

Der Einfluss von Landnutzung auf die Habitate von *Stethophyma grossum* (Linnaeus, 1758) an Beispielen aus Mecklenburg-Vorpommern

Anne-Gesine Sonneck, André Bönsel & Joachim Matthes

Abstract

The historical land use on five locations which inhabited *Stethophyma grossum* were found out with historical map material and questioning the landowners. Only because of financial support for extensive land use in form of mowing the area one or two times in the year the agricultural use took place. Two locations were never used or out of use for a longer time. For all investigated habitats complete lists of plant species were created and their ecological indicator value was evaluated. We found out that the decisive habitat conditions were variable water level during the year and heterogeneous structure of the vegetation. Atmospheric humidity and temperature were automatically measured over seven days with a Datalogger in 30 cm height in the vegetation. The humidity were between 70 to 100% and seldom lower than 60% on very hot days. The daily average fluctuation of the temperature was 15 K.

Zusammenfassung

Die historische Nutzung auf fünf Standorten mit *Stethophyma grossum*-Vorkommen wurde anhand von historischem Kartenmaterial und Befragungen der Flächennutzer recherchiert. Landwirtschaftliche Nutzung fand auf keinem Standort mehr aus ökonomischen Gründen statt, sondern nur durch die finanzielle Unterstützung für extensive Grünlandnutzung in Form von ein- bis zweimaliger Mahd. Zwei Standorte wurden nicht oder nicht mehr genutzt. Vollständige Pflanzenartenlisten wurden von allen Standorten erstellt und deren ökologische Zeigerwerte ausgewertet. Wechselhaftes Wasserregime und heterogene Raumstruktur der Vegetation waren spezifische Standortverhältnisse. Die Luftfeuchtigkeit und die Lufttemperatur wurden in 30 cm Höhe jeweils über sieben Tage mit einem Datenlogger automatisch aufgezeichnet. Die relative Luftfeuchte lag dabei zwischen 70 - 100% und fiel auch an heißen Tagen selten unter 60%. Die tageszeitlichen Lufttemperaturschwankungen betrugen im Durchschnitt 15 K.

Einleitung

Die Sumpfschrecke – *Stethophyma grossum* – war flächendeckend über den gesamten eurosibirischen Raum verbreitet. Primär-Lebensräume sind versumpfte Landschaften mit Seggenrieden (Mesocaricion), Sekundär-Lebensräume sind seggen- und binsenreiche Nasswiesen oder Gewässerufer mit Strukturen von Sumpf- oder Nasswiesenvegetation (TÜMPEL 1901, SCHIEMENZ 1975, BUCHWEITZ & WEIER 1990, DETZEL 1998, HANDKE & ADENA 2001). An solche Feuchtgebiete ist die Art im gesamten Verbreitungsareal strikt gebunden (BAUR et al. 2006), da

ihre Eier zur Entwicklung Bodenfeuchtigkeit und gleichzeitig Wärme benötigen (INGRISCH 1983, VAN WINGERDEN et al. 1991). Die Gestaltung der Vegetation hat dabei einen direkten Einfluss auf die Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse im und am Boden. So scheint vielerorts in Mitteleuropa ein Mosaik aus verschiedenen Pflanzen, die nicht mehr primären Seggenrieden entsprechen, als Lebensraum für die Art zu genügen (MARZELLI 1997, MAAS et al. 2002), wenn sich feuchtere und nassere Bereiche sowie bis kniehohe, lückige und dichtere Vegetation auf solchen Standorten abwechseln (OSCHMANN 1973, KRAUSE 1996, MALKUS 1997, MARZELLI 1997). Nicht die Pflanzengesellschaft ist relevant, sondern die Raumstruktur, die die Pflanzen bilden (SÄNGER 1977). Es gibt grundsätzlich keine Koinzidenz zwischen Heuschreckenvorkommen und einer pflanzensoziologischen Einheit (TEICHMANN 1958, FEDERSCHMIDT 1989). Vielmehr scheint die Intensität der Bewirtschaftung der ehemals primären wie der sekundären Lebensräume für das Überleben der Sumpfschrecke entscheidend zu sein (KINN & MEYER 1988, LORZ & CLAUSNITZER 1988, FÜLLER 1992, KRAUSE 1996, LANG & SCHLAPP 2003). So sorgten großflächige Entwässerungen von Sumpflandschaften und die anschließend intensivere Dauernutzung in Form von Grünland oder später sogar als Ackerland sowie die Zerstörung von Gewässerverlandungszonen für erhebliche Bestandsrückgänge, in einigen Regionen von Mitteleuropa sogar schon für das vollständige Verschwinden der Art (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die meisten Vorkommen in Deutschland dürften deshalb klein und anfällig für das Erlöschen des Bestandes sein (DETZEL 1998, INGRISCH & KÖHLER 1998). Die Art wird infolgedessen in der Roten Liste Deutschland als stark gefährdet eingestuft (MAAS et al. 2002).

Aus diesen Gründen ist es immer lohnenswert, sich weiterhin intensiv mit den Lebensräumen dieser hygrophilen Art zu befassen, um gezielte Maßnahmen zu ihrem Schutz abzuleiten. So werden in dieser Arbeit mehrere ausgewählte Standorte mit Vorkommen der Art aus Mecklenburg-Vorpommern vorgestellt. Insbesondere wurde die Heterogenität – die Raumstruktur der Pflanzengesellschaften und die dazugehörigen Standorteigenschaften für die Sumpfschrecke – betrachtet. Dabei ging es um die historische Entstehung der Standorte und den Einfluss der Landnutzung, um vor den Aspekten der Landschaftspflege oder des Revitalisierens der Standorte ohne Nutzung, das langfristige Überleben dieser Vorkommen zu diskutieren (vgl. dazu BÖNSEL & MATTHES 2007).

Methodik

Die historische Nutzung wurde anhand von historischem Kartenmaterial und Befragungen der Flächennutzer recherchiert (vgl. Methodik bei BÖNSEL & RUNZE 2006, WANJA et al. 2007). Auf unveröffentlichte schriftliche Quellen in Ämtern, Gemeinden sowie Wasser- und Bodenverbänden (in Ostdeutschland häufig die Nachfolger von Meliorationsgenossenschaften) wurde ebenfalls zurückgegriffen. Die aktuelle Nutzung und die Nutzungsbedingungen wurden in den entsprechenden Naturschutzbehörden und von den Nutzern erfragt. Luftbildauswertungen halfen für den Gesamtüberblick in den jeweiligen Naturräumen. Da die Vegetation als ein Abbild der Gesamtheit der Standortbedingungen gilt (NEEF 1967), wurde sie in Form einer kompletten Artenliste von jedem Standort erfasst. Die

Häufigkeit der Pflanzenarten wurde geschätzt und drei Klassen zugeordnet. Die Klassen sind: +++: auf dem Standort dominant, ++: auf dem Standort vorkommend, +: selten auf dem Standort vorkommend. Arten, die entweder ausschließlich im Wasserkörper der angrenzenden Gräben oder sonstiger Gewässer bzw. in den Randbereichen der Untersuchungsflächen vorkamen, wurden mit einem G gekennzeichnet. Anschließend wurden die Standorte anhand der ökologischen Zeigerwerte der einzelnen Pflanzenarten (ELLENBERG et al. 1992) charakterisiert. Das Mikroklima – Luftfeuchtigkeit und Lufttemperatur – wurde in 30 cm Höhe mit einem Datenlogger (HOBO Pro Series onset) automatisch aufgezeichnet. Der Datenlogger war an einem Stab befestigt, die Messsensoren mit einem Blechdach vor direkten Niederschlägen geschützt. Um eine Beeinflussung der Temperaturmessung durch Wärmeabstrahlung des von der Sonne erhitzten Blechdaches zu vermeiden, wurde dieses Dach mit Styropor isoliert. Die Aufnahmepérioden erstreckten sich über den Zeitraum von Ende Juli bis Anfang September 2007, wo jeder Standort nacheinander über sieben Tage bemessen wurde. Bei allen fünf Messperioden wechselten sonnige, wechselhafte und regnerische Tage, womit trotz der chronologischen Messreihen für jeden Standort zufällig ähnliche Bedingungen herrschten.

Untersuchungsraum

Die Entstehungsgeschichte einer Landschaft liefert wichtige Informationen über die Standorteigenschaften von heutigen Insektenvorkommen und insbesondere über die historische Vernetzung der Vorkommen (vgl. BROCKHAUS 2007). Deshalb soll an dieser Stelle eine etwas ausführlichere Beschreibung des untersuchten Raumes folgen.

Während der letzten Eiszeit schob sich eine voluminöse Eisdecke von Skandinavien durch die Ostsee bis weit in die nordeuropäische Tiefebene, erreichte das zentrale europäische Hochland aber nicht. Vor rund 10 000 Jahren zog sich diese Eisdecke wieder zurück. Gefangen zwischen der abschmelzenden Eisdecke und den mitteleuropäischen Mittelgebirgen, konnte die gewaltige Schmelzwassermenge nicht sofort vom Eis weg nach Süden abfließen, bewegte sich stattdessen parallel zum Eisrand. Dadurch entstanden entsprechend dem periodischen Abschmelzen eine Reihe von Landseenken, die als Urstromtäler bezeichnet werden, in denen das Wasser vorerst in West-Ost-Richtung oder umgekehrt floss. So erstreckten sich Urstromtäler vom Pripet oder Bug im Osten bis zur Elbe im Westen. Mit dem weiter in Richtung Norden abschmelzenden Eis wurden die Wassermassen dann von Flüssen aufgenommen, die von Süden nach Norden in die Ostsee oder Nordsee flossen. Die sumpfigen Senken der ost-west-gerichteten sowie süd-nord-gerichteten Urstromtäler bestanden weiterhin. Im Osten, angrenzend an dieses neu entstandene vernetzte Sumpfgebiet, existierten über alle Eiszeiten hinweg Sumpfgebiete, da diese Region bis nach Zentralsibirien stets eisfrei blieb (DALY 1934, GROSSWALD & HUGHES 2002). Tundra, Steppe und Waldsteppe mit von Süden nach Norden verlaufenden Flüssen sowie dazwischen liegende kleine Abflussrinnen und die Flüsse und Abflussrinnen säumenden Sümpfe beherrschten hier das Landschaftsbild, als weite Teile von Mitteleuropa unter einer Eisdecke verschwunden waren (MARKOVA et al. 2002).

Doch auch in Mitteleuropa soll stets mindestens ein schmales Band vom Eis frei geblieben sein, wo ebenfalls Tundren-, Steppen- oder Waldsteppenvegetation mit eingestreuten Sümpfen die Landschaft geprägt haben könnten (BENNETT 1986, SINCLAIR et al. 1999, HERGET 2000, WILLIS & VAN ANDEL 2004, TZEDAKIS 2005). Demnach wäre davon auszugehen, dass Vorkommen der Sumpfschrecke in mittelbarer Nachbarschaft der neu entstehenden Sumpfgebiete vorkamen und diese deshalb wohl relativ rasch besiedelten. Denn bis heute lebt die Sumpfschrecke in den unterschiedlichen Klima- und Vegetationszonen (von der Tundra über die Waldsteppe bis in Stromtäler des Altai) im Zentralen Sibirien (BÖNSEL 2003). Im Gegensatz zum östlichsten Osteuropa und Sibirien ohne Gletscher formte das sich in unregelmäßigen zeitlichen und räumlichen Abständen zurückziehende Eis das hydrologische System in Mitteleuropa aber noch auf eine ganz andere Weise und hinterließ eine heterogene Landschaft. Die Gletscher hinterließen Geröllhalden, die von Flüssen – kleine Abflussrinnen - durchflossen wurden, später bei geringeren Wassermengen dann nicht mehr, Altarme entstanden hier, die weitere Sümpfe hervorbrachten. An anderer Stelle höhlten die Wassermassen Zungenbecken aus, deren flachere Bereiche rasch verschlammten und anschließend versumpften. Bevor Hochwälder rund um alle diese Sumpflandschaften aufwuchsen, konnten diese wohl alle ausgehend von den großen Urstromtälern durch die Sumpfschrecke besiedelt werden. Denn Tundra, Steppe und Waldsteppe beherrschten mindestens noch 2000 Jahre die Landschaft, was entsprechend dem bekannten Dismigrationspotenzial der Art (SÖRENS 1996) und aufgrund der fehlenden Barrieren von Hochwald für eine Besiedlung ausgereicht haben dürfte. So werden auch die fünf untersuchten Standorte Mecklenburg-Vorpommerns in vorhistorischer Zeit in mittelbarer Nachbarschaft eines Sumpfsystems gestanden oder ein System gebildet haben, die von benachbarten Vorkommen der Sumpfstrecke sicher rasch besiedelt wurden. Heute sind diese Vorkommen durch die verschiedenen Nutzungsformen wie Acker- und Waldlandschaften oder Siedlungsstrukturen, zu denen die verkehrlichen Infrastrukturen zählen, voneinander getrennt. Allerdings entstand diese Trennung nicht erst durch die Nutzungsformen des Menschen, sondern eben durch das Aufwachsen der Wälder, die im Mittelalter wieder fast vollständig verschwanden und eine erneute Phase der Versumpfung einleiteten (JESCHKE 1990). Dies dürfte die Ausbreitung der Sumpfschrecke noch einmal begünstigt haben, bis der Mensch dann endgültig die Landschaften für sich umgestaltete und dies zumindest in Mitteleuropa nie wieder aufgab (BLACKBOURN 2007). Seitdem dürften die meisten Sumpfschrecken-Vorkommen isoliert in der Landschaft liegen.

Ergebnisse

Standortcharakteristik und Landnutzung der Einzelstandorte

Standort 1: Die Große Bruchwiese bei Gresenhorst (54°09'00.1"N; 12°25'02.2"E; 42 m üNN; TK 1840) ist in seiner vollständigen Ausdehnung 36 ha groß und stellt sich als typische Nasswiese dar. Dieser und der nächste Standort gehören zum hydrologischen System des Haubaches, kleine und schmale glaziale Abflussrinnen, die heute vollständig melioriert (verrohrt und vertieft) sind und schließlich früher wie heute in die Ostsee entwässern. Sporadische Sondierungen der Torf-

körper verwiesen auf flachgründige Verlandungs- und Versumpfungsmoore, die nach dem Präboreal spätestens im Atlantikum entstanden sind. Flachgründige Moore waren leichter zu entwässern, weshalb solche Sümpfe schon früh landwirtschaftlich z.B. im Sinne von Riedwiesen zur Gewinnung von Streugut genutzt wurden (Succow 2002). Wie die Wiebekingsche Karte um 1786 illustriert, unterlag die Bruchwiese wohl einer solchen Nutzung. Zahlreiche dicht nebeneinander liegende Stichgräben durchzogen schon zu dieser Zeit die Bruchwiese und existieren bis in die Gegenwart. Um die Attraktivität der Wiesenwirtschaft zu steigern, kam es in den 1960/70er Jahren in der ehemaligen DDR zu Komplexmeliorationen, die auch dieses hydrologische System endgültig veränderten. Der mittig durch die Fläche verlaufende Haubach wurde bis in den mineralischen Untergrund vertieft und die Stichgräben angeschlossen. Die in der Folge stattfindende intensive Nutzung führte in Verbindung mit der starken Entwässerung zur Mineralisierung des Torfbodens. Daraus resultierten Verlust des Moorniveaus, Verdichtung und Luftmangel im Boden, was zu oberflächlichem Stauwasser führte, welches wiederum erneute Versumpfungsprozesse auf der Großen Bruchwiese einleitete. Die landwirtschaftliche Nutzung findet hier deshalb nicht mehr aus ökonomischen Gründen statt, sondern nur durch die finanzielle Unterstützung für extensive Grünlandnutzung in Form von ein- bis zweimaliger Mahd. Trotz der finanziellen Unterstützung wird aus technischen Gründen eine Woche vor Mahd das Stauwehr im großen Graben geöffnet, um die Wiese einigermaßen trocken zu bekommen. Nach Mahd und Abtransport des Heus wird das Stau wieder geschlossen. So entstand ein künstliches Wasserregime, dass ursprünglichen Wasserpegelschwankungen in primären Feuchtlebensräumen entspricht. Ohne das Wasserablassen würden durch den Moorniveauverlust große Wasserflächen die Wiese prägen.

Standort 2: Der zweite Standorte liegt 1.7 km entfernt in südwestlicher Richtung (54°09'14.9"N; 12°24'42.5"E; 42 m üNN; TK 1840) und gehört zum selben hydrologischen System. Die Versumpfung wird demnach zur gleichen Zeit stattgefunden haben. Getrennt sind die beiden Standorte allerdings durch einen 820 m breiten Hochwald, der schon auf der Wiebekingschen Karte um 1786 als Nadelwald zu erkennen ist. Durch die Komplexmelioration ist hier nur noch ein circa 0,1 ha großer Standort mit Eignung für die Sumpfschrecke übrig geblieben. Bis Mitte der 1980er Jahre wurde die gesamte Fläche um diesen Sumpfstandort und einschließlich dieses Standortes als Grünland genutzt, bis große Bereiche zu Acker umgewandelt wurden, die heute an diesen kleinen Sumpfstandort angrenzen. Innerhalb der verbliebenen Grünlandfläche wird diese Parzelle des Sumpfschrecken-Standortes seit sieben Jahren nicht mehr genutzt, sondern der unkontrollierten Sukzession überlassen.

Standort 3: Dieser Standort liegt östlich neben der Ortschaft Brünkendorf (54°10'38.6"N; 12°30'06.4"E; 32 m üNN; TK 1841). Es handelt sich um den Verlandungsbereich einer Mikrohohlform mit einer Fläche von 0,4 ha. Mikrohohlformen sind glazialen oder anthropogenen Ursprungs, wobei diese Hohlform glazial entstanden sein dürfte. Toteisblöcke wurden in den Geschiebemergel der Grundmoräne eingeschlossen und tauten mit der Klimaerwärmung unterirdisch ab, wodurch solche Mikrohohlformen wie bei Brünkendorf entstanden. Diese

Hohlformen wurden durch minerogene Sedimente zum Teil abgedichtet und deshalb später wasserführend (KALETTKA 1996). Zur Zeit des Subatlantikums waren viele Mikrohohlformen schon verlandet. Durch die folgenden Eingriffe des Menschen in die Landschaften in Form von Entwaldung entstand ein erneuter Wasserüberschuss, der sich unter anderem in diesen Senken der Mikrohohlformen sammelte. Insbesondere Hohlformen mit größeren Binneneinzugsgebieten wurden erneut überstaut und eine neue Verlandungsphase begann. Doch wiederum im Zuge der Komplexmeliorationen wurde versucht, viele dieser Sümpfe trockenzulegen. Wenige Mikrohohlformen blieben übrig (KLAFS & LIPPERT 2000). Die hier untersuchte Mikrohohlform blieb trotz Entwässerungseinrichtung bislang erhalten und liegt zumindest seit der Aufzeichnung auf topografischen Kartenquellen bis heute inmitten von Grünland. Dieser Grünländerbereich ist allerdings mindestens seit den ersten Kartenquellen (um 1786) von Siedlung, Acker und Hochwald umgeben. Die nächsten Standorte mit Sumpfschrecken sind heute ca. 3,5 km entfernt, aber durch die besagten Landschaftsstrukturen getrennt. Der Flutrasen, auf dem die Sumpfschrecke hier lebt, schwankt in seiner Ausdehnung jährlich, je nach Niederschlagsmengen, da die Entwässerung nur noch teilweise funktionstüchtig ist.

Standorte 4 und 5: Das Recknitztal ist Teil des Recknitz-Trebel-Peene-Ustromtals. Mit dem Anstieg des Meeresspiegels während der Litorinatransgression bildete sich ein großflächiges Talmoor. Verschiedene schriftliche Quellen besagen, dass die Melioration in Form von ersten Stich- und Fanggräben um 1750 begann. Diese entwässerten Flächen wurden als Weiden genutzt und dazwischen Torf gestochen. In den 1970er Jahren begann im Recknitztal die Komplexmelioration, die allerdings auf der Höhe der Stadt Marlow in ihrer Intensität (Begradiung des Flusses) endete. So ist der Abschnitt von Marlow bis in den Ribnitzer Bodden noch am "naturnahesten" geblieben. Die vielen Gräben und Schöpfwerke haben allerdings auch hier zu Verlusten des Moorniveaus geführt, aber wiederum auch zu künstlichen Wasserstandsschwankungen. Das untere Recknitztal gehörte dennoch zu den wenigen Niedermoorkomplexen, die zu Zeiten der ehemaligen DDR nicht vollständig zu Saatgraslandschaften umgewandelt wurden. Die Aussaat von so genannten "Euroeinheitsgraslandschaften" begann hier erst nach 1990 sporadisch, aber nicht mehr flächig. Ähnlich wie auf der Großen Bruchwiese bei Gresenhorst entstanden aus primären Lebensräumen anthropogen genutzte Nasswiesenbereiche, die durch Niveauverlust und Verdichtung des Moorkörpers unter den momentanen agrarpolitischen Bedingungen aber nicht mehr ohne weiteres bewirtschaftbar sind. Um die Nutzungsaufgabe zu verhindern, wurden einige Flächen in die Förderkulisse für extensive Grünländerbewirtschaftung aufgenommen. Zwei solcher recht nasser Flächen wurden untersucht. Eine Fläche liegt auf der westlichen Seite der Recknitz bei Marlow (54°09'49.5"N; 12°35'15.5"E; 7 m üNN; TK 1841) und umfasst 2 ha. Die andere Fläche befindet sich auf der östlichen Seite der Recknitz bei Gruel (54°12'19.8"N; 12°34'01.2"E; 5 m üNN; TK 1741) und hat eine Fläche von 5 ha. Diese beiden Standorte und die weiteren Areale im Recknitztal mit Sumpfschrecken-Vorkommen sind mindestens seit Anfang des 19. Jahrhunderts durch sukzessive aufkommende Weiden- und Erlengehölze, das die vielen Gräben, künstlichen Altarme und die Recknitz säumen, für die Sumpfschrecke voneinander getrennt.

Vegetationsaufnahmen und ökologische Zeigerwerte

Insgesamt wurden 95 Pflanzenarten erfasst. Auf den Standorten 1 und 4 waren die meisten Arten zu finden (53 bzw. 54). Die Standorte 2 und 3 hatten 36 bzw. 34 Pflanzenarten, 32 waren es auf Standort 5 (Tab. 1). Entsprechend der Feuchtezahl nach ELLENBERG et al. (1992) deuteten durchschnittlich 42% aller Arten auf Wechselfeuchte (~) und/oder Überschwemmung (=) auf allen Standorten hin. Mindestens 50% aller Pflanzen hatten auf allen Flächen eine Feuchtezahl > F7. Weniger als 30% waren Frischezeiger mit dem Schwergewicht auf mittelfeuchten Böden (F5 und F6). Die Zeigerwerte für die Bodenreaktion reichten von säurezeigenden Arten wie *Carex nigra* (R3) bis zu Schwachsäure-/Schwachbasenzeiger wie *Carex acutiformis* (R7) und *Carex disticha* (R8). Reine kalkzeigende Pflanzen kamen nicht vor. Immer kamen auf dem selben Standort sowohl säurezeigende als auch basenzeigende Arten vor, wenngleich die Dominanz auf den Standorten unterschiedlich war (vgl. Tab. 1). Die Zeigerwerte für Stickstoff verwiesen ähnlich wie die Werte zur Bodenreaktion auf ehemalige Düngung, deren Rückstände allmählich verbraucht werden mit dem Trend zu stickstoffärmeren (nährstoffärmeren) Standorten. Entsprechend der aktuellen Vegetation handelt es sich bei allen Untersuchungsflächen um heterogene und tendenziell mesotrophe Standorte. Die Nährstoffverhältnisse erlaubten sowohl Arten mit geringen Versorgungsansprüchen z.B. *Carex nigra* (N2) als auch absoluten Stickstoffzeigern wie *Potentilla anserina* (N7) oder *Urtica dioica* (N9) das Vorkommen. Gerade in den durch Mineralisierung des Torfkörpers entstandenen Senken, in denen teils das blanke Wasser stand, wurde die Vegetation durch niedrige Seggen (*Carex rostrata*, *C. panicea* oder *C. nigra*) bestimmt. Auf weniger feuchten Bereichen wurde die Vegetation vielgestaltiger und damit in mehrere Höhenstufen differenzierbar, aber auch dichter.

Pflanzensoziologisch zählen 40% der Arten zu Mähwiesen- und Weidegesellschaften (5.4.). Viele Arten wie z.B. *Cirsium palustre*, *Lotus uliginosus* werden zur Ordnung Molinietalia gezählt und verweisen auf die langjährige Nutzungsgeschichte. 22% der Pflanzenarten lassen sich Röhrichten und Seggenrieden (1.5.) zuordnen. Als Beispiele sind hier neben den Seggen (außer *Carex hirta* und *C. acutiformis*) *Mentha aquatica* (1.51.), *Poa palustris* (1.51.) und *Glyceria fluitans* (1.513.) zu nennen. Die drittstärkste Gruppe waren Flutrasen- und Feuchtwiesen-Gesellschaften (3.8.). Beispiele dafür sind *Potentilla anserina*, *Agrostis stolonifera* und *Alopecurus geniculatus*, die in hohen Individuenzahlen am Standort 3, der Mikrohohlform, vorkamen (vgl. Tab. 1).

Tab. 1: Komplette Pflanzenliste der fünf Standorte mit den entsprechenden ökologischen Zeigerwerten nach Ellenberg et al. (1992)

	Standorte					Zeigerwerte				Soziologie
	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4	Standort 5	T	F	R	N	
<i>Achilléa ptármica</i>	G	++				6	8	4	2	5.41
<i>Agróstis stolonífera</i>	++	++	+++	++		x	7~	x	5	3.81
<i>Alísma plantágio-aquática</i>			G							
<i>Alopecúrus geniculátus</i>	++		+++			6	8=	7	7	3.811
<i>Alopecúrus pratén sis</i>				++	++	x	6	6	7	5.4
<i>Angélica sylvéstris</i>	+									
<i>Anthoxánthum odorátum</i>	+									
<i>Arrhenátherum elátius</i>	++			++		5	x	7	7	5.412
<i>Bérula erécta</i>				++		6	10	8	6	1.513
<i>Calamagróstis epigéjos</i>					G					
<i>Cáltha palústris</i>	+++	++		+	++	x	9=	x	6	5.415
<i>Cardamín e pratén sis</i>	++			++		x	6	x	x	x
<i>Cárex acutifórmis</i>	+++			++	+++	x	9~	7	5	x
<i>Cárex dísticha</i>				++	++	6	9=	8	5	1.514
<i>Cárex eláta</i>			++			x	10~	x	5	1.514
<i>Cárex hírta</i>		+++	++	++		6	6~	x	5	3.81
<i>Cárex nigra</i>	+++			++	+++	x	8~	3	2	1.73
<i>Cárex panícea</i>	++					x	8~	x	4	1.7
<i>Cárex paniculáta</i>				++		x	9	6	5	1.514
<i>Cárex ripária</i>	++					6	9=	7	4	1.514
<i>Cárex rostráta</i>	++					x	10	3	3	1.514
<i>Cárex vesicária</i>	++		++			4	9=	6	5	1.514
<i>Cerástium arvénse</i>	++			++	+	x	4	6	4	3.61
<i>Círsium arvénse</i>		+++	++			5	x	x	7	3.
<i>Círsium oleráceum</i>	++	+++		+++	+	x	7	7	5	5.415
<i>Círsium palústre</i>	++	+++		++		5	8	4	3	5.41
<i>Círsium vulgáre</i>		++				5	5	7	8	3.5
<i>Dácty lis glomeráta</i>	++			++		x	5	x	6	x
<i>Deschámpsi a cespítósa</i>	++	++	++	++	++	x	7~	x	3	x
<i>Eleócharis cf. palustris</i>				++		x	10	x	?	1.51
<i>Elytrígia répens</i>	+									
<i>Epilóbium palústre</i>	++	++				5	9	3	2	1.
<i>Equisétum fluviátile</i>					G					
<i>Equisétum palústre</i>	++			++		x	8	x	3	5.41
<i>Eupatórium cannábinum</i>					G					
<i>Festúca pratén sis</i>		++	++	++		x	6	x	6	5.4
<i>Festúca rúbra</i>	++	++	++	++	++	x	6	6	x	5.4
<i>Filipéndula ulmária</i>	++			G		5	8	x	5	5.412
<i>Gálium palústre</i>	++	++				5	9=	x	4	1.514
<i>Gálium uliginós um</i>	++			+		5	8~	x	2	5.41
<i>Geráni um palústre</i>				G						
<i>Glycéria flúitans</i>	++		++	++		x	9=	x	7	1.513
<i>Glycéria máxima</i>					++	5	10~	8	9	1.511
<i>Hólcus lanátus</i>	+++	++		++	++	6	6	x	5	5.4
<i>Hypéricum maculátum</i>					+					

	Standorte					Zeigerwerte				Soziologie
	Standort 1	Standort 2	Standort 3	Standort 4	Standort 5	T	F	R	N	
<i>Juncus articulatus</i>	++			++		x	9	x	2	1.7
<i>Juncus effusus</i>	+++	+++	+++	++	++	5	7	3	4	5.41
<i>Juncus inflexus</i>				++		5	7~	8	4	3.811
<i>Lathyrus pratensis</i>	G			+	++	5	6	7	6	5.4
<i>Leontodon autumnalis</i>			+							
<i>Leucanthemum vulgare</i>	++					x	4	x	3	5.42
<i>Lolium perenne</i>			+							
<i>Lotus uliginosus</i>	++	++		++	++	5	8	6	4	5.415
<i>Lysimachia flos-cuculi</i>	+++					5	7~	x	x	5.41
<i>Lycopus europaeus</i>		+++	+++	++		6	9=	7	7	1.5
<i>Lysimachia salicaria</i>	++	++		++	++	5	8~	6	x	5.412
<i>Mentha aquatica</i>	++		++	++	++	5	9=	7	5	1.51
<i>Myosoton palustre</i>	++	++			++	x	8~	x	5	5.415
<i>Phalaris arundinacea</i>	+++		++			5	8~	7	7	1.51
<i>Phleum pratense</i>	++		++	++		x	5	x	7	5.423
<i>Phragmites australis</i>	G			G	G					
<i>Plantago lanceolata</i>	++	++	++	++		x	x	x	x	5.4
<i>Plantago major</i>	++	++				x	5	x	6	3.811
<i>Poa palustris</i>	+++	++			++	5	9=	8	7	1.51
<i>Poa trivialis</i>	+++	++			++	x	7	x	7	5.4
<i>Polygonum amphibium</i>	++	++				6	11	6	4	1.312
<i>Polygonum aviculare</i>			G							
<i>Polygonum bistorta</i>					+++	4	7	5	5	5.415
<i>Polygonum hydropiper</i>		++	++			6	8=	5	8	3.211
<i>Potentilla anserina</i>	++	+++	+++	++	++	6	6~	x	7	3.811
<i>Prunella vulgaris</i>	+									
<i>Ranunculus acris</i>	+++	++	++	++	++	x	6	x	x	5.4
<i>Ranunculus flammula</i>	++	++				x	9~	3	2	1.731
<i>Ranunculus repens</i>	++	+++			++	x	7~	x	7	x
<i>Rumex acetosa</i>	++	++	++	++	++	x	x	x	6	5.4
<i>Rumex acetosella</i>	+									
<i>Rumex cf. aquaticus</i>				+						
<i>Rumex crispus</i>		++	++	++	++	5	7~	x	6	3.811
<i>Rumex obtusifolius</i>		++				5	6	x	9	3.811
<i>Salix cinerea</i>				G	G					
<i>Scirpus sylvaticus</i>				+++		5	8	4	4	5.415
<i>Scutellaria cf. galericulata</i>	++		++			6	9=	7	6	1.514
<i>Sium latifolium</i>			++			6	10	7	7	1.51
<i>Sonchus palustris</i>				++		6	8~	7	7	3.521
<i>Sparganium cf. erectum</i>			G							
<i>Stellaria graminea</i>		++				x	5	4	3	x
<i>Taraxacum officinale</i>	++	+	++	++	++	x	5	x	8	x
<i>Trifolium campestre</i>	+									
<i>Trifolium pratense</i>	+			+	++	x	5	x	x	5.4
<i>Trifolium repens</i>			++		++	x	5	6	6	5.423
<i>Typha angustifolia</i>				G						
<i>Typha latifolia</i>	G		++	G						
<i>Urtica dioica</i>		++	++	++	+	x	6	7	9	3.5
<i>Veronica beccabunga</i>		+								
<i>Vicia cracca</i>	G			+	++	5	6	x	x	5.4

Messungen des Datenloggers

Die Messungen des Datenloggers zeigten auf den einzelnen Standorten keine wesentlichen Unterschiede im Mikroklima (Tab. 2). An heißen Tagen stiegen die Temperaturen zum Nachmittag auf allen Untersuchungsflächen bis auf 25 °C und gelegentlich sogar auf 27 °C. Dabei sank die Luftfeuchtigkeit im Durchschnitt nicht tiefer als 70%. Zur Nacht sank die Temperatur und die relative Luftfeuchtigkeit stieg stets wieder auf 100% an. Die niedrigste relative Luftfeuchtigkeit im Zeitraum von Ende Juli bis Anfang September wurde auf dem Standort 5 (Recknitzwiese bei Marlow) mit 53% aufgezeichnet (siehe Tab. 2). Ende August/Anfang September sanken die Nachttemperaturen fast immer unter 10 °C, die niedrigste Temperatur lag bei knapp 3 °C am 29.08. und 05.09.2007 in den frühen Morgenstunden. Im Durchschnitt schwankte die Lufttemperatur in 30 cm Höhe innerhalb von 24 h um 15 K.

Tab. 2: Übersicht über Minimum- und Maximumwerte der Temperatur und relativen Luftfeuchtigkeit in 30 cm Höhe der Vegetation vom 24.07. bis 04.09. 2007, am Standort 3 war das Messinstrument defekt, es erfolgten keine Messungen.

	Standort 1	Standort 2	Standort 4	Standort 5
Minimum-temperatur	7,43 °C am 28.08.2007 zwischen 06:14 und 07:14 Uhr	2,89 °C am 29.08.2007 um 06:07 Uhr und am 05.09.2007 zwischen 05:07 und 05:52 Uhr	7,83 °C am 18.08.2007 um 04:14 Uhr	8,63 °C am 13.08.2007 zwischen 05:11 und 06:11 Uhr
+ relative Luftfeuchte	-	-	100%	101%
Maximum-temperatur	25,95 °C am 23.08.2007 zwischen 15:14 und 16:44 Uhr	25,17 °C am 26.07.2007 um 14:11 Uhr	25,95 °C am 20.08.2007 um 14:44 Uhr	27,91 °C am 09.08.2007 um 12:26 Uhr
+ relative Luftfeuchte	72,80%	66,80%	78,20%	62,10%
geringste gemessene relative Luftfeuchte	64,2% am 25.07.2007 um 16:05 Uhr	63,2% am 26.07.2007 um 16:56 Uhr	64,2% am 19.08.2007 um 13:14 Uhr	53,8% am 07.08.2007 zwischen 15:41 und 16:11 Uhr
+ Temperatur	22,9 °C	24,01 °C	24,01 °C	25,56 - 25,17 °C
höchste gemessene relative Luftfeuchte	102,3% am 25.07.2007 um 06:50 Uhr	101,1% am 26.07.2007 um 04:26 Uhr	104,1% am 24.08.2007 zwischen 05:14 und 09:29 Uhr	101,7% am 09.08.07 zwischen 05:26 und 05:56 Uhr & am 12.08.07 zwischen 03:56 und 08:11 Uhr
+ Temperatur	13,32 °C	12,93 °C	16,67 - 18,66 °C	14,09 - 13,7 °C bzw. 18,66 - 17,52 °C

Diskussion

Wie die Recherchen und Vegetationsaufnahmen zeigten, sind alle fünf Standorte seit Jahrhunderten anthropogen beeinflusst und deshalb alle sehr verschieden. Trotzdem erfüllen sie alle die ökologischen Voraussetzungen, um noch Lebensraum für die Sumpfschrecke zu sein. Dies lässt sich mit der Theorie der relativen Standortkonstanz erklären, wonach die existentiellen Standorteigenschaften selbst auf äußerlich anders gestalteten Standorten gleichbleiben, weil z.B. die Vegetationsstrukturen das Mikroklima gleichhalten (vgl. WALTER 1975). Tatsächlich waren die direkt oder indirekt untersuchten Standorteigenschaften gleich: 1) hohe Bodenfeuchtigkeit von Herbst bis Frühjahr, 2) bei gleichzeitig vorhandenem Bodenfeuchtegradient im Sommer, was die Feuchtezahlen der aufgenommenen Pflanzenarten belegten, 3) konstant hohe bodennahe Luftfeuchtigkeit für die Imagines im Sommer (siehe Auswertung des Datenloggers) und 4) eine heterogene Raumstruktur durch unterschiedliche Höhen und Dichten der Vegetation für Ausweichmöglichkeiten der Imagines bei schwankenden Tag- und Nachttemperaturen. Summa summarum scheint Heterogenität – im Sinne von oberflächennahen Wasserstandsschwankungen im Jahresgang und die Raumstruktur der Vegetation – der Schlüsselbegriff zur Charakterisierung der Sumpfschrekenstandorte zu sein (ähnlich KRAUSE 1996, SÖRENS 1996, MARZELLI 1997, PFEUFFER 2002).

Nun wäre zu hinterfragen ob sich die Primärstandorte ebenfalls durch eine solche Heterogenität auszeichnen. Bis in die Gegenwart kann man solche Primärstandorte im zentralen Sibirien aufsuchen und analysieren (BÖNSEL 2003). So stellt man fest, dass diese Standorte im Bezug auf die genannten Schlüsselbegriffe genauso beschaffen sind, hervorgerufen durch die ursprünglichen naturräumlichen dynamischen Prozesse des Wasserregimes in Feuchtlebensräumen.

Erörtern wir nun, worauf die heterogenen Standortbedingungen der untersuchten Standorte im Vergleich zu den primären Standorten zurückzuführen sind. Auf keinem der untersuchten Standorte fand in den letzten Jahren direkte Düngung statt. Vielmehr wurde auf drei Flächen (Standort 1, 4 und 5) relativ regelmäßig Mahdgut entnommen, was der Austragswirtschaft (Definition bei SCHIESS & SCHIESS-BÜHLER 1997) entspricht. Dadurch zeigte sich ein Trend hin zu mesotrophen Standorten, wodurch die Vegetation bekanntlich heterogener wird (vgl. SCHMID 2002, BAKKER & HEERDT 2005). Ein wechselndes Wasserregime ist auf allen Standorten durch recht verschiedene anthropogene Beeinflussungen zurückzuführen. Moorniveaoverluste, Verdichtung des Torfbodens, regulierte Wasserstände durch Meliorationseinrichtungen oder den teilweisen Funktionsverlust der Entwässerungseinrichtungen erzeugten ein wechselndes Wasserregime wie in primären Lebensräumen. Wiesennutzung durch Mahd und an diese Nutzung angepasste regulierte Wasserstände (siehe Bruchwiese Standort 1) oder aufgrund der aufgegebenen Nutzung sich wieder sukzessive neu einstellenden schwankenden Wasserstände sorgten also für eine strukturierte kniehohe und nicht zu dichte Vegetation.

Würde man aber die Nutzung auf allen Standorten vollständig aufgeben und die anthropogen veränderten hydrologischen Verhältnisse belassen, dann droht entweder bei aufeinander folgenden zu trockenen Jahren und noch funktionierender Entwässerung ein Zuwachsen der Standorte oder durch die Moorniveaoverluste bei nicht mehr funktionierenden Entwässerungseinrichtungen und keiner Regulation der Wasserstände auf den größeren Untersuchungsflächen ein Ertrinken der Standorte. Den Trend des "Zuwachsens" kann man schon jetzt auf dem Standort 2 beobachten, wo Nährstoffeinträge aus der Nachbarschaft bei ausbleibender Nutzung für eine erneute Eutrophierung sorgen. Nur durch den teilweisen Funktionsverlust der Entwässerungseinrichtung und die dadurch hervorgerufene phasenhafte Einstauung in die Fläche bestehen noch annähernde Standortbedingungen für die Sumpfschrecke. Ähnlich ist es am Standort 3, auf dem das Gewässer der Mikrohohlform aufgrund von nicht mehr vollständig funktionstüchtigen Entwässerungseinrichtungen randlich ausufert und deshalb momentan ideale Bedingungen für die Sumpfschrecke liefert. Diesen Zustand wird es aber nur so lange geben, wie die Nutzer der umliegenden Flächen nicht betroffen sind und diese Situation dulden. An dieser Stelle wäre also ein Prozessschutz im Sinne von sekundären naturräumlichen dynamischen Prozessen über den Weg von Flächensicherung durch planerische Maßnahmen z.B. Ökopool (vgl. JESSEL et al. 2006) sinnvoll. Stellt sich nun allerdings die Frage, ob sich auf den anderen flächenmäßig größeren Standorten (1, 4 und 5) die Art ebenfalls mit solchen punktuellen Prozessschutzmaßnahmen erhalten ließe? Für diese Standorte muss man bei den derzeitigen agrarpolitischen Gegebenheiten die Frage eindeutig mit nein antworten. Auf diesen großen Flächen spielen Nutzungsansprüche der Flächennutzer oder Eigentümer eine weit wichtigere Rolle. Die derzeitigen Standortbedingungen erschweren schon jetzt eine moderne Mahdnutzung. Nur aufgrund von Ausgleichszahlungen werden diese Flächen in diesem Zustand gemäht. Die Recknitzwiesen (Standort 4 und 5) sind zudem in einen zusammenhängenden Naturraum mit intensiven Nutzungsansprüchen eingebunden. Dies bedeutet, dass man ungeregelte Überflutungsräume hier nicht flächendeckend zulässt, wo dynamische sekundäre naturräumliche Prozesse neue heterogene Lebensräume schaffen könnten. Teilweiser Funktionsverlust von Entwässerungseinrichtungen wird noch akzeptiert, doch nie ein vollständiger Verlust. Auf den größeren untersuchten Flächen können unkontrollierte Wasserstände allerdings für die Sumpfschrecke zur Gefahr werden. Ohne Ausgleichszahlungen könnte es durchaus passieren, dass auf den Flächen mit hohen Moorniveaoverlusten kein Wasser mehr abgelassen oder abgeschöpft wird. Wasserflächen entstehen und die Sumpfschrecken würden im wahrsten Sinne des Wortes ersaufen, denn die übrigen Bereiche würden ohne Förderung viel intensiver als jetzt genutzt werden und keine Strukturen geschweige denn wechselndes Wasserregime mehr bieten.

Zusammenfassend kann man postulieren, dass auf den größeren Sumpfschrecken-Standorten die Rechte der Nutzer und Grundstückseigentümer einem Prozessschutz von sekundären naturräumlichen dynamischen Prozessen entgegenstehen und deshalb zum Schutz der Art hier stets Kompromisse mit den Nutzern gefunden werden müssen. Mit Naturschutznormen – im Sinne von Vereinheitlichung und einmal festgelegt – dürfte allerdings nicht viel für die Art zu gewinnen sein, wenngleich der Naturschutz als normative Wissenschaft gesehen wird

(ESER 1999, ZUCCHI 2003). Die momentanen ökologischen und sozioökonomischen Zusammenhänge sind auf jedem Standort so verschieden, wie diese Analyse zeigte, dass man Schutzmaßnahmen für jeden Standort separat betrachten und ihre Sinnhaftigkeit immer wieder kontrollieren muss.

Dank

Vielen Dank für die Unterstützung und Ratschläge gilt Dr. D. Bernhard und Dr. D. Sattler der Universität Leipzig.

Verfasser:
Anne-Gesine Sonneck
August-Bebel-Straße 66
04571 Rötha
E-Mail: agsonneck@gmx.de

Dr. André Bönsel
Krähenberger Holz 8
18337 Marlow

Joachim Matthes
Vorweden 1
18051 Rostock

Literatur

- BAKKER, J.P. & HEERDT, T.G.N.J. (2005): Organic grassland farming in the Netherlands: a case study of effects on vegetation dynamics. - Basic and Applied Ecology 6 (2): 205-214.
- BAUR, B., BAUR, H., ROESTI, C. & ROESTI, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. - Haupt Verlag. Bern. 352 S.
- BENNETT, K.D. (1986): The rate of spread and population increase of forest trees during the postglacial. - Phil. Trans. R. Soc. B 314: 523-531.
- BLACKBOURN, D. (2007): Die Eroberung der Natur. Eine Geschichte der Deutschen Landschaft. - Deutsche Verlags-Anstalt. München. 592 S.
- BÖNSEL, A. (2003): Heuschreckenbeobachtungen und Notizen ökologischer Standortparameter aus Westsibirien und dem Altaigebirge. - Articulata 18 (1): 35-50.
- BÖNSEL, A. & MATTHES, J. (2007): Prozessschutz und Störungsbiologie - Naturschutzthesen seit dem ökologischen Paradigmenwechsel vom Gleichgewicht zum Ungleichgewicht in der Natur. - Natur und Landschaft 82 (7): 323-327.
- BÖNSEL, A. & RUNZE, M. (2006): Unterschiedliche Landschaftsentwicklung als eine Ursache für unterschiedliche Libellen-Gemeinschaften (Odonata) in benachbarten Kleinseen. - Natur- und Landeskunde 113 (1-3): 35-42.
- BROCKHAUS, T. (2007): Überlegungen zur Faunengeschichte der Libellen in Europa während des Weichselglazials (Odonata). - Libellula 26 (1-2): 1-17.
- BUCHWEITZ, M. & WEIER, A. (1990): Angaben zur Faunistik und Ökologie der Saltatorien des NSG Wurzacher Ried (Lkr. Ravensburg, Oberschwaben). - Articulata 5 (1): 31-39.

- DALY, R.A. (1934): The changing world of the ice age. - Yale University Press. London. 271 S.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. - Ulmer Verlag. Stuttgart. 580 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULIßEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Verlag Erich Goltze. Göttingen. 258 S.
- ESER, U. (1999): Der Naturschutz und das Fremde. Ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik. - Frankfurt a. M.
- FEDERSCHMIDT, A. (1989): Zur Koinzidenz von Heuschreckenvorkommen und Pflanzengesellschaften auf den Rasen des NSG Taubergießen. - Mitt. Bad. Landesv. Naturk. Naturschutz 14 (4): 915-926.
- FÜLLER, M. (1992): Heuschrecken-, Tagfalter- und Vogelfauna der Feuchtwiesenschutzgebiete des Kreises Gütersloh. - LÖLF-Mitteilungen 2: 48-54.
- GROSSWALD, M.G. & HUGHES, T.J. (2002): The Russian component of an Arctic Ice Sheet during the Last Glacial Maximum. - Quaternary Science Reviews 21: 121-146.
- HANDKE, K. & ADENA, J. (2001): Zur Fauna neu angelegter Gewässer in der Bremer Flussmarsch unter besonderer Berücksichtigung der Libellen. - Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 5: 175-188.
- HERGET, J. (2000): Klimaänderungen in Mitteleuropa seit dem Tertiär. - Petermanns Geographische Mitteilungen 144 (4): 56-65.
- INGRISCH, S. (1983): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. - Deutsche Entomologische Zeitschrift 30 (1-3): 1-15.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. - Die Neue Brehm-Bücherei Magdeburg. 460 S.
- JESCHKE, L. (1990): Der Einfluß der Klimaschwankungen und Rodungsphasen auf die Moorentwicklung im Mittelalter. - Gleditschia 18: 115-123.
- JESSEL, B., SCHÖPS, A., GALL, B. & SZARAMOWICZ, M. (2006): Flächenpools in der Eingriffsregelung und regionales Landschaftswassermanagement. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 33: 1-407.
- KALETTKA, T. (1996): Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 5: 4-12.
- KINN, J. & MEYER, M. (1988): Beitrag zur Kenntnis der Saltatoria Luxemburgs. Ergebnisse einer zweijährigen Erfassung. - Paiperlek, Letzebuerger Entomologesch Zäitschreft 10 (2): 31-73.
- KLAFS, G. & LIPPERT, K. (2000): Landschaftselemente Mecklenburg-Vorpommerns im hundertjährigen Vergleich. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 43 (2): 58-65.
- KRAUSE, S. (1996): Populationsstruktur, Habitatbindung und Mobilität der Larven von *Stethophyma grossum* (Linné, 1758). - Articulata 11 (2): 77-89.
- LANG, G. & SCHLAPP, G. (2003): Sumpfschrecke - *Stethophyma grossum* (Linnaeus, 1758). In: SCHLUMPRECHT H., WAEBER G.: Heuschrecken in Bayern. - Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart: 221-223.
- LORZ, P. & CLAUSNITZER, H.-J. (1988): Verbreitung und Ökologie von Sumpfschrecke (*Metastethus grossus* L.) und Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus* Charp.) im Landkreis Celle. - Beitr. Naturk. Niedersachsens 41: 91-98.
- MAAS, S., DETZEL, P. & STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands, Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. - Landwirtschaftsverlag. Münster. 401 S.

- MALKUS, J. (1997): Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L., 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. - Articulata 12 (1): 1-18.
- MARKOVA, A.K., SIMAKOVA, A.N., PUZACHENKO, A.Y. & KITAEV, L.M. (2002): Environments of the Russian Plain during the Middle Valdai Briansk Interstade (33.000 - 24.000 yr B.P.) indicated by fossil mammals and plants. - Quaternary Research 57: 391-400.
- MARZELLI, M. (1997): Untersuchungen zu den Habitatansprüchen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und ihre Bedeutung für das Habitatmanagement. - Articulata 12 (2): 107-121.
- NEEF, E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. - Hermann Haack Verlag. Gotha. 152 S.
- OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. - Faunistische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden 4 (21): 177-206.
- PFEUFFER, E. (2002): Zur Heuschreckenfauna des Schwarzwassertales, eines Seitenzubringers des Oberen Lech (Tirol), unter besonderer Berücksichtigung von *Bryodemella tuberculata* und *Chorthippus pullus*. - Articulata 19 (2): 195-203.
- SÄNGER, K. (1977): Über die Beziehungen zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. - Zool. Jb. Syst. 104: 433-488.
- SCHIEMENZ, H. (1975): Zur Gerafflügelfauna (Orthoptera) des Naturschutzgebietes Serrahn. - Das Naturschutzgebiet Serrahn: Ergebnisse der Forschung aus einem Naturschutzgebiet, Neubrandenburg: 81-84.
- SCHIESS, H. & SCHIESS-BÜHLER, C. (1997): Dominanzminderung als ökologisches Prinzip: eine Neubewertung der ursprünglichen Waldnutzungen für den Arten- und Biotopschutz am Beispiel der Tagfalterfauna eines Auenwaldes in der Nordschweiz. - Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft 72: 5-127.
- Schlumprecht, H. & Waeber, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. - Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 515 S.
- SCHMID, B. (2002): The species richness-productivity controversy. - Trends in Ecology and Evolution 17 (3): 113-114.
- SINCLAIR, W.T., MORMAN, J.D. & ENNOS, R.A. (1999): The postglacial history of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in western Europe: evidence from mitochondrial DNA variation. - Molecular Ecology 8: 83-88.
- SÖRENS, A. (1996): Zur Populationsstruktur, Mobilität und dem Eiablageverhalten der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). - Articulata 11 (1): 37-48.
- SUCCOW, M. (2002): Zur Nutzung mitteleuropäischer Moore – Rückblick und Ausblick. - Telma 32: 255-266.
- TEICHMANN, H. (1958): Beitrag zur Ökologie der Heuschrecken in den Bayerischen Alpen. - Zoologische Beiträge NF 4: 83-133.
- TÜMPEL, R. (1901): Die Gerafflügler Mitteleuropas. - M. Wilckens Verlag. Eisenach. 308 S.
- TZEDAKIS, P.C. (2005): Towards an understanding of the response of southern European vegetation to orbital and suborbital climate variability. - Quaternary Science Reviews 24: 1585-1599.
- WALTER, H. (1975): Über ökologische Beziehungen zwischen Steppenpflanzen und alpinen Elementen. - Flora 164: 339-346.
- WANJA, G., BRANDE, A. & ZERBE, S. (2007): Erfassung und Bewertung historischer Kulturlandschaften. Das Beispiel Ferch am Schwielowsee, Brandenburg. - Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11): 337-345.

WILLIS, K.J. & ANDEL, T.H. VAN (2004): Trees or no trees? The environments of central and eastern Europe during the Last Glaciation. - Quaternary Science Reviews 23: 2369-2387.

WINGERDEN, W.K.R.E. VAN, MUSTERS, J.C.M. & MAASKAMP, F.I.M. (1991): The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). - Oecologia 87: 417-423.

ZUCCHI, H. (2003): Naturschutz, Landschaftspflege, Artenschutz, Biotopschutz: Definitionen, Abgrenzungen. - In: KONOLD W., BÖCKER R., HAMPICKE U., (Hrsg.): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. - Ecomed. Landsberg. p 1-12.