Entfernung vom Waldrand. Die weißen Dreiecke sind die Meßwerte an den einzelnen Fallenstandorten, die schwarzen Dreiecke (verbunden) die entsprechenden Mittelwerte.

Wirbellosen-Fauna

Auch der Artenreichtum der epigäischen Fauna - summiert über alle untersuchten Gruppen - wird vom Waldrand beeinflusst. Im Föhrenforst sind die Artenzahlen durchwegs relativ niedrig. Unmittelbar am Waldrand steigt die Diversität abrupt an, fällt aber im Trockenrasen die ersten ca. 40 m wieder ab und nimmt dann erneut zu. In den am weitesten vom Waldrand entfernten Fallen wurden ähnlich hohe Gesamtartenzahlen erreicht wie am Waldrand. Stabil sind die Werte scheinbar erst ab einer Entfernung von etwa 100 m vom Föhrenforst. Bis zu dieser Distanz wird die Steppenfauna mehr oder weniger stark vom Waldrand beeinflusst (Abb. 3).

Nicht nur die Artenzahl, auch die qualitative Zusammensetzung der Fauna verändert sich durch die Nachbarschaft des Forstes. Der als Maß für die Kontinentalität eines Lebensraumes geltende E/C-Index (vgl. INRGISCH & KÖHLER 1998), also das Verhältnis der Ensiferen (Laubheuschrecken) zu den Caeliferen (Feldheuschrecken), steigt in der Nähe des Waldrandes steil an (von 0,63 in einer Entfernung von 208 m vom Waldrand auf 1,29 bei 13 m). Während die Zahl der Laubheuschrecken über den gesamten Trockenrasen stabil ist, nimmt jene der im Schnitt xerothermophileren Caeliferen gegen den Waldrand hin ab. Daß die Lebensbedingungen für viele Caeliferen nahe dem Forst ungünstig sind, zeigt sich beispielhaft auch darin, daß das Erstauftreten der thermophilen Art *Chorthippus mollis* sich in der am nächsten am Waldrand gelegenen Fallenreihe gegenüber dem Zentrum der freien Trockenrasenfläche um vier Wochen verzögerte (BIERINGER & ZULKA in Vorb.).

Die Aufforstungen mindern aber nicht nur über ihren mikroklimatischen Einfluß die Lebensraum-Qualität am Rand des Trockenrasens. Über den Waldrand können auch Beutegreifer, Parasiten und Konkurrenten in den Trockenrasen eindringen. Der Kurzflügelkäfer *Ocypus olens* ist ein Beispiel für eine Art, die den Wald als Lebensraum bevorzugt, von dort aus aber tief in den Trockenrasen vordringt. Die Tiere erreichen noch die Fallenreihe in 88 m Entfernung vom Waldrand und fehlen erst in den am weitesten im Zentrum des Trockenrasens gelegenen Fallen.

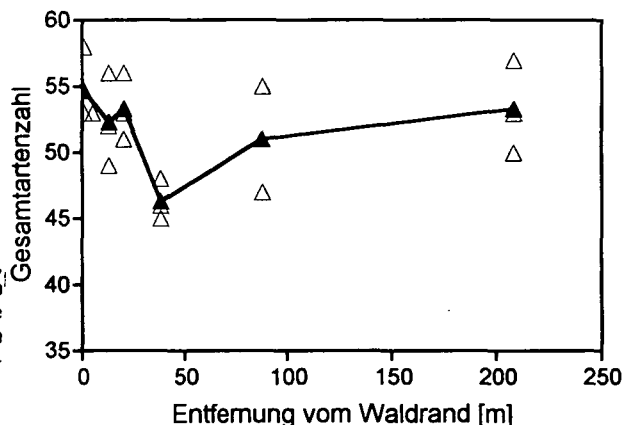


Abb. 3: Gesamtartenzahl der Ameisen, Heuschrecken, Wanzen, Laufkäfer, Kurzflügler, Spinnen und Schnecken in Barberfallen entlang des untersuchten Transektes. Die weißen Dreiecke sind die Artenzahlen in den einzelnen Fallen, die schwarzen Dreiecke (verbunden) deren Mittelwerte.

Das bemerkenswerteste Ergebnis unserer Untersuchung der epigäischen Fauna ist die Tatsache, daß es neben dem Maximum der Artenzahl am Waldrand - also im Überlappungsbereich der Trockenrasen- mit der Forstzönose - einen weiteren, ebenso hohen Diversitätsgipfel im Zentrum der offenen Trockenrasenfläche gibt.

Die hohe Artenzahl an Habitatgrenzen ist lange bekannt (z.B. LEOPOLD 1933) und hat dazu geführt, daß von Naturschutzseite häufig eine möglichst hohe Grenzliniendichte angestrebt wird. Dabei wurde bisher weitgehend übersehen, daß die Artenzahl im ungestörten, zentralen Bereich eines einheitlichen Lebensraumes wieder ansteigen kann, wahrscheinlich aufgrund der Zunahme von Spezialisten. Im hier untersuchten Beispiel ist die Diversität am Waldrand nicht höher als im Zentrum des Trockenrasens. Ein Ansteigen der Artenzahlen am Waldrand ist nur im Vergleich zur offenbar verarmten Randzone des Trockenrasens festzustellen. Darüber hinaus ist zwar die Artenzahl am Rand ebenso hoch wie im Zentrum, aber nur aufgrund der Einwanderung biotopfremder Arten, die aus Sicht des Naturschutzes die Verarmung der charakteristischen Steppenfauna nicht aufwiegen können.

Die praktische Bedeutung des beschriebenen Randeffektes läßt sich am Beispiel des GÜPI Großmittel demonstrieren. Auf den unvoreingenommenen Betrachter stellen sich die Trockenrasen dieses Gebietes - immerhin rund 500 ha - als zusammenhängender Komplex dar. Das gilt aber nur für die weniger anspruchsvollen Steppenarten. Berücksichtigt man, daß für die empfindlichsten Arten eine etwa 100 m breite Randzone entlang von Waldrändern und um Bauminselfen nicht mehr als Lebensraum nutzbar ist, ergibt sich für diese Artengruppe eine Fragmentierung in zwei voneinander völlig getrennte Trockenraseninseln von gesamt nur mehr 250 ha.

Bewertung der landeskulturellen und forstlichen Argumente

Den eingangs zitierten Meinungen von MAZEK-FIALLA (1952) und JAHN (1964) muß angesichts der vorliegenden Fakten widersprochen werden. Erstens gibt es im Steinfeld keinen Flugsand, und auch Flugerde tritt hier - im Unterschied zur Feuchten Ebene - nicht auf (vgl. MACHURA 1941, RANNINGER 1937). Die für die Föhrenforste in Anspruch genommene Funktion des Bodenschutzes spielt im Steinfeld also eine untergeordnete Rolle.

Noch viel weniger trifft die Annahme zu, daß Föhrenkulturen zu einer Humusanreicherung und zu einer Erhöhung der Wasserkapazität des Bodens führen. Nach den Untersuchungen von MALICKY-SCHLATTE & MALICKY (1967) ist sogar das Gegenteil der Fall. Wenn tatsächlich eine Verbesserung von Ackerböden angestrebt wird, so ist dies am ehesten durch eine mehrjährige Brache zu erreichen. Diese Tatsache ist den Bauern im zentralen Steinfeld seit jeher bekannt (vgl. PETRI 1869).

Als positive Wirkung der Föhrenforste ist lediglich ein gewisser Verdunstungsschutz für angrenzende Ackerflächen zu nennen. Ob der damit verbundene Gewinn jedoch den Verlust an produktiver Fläche aufwiegen kann, der durch die Aufforstung von ca. 700 ha allein am Piesting-Schotterfächer eingetreten ist, sei dahingestellt.

Konsequenzen für den regionalen Naturschutz

Die Aufforstung von Trockenrasen, wie sie v.a. im Rahmen von Ersatzaufforstungen für Rodungen im Steinfeld immer noch durchgeführt wird, ist unter Berücksichtigung der landeskulturellen und insbesondere der naturschutzbiologischen Fakten unverständlich und nicht argumentierbar. Solche forstlichen Maßnahmen gefährden die Existenz einer mitteleuropäisch einmaligen Lebensgemeinschaft und sind daher strikt abzulehnen. Ein sofortiger, von den zuständigen Behörden (v.a. den Bezirksforstinspektionen, aber auch den Agrarbezirksbehörden) getragener Aufforstungsstop wäre eine logische Konsequenz.

Das alleine reicht jedoch nicht aus, um in Zukunft eine Beeinträchtigung zentraler Naturschutzziele (und damit auch die Verletzung internationaler Rechtsnormen wie der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU) durch die Folgen forstlicher Maßnahmen zu verhindern. Die Aufforstungen der vergangenen Jahrzehnte haben Prozesse in Gang gesetzt, die ihre volle Wirkung erst nach und nach entfalten. Durch das - wenn auch langsame - Höhenwachsen der Föhrenforste wird es zu einer ständigen Verstärkung der beschriebenen mikroklimatischen Effekte kommen. Die Veränderung von Vegetation und Fauna nahe den Forsten wird deshalb nicht am Status quo haltmachen, sondern weiter fortschreiten. Um zumindest eine weitere Verschlechterung der Situation zu vermeiden, ist die gezielte Schlägerung von Föhren unumgänglich. Dies betrifft zwar in erster Linie die in den Trockenrasen spontan aufgegangenen Föhren, die noch keine zusammenhängenden Forstflächen bilden und daher forstrechtlich nicht relevant sind; kleinflächiger muß aber auch die Rodung von Teilen bestehender Forste ins Auge gefaßt werden. Um dauerhaft den von der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie geforderten „günstigen Erhaltungszustand“ für die Trockenrasen des Steinfeldes zu gewährleisten, ist es unumgänglich, einen entsprechenden Pflegeplan auszuarbeiten und konsequent umzusetzen.

Danksagung:

Wir danken C.O. Dietrich, N. Milasowszky, W. Rabitsch, P.L. Reischütz & S. Rotter für die Bestimmung verschiedener Tiergruppen und I. Keppert für die Hilfe bei der Freilandarbeit.

Literatur

- BERG H.-M. & BIERINGER G. (1998): Bemerkenswerte Neu- und Wiederfunde zur Heuschreckenfauna Niederösterreichs (Österreich). *Articulata* 13(2): 163-172.
- BERG H.-M. & BIERINGER G. (2001): Vorkommen und Bestandsgröße von Steppenvogelarten im niederösterreichischen Steinfeld. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. *Stapfia* 77: 211-231.
- BERG H.-M. & ZUNA-KRATKY T. (1997): Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Heuschrecken und Fangschrecken (Saltatoria, Mantodea), 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien. 112 pp.
- BIERINGER G. & SAUBERER N. (2001): Die Auswirkungen von Stickstoff-Immissionen auf die Vegetation der Großmittler Trockenrasen. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. *Stapfia* 77: 235-242.
- BIERINGER G. & ZULKA P. (in Vorber.): Shading out species richness: edge effect of a pine plantation on the grasshopper (Orthoptera: Tettigoniidae and Acrididae) assemblage of an adjacent dry grassland.
- DIETRICH C.O. (1998): Der Einfluß von Föhren-Aufforstungen auf die Wirbellosen-Fauna primärer Trockenrasen im Steinfeld - Ameisen (Hymenoptera: Formicidae). In: BIERINGER G. (Red.): Beiträge zur Fauna und Flora militärischer Sperrgebiete im Steinfeld. Zwischenbericht über die Erhebungen 1997/98. 3. Jahresbericht der Arbeitsgruppe Steinfeld / BirdLife Österreich. Unpubl. Bericht an das Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz: 45-46.
- FARASIN K., SCHRAMAYR G., GRÜNWEIS F.M., HAUSER M., KALTENBACH A., TIEDEMANN F. & PROKOP P. (1989): Biotoperhebung Truppenübungsplatz Großmittel. Dokumentation des Zustandes und Diskussion über Entwicklungsmöglichkeiten der naturräumlichen Ausstattung eines militärischen Sperrgebietes. Monographien Bd. 10. Umweltbundesamt, Wien: 93-111.
- FECHTER R. & FALKNER G. (1989): Weichtiere. Mosaik-Verlag, München. 287 pp.
- FRANK C. & REISCHÜTZ P.L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Gastropoda und Bivalvia). In: GEPP J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. Bd. 2: 283-316.
- FRANZ H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Band III Coleoptera 1. Teil, umfassend die Familien Cicindelidae bis Staphylinidae. Wagner, Innsbruck. 1-501.
- HÄNGGI A., STÖCKLI E. & NENTWIG W. (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. *Miscellanea faunistica Helvetiae* 4. 460 pp.
- INGRISCH S. & KÖHLER G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629. Westarp, Magdeburg. 460 pp.
- JAHN E. (1964): Zum Kieferspinnerauftreten 1962/63 im Steinfeld in Niederösterreich. *Zschr. Angew. Ent.* 54: 108-118.
- KATZER E. (1988): Die Kultivierung der Neustädter Heide. Unser Neustadt. *Blätter des Wiener Neustädter Denkmalschutzvereins* 32: 1-5.
- KERNEY M.P., CAMERON A.D. & JUNGBLUTH J.H. (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. Paul Parey, Hamburg und Berlin. 384 pp.
- LEOPOLD, A. 1933. Game management. Charles Scribner and Sons, New York.
- LUKSCHANDERL L. (1971): Zur Verbreitung und Ökologie der Großtrappe (*Ovis montanus* L.) in Österreich. *J. Orn.* 112: 70-93.
- MACHURA L. (1941): Flugsand und Flugerde in Niederdonau. *Blätter für Naturkunde und Naturschutz* 28(10): 129-138.
- MALICKY-SCHLATTE G. & MALICKY H. (1967): Enzymaktivität und Wassergehalt einiger pannonischer Alluvial-Schotter-Böden. *Zeitsch. Pflanzenemähr. Bodenkd.* 116: 190-199.
- MAZEK-FIALLA K. (1952): Die Wohlfahrtsaufforstungen. Verbesserung der Trockengebiete in Niederösterreich. Landesforstinspektion in Niederösterreich. 46 pp. + Anhang.
- MORGAN K. (1920): Trappen. In: Jagden in Heimat und Fremde. Dritter Teil. Das Wild unserer Heimat. Österreichischer Schulbuchverlag, Wien: 157-166.
- PAAR M., SCHRAMAYR G., TIEFENBACH M. & WINKLER I. (1993): Naturschutzgebiete Österreichs Band 1: Burgenland, Niederösterreich, Wien. Monographien des Umweltbundesamtes 38 A. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. 274 pp.
- PALLMANN H., EICHENBERGER E. & HASLER A. (1940): Eine neue Methode der Temperaturmessung bei ökologischen und bodenkundlichen Untersuchungen. *Ber. Schweiz. Bot. Ges.* 50: 337-362.
- PETRI C.A. (1869): Zur Säkularfeier der Ortsgründung von Theresienfeld durch die große Kaiserin Maria Theresia 1869. Selbstverlag, Wiener Neustadt. 165 pp.

- RABITSCH W. (1999): Neue und seltene Wanzen (Insecta, Heteroptera) aus Wien und Niederösterreich. *Linzer biol. Beitr.* 31(2): 993-1008.
- RABITSCH W. (2001): Zur Wanzenfauna (Insecta, Heteroptera) im nördlichen Steinfeld. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): *Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia* 77: 159-173.
- RANNINGER R. (1937): Flugerde im Wiener Becken und Steinfeld - eine zunehmende Gefahr für dieses Gebiet. *Die Landeskultur* 3: 58-65.
- ROTTER S. & ZULKA K.P. (1999): Bemerkenswerte Laufkäfer-Nachweise aus dem Steinfeld (Niederösterreich, südliches Wiener Becken) (Coleoptera: Carabidae). *Koleopterologische Rundschau* 69: 19-24.
- SAUBERER N. & BIERINGER G. (2001): Wald oder Steppe? Die Frage der natürlichen Vegetation des Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): *Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia* 77: 75-92.
- SAUBERER N. & BUCHNER P. (2001): Die Trockenrasen-Vegetation des nördlichen Steinfeldes. In: BIERINGER G., BERG H.-M. & SAUBERER N. (Hrsg.): *Die vergessene Landschaft. Beiträge zur Naturkunde des Steinfeldes. Stapfia* 77: 113-128.
- SCHERZINGER W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 447 pp.
- STEBING L. (1965): *Pflanzenökologisches Praktikum.* P. Parey, Hamburg. 262 pp.
- THALER K. & BUCHAR J. (1994): Die Wolfsspinnen von Österreich 1: Gattungen *Acantholycosa*, *Alopecosa*, *Lycosa* (Arachnida, Araneida: Lycosidae) - Faunistisch-tiergeographische Übersicht. *Carinthia* II 184/104: 357-375.
- TURNER H., KUIPER J.G.J., THEW N., BERNASCONI R., RÜETSCHI J., WÜTHRICH M. & GOSTELI M. (1998): *Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. Fauna Helvetica* 2. Centre suisse de cartographie de la faune und Schweizerische Entomologische Gesellschaft, Neuchâtel. 527 pp.

Anschriften der Verfasser:

Mag. Georg Bieringer, Universität Wien, Institut für Ökologie und Naturschutz, Abteilung für Terrestrische Ökologie und Bodenzologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: georg.bieringer@surfEU.at
Dr. Klaus Peter Zulka, Universität Wien, Institut für Zoologie, Abteilung für Evolutionsbiologie, Althanstraße 14, A-1090 Wien
e-mail: klaus.peter.zulka@univie.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Stapfia](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [0077](#)

Autor(en)/Author(s): Bieringer Georg, Zulka Klaus-Peter

Artikel/Article: [Die ökologischen Folgen von Aufforstungen im nördlichen Steinfeld 251-260](#)