

Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes

Monika MARZELLI

1. Einleitung

Im Zusammenhang mit den Forderungen des § 8 Bundesnaturschutzgesetz zur Eingriffsregelung sind in den letzten Jahren zahlreiche "Ausgleichs- und Ersatzflächen" entstanden. Hierbei handelt es sich um Renaturierungen oder Biotopneuschaffungen, die eine Reihe neuer Fragestellungen im Naturschutz aufwerfen: Wie entwickeln sich solche Flächen im Laufe der Zeit? Welchen naturschutzfachlichen Wert besitzen sie? Wie kann der Erfolg der Renaturierung beurteilt werden (BLAB & VÖLKL 1994)?

Aufgrund fehlender gesetzlicher Erfordernisse werden derzeit in Deutschland nur selten Erfolgskontrollen von Kompensations- oder Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt. Wenn überhaupt Erfolgskontrollen stattfinden, bestehen sie meist in einer mehr oder weniger ausführlichen Bestandsaufnahme von Flora und Fauna nach Durchführung der Maßnahmen. Eine Bewertung der Kompensationsflächen wird dann mit Hilfe von Kriterien wie Artenzahl, Artendiversität, Anzahl gefährdeter Arten usw. vorgenommen. Unabhängig davon, welche Kriterien verwendet und wie sie gewichtet werden, handelt es sich um Bewertungen des Ist-Zustandes einer Fläche, die in der Regel keine Aussagen über die Zukunftschancen der vorgefundenen Populationen zulassen.

Ein wichtiges Ziel der Kompensation oder Renaturierung besteht in der Etablierung von biotoptypischen, langfristig lebensfähigen Populationen. Daher sollten die Überlebenschancen der vorkommenden Arten in die Erfolgskontrolle einbezogen werden. Da es unmöglich ist, in einem bestimmten Gebiet alle vorkommenden Pflanzen- und Tierarten zu untersuchen, sind *Zielarten* auszuwählen. Grundgedanke des Zielartenkonzeptes ist die nachhaltige Bestandssicherung ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten in ausreichend großen Populationen, durch deren Schutz auch eine Reihe weiterer Arten profitieren (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Die Bewertung steht hier ganz unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes: Der Wert eines Gebietes ist dann besonders hoch einzuschätzen, wenn eine Zielart eine hohe Überlebenschance besitzt. Die Auswahl der Zielart muß sich bei der Bewertung von Ausgleichs- und Renaturierungsflä-

chen neben den von HOVESTADT ET AL. (1991) genannten Kriterien in erster Linie an den Renaturierungszielen orientieren.

Im vorliegenden Beitrag soll beispielhaft aufgezeigt werden, wie das Zielartenkonzept für die Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen eingesetzt werden kann. Als Untersuchungsgebiet dient die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos", ein Beispiel für die Renaturierung einer ehemals landwirtschaftlich genutzten Niedermoorfläche. Als Zielart wurde die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) gewählt, eine niedermoor typische und zugleich gefährdete Heuschreckenart. Die Aufgabe bestand darin, die Überlebenschancen der Sumpfschrecken auf der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" abzuschätzen. Hierzu werden Informationen zu den Habitatansprüchen, zur Populationsdynamik und zum Ausbreitungsverhalten benötigt. Da der bisherige Kenntnisstand nicht ausreicht, um Überlebenschancen zu prognostizieren, wurden von 1991 bis 1994 umfangreiche freilandökologische Untersuchungen angestellt.

Im Rahmen dieses Übersichtsartikels werden die einzelnen Untersuchungen und deren Ergebnisse nicht detailliert vorgestellt. (Genauere Beschreibungen finden sich bei MARZELLI 1994, 1995 und 1997). Es soll vielmehr aufgezeigt werden, wie man zu einer Abschätzung von Überlebenschancen gelangt und welche Schlußfolgerungen sich daraus ergeben.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, die Ausgleichs- und Renaturierungsfläche "Eittinger Moos" befindet sich nordöstlich von München, etwa 3 km entfernt vom Flughafen München II an der Bundesautobahn A92 München - Deggendorf (vgl. Abb. 1). Naturräumlich liegt die Ausgleichsfläche am nordöstlichen Rand des Erdinger Moooses auf einer Höhe von ca. 430m ü.NN.

Durch den Bau der BAB A 92 sind wertvolle Niedermoorflächen und Lebensräume für wiesenbrütende Vogelarten im Viehlaßmoos verloren gegangen. Als Ausgleich für diese Eingriffe entstand in den Jahren 1986 bis 1990 die ca. 48ha große Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" 100m südlich der

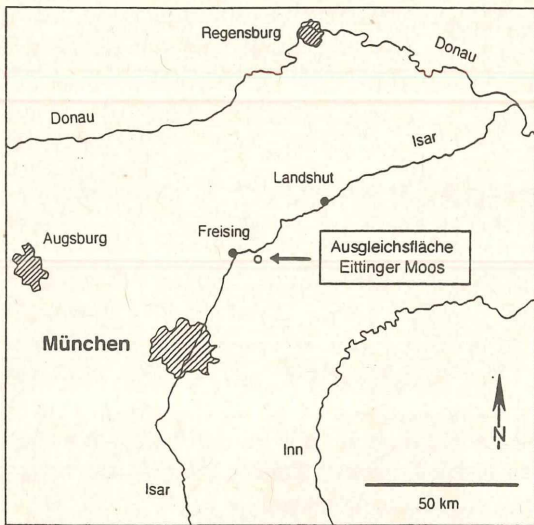


Abbildung 1
Großräumige Lage der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" nordöstlich von München.

Die ursprüngliche Flächennutzung bzw. Vegetationsstruktur (vor 1986) läßt sich aus der Biotopkartierung von 1984 (BAY LFU 1984) und Luftbildern rekonstruieren. Die schmalen und langgezogenen Flurstücke waren als Acker oder Grünland genutzt. Zwischen diesen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen befanden sich entlang der Flurgrenzen in Ost-West-Richtung verlaufende Weiden-Faulbaum-Gebüschzeilen, die sich auf ehemaligen Torfstichen entwickelt hatten. Außerdem existierten einige kleine Streuwiesenreste in seggen- und binsenreicher Ausprägung.

Entwicklungsziele wurden erst nach Abschluß der Renaturierungsmaßnahmen in einem von der Autobahndirektion Südbayern erstellten Entwicklungs- und Pflegeplan formuliert. Demnach soll "ein reich strukturierter Niedermoorstandort mit einem kleinräumigen Lebensraummosaik - entsprechend dem Viehlaßmoos - entwickelt werden, d.h. eine enge Verzahnung von Pfeifengrasstreuwiesen, Klein- und Großseggen, Feucht- und Naßwiesen, Schilfbeständen, Weidengebüschen, Erlenbruchwäldern und Kleingewässern". Außerdem sollen durch die Pflege und Unterhaltung "optimale Lebensbedingungen für die Wiesenbrüter, vor allem für die Leitart Großer Brachvogel geschaffen werden" (AUTOBAHNDIREKTION SÜDBAYERN 1990).

Autobahn A92. Mit dem 1990 fertiggestellten Bau der Flughafentangente Ost (FTO, Staatsstraße St 2080) wurde die Ausgleichsfläche in einen westlichen und östlichen Teil zerschnitten (vgl. Abb. 2).

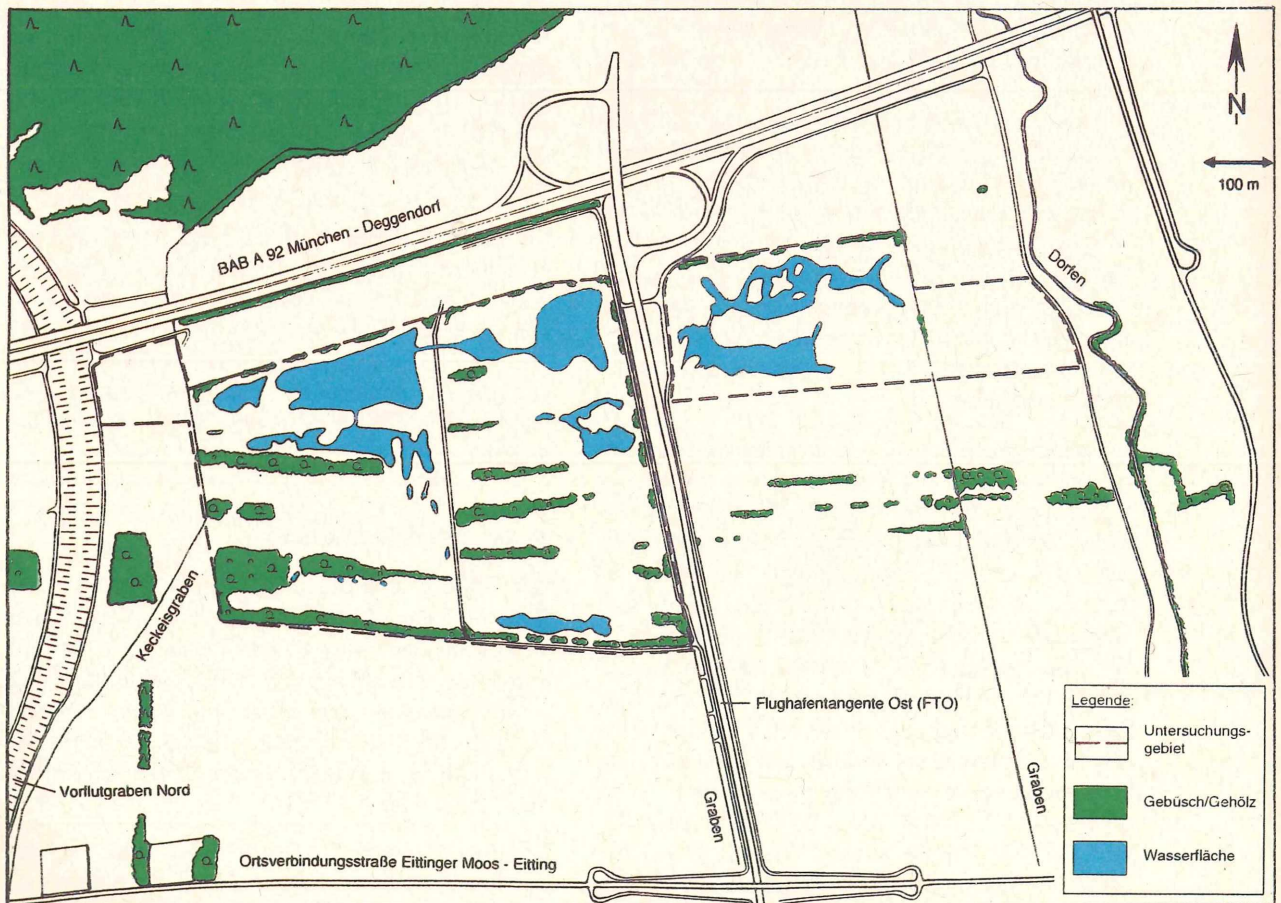


Abbildung 2
Übersichtslageplan der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos".

Tabelle 1

Wesentliche Rahmenbedingungen der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos".

Flächennutzung / Vegetation vor der Renaturierung	Acker- und Grünland; Gehölzzeilen, Gräben, Streuwiesenreste
Renaturierungsziele	<ul style="list-style-type: none"> • Schaffung von strukturreichen Niedermoorstandorten • Schaffung von Brut- und Nahrungshabitaten für Wiesenbrüter
"Bauliche" Renaturierungsmaßnahmen 1986-1990	<ul style="list-style-type: none"> • Oberbodenabtrag und Geländemodellierung zur Schaffung grundwassernaher Zonen und magerer Standorte • Oberbodenaufschüttung (max. 0,5 m hohe "Wälle") • neu angepflanzte Gehölzzeilen • Umwandlung von Acker- und Grünland in extensiv genutzte Wiesen (teilweise Ansaat einer Magerwiesenmischung)
Pflegemaßnahmen seit 1988	zur Aushagerung ein- bis zweimalige Mahd im Jahr (Abtransport des Mähgutes)

Die Renaturierungsmaßnahmen für die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" erfolgten von 1986 bis 1990. Im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche wurde der Oberboden großflächig abgetragen und das Gelände modelliert, um sowohl magere Standorte als auch grundwassernehe Bereiche zu schaffen. Als Puffer gegenüber den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen wurden Gehölzsäume angepflanzt. Alle bestehenden Äcker und Wiesen wurden in extensiv genutztes Grünland umgewandelt, das gemäß dem von der Autobahndirektion Südbayern erstellten Entwicklungs- und Pflegeplan jährlich ein- oder zweimal gemäht wird. Die wichtigsten Informationen über die "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Von 1987 bis 1995 wurde die Vegetationsentwicklung auf der Ausgleichsfläche anhand von drei Dauerbeobachtungsflächen beobachtet (Forschungsprojekt zur Renaturierung ehemals landwirtschaftlich genutzter Niedermoore im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen). Aufgrund des Oberbodenabschubs sind die Flurabstände im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche relativ gering (feuchte bis nasse Standorte). Durch Oberbodenmodellierung sind zudem sehr heterogene Standortbedingungen geschaffen worden, auf denen sich in Teilbereichen eine niedermoorartige Vegetation etabliert hat wie z.B. Schilfröhricht, Weidengebüsch sowie seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen (Abb. 3). Die Vegetation der Abschubflächen unterliegt einer starken Sukzession (SLIVA, MARZELLI & PFADENHAUER 1998).

Die Standorte ohne Oberbodenabschub sind sehr nährstoffreich und grundwasserfern. Bis 1995 (nach 7 Jahren regelmäßiger Mahd) zeigten sich keine Aushagerungseffekte. Es kommen vorwiegend commune Pflanzenarten vor, die teilweise auf feuchte Standortverhältnisse schließen lassen, aber nicht als niedermoorartig bezeichnet werden können. Die Etablierung einer niedermoorartigen Vegetation ist auch langfristig nicht zu erwarten. Die Grundwasserflurabstände sind zu groß; mit einer weiteren Mineralisierung der Torfe muß gerechnet werden (SLIVA, MARZELLI & PFADENHAUER 1998)

3. Zielart

Als Zielart wurde die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* (Orthoptera, Acrididae; frühere Bezeichnung *Mecostethus grossus*) gewählt (Abb. 4). Sie wurde nicht vor Durchführung der Maßnahmen festgelegt, sondern erst später im Rahmen des oben erwähnten Forschungsprojektes zur Renaturierung ehemals landwirtschaftlich genutzter Niedermoore; d.h. die Renaturierungsmaßnahmen waren nicht auf diese Art abgestimmt.

Für die Auswahl der Sumpfschrecke sprechen folgende Gründe (siehe HOVESTADT ET AL. 1991; KAULE 1991): Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in Mitteleuropa (ZACHER 1917). Nach der Roten Liste der BRD (BLAB ET AL. 1984) und der Roten Liste Bayern (KRIEGBAUM 1992) zählt sie zu den gefährdeten Heuschreckenarten (Gefährdungsstufe 3 = gefährdet). Laut Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern (BAYSTMLU 1989) handelt es sich auch um eine landkreisbedeutsame Art. Als Charakterart des Niedermoors (MARTENS & GILLANDT 1985) entspricht sie dem Renaturierungsziel, nämlich der "Schaffung von strukturreichen Niedermoorstandorten". Außerdem soll die Sumpfschrecke ein guter Indikator für noch intakte Feuchtgebiete sein (BELLMANN 1985). Dadurch könnte ihre Überlebenswahrscheinlichkeit als Zeiger für ganze Artengemeinschaften dienen.

4. Methodisches Vorgehen für die Einschätzung der Überlebenschancen einer Zielart**4.1 Welche Informationen werden für die Abschätzung von Überlebenschancen benötigt ?**

Grundlage für die Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer Population ist eine sog. *Gefährdungsgradanalyse* (PVA = Population Viability Analysis) (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Die Überlebensfähigkeit einer Population ist von deterministischen Faktoren und von Zufallsprozessen abhängig und daher nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit abschätzbar. Laut GILPIN &



Abbildung 3

Abschubflächen im nordwestlichen Teil der Ausgleichsfläche „Eitinger Moos“ (Foto: M. MARZELLI, Juni 1991).



Abbildung 4

Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, Weibchen (Foto: M. MARZELLI).

SOULÉ (1986) hängt sie von der Habitatqualität, den Eigenschaften der Population (Populationsdynamik, Populationsstruktur und Verbreitungsverhalten) und von nicht deterministischen Risikofaktoren ab (demographische oder genetische Zufallsprozesse, schwankende Umweltbedingungen sowie Natur- und Umweltkatastrophen).

In einer Gefährdungsgradanalyse werden diese biotischen wie abiotischen Einflußfaktoren über viele Jahre hinweg im Freiland untersucht, um ihre Variabilität abschätzen zu können (HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993). Das Ergebnis dieser Untersuchungen mündet in die Entwicklung eines Populationsmodelles, mit dessen Hilfe in Computersimulationen die Größe der kleinsten überlebensfähigen Population (MVP = Minimum Viable Population) prognostiziert werden kann.

Die vorliegende Arbeit stellt einen wesentlichen Bestandteil einer Gefährdungsgradanalyse dar. In einer vierjährigen Freilandstudie wurden die wichtigsten Informationen zu den Habitatansprüchen, zur Populationsdynamik und zur Ausbreitungsfähigkeit von *Stethophyma grossum* erarbeitet, um deren Überlebenschancen auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" verbal abzuschätzen. Auf eine Simulierung der Populationsentwicklung mit EDV wurde verzichtet, da nur Felddaten aus vier Unter-

suchungsjahren gesammelt werden konnten und es bislang keine Vergleichsdaten gibt.

Grundvoraussetzung für eine Gefährdungsgradanalyse ist die Kenntnis der spezifischen *Habitatansprüche*, die eine Art an die Umgebung stellt, um in einem bestimmten Lebensraum existieren zu können. Man muß wissen, in welchem Ausmaß die untersuchte Art auf bestimmte Quantitäten einzelner Ressourcen angewiesen ist bzw. inwieweit sie Schwankungen des Ressourcenangebots tolerieren kann.

Desweiteren werden Informationen zur *Populationsgröße und Populationsdynamik* benötigt. Viele Maßnahmen im Naturschutz basieren auf Kurzzeituntersuchungen und erfolgen daher ohne Kenntnis über natürliche Fluktuationen der betroffenen Tierpopulationen. Laut MÜHLENBERG (1990) kann die Größenordnung der Populationsschwankungen bei Arthropoden den Faktor 100 ihrer niedrigsten Populationsgröße betragen. Das Verständnis der Ursachen der Populationsdynamik bildet daher eine wesentliche weitere Voraussetzung zur Prognostizierung der Zukunftsaussichten einer Population (HOVESTADT ET AL. 1991). Wichtige Fragen sind in diesem Zusammenhang: Wie groß ist die Population der betrachteten Art und welche Populationsschwankungen sind bekannt? Welche Faktoren führen zur Zunahme oder Verringerung der Po-

pulationsgröße?

Die *Ausbreitungsfähigkeit* einer Population bestimmt die Möglichkeit, eine lokal aussterbende Population wieder zu ersetzen oder renaturierte Flächen neu zu besiedeln (HOVESTADT ET AL. 1991). Für eine Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population muß daher die Ausbreitungs- oder Kolonisierungsfähigkeit der betrachteten Art bekannt sein. In diesem Zusammenhang ist es auch wichtig, Fragen des Naturschutzes zu beantworten: Welche Distanzen zwischen isolierten Habitaten werden von einzelnen Individuen überwunden? Gibt es räumliche Barrieren für eine gerichtete Ausbreitung?

4.2 Was ist über die Zielart bekannt? Was ist zu untersuchen?

Habitatansprüche

Es existiert eine Reihe von Untersuchungen mit Angaben zur Biotopbindung und zu den Habitatansprüchen von *Stethophyma grossum*. Nach Literaturangaben lebt die Sumpfschrecke nur in Feuchtgebieten. Sie besiedelt feuchte und nasse Wiesen (Groß- und Kleinseggenriede, Streuwiesen), Niedermoore, Gewässerufer (Grabenränder, Teichufer), selbst Schwingrasen von Mooren. Sie meidet die Schilfzone und die Torfmoosbereiche der Hochmoore (ZACHER 1917; RÖBER 1951; HARZ 1960; BELLMANN 1985; MARTENS & GILLANDT 1985; HEUSINGER 1988; LORZ & CLAUSNITZER 1988; DETZEL 1991; LEUPOLD 1992). *Stethophyma grossum* wird als hygrophil (RÖBER 1951), stark hygrophil (HARZ 1960) und extrem hygrophil (MARCHAND 1953; LORZ & CLAUSNITZER 1988; NADIG 1990) bezeichnet. Nach OSCHMANN (1973) bevorzugt die Sumpfschrecke innerhalb der 9 Bodenfeuchtigkeitsstufen die Stufen "feuchtnaß", "naß" und "sehr naß". KALTENBACH (1963) bezeichnet *Stethophyma grossum* als hygrobiont (auf hohe Luftfeuchte angewiesen). Aus der Literatur geht nicht eindeutig hervor, ob *Stethophyma grossum* eine hohe Bodenfeuchte oder eine hohe Luftfeuchte benötigt. Laut INGRISCH (1983a, b) benötigen die Eier von *Stethophyma grossum* Kontaktwasser für ihre Entwicklung. Es ist unklar, ob auch andere Habitatfaktoren eine wichtige Rolle spielen. HESS (1988); DETZEL (1991); LEUPOLD (1992) und QUINGER ET AL. (1995) weisen beispielsweise auf die Bedeutung einer heterogenen Vegetationsstruktur hin.

Um die Habitatansprüche zu präzisieren, wurden Mikrohabitatanalysen ("Individuenanalysen"/ "Ortsanalysen") und Experimente durchgeführt (Versetzexperiment, Experiment zum Larvenschlupf und zur Larvalentwicklung, Experiment zur sozialen Attraktion).

Populationsdynamik

Es gibt nur wenige Arbeiten, die sich mit der Populationsdynamik von *Stethophyma grossum* beschäf-

tigen (z.B. RICHARDS & WALOFF 1954; LEUPOLD 1992). Es handelt sich dabei um einjährige Untersuchungen, die keine Aussagen über mehrjährige Populationsgrößenschwankungen zulassen. Um die zeitliche wie räumliche Populationsdynamik der Sumpfschrecken gleichermaßen zu ermitteln, wurde eine Dauerbeobachtungsfläche von ca. 530qm Größe im Bereich des Oberbodenabschubs der Ausgleichsfläche ausgewählt, auf der sowohl die Individuenzahl als auch die räumliche Verteilung im Laufe von 4 Jahren registriert wurden. In einem weiteren Schritt wurden die möglichen Ursachen für die beobachtete zeitliche und räumliche Populationsdynamik untersucht. Es wurden die Vegetationsstruktur und die Bodenfeuchte ermittelt sowie Mikroklimamessungen durchgeführt.

Ausbreitungsfähigkeit

Über die Ausbreitungsfähigkeit von *Stethophyma grossum* ist wenig bekannt. Die meisten Untersuchungen dokumentieren nur den Rückgang dieser Art (z.B. MARTENS & GILLANDT 1985, LEUPOLD 1992). Um Aussagen zur Kolonisierungsfähigkeit zu erhalten, wurde die Ausbreitung von *Stethophyma grossum* auf der "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" von 1991 bis 1993 beobachtet. Flächendeckende Kartierungen sind hierzu Voraussetzung, um Angaben über Neubesiedlung oder Auslöschung von Subpopulationen machen zu können.

5. Zusammenfassung der Ergebnisse

5.1 Welche Habitatansprüche hat die Sumpfschrecke?

Aufgrund der Ergebnisse der Mikrohabitatanalysen scheint es bei den Sumpfschrecken keine Schlüsselfaktoren im Imaginalstadium zu geben. Es existiert jedoch ein limitierender Faktor während der Eientwicklung (Herbst bis Frühjahr), der das räumlich begrenzte Auftreten der Sumpfschrecken erklären kann: Die Bodenfeuchte von Herbst bis Frühjahr stellt unter mitteleuropäischen Bedingungen den Schlüsselfaktor für das Vorkommen der Sumpfschrecke dar. Die Eier benötigen Kontaktwasser, um ihre Entwicklung erfolgreich abzuschließen (INGRISCH 1983 a, b); d.h. die Eier können sich nur auf zeitweise oder dauerhaft überschwemmten Flächen entwickeln. Die Weibchen legen im Spätsommer ihre Eier an feuchten Stellen ab, da diese Bereiche mit hoher Wahrscheinlichkeit auch im Herbst und Frühjahr feucht oder naß sind. Neben der hohen Bodenfeuchte sind für die Eientwicklung bestimmte Temperatursummen notwendig. Im Vergleich zu den meisten anderen mitteleuropäischen Heuschreckenarten benötigen die Sumpfschrecken jedoch keine sehr hohen Bodentemperaturen (MARZELLI 1997).

Nach dem Larvenschlupf (Mai, Juni) wirkt sich eine hohe Bodenfeuchte (stehendes Wasser) negativ auf die Populationsentwicklung der Sumpfschrecken

Tabelle 2

Vergleich der erreichten maximalen Populationsdichten auf der Dauerbeobachtungsfläche und der maximalen Größen der gesamten Sumpfschreckenpopulation pro Jahr.

(* wegen fehlender flächendeckender Kartierung 1994 keine Hochrechnung möglich).

Untersuchte Jahre	Populationsdichte (bezogen auf die Dauerbeobachtungsfläche)	Größe der gesamten Population (bezogen auf die gesamte Ausgleichsfläche „Eitinger Moos“)	Flächengröße der besiedelten Habitate (ha)
1991	80 = 0,15/m ²	750	0,5
1992	98 = 0,18/m ²	1980	1,1
1993	94 = 0,17/m ²	2890	1,7
1994	117 = 0,22/m ²	*	
Mittelwert	97,3 = 0,18/m ²	1873	
Standardabweichung	15,3 = 0,03/m ²	1074	
Variationskoeffizient	16 %	57 %	

aus. Die Larven benötigen vor allem Sonne bzw. hohe Lufttemperaturen und als Nahrung Binsen und Gräser. Unabhängig vom Zeitpunkt haben hohe Lufttemperaturen grundsätzlich einen positiven Einfluß auf die Populationsgröße (früher Larvenschlupf, beschleunigte Larvalentwicklung, hohe Populationsdichte). Die Wirkung der Niederschläge hängt dagegen vom Zeitpunkt ab. Während sich im April hohe Niederschläge günstig auf die Populationsgröße auswirken, haben sie zu einem späteren Zeitpunkt (vor allem im Juni) einen negativen Effekt auf die Größe der Sumpfschreckenpopulation. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß Sumpfschrecken nur im Winterhalbjahr eine hohe Bodenfeuchte in Form von stehendem Wasser benötigen, im Sommerhalbjahr während der Larvalentwicklung und der Imaginalzeit sollten dagegen eher trockene Bodenbedingungen herrschen. Zeitweise überschwemmte Flächen bieten daher größere Überlebenschancen als dauerhaft oder sehr lange überflutete Standorte (MARZELLI 1997).

5.2 Wie groß ist die Sumpfschreckenpopulation im Untersuchungsgebiet und welchen jährlichen Schwankungen unterliegt sie?

Um Überlebenschancen abzuschätzen, muß die Größe der gesamten Population und deren jährliche Schwankungen bekannt sein. Eine solche Abschätzung kann nicht alleine aus den vorliegenden Daten der Dauerbeobachtungsfläche gewonnen werden, da sich die von *Stethophyma grossum* besiedelte Fläche von 1991 bis 1993 stark vergrößert hat (siehe Untersuchungen zum Ausbreitungsverhalten). Um die Populationsgröße für das gesamte Untersu-

chungsgebiet abzuschätzen, wurde die maximal erreichte Populationsdichte auf der Dauerbeobachtungsfläche hochgerechnet auf die von Sumpfschrecken besiedelten Bereiche. Hier kann es sich natürlich nur um eine grobe Abschätzung der Größenordnung handeln, da unbekannt ist, ob die anderen Bereiche ähnlich dicht besiedelt waren wie die Dauerbeobachtungsfläche. Die maximal erreichten Populationsdichten (Individuenzahl pro Fangtag) auf der ca. 530qm großen Dauerbeobachtungsfläche sowie die Hochrechnung auf die gesamte Population sind in Tabelle 2 dargestellt. Demzufolge hat die Populationsgröße im gesamten Untersuchungsgebiet von 1991 bis 1993 kontinuierlich zugenommen.

Es ist offensichtlich, daß bei gleicher mittlerer Populationsgröße eine Population mit stärkeren Schwankungen einem höheren Aussterberisiko ausgesetzt ist (HOVESTADT ET AL. 1991). Die Variabilität der Populationsdichte oder -größe kann als Standardabweichung vom Mittelwert der höchsten erreichten jährlichen Populationsdichte/-größe ausgedrückt werden. Wenn die Mittelwerte sehr unterschiedlich sind, ist der Variationskoeffizient zum Vergleich heranzuziehen (vgl. Tab. 2).

Je nach Habitateignung kann die Populationsdichte von Teilhabitat zu Teilhabitat unterschiedlich sein. In optimalen Habitaten ist die Populationsdichte gewöhnlich konstant. In suboptimalen Habitaten kann sie sehr starken Schwankungen unterliegen (MÜHLENBERG 1990). Trotz der sehr unterschiedlichen Wetterbedingungen bleibt, wie Tabelle 2 verdeutlicht, die maximal erreichte Populationsdichte auf der Dauerbeobachtungsfläche in den vier Untersuchungsjahren relativ konstant zwischen 80

und 117 Sumpfschrecken. Der prozentuale Anteil der Standardabweichung vom Mittelwert (Variationskoeffizient) beträgt 16%. Dies legt die Vermutung nahe, daß es sich bei der Dauerbeobachtungsfläche um ein "optimales" Sumpfschreckenhabitat handelt. Heterogen strukturierte Blaubinsenbestände mit feuchten bis nassen Bodenverhältnissen stellen offensichtlich sehr günstige Habitatbedingungen für *Stethophyma grossum* dar.

Während die Populationsdichte in den "optimalen" Habitaten mehr oder weniger konstant blieb, ist insgesamt die Population im Untersuchungsgebiet größer geworden (vgl. Tab. 2). Daher ergibt sich eine viel höhere Schwankungsbreite (Variationskoeffizient 57%) für die auf das gesamte Untersuchungsgebiet hochgerechnete Populationsgröße. Offensichtlich sind die Sumpfschrecken in den "optimalen" Habitaten mit steigender Populationsdichte in andere Habitate abgewandert (Dispersal). Wenn auch die Schwankungsbreite der gesamten Sumpfschreckenpopulation von 1991 bis 1993 größer ist als die in den "optimalen" Habitaten, so ist sie im Hinblick auf das Aussterberisiko nicht als kritisch zu beurteilen. Besonders kritisch wäre die Situation, wenn die Standardabweichungen größer als der Mittelwert sind (Variationskoeffizient größer als 100%).

5.3 Wie hoch ist die Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecken?

Wie eine Heuschreckenkartierung des Landkreises Erding aus dem Jahr 1986 ergab (VOITH 1988), befand sich schon vor Anlage der Ausgleichsfläche "Eittinger Moos" eine kleine Population von *Stethophyma grossum* (17-32 Individuen) auf einem der Streuwiesenreste im nördlichen Teil der Ausgleichsfläche. Dieser Streuwiesenrest stellte mit ziemlicher Sicherheit die einzige Population von *Stethophyma grossum* im Eittinger Moos dar, von der die Besiedlung der Ausgleichsfläche ausging (Abb. 5 u. 6).

Die flächendeckenden Kartierungen von 1991 bis 1993 belegen eine allmähliche Ausweitung des besiedelten Areals. Während sich im Jahr 1991 die Sumpfschrecken auf die Uferbereiche um die beiden großen nördlich gelegenen Tümpel beschränkten (Abb. 5), wurden im Jahr darauf auch Uferbereiche des weiter südlich gelegenen Tümpels besiedelt und im Jahr 1993 schließlich die Uferbereiche des ganz im Südosten gelegenen Tümpels, der von der Ausgangspopulation im Streuwiesenrest etwa 400m entfernt liegt (vgl. Abb. 6).

Mit Ausnahme des erwähnten Streuwiesenrestes wurden bisher von *Stethophyma grossum* nur Flächen mit Oberbodenabschub besiedelt, die eine äußerst heterogen strukturierte seggen- und binsenreiche Vegetation aufweisen. Durch den Oberbodenabschub haben sich die Grundwasserflurabstände verkleinert. Bei den Abschiebearbeiten kam es zu partiellen Oberbodenverdichtungen, so daß heute das Wasser an vielen Stellen schon nach kurzen

Regenfällen stehen bleibt und nur langsam versickert. Erst nach lang anhaltenden Regenfällen steigt der Grundwasserspiegel, so daß die Abschubflächen großflächig überschemmt werden. Die Vegetation, die sich auf den Abschubflächen entwickelt hat (mit Pflanzenarten wie *Juncus inflexus*, *Juncus subnodulosus*, *Juncus articulatus*, *Potentilla anserina*, *Mentha longifolia* usw.) bestätigt diese Standortbedingungen (Bodenverdichtung, Wechsel-feuchte, Störung). Die Abschubflächen stellen heute die einzigen Standorte mit hoher Bodenfeuchte dar, wie sie für die Eientwicklung von *Stethophyma grossum* von Herbst bis Frühjahr notwendig ist. So verwundert es nicht, daß genau diese Bereiche von Sumpfschrecken besiedelt wurden.

Den Sumpfschrecken ist es im Verlauf von 3 Jahren gelungen, die von ihnen besiedelte Fläche zu verdreifachen (von etwa 0,5ha auf ca. 1,7ha Fläche). Liegen die zu überwindenden Distanzen bei 300 - 400m, muß ihnen eine gute Kolonisierungsfähigkeit zugesprochen werden. Andererseits ist es den Sumpfschrecken bisher nicht gelungen, den Bereich östlich der Flughafentangente Ost (FTO) zu besiedeln, obwohl dort geeignete Habitate (ebenfalls Blaubinsenbestände auf Abschubflächen) nur 200 - 300 m entfernt liegen von besiedelten Bereichen im Westteil. Die Flughafentangente Ost (FTO) mit einem insgesamt bis zu 50m breiten Straßenkörper (Straße und Böschung), der an der höchsten Stelle in der Nähe der Autobahnbrücke etwa 8m hoch ist, stellt offensichtlich eine bisher nicht zu überbrückende Barriere dar (MARZELLI 1994).

6. Schlußfolgerungen

6.1 Welche Voraussetzungen müssen für die Etablierung einer Sumpfschreckenpopulation erfüllt sein?

Es ist zu erwarten, daß sich Sumpfschrecken in Graslandbiotopen gut entwickeln, die von Herbst bis Frühjahr zeitweise unter Wasser stehen und im Sommer eher trockene Bodenverhältnisse und keine großflächigen Überschwemmungen aufweisen. Auf der Ausgleichs- und Renaturierungsfläche "Eittinger Moos" stellen die heterogen strukturierten Blaubinsenbestände auf den Abschubflächen solche Habitate dar (MARZELLI 1994). Die geforderten Standortbedingungen können entweder durch einen hohen Grundwasserspiegel oder durch Oberbodenabschub erreicht werden. Es ist auch möglich, durch lokale Oberbodenverdichtung Standorte zu schaffen, an denen das Oberflächenwasser (Regen) längere Zeit stehen bleibt.

Die Vegetation eines Sumpfschreckenhabitates sollte zum großen Teil aus Süßgräsern, Sauergräsern oder Binsen bestehen. Heterogene Standortbedingungen bzw. heterogene Vegetationsstrukturen stellen für *Stethophyma grossum* offensichtlich sehr günstige Habitate dar. Diese Beobachtungen werden von HESS (1988); DETZEL (1991); LEU-

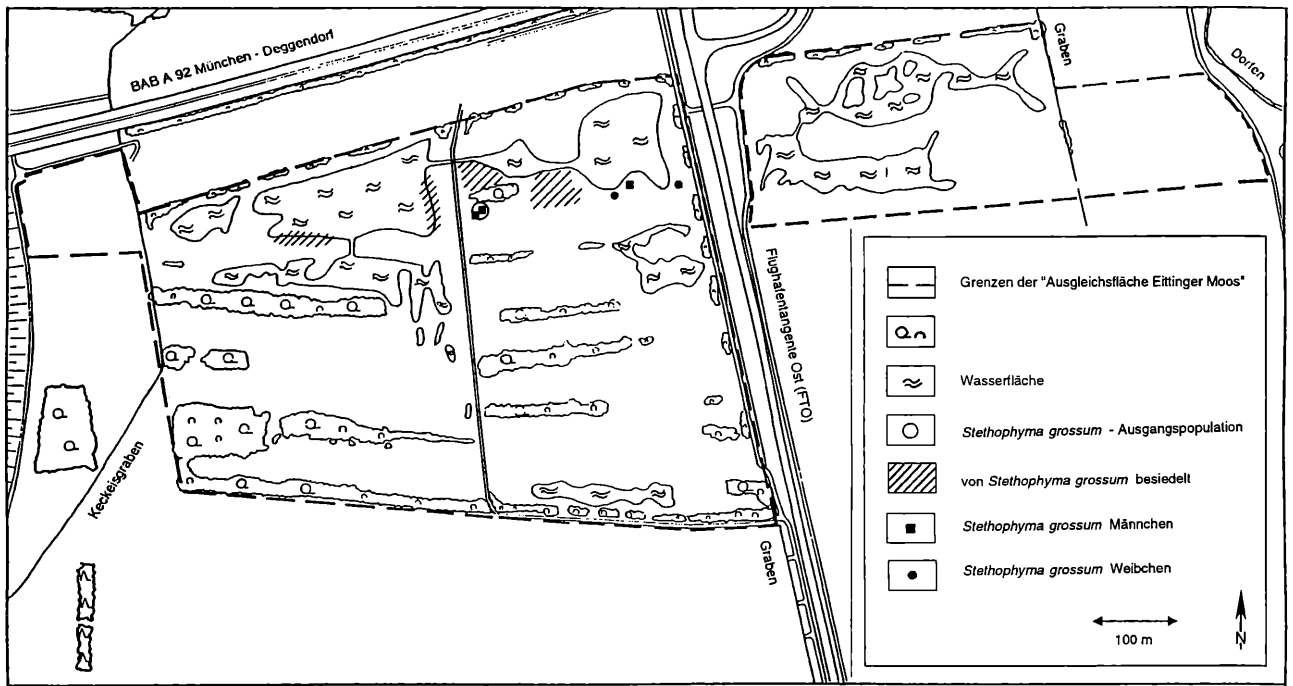


Abbildung 5

Kartierung von *Stethophyma grossum* auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" 1991.

POLD (1992); QUINGER ET AL. (1995); MALKUS ET AL. (1996) und MALKUS (1997) bestätigt. Derartige Standortbedingungen sind vor allem dann von Vorteil, wenn die Bodenfeuchte ziemlichen Schwankungen unterliegt. In Jahren mit besonders hohen Niederschlägen oder hohen Grundwasserständen haben trockene Stellen eine wichtige Funktion für das Überleben von Larven und Imagines. Andererseits spielen feuchte oder nasse Stellen unter sehr trockenen Witterungsbedingungen oder bei Grundwasserabsenkungen eine entscheidende Rolle für die Entwicklung der Eier von Herbst bis Frühjahr. Heterogene Standortbedingungen, insbesondere ein Bodenfeuchtegradient von feuchten bis nassen Verhältnissen, steigern daher die Überlebenschancen von *Stethophyma grossum*.

Neben den Standortbedingungen ist das Besiedlungspotential der Umgebung von entscheidender Bedeutung. Je näher neugeschaffene oder renaturierte Flächen an bestehenden Sumpfschreckenpopulationen liegen, umso größer sind die Chancen für eine erfolgreiche Besiedlung. Straßen scheinen durch ihre isolierende Wirkung eine Neubesiedlung zumindest mittelfristig zu verhindern.

6.2 Wie hoch sind die Überlebenschancen der Sumpfschrecken auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos"

In den Jahren 1986 bis 1990 sind durch großflächigen Oberbodenabschub und Bodenmodellierung auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" geeignete Standorte für die Etablierung bzw. Ausbreitung einer Sumpfschreckenpopulation entstanden. Das

heutige Sumpfschreckenvorkommen kann als Metapopulation bezeichnet werden. Alle bisher besiedelten Habitate stehen in einem Individuenaustausch. Falls sich die Habitatqualitäten in einer Teilpopulation verschlechtern und die Sumpfschrecken dort lokal aussterben, können diese Bereiche bei sich verbessernden Umweltbedingungen wieder besiedelt werden. In den letzten Jahren hat sich die Population sowohl mengenmäßig (Individuenzahl) als auch flächenmäßig (Flächengröße der besiedelten Habitate) vergrößert. Die Einschätzung der mittleren Populationsdichte und ihrer Standardabweichung ist in Hinblick auf die Überlebenschancen problematisch, da sie auf nur 4 Untersuchungsjahre zurückgeht. Innerhalb dieser 4 Jahre sind Schwankungen von ca. 20% um den Mittelwert nicht sehr hoch, wenn man die sehr unterschiedlichen Witterungsbedingungen in diesem Zeitraum in Betracht zieht.

Bleiben insgesamt die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet wie in den letzten 4 Jahren, halten sich also die Umweltschwankungen in gewissen Grenzen, hat die Sumpfschreckenpopulation eine hohe Überlebenschancen. Da aber Umweltschwankungen im Laufe der Zeit zunehmen (PIMM & REDFERN 1988; LAWTON 1988), muß für die zukünftige Populationsentwicklung auch der Fall berücksichtigt werden, daß diese Schwankungen größer ausfallen. Es stellt sich die Frage, ob ein Habitat auch unter extremen Bedingungen die Ansprüche der Sumpfschrecken erfüllen kann. Da die Bodenfeuchte den Schlüsselfaktor für das Vorkommen von Sumpfschrecken darstellt, hängen die Überlebenschancen ganz entscheidend von diesem Faktor ab.

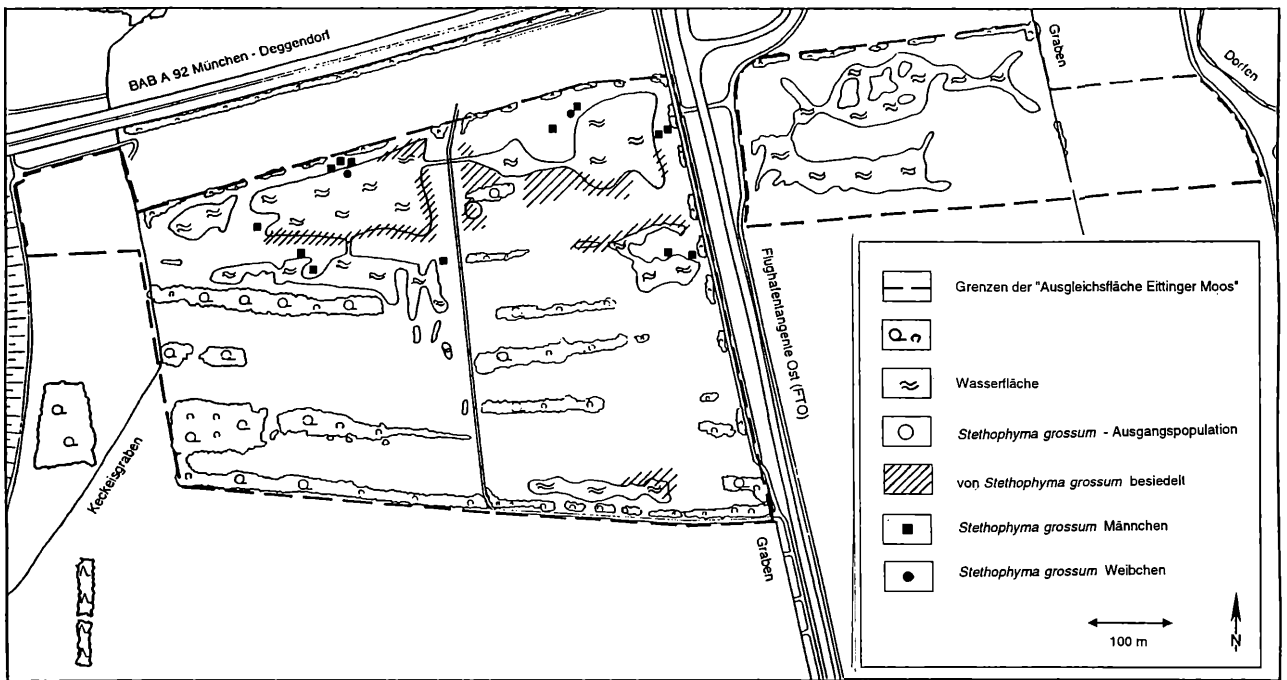


Abbildung 6

Kartierung von *Stethophyma grossum* auf der Ausgleichsfläche "Eitinger Moos" 1993.

Mit regelmäßiger Mahd (im September) und bei vorwiegend trockenen Verhältnissen (durch geringe Niederschläge oder Grundwasserabsenkung) werden die Pflanzenarten des Grünlandes in die derzeit noch feuchten Bereiche einwandern und insgesamt zunehmen, so daß langfristig artenreiche, magere Wiesen mit frischen bis trockenen Bodenfeuchteverhältnissen entstehen. Die Binsenbestände würden sich noch ziemlich lange halten können. Da die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet ohnehin schon recht tief liegen, verkleinern sich bei weiterer Grundwasserabsenkung die für *Stethophyma grossum* geeigneten Habitatflächen. Die Reproduktion der Sumpfschrecken wird sich auf die noch verbleibenden feucht-nassen Stellen auf den Abschubflächen beschränken. Solange solche Stellen mit niedrigwüchsiger Vegetation vorhanden sind, wird sich die Sumpfschreckenpopulation in geringen Populationsgrößen noch längere Zeit halten können. Nach DECLEER (1990) können Sumpfschreckenpopulationen mehrere Jahre auf ziemlich kleinen Flächen von ca. 1ha Größe überleben.

Im Fall regelmäßiger Mahd und feuchter Verhältnisse (durch relativ hohe Niederschläge oder durch Grundwasseranhebung zumindest zeitweilige Überschwemmungen) werden sich auf den Abschubflächen die Pflanzenarten durchsetzen, die auf eher gleichmäßig feuchte Standorte angewiesen sind, d.h. Zunahme der bereits vorhandenen, aber nur kümmerlich wachsenden Arten wie z.B. *Scirpus sylvaticus*. Die Röhrlichtgürtel werden sich vergrößern. Da eine Vernässung in Zusammenhang mit der Entnahme von Biomasse die pflanzenverfügbaren Nährstoffe reduziert, werden sich die bisher

starkwüchsigen Fettwiesen (außerhalb der Abschubflächen) langfristig zu mageren, lückigen Feuchtwiesen entwickeln. Dies bedeutet, daß sich das Habitatangebot für *Stethophyma grossum* verbessern wird. Die Art kann bei entsprechend hohen Grundwasserständen auch außerhalb der Abschubflächen neue Habitate besiedeln. Gleichzeitig verringern sich bisher geeignete Habitate auf den Abschubflächen, da tiefergelegene Bereiche länger überflutet werden und als Habitat ausfallen. Die Sumpfschreckenpopulation wird sich daher räumlich verschieben. Insgesamt kann man annehmen, daß sich die Art eher ausbreiten wird und die Überlebenschancen dadurch steigen. Ein höherer Grundwasserspiegel wird auch Bereiche außerhalb der Ausgleichsfläche vernässen, die dann bei entsprechend extensiver Nutzung von den Sumpfschrecken besiedelt werden könnten.

Bei Unterlassung der Pflegemaßnahmen (Aufgabe der jährlichen Mahd) kann sich im Untersuchungsgebiet keine natürlich baumfreie Vegetation länger halten; d.h. die gesamte Fläche wird langsam verbuschen. Diese Verbuschung wird auf den Abschubflächen, die derzeit die günstigsten Sumpfschreckenhabitate darstellen, wegen des überall vorhandenen Weidenaufwuchses schneller voranschreiten als in den dichten Wiesenbeständen, in denen sich Baumkeimlinge nur schwer etablieren können. Hier werden artenarme Wiesenbrachen entstehen. Sowohl eine Verbuschung als auch eine Verbrachung verändern die Bodentemperaturen, welche für die Entwicklung von Bedeutung sind. Hiervon sind Heuschrecken wie *Stethophyma grossum* betroffen, die ihre Eier im Boden ablegen. Wenn die Vegetati-

on so dicht wird, daß die für die Eientwicklung notwendigen Temperatursummen nicht mehr erreicht werden, können sich die Sumpfschrecken nicht mehr fortpflanzen und sterben lokal aus. Mit zunehmender Verbuschung werden daher die Bestände von *Stethophyma grossum* abnehmen, so daß die Art nach relativ kurzer Zeit aussterben wird.

Aufgrund der Größe, der Verteilung und der Qualität geeigneter Habitats läßt sich *zusammenfassend* sagen, daß unter Beibehaltung der regelmäßigen Mahd die Sumpfschreckenpopulation auf der "Ausgleichsfläche Eittinger Moos" auch mittel- und langfristig hohe Überlebenschancen hat. Die Ausgleichsfläche besitzt daher eine hohe Wertigkeit. Ohne die Renaturierungsmaßnahmen (insbesondere den Oberbodenabschub) wäre diese gefährdete Heuschreckenart mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgestorben (MARZELLI 1995). Dies ist insofern bedeutend, als die Sumpfschreckenpopulation auf der Ausgleichsfläche das letzte Vorkommen im ganzen Erdinger Moos darstellt. Die nächsten Sumpfschreckenpopulationen liegen ca. 13km entfernt, so daß eine Wiederbesiedlung unwahrscheinlich ist. Ein lokales Aussterben dieser Population hätte letzten Endes zum regionalen Aussterben der Art geführt.

6.3 Eignet sich das Zielartenkonzept zur Erfolgskontrolle einer Ausgleichs- oder Renaturierungsfläche?

Im Rahmen von Renaturierungsmaßnahmen werden in den letzten Jahren zunehmend Erfolgskontrollen gefordert, um einerseits den finanziellen Aufwand solcher Maßnahmen zu rechtfertigen und andererseits Fehlentwicklungen zu erkennen und somit Renaturierungsmaßnahmen zu optimieren (BLAB & VÖLKL 1994). Bei den bisher in der Naturschutzpraxis üblichen Erfolgskontrollen ergeben sich einige methodische Schwierigkeiten, vor allem im Hinblick auf die Fauna.

In vielen Fällen handelt es sich bei Erfolgskontrollen um die *einmalige qualitative Erfassung des Artenbestandes*. Dabei wird die Artenzahl oder die Anwesenheit von gefährdeten Arten (Gefährungsgrad) herangezogen, der Fläche eine bestimmte Wertigkeit beizumessen. Mit einer einmaligen Kartierung wird nur der Ist-Zustand ermittelt, der keine Aussagen über die Überlebenschancen der gefundenen Arten zuläßt. Auch zusätzlich aufgenommene quantitative Angaben wie "zahlreich" oder "spärlich" sowie Populationsgrößenschätzungen helfen nicht weiter, wenn man nicht den zeitlichen Verlauf der Populationsgröße im Jahr kennt. Je nachdem, an welcher Stelle die Population erfaßt wird, ob im optimalen oder suboptimalen Habitat, zu welcher Jahreszeit und zu welchen Wetterbedingungen, erhält man unterschiedliche Populationsgrößenschätzungen. Um den längerfristigen Wert von Renaturierungsflächen beurteilen zu können, sind daher *mehrfährige, qualitative und quantitative Erfassungen* notwendig (*Dauerbeobachtung*). Solche

Langzeitbeobachtungen von Populationen dienen zur Ermittlung der Bestandsentwicklung. Sie können jedoch nicht die Ursachen aufklären, die zur Zu- oder Abnahme der Population führen (MÜHLENBERG 1990). Eine abschließende Bewertung ist frühestens nach 10 bis 15 Jahren möglich (WEY 1994). Dauerbeobachtungen haben den Nachteil, daß sich die Kontrolle meist auf definierte Probestellen bezieht, die keine flächendeckende Aussagen liefern. Es können keine Angaben über Neubesiedlung oder Auslöschung von Subpopulationen gemacht werden.

Eine mögliche Lösung der oben erwähnten Probleme bietet das in der vorliegenden Untersuchung angewandte *Zielartenkonzept*, mit dem eine Kompensations- oder Renaturierungsfläche hinsichtlich ihrer Eignung untersucht wird, zur Zukunftssicherung gefährdeter Populationen beizutragen. Die Auswahl einer Zielart sollte sich dabei an den Renaturierungszielen orientieren. Grundlage für die Abschätzung der Überlebensfähigkeit einer Population ist die Gefährungsgradanalyse (PVA = Population Vulnerability Analysis; HOVESTADT ET AL. 1991; MÜHLENBERG 1993), mit der eine kausalanalytische Betrachtung angestrebt, d.h. versucht wird, die Ursachen für Populationszunahmen oder -abnahmen aufzuklären. Die Gefährungsgradanalyse liefert wichtige Informationen zur Autökologie der Zielart, die sowohl für die Planung als auch für die Optimierung von Renaturierungsmaßnahmen bedeutsam sind, da konkrete und begründete Anforderungen an Größe, Qualität und Verteilung in Frage kommender Habitats möglich sind. Die Ansprüche der Zielarten bestimmen den Bedarf (HOVESTADT ET AL. 1991). Der Vorteil einer populationsbezogenen Bewertung besteht auch darin, daß schon nach wenigen Jahren Abschätzungen der Überlebenschancen möglich sind. Im Vergleich zur Dauerbeobachtung von ganzen Artengemeinschaften bietet die Erfolgskontrolle über Zielarten daher finanzielle Vorteile, da keine langfristige Finanzierung notwendig ist.

Mit dem Zielartenkonzept werden für die Renaturierung neue Maßstäbe gesetzt, da die durchzuführenden Maßnahmen klar formuliert werden können und wissenschaftlich begründbar sind. Zum anderen kann die Qualität der Renaturierungsmaßnahmen an der Einschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit der Zielart gemessen werden. Das Zielartenkonzept ermöglicht daher eine eindeutige Erfolgskontrolle.

Ein Nachteil des Zielartenkonzeptes ist die Tatsache, daß Aussagen nur über die betreffende Zielart möglich sind und nicht über ganze Artengemeinschaften. Es ist daher nur die Frage beantwortbar, wie geeignet oder wertvoll die Renaturierungsfläche für die betrachtete Zielart ist, nicht dagegen, wie wertvoll sie für andere Tierarten ist. Eine Schwierigkeit besteht auch in der Auswahl der Zielarten. Ihre Benennung ist ein Entscheidungsprozeß, der die Entscheidung für und gegen Arten enthält (RECK

1993). Naturschutz kann nicht überall alle Ziele gleichrangig verfolgen. Bezogen auf Einzelobjekte bis hin zu kleineren Landschaftsausschnitten ist deshalb eine flächendeckende Prioritätensetzung notwendig (REICH 1994). Das Zielartenkonzept zwingt zu einer solchen Prioritätensetzung. Unge-
naue Renaturierungsziele, wie z.B. die "Schaffung eines Niedermoorstandortes", bieten nicht etwa einen umfassenderen Naturschutz, sondern umgehen lediglich die Auseinandersetzung mit u.U. konkurrierenden Naturschutzzielen.

Die häufig geübte Kritik am Zielartenkonzept bezieht sich auf die Befürchtung, einen "überzogenen" Artenschutz zu betreiben. Man kann jedoch davon ausgehen, daß auch andere Arten von den Schutzmaßnahmen für Zielarten profitieren (MÜHLENBERG 1993). Weiterhin ist darauf hinzuweisen, daß auch mehrere Zielarten für ein Gebiet ausgewählt werden können ("Zielartensysteme" nach RECK 1993). Die Zukunftssicherung von Zielarten in hierarchisch abgestuften Ebenen, z.B. durch Vertreter der verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlicher Größenklassen, gewährleistet den Schutz einer ganzen Lebensgemeinschaft (MÜHLENBERG & HOVESTADT 1993). Die Sicherung von Zielarten läuft daher dem Biotopschutz nicht entgegen. Da der Grundgedanke des Zielartenkonzeptes die nachhaltige Bestandssicherung ausgewählter Tier- oder Pflanzenarten in ausreichend großen Populationen ist, schließt es den in jüngster Zeit geforderten "Prozessschutz" (PICKET ET AL. 1992) mit ein.

Literatur

AUTOBAHNDIREKTION SÜDBAYERN (1990):
Entwicklungs- und Pflegeplan für die Ausgleichsfläche "Eittinger Moos".- München, unveröff. Gutachten.

BAY LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1984):
Biotopkartierung Bayern 1: 5000, Landkreis Erding.- München.

BAY STMLU - BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1989):
Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern, Landkreis Eding.- München.

BELLMANN, H. (1985):
Heuschrecken.- Neumann-Neudamm. Melsunen.

BLAB, J. & W. VÖLKL (1994):
Voraussetzungen und Möglichkeiten für eine wirksame Effizienzkontrolle im Naturschutz.- Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 291-300.

BLAB, J.; E. NOWAK; W. TRAUTMANN & H. SUKOPP (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen der BRD. Kilda-Verlag, Greven.

DECLLEER, K. (1990):
Voorkomen, ekologie en beheer van de moerassprinkhaan

(*Mecostethus grossus*) in Belgie.- Levende natuur 91 (3): 75-81.

DETZEL, P. (1991):
Ökofaunistische Analyse der Heuschreckenfauna Baden-Württembergs (Orthoptera).- Dissertation, Eigenverlag. Ravensburg.

GILPIN, M.E. & M.E. SOULÉ (1986):
Minimum Viable Populations: Processes of Species Extinction.- In: SOULÉ, M.E. (Hrsg.): Conservation Biology, Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts: 19-34.

HARZ, K. (1960):
Geradflügler oder Orthopteren.- In: DAHL, F.: Tierwelt Deutschlands.

HESS, R. (1988):
Erfassung der Heuschrecken im Grenzbereich zwischen Biotop-Flächen und extensivierten landwirtschaftlichen Flächen des Schweinfurter Beckens.- Unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung von Unterfranken, Höhere Naturschutzbehörde.

HEUSINGER, G. (1988):
Heuschreckenschutz im Rahmen des Bayerischen Arten- und Biotopschutzprogrammes - Erläuterungen am Beispiel des Landkreises Weißenburg Gunzenhausen.- Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 83: 7-31.

HOVESTADT, T.; J. ROESER & M. MÜHLENBERG (1991):
Flächenbedarf von Tierpopulationen.- Berichte zur ökologischen Forschung, Bd. 1, Forschungszentrum Jülich.

INGRISCH, S. (1983a):
Zum Einfluß der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischen Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae).- Zool. Anz. Jena 210, 5/6: 357-368.

— (1983b):
Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae).- Deutsche Entomologische Zeitschrift 30: 1-15.

KALTENBACH, A. (1963):
Milieufeuchtigkeit, Standortsbeziehungen und ökologische Valenz bei Orthopteren im pannonischen Raum Österreichs.- Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse 172: 97-119.

KAULE, G. (1991):
Arten- und Biotopschutz.- Ulmer, Stuttgart.

KRIEGBAUM, H. (1992):
Rote Liste gefährdeter Springschrecken (Saltatoria) und Schaben (Blattodea) Bayerns.- Schr.-R. Bayer. Landesamt für Umweltschutz, H. 111: 83-86.

LAWTON, J. H. (1988):
More time means more variation.- Nature 334: 563.

LEUPOLD, P. (1992):
Die Sumpfschrecke, *Mecostethus grossus* (L.) 1758, im

- Raum Erlangen-Höchststadt/Aisch, Mittelfranken, Verbreitung, Populationsökologie, Schutz.- Diplomarbeit, Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- LORZ, P. & H.-J. CLAUSNITZER (1988):
Verbreitung und Ökologie von Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus* L.) und Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus* Charp.) im Landkreis Celle.- Beitr. Naturk. Niedersachsens, 41: 91-98.
- MALKUS, J.; M. REICH & H. PLACHTER (1996):
Ausbreitungsdynamik und Habitatwahl von *Stethophyma grossum* (L., 1758) (Orthoptera, Acrididae).- Verh. d. Ges. f. Ökologie 26: 253 - 258.
- MALKUS, J. (1997):
Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd.- Articulata 12 (1): 1 - 18.
- MARCHAND, H. (1953):
Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen.- Beiträge zur Entomologie, Bd. 3, Nr. 1/2: 116-162.
- MARTENS, J. & L. GILLANDT (1985):
Schutzprogramm für Heuschrecken in Hamburg.- Schriftenreihe der Umweltbehörde Hamburg, H. 10.
- MARZELLI, M. (1994):
Ausbreitung von *Mecostethus grossus* auf einer Ausgleichs- und Renaturierungsfläche.- Articulata 9(1): 25 - 32.
- (1995):
Habitatansprüche, Populationsdynamik und Ausbreitungsfähigkeit der Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus*) auf einer Renaturierungsfläche.- Dissertation an der Julius-Maximilians-Universität Würzburg.
- (1997):
Untersuchungen zu den Habitatansprüchen der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) und ihre Bedeutung für das Habitatmanagement.- Articulata 12 (2): 107 - 121.
- MÜHLENBERG, M. (1990):
Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren.- Ber. ANL 14: 79-100.
- MÜHLENBERG, M. (1993):
Freilandökologie.- Quelle & Meyer Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.
- MÜHLENBERG, M. & T. HOVESTADT (1993):
Flächenanspruch von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft.- In: HENLE, K & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland, Berichte aus der Ökologischen Forschung 4: 142-157.
- NADIG, A. (1990):
Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria).- Ber. Bot.-Zool. Ges. Lichtenstein-Sargans-Werdenberg, 18: 257-278.
- OSCHMANN, M. (1973):
Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren.- Faunistische Abhandlungen, Staatl. Museum für Tierkunde in Dresden, Bd. 4, Nr. 2: 177-206.
- PICKET, S.T.A.; V.T. PARKER & P.L. FIEDLER (1992):
The new paradigm in ecology Implications for conservation biology above the species level.- In: FIEDLER, P.L. & S.K. Jain (Hrsg.): Conservation biology, Chapman and Hall, New York/London: 65-88.
- PIMM, S. & A. REDFEARN (1988):
The variability of population densities.- Nature 334: 613-614.
- QUINGER, B.; U. SCHWAB; A. RINGLER; M. BRÄU; R. STROHWASSER & J. WEBER (1995):
Lebensraumtyp Streuwiesen.- Landschaftspflegekonzept Bayern. Band II.9. (Alpeninstitut GmbH Bremen). Hrsg.: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (StMLU) und BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL).
- RECK, H. (1993):
Spezieller Artenschutz und Biotopschutz - Zielarten als Naturschutzstrategie und ihre Bedeutung als Indikatoren bei der Beurteilung der Gefährdung von Biotopen.- Schriftenr. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 38: 159-178.
- REICH, M. (1994):
Dauerbeobachtung, Leitbilder und Zielarten - Instrumente für Effizienzkontrollen des Naturschutzes?.- Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 40: 103-111.
- RICHARDS, O.W. & P.D. WALOFF (1954):
Studies on the biology and population dynamics of British grasshoppers.- Anti-Locust Bulletin 17: 1-182.
- RÖBER, H. (1951):
Die Dermapteren und Orthopteren Westfalens in ökologischer Betrachtung.- Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen, 14. Jg., H. 1: 3-60.
- SLIVA, J.; M. MARZELLI & J. PFADENHAUER (1998):
Renaturierung von landwirtschaftlich genutzten Niedermooren und abgetorften Hochmooren.- Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, i. Druck.
- VOITH, J. (1988):
Kursorische Bestandserhebung von Heuschrecken im Landkreis Erding.- Schriftenreihe Bayer. LfU, H. 83: 37-41.
- WEY, (1994):
Effizienzkontrollen bei Naturschutzgroßprojekten des Bundes.- Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz 40: 187-197.
- ZACHER, F. (1917):
Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung.- Gustav Fischer, Jena.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Monika Marzelli
Obermeyer Planen + Beraten
Hansastr. 40
D-80686 München
e-mail: Monika.Marzelli@mtr.opb.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: [8_1998](#)

Autor(en)/Author(s): Marzelli Monika

Artikel/Article: [Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes 201-212](#)