©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Langzeitbeobachtung für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren

Michael Mühlenberg

Inhaltsverzeichnis: Seite

1. Über die Notwendigkeit von Langzeitbeobachtung im Naturschutz ... **79**
1.1 Effektivitätskontrolle von Schutzmaßnahmen ...
1.2 Langfristige Beobachtung über die Veränderung von Tierbeständen in Schutzgebieten ...
1.3 Trendanalysen von Bestandsentwicklungen ...
1.4 Sukzessionsbeobachtungen ...
1.5 Veränderungen von Tierbeständen durch Eutrophierung ...
1.6 Biomonitoring in Hinblick auf Schadstoffbelastung ...

2. Welche Parameter sind für die Beobachtung eines Ökosystems geeignet ... **80**
2.1 Stabilität und Ablauf ökologischer Prozesse ...
2.2 Diversität ...
2.3 Räumliche Verteilung einzelner Populationen ...
2.4 Fluktuation von Populationen ...

3. Geeignete Tiererfassungsmethoden für eine Langzeitbeobachtung ... **84**
3.1 Bodenfallen ...
3.2 Bodenproben ...
3.3 Photoeklektoren ...
3.4 Malaise-Fallen und Lichtfallen ...
3.5 Linientaxierungen ...
3.6 Punktkontrollen ...
3.7 Bruterfolgskontrollen ...
3.8 Systematische Spurensuche ...

4. Minimalprogramm in der Tiererfassung ... **88**
4.1 Minimaler Bodenfalleneinsatz ...
4.2 Reduktion der Bodenprobenauswertung ...
4.3 Minimalerfassung mit Photoeklektoren ...
4.4 Zum Einsatz von Malaise-Fallen und Lichtfallen in einem Minimalprogramm ...
4.5 Reduktion der Zahl der Linientaxierungen ...
4.6 Vorteil von Punktkontrollen bei großflächiger Vogelbestandsaufnahme ...

5. Langzeitbeobachtung von Charakterpopulationen, mit denen sich bestimmte Lebensräume abgrenzen lassen ... **89**

6. Gefährdungsgradanalysen von ausgewählten Zielarten im Naturschutz und deren Langzeitbeobachtung .. **92**

7. Empfehlungen für Forschungsansätze als Grundlagen für Schutzstrategien ... **93**
7.1 Ausbreitungsdynamik von möglichen Zielarten (Problem: Ersetzbarkeit lokal verschwundener Populationen) ...
7.2 Bedeutung von Umweltgradienten für die Fluktuationen von Tierpopulationen (Problem: Habitatqualität) ...
7.3 Reaktion der Tiere auf Veränderungen des Mikroklimas infolge veränderten Nährstoffhaushalts (Problem: Habitatqualität) ...
7.4 Langzeitbeobachtung von Mikrosukzessionen: Tiere als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung pflanzlicher Artenvielfalt (Problem: Diversität) ...
7.5 Experimentelle Störungen und Beobachtungen der Erholungsmuster verschiedener Systeme (Problem: Stabilität von Ökosystemen) ...

8. Zusammenfassung/Summary ... **95**

9. Literatur ... **96**

1. Über die Notwendigkeit von Langzeitbeobachtung im Naturschutz

Viele Gründe sollten uns zu Langzeitbeobachtungen im Naturschutz veranlassen. In den USA wurden 1976 Langzeituntersuchungen (Long-Term Ecological Research, LTER) als Pilotprogramm (BRENNEMAN & BLINN 1987) gestartet mit folgenden Begründungen:

Es gibt viele ökologische Phänomene, die sich in Jahrzehnten oder -hunderten widerspiegeln und durch normal geförderte Forschungen nicht erfaßt werden. Viele ökologische Experimente werden ohne ausreichende Kenntnis der jährlichen Variabilität im Ökosystem durchgeführt. Einseitige Veränderungen konnten bisher nicht von zyklischen Veränderungen im Langzeit-Maßstab unterschieden werden. Bisher gab es kein Netzwerk von Untersuchungsflächen, um vergleichende Experimente zu ermöglichen. Phänomene in höherer oder niedrigerer Organisationsebene wurden bei Forschungen bisher häufig zu vereinfacht gesehen. Intensive und interdisziplinäre Langzeituntersuchungen auf den gleichen Untersuchungsflächen können wertvolle Datensets erbringen, welche Muster in verschiedenen Ebenen der Ökosystemorganisation erkennen und kontrollieren lassen.

Langzeitbeobachtung in einem Netzwerk verschiedener Ökosysteme erfordert einen sehr hohen Aufwand, welcher derzeit in Deutschland noch nicht erbracht werden kann. Ich habe mir daher einige realisierbare Schwerpunkte einer

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Langzeitbeobachtung besonders in Hinblick auf die Belange und Dringlichkeiten unseres Naturschutzes herausgegriffen.
Einhelligkeit über die Notwendigkeit von Langzeitbeobachtungen in unserem Land werden wir am ehesten in der ökonomischen Begründung finden:

1.1 Effektivitätskontrolle von Schutzmaßnahmen

Praktische Schutzmaßnahmen, wie Klärung von Abwässern, Filtern von Luftemissionen, Ankauf von Flächen, Umstrukturierung in Land- und Forstwirtschaft, Anpflanzung von Hecken, Einrichtung von Bruthöhlen etc. kosten Geld und sollten daher möglichst optimal eingesetzt werden. Ihr Erfolg ist am erreichten Schutz von Tierarten kontrollierbar. Wie gut Tiere geschützt sind, wird mit der Zukunftssicherung ihrer Populationen dokumentiert. Sie ist aus Erkenntnissen der Populationsbiologie und Populationsgenetik, sowie aus Informationen über die Habitatansprüche der Arten wissenschaftlich ableitbar. Ein die Maßnahme begleitendes und ihre Folgen beobachtendes Monitoring der schützenswerten Tierarten wäre die beste Erfolgskontrolle, kann aber aus ökonomischen Gründen nur an ausgewählten Arten vorgenommen werden.
Auch der behördliche Aufwand bei der Einrichtung von Schutzgebieten stellt einen Kostenpunkt dar, der einer Effektivitätskontrolle, gemessen an der Sicherung der betroffenen Arten, bedarf. Nur wenige Naturschutzgebiete, die primär z. B. für die Erhaltung bestimmter Vogelarten geschaffen wurden, haben ihre Aufgabe erfüllen können (HAARMANN 1985).

1.2 Langfristige Beobachtung über die Veränderung von Tierbeständen in Schutzgebieten

In vielen Schutzgebieten sterben Arten aus, weil die Lebensraumgröße nicht einmal für eine minimalgroße, überlebensfähige Population ausreicht. Langfristige Beobachtung der Tierbestände haben diese Inseleffekte dokumentiert (z.B. NEW-MARK 1987). Durch Langzeitbeobachtung von Schutzgebieten wie Barro Colorado Island haben wir gelernt, mit welcher Aussterberate wir bei Arten auch ohne weitere anthropogene Eingriffe zu rechnen haben (z.B. TERBORGH 1974)

1.3 Trendanalysen von Bestandesentwicklungen

Trendanalysen von Bestandesentwicklungen sind die Grundlage für die Aufnahme von Arten in die „Roten Listen" (BLAB et al. 1984). Bestandesentwicklungen können aber als Trend nur dann erkannt werden, wenn sie durch Langzeitbeobachtung von den jährlichen Fluktuationen unterschieden werden. Ca. 10jährige Dokumentationen von Entwicklungstrends gibt es an Vogelarten (DAVIS & NEWTON 1981 – Rotmilan, RJÜGER et al. 1986 – Wasservögel, BERTHOLD et al. 1986– Netzfänge an Singvögeln), an Laufkäferarten (van DIJK 1986, TURIN & den BOER 1988), Schmetterlingen (EHRLICH & MURPHY 1987, WARREN 1987) und diversen Invertebraten in Laubwäldern (KENDEIGH 1979).

1.4 Sukzessionsbeobachtungen

Entwicklungstrends in den Tierbeständen zeigen Veränderungen der Gesamtbedingungen an. Klima- und Bodenveränderungen sowie die Lebenstätigkeit dominanter Organismen selbst können zur aperiodischen Umwandlung eines Ökosystems führen (Sukzession). Durch Langzeitbeobachtung lernen wir, welche Arten in welchen Habitatbedingungen ihre optimalen Bestände entwickeln.Die Aufeinanderfolge verschiedener Artengemeinschaften während der Sukzession von Kahlschlägen in Wäldern ist ein gut dokumentiertes Beispiel (LEITINGER - MICOLETZKY 1940, GRETSCHY 1952).
Die Landnutzung durch den Menschen schafft auch außerhalb der Wälder langfristige Sukzessionsflächen, deren Langzeitbeobachtung uns über die Reihenfolge der Besiedlung und den Aufbau von Artengemeinschaften wichtige Aufschlüsse gibt (z.B. MADER 1985).

1.5 Veränderung von Tierbeständen durch Eutrophierung

Eine andere Art der Sukzession leiten wir ungewollt mit der zunehmenden Eutrophierung der Lebensräume ein. Ihre Langzeitbeobachtung ist besonders wichtig, da Veränderungen der Lebensgemeinschaften z.B. durch flächendeckende Stickstoffimmission aus der Luft Einzelmaßnahmen im Naturschutz sinnlos werden lassen. Die Änderungen in der Vegetation und direkte Folgen für einzelne Tierarten hat ELLENBERG (1986 a u. b, 1987, 1988 a u. b) dokumentiert.

1.6 Biomonitoring in Hinblick auf Schadstoffbelastung

Eine weitere Form naturschutzrelevanter Langzeitbeobachtung stellt das Biomonitoring in Hinblick auf die Schadstoffbelastung dar (SCHUBERT 1985). Der Vorteil der Verwendung von Tieren als Biomonitoren liegt darin, daß Tiere durch ihre Beweglichkeit über Raumausschnitte und ihre Langlebigkeit über größere Zeitspannen Integrationsmöglichkeiten bieten. Vögel haben sich in vielfältiger Weise für eine Bioindikation bewährt (SCHERNER 1982, DIETRICH & ELLENBERG 1986, ELLENBERG et al. 1985, s. Abb.1), über Methode und Aussagekraft eines Umweltmonitoring an Kleinsäugern berichten ergänzend STEELE et al. (1984).

2. Welche Parameter sind für die Langzeitbeobachtung eines Ökosystems geeignet?

Da eine standardisierte Beobachtung aller möglichen Tiergruppen aus praktischen Gründen nicht gleichzeitig durchgeführt werden kann, entsteht die Frage, auf welche Arten oder relevanten Untersuchungsparameter wir die Langzeitbeobachtung reduzieren können. Für die Vegetation haben SUKOPP et al. (1986), PFADENHAUER et al. (1986) und PFADENHAUER & BUCH-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

WALD (1987) Modelle und praktische Vorschläge für die Langzeitbeobachtung entwickelt. Da sich Zoozönosen nicht so klar abgrenzen lassen wie Pflanzengesellschaften, müssen für die Einbeziehung faunistischer Daten die Ziele der Langzeitbeobachtung neu überdacht werden. Obwohl es viele und ausgeprägte Beziehungen zwischen Tier- und Pflanzengesellschaften gibt (KRATOCHWIL 1984, 1987, WILMANNS 1987), kann man über sich langsam ändernde Pflanzengesellschaften nicht hinreichend genau auf die zu erwartenden Veränderungen von Tierbeständen schließen.

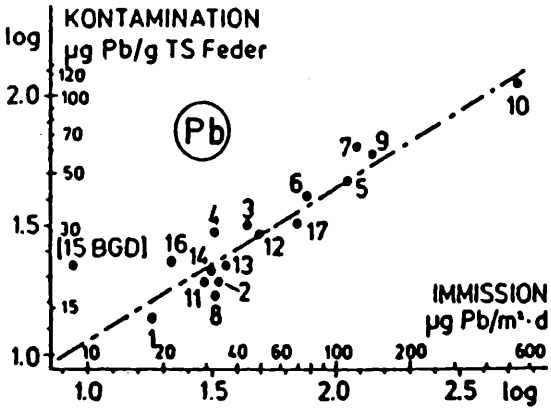

Abbildung 1

Bleigehalte in den auf die Handschwinge 3 geeichten, gemauserten Handschwingen erwachsener weiblicher Bruthabichte (AAS-Messung) in Beziehung zur gemessenen Immissonsrate (automatische Regensammler der KFA-Jülich, ng/m^2 pro Tag als Jahresmittelwert) im Aktionsraum der untersuchten Vögel bzw. ihrer Partner.

2.1 Stabilität und Ablauf ökologischer Prozesse

Im Naturschutz wird sehr häufig angestrebt, ein stabiles Ökosystem und ein biologisches Gleichgewicht als Zeichen besonderer Naturnähe zu erhalten. Lange Zeit wurde hohe Artenvielfalt als Ursache für Stabilität der Systeme angesehen und als Ziel des Naturschutzes erklärt. Hohe Artenzahlen kommen zwar in konstanten Systemen vor (REMMERT 1984), doch alleine garantieren sie nicht die Rückkehr aller System-Variablen zu ihren Ausgangswerten, wenn das System durch Menschen gestört wurde. Der Zusammenhang zwischen Stabilität und Komplexität (Artenvielfalt) ist inzwischen ausreichend analysiert worden, er besteht nicht ursächlich (MAY 1973, GOODMAN 1975, JACOBS 1975, ODUM 1975, PIMM 1984). Man stellte sich vor, daß Energiefluß und Stoffkreislauf durch hohe Artenzahlen besser abgesichert sind, doch ist der Energiefluß nur ein Teilaspekt des Ökosystems. Er wird an den dominanten Tiergruppen in den verschiedenen trophischen Ebenen gemessen, also an Arten, die im Naturschutz nicht mit hoher Priorität behandelt werden. Nur in wenigen Fällen kennen wir die ökologische Rolle der nicht häufigen Arten, sie können als „Schlüsselarten" für das Überleben ganzer Artengruppen im System verantwortlich sein (vgl. TERBORGH 1986). Der Naturschutz profitiert wenig von der Analyse der Energieflüsse in Ökosystemen, vielmehr müßten Beziehungen zwischen den Arten und deren Abhängigkeiten voneinander erforscht und beobachtet werden.

2.2 Diversität

Diversität als Maß für die Artenzahl und Verteilung der Individuen auf die Arten (MAGURRAN 1988) kann dann als Parameter für den Störungsgrad von Ökosystemen angegeben werden, wenn die Diversität bereits vor der Störung bekannt war. Fast alle Störungen senken die Diversität, da Eingriffe des Menschen in ein natürliches System immer die Betonung einzelner Faktoren bedeuten und ein vielseitiges System dadurch einseitiger werden lassen (MÜLLER et al. 1975, REMMERT 1984). Wenn ein Ökosystem nicht verändert wird, bleibt die Diversität erstaunlich konstant, obwohl einzelne Arten in ihren Abundanzen sehr schwanken können. HOUNSOME (1985) zeigte dies durch standardisierte Vogelfänge für einen Zeitraum von 13 Jahren in England. Im einzelnen konnte mit den Fangdaten aber nicht die Hypothese bestätigt werden, daß ökologischer Ersatz zur stabilen Diversität führt.
Wenn man Diversität langfristig durch Beobachtung adulter Insekten verfolgt, wechselt der Diversitätswert entsprechend der Aktivität der Individuen an einem Ort stündlich und saisonal (Abb. 2)(TAYLOR 1978).

2.3 Räumliche Verteilung einzelner Populationen

Wenn wir eine Lebensgemeinschaft durch einzelne Arten charakterisieren, müssen wir die räumliche und zeitliche Verteilung dieser Populationen beobachten.
TAYLOR & TAYLOR (1977) demonstrierten, daß sich die räumliche Verteilung von 2 Kleinschmetterlingen in England innerhalb geeigneter Habitate über einen Zeitraum von 5 Jahren erheblich ändern kann (Abb.3)
Ein weiteres Beispiel bietet die über 8 Jahre wechselnde geographische Verbreitung der Holunderlaus *Aphis sambuci* in England. Obwohl sowohl ihr Winterwirt (Holunder) als auch ihr Sommerwirt (Sauerampfer) in allen Teilen Großbritanniens vorkommen, unterscheidet sich die Verteilung der Holunderlaus in jedem Jahr beträchtlich (Abb.4). Besonders an Grenzzonen zwischen zwei Habitaten (vgl. SCHAEFER 1974) oder entlang eines abiotischen Umweltgradienten ist die Kartierung der räumlichen Verteilung im Vergleich zwischen den Jahren sehr aufschlußreich. In der Übergangszone zwischen feuchten und trockenen Bereichen eines Lebensraumes kann die Möglichkeit für Individuen einer Art, ihren Aufenthalts- bzw. Fortpflanzungsort räumlich verschieben zu können, für das Überleben der gesamten Population in trockenen oder feuchten Jahren entscheidend sein (vgl. WEISS et al 1988). Ob innerhalb eines Habitats die Tiere zufällig oder inhomogen verteilt sind, läßt sich mit einem Dispersionsindex (für Berechnungen s. SOUTHWOOD 1978) oder einen Inhomogenitätsindex, berechnet nach SCHAEFER (1974) ausdrücken.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

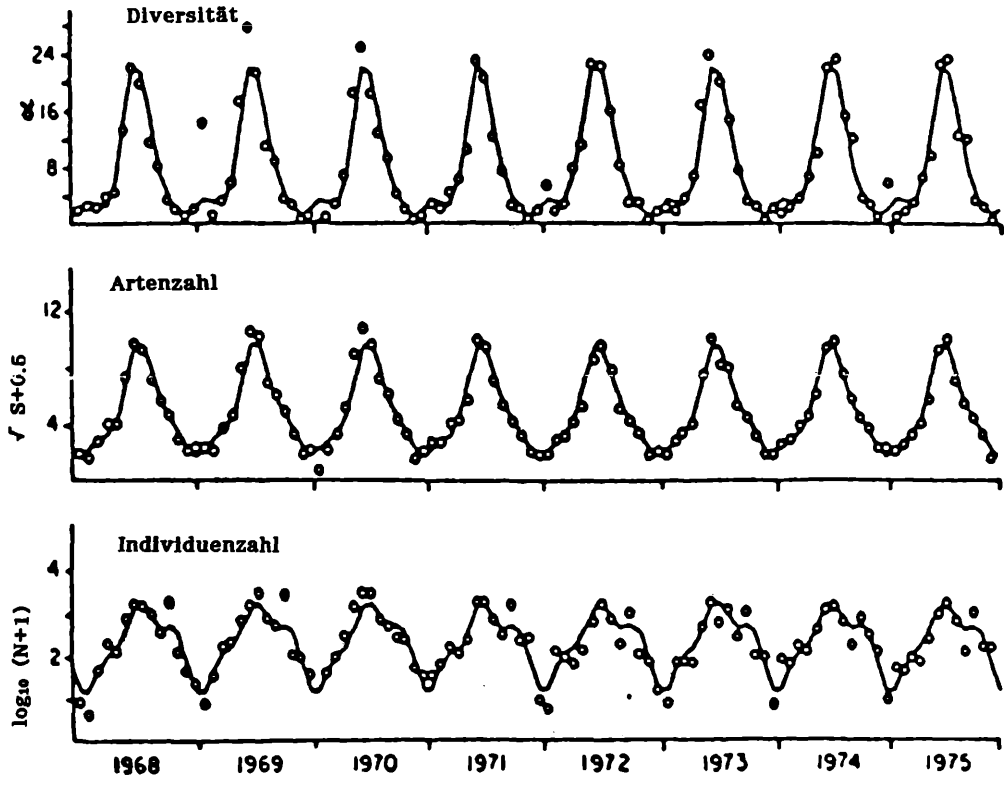

Abbildung 2

Jahreszyklus bei Nachtschmetterlingfängen bei Geescroft, Rothamsted dargestellt mit verschiedenen Parametern:
N= Individuenzahl in einer Stichprobe, zweckdienlich logarithmiert,
S= Zahl der Arten, ausgedrückt durch die Quadratwurzel,
L= Diversitätsmaß alpha (vgl. MÜHLENBERG 1989)
(Nach TAYLOR 1978)

Tabelle 1

Tiergruppe	Faktor d. Populationsschwankungen
Arthropoden	bis über 100
Carabidae	35, 3 - ca. 200
Scheckenfalter- Metapopulation	20
Subpopulation	50
Kleinschmetterlinge	137 bei 40facher Variation des Wirtes; 240 bei 24facher Variation des Nahrungsangebotes
Schnecken	5
Kleinvögel	3
Greifvögel	2 - 20
Seevögel	5
Kleinsäuger	10

Als Arbeiten dazu seien genannt

für Arthropoden:	den BOER 1977, MÜLLER 1978, KENDEIGH 1979, DEMPSTER & POLLARD 1981, REMMERT 1984, COOK (ed.) 1985, van DIJK 1986, EHRLICH & MURPHY 1987, SZUJECKI 1987
für Schnecken:	WILLIAMSON et al. 1977
für Vögel:	BERNDT & HENSS 1967, BERTHOLD et al. 1986, VAUK & PRÜTER 1987, NEWTON 1979
für Kleinsäuger:	EUROLA et al. 1984

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

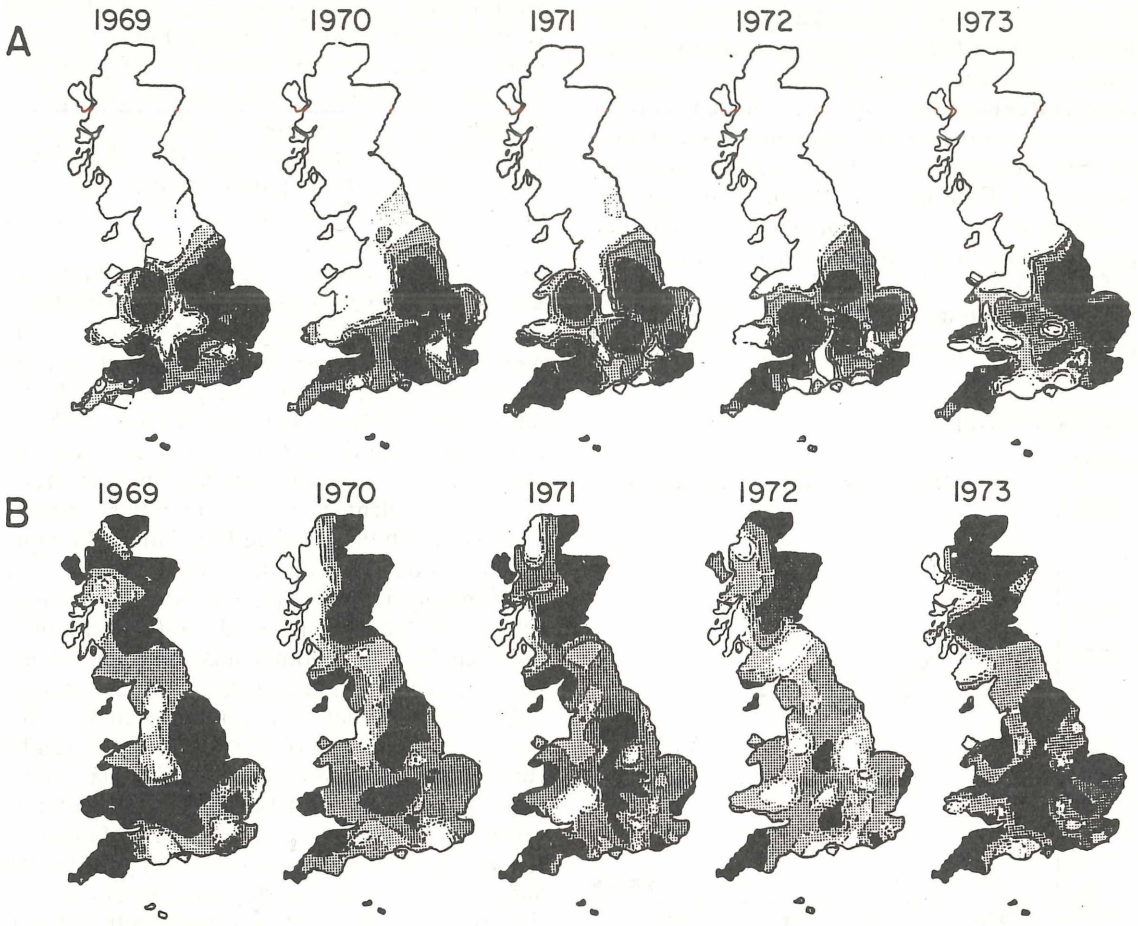

Abbildung 3

Die räumliche Dichteverteilung zweier Kleinschmetterlingsarten wechselt mit jeder Generation und hängt vom jeweiligen spezifischen Verhalten ab. Jede Karte basiert auf 62-88 Stichproben-Stellen. Die Reihe A betrifft *Agrochola lychnidis* (Denis and Schiff) mit einer in Großbritannien, randlichen Verbreitung (nahe ihrer Nordgrenze). Die Reihe B gibt Daten für die *Xanthorboe fluetuatra* wieder, eine Art, die insgesamt eine sehr stabile Population aufweist. Die Wechsel in den Verbreitungsschwerpunkten sind typisch für 623 Arten, die mit dem Rothamsted Insect Survey erfaßt wurden (nach TAYLOR & TAYLOR 1977).
Die Rasterungen für die unterschiedlichen Dichten bedeuten 0, 1-2, 3-9, 10-31, 32-99, 100-315, 316-999 Individuen pro Stichprobeneinheit.

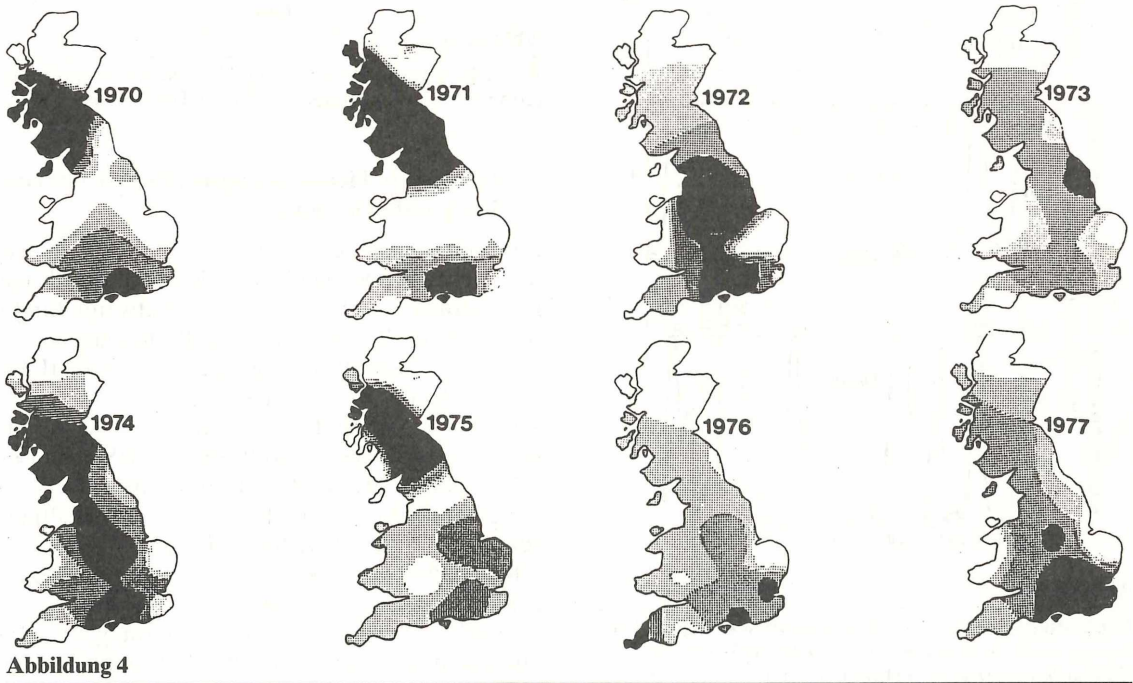

Abbildung 4

Veränderungen in der geographischen Verbreitung von *Aphis sambnei* zwischen 1970 und 1977. Die Holunderblattlaus hat Sambucus als Winter und Rumex als Sommerwirt in jedem Teil von Großbritannien, aber dennoch ist ihre eigene Verbreitung in jedem Jahr völlig unterschiedlich (aus TAYLOR & TAYLOR 1979).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

2.4 Fluktuationen von Populationen

Über die zeitlichen Schwankungen von Populationsgrößen und -dichten gibt es mehr Dokumentationen als über Schwankungen in der räumlichen Verteilung. Hier sollen nun einige Ergebnisse aus verschiedenen Tiergruppen, die meist über 10 Jahre beobachtet wurden, aufgeführt werden. Aus vielen Einzelarbeiten kann man folgende Größenordnungen von Populationsschwankungen bestimmten Tiergrupppen zuordnen (s. Tabelle 1 und Abb.5-11).
Gründe für systemeigene Populationsschwankungen sind für Arthropoden in den wechselnden Klimabedingungen (s. KENDEIGH 1979) oder wechselnden Nahrungsangeboten (DEMPSTER & POLLARD 1981) zu suchen. Für den Naturschutz sollten wir aus derartigen Populationsschwankungen lernen, daß isolierte Schutzgebiete mindestens minimalgroße, überlebensfähige Populationen enthalten müssen, die sich auch von einem Tiefstand der Populationsentwicklung wieder selbständig erholen können. Eine einjährige Bestandsaufnahme in einem Gebiet kann uns nichts darüber aussagen, an welchem Punkt der Populationskurve wir gerade unsere Art beobachten. Zur Risikoabsicherung sollten wir annehmen, die Populationsgröße wäre am unteren Ende der natürlichen Schwankungsbreite der Population und benötige daher noch soviel Lebensraum, daß auch die drei-, zehn- oder hundertfache Menge in anderen Jahren Platz finden würde.
Bei der Beobachtung von Populationen spielt es eine Rolle, ob die gesamte Population (Metapopulation) oder nur Teile kontrolliert werden: die Schwankungen können parallel oder entgegengesetzt verlaufen und sich in der Größe erheblich unterscheiden. Im optimalen Bereich einer Population (Kerngebiet) finden wir gewöhnlich nur geringe Fluktuationen, im suboptimalen Randbereich dagegen oft erhebliche Populationsveränderungen vor. Der optimale Bereich ist immer gleich gut genutzt, bei Überschuß in „guten" Jahren wandern Tiere aus, in allgemeinen Mangelzeiten wandern Tiere in die optimalen Kernzonen auf die frei gewordenen Plätze wieder ein. Derartige Beispiele sind z. B. von Seevögeln bekannt (REMMERT 1984).

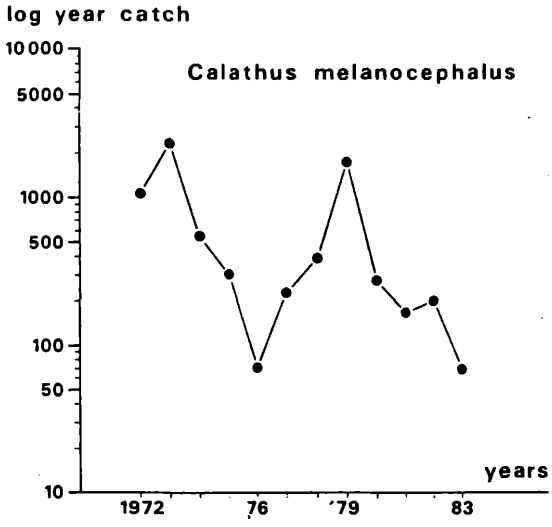

Abbildung 5

Schwankungen in den Jahresfängen einer Teilpopulation des Laufkäfers *Calathus melanocephalis* (CB bei Kralo Heath) von 1972-1983 (aus VAD DIJK 1986).

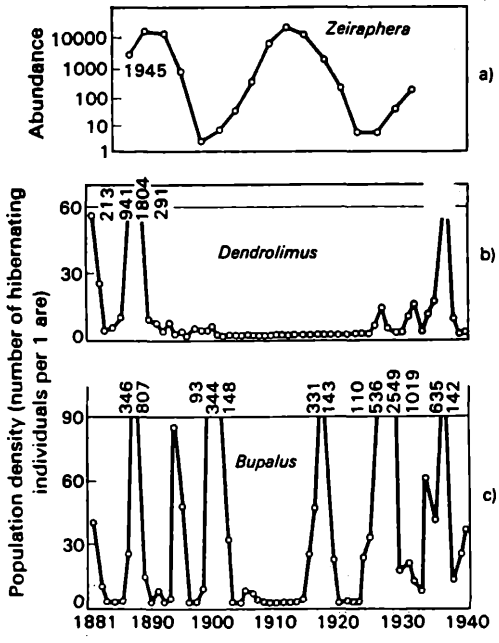

Abbildung 6

Populationskurven von Massenentwicklungen (outbreaks nach SCHWERDTFEGER, 1979) a) zyklisch (*Zeiraphera griseana* (Hübner) im Engadin), b) azyklisch, sporadisch (*Dendrolimus pini* (L.) in Letzlingen), c) azyklisch häufig (*Bupalus piniarius* (L.) in Letzlingen) (aus SZUJECKI, 1987).

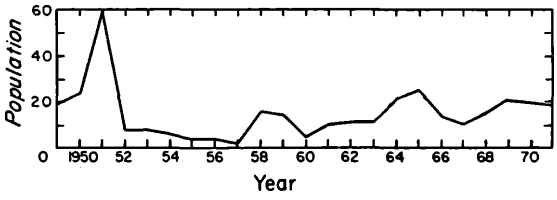

Abbildung 7

Jährliche Fluktuationen in den Höchstzahlen der Populationen von Weberknechten (aus KENDEIGH 1979).

3. Geeignete Tiererfassungsmethoden für eine Langzeitbeobachtung

Für die Langzeitbeobachtung sind nur solche Erfassungsmethoden geeignet, die in hohem Grade standardisiert und mit geringem Aufwand durchführbar sind. Konstruktion und Bedienung der im folgenden aufgeführten Fanggeräte sind in MÜHLENBERG (1989) näher erläutert.
Jeglicher Fang mit Tötung von Tieren ist grundsätzlich nach dem BUNDESNATURSCHUTZGESETZ (20.Dez 1976) verboten. In der Verordnung zum Schutz wildlebender Tiere und Pflanzenarten (BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG vom 19. Dez. 1986) sind zusätzlich besonders geschützte Arten aufgelistet. Alle, auch alle wissenschaftlichen mit Tierfang u.ä. verbundenen Aktionen bzw. Forschungsprogramme bedürfen einer Genehmigung bzw. Absprache mit der jeweiligen zuständigen Höheren Naturschutzbehörde.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

3.1 Bodenfallen

Boden-oder Barberfallen sind in den Boden ebenerdig eingelassene Behälter, in die auf der Erdoberfläche herumlaufende Tiere hineinfallen (MÜHLENBERG 1989). Mit geeigneter Fangflüssigkeit versehen werden die Tiere nicht nur abgetötet, sondern gleichzeitig konserviert, die Fallen brauchen dann nur etwa alle 2 Wochen kontrolliert werden. Solche „automatisch" arbeitenden Fallen haben den großen Vorteil, daß sie – wenn gewünscht – Tag und Nacht fängig sind und die Ausbeute eines 14-Tage-Fanges ein über verschiedene Wetterlagen integriertes Ergebnis darstellt. Bodenfallen lassen sich auch als sog. Lebendfallen einsetzen. Sie bleiben dann ohne Fangflüssigkeit und das Entkommen der hineingefallenen Arthropoden nach oben wird durch eine trichterartige Öffnung verhindert. Diese Trokkenfallen müssen aber täglich geleert werden, da sich die räuberischen Arthropoden – eingesperrt im Fangbehälter – meist gegenseitig umbringen.
Bodenfallen erfassen recht verläßlich Artenspektren ausgewählter, epigäisch lebender Tiergruppen wie Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Wolfspinnen, Glattbauchspinnen und den größten Teil der Baldachin- und Zwergspinnen, wenn die Fallen über die gesamte Aktivitätsperiode der betreffenden Tiergruppen ausgebracht sind.
Als relatives Maß läßt sich die in den Bodenfallen erfaßte Aktivitätsdichte für einzelne Arten auch quantitativ zwischen verschiedenen Jahreszeiten und begrenzt auch zwischen verschiedenen Habitaten vergleichen. Immer wieder ist versucht worden, die Barberfallenfänge direkt für Aussagen über die Individuendichte (Abundanz) auszuwerten (SKUHRAVY 1957, GIST & CROSSLEY 1973, FECHTER 1977, UETZ & UNZICKER 1976, BAARS 1979). Die Ergebnisse sind verschieden, für relative Vergleiche lassen sich die Bodenfallen in vielen Fällen einsetzen.

3.2 Bodenproben

Ausstechen von Bodenproben (z. B. 25 cm x 25 cm) und anschließende Auslese aller interessierenden Tiere ist zwar immer aufwendiger als die Auslese von Barberfallen, aber die Ergebnisse sind grundsätzlich flächen- bzw. volumenbezogen und lassen daher direkt auf tatsächliche Abundanzen schließen, ungeachtet der unterschiedlichen Aktivität der Tiere. Zur Beantwortung vieler Fragen in der Ökologie sind Abundanzvergleiche eine Voraussetzung. Die Auslese der Bodenproben kann – je nach ausgewählter Tiergruppe – verschieden erfolgen:
Eine Handauslese in einer weißen Wanne (z.B. 50 cm x 50 cm) führt i.d.R. für die Makrofauna (Käfer, Spinnen, Tausendfüßer u. a.) zum besten Erfolg, benötigt aber pro Probe ca. 1 Stunde. Für eine Hitzeextraktion sind größere Apparaturen notwendig, z.B. eine moderne Kempson-Apparatur (vgl. SCHAUERMANN 1982). Der Austreibevorgang dauert pro Probe ca. 14. Tage, in einer Apparatur können je nach Größe der Bodenprobe 8-32 Proben gleichzeitig behandelt werden. Hitzeextraktion ist für die Mesofauna (Collembolen, Milben, kleine Spinnen, Jugendstadien von Tausendfüßern und Asseln) besonders geeignet, die Makrofauna wird i.d.R. vollständig miterfaßt. Für Dipterenlarven, aber auch für Collembolen, Acarinen und Chilopoden eignet sich mit einer Ausleseeffizienz von angenähert 100% die Sieb-Flotations-Methode nach BEHRE (1983).

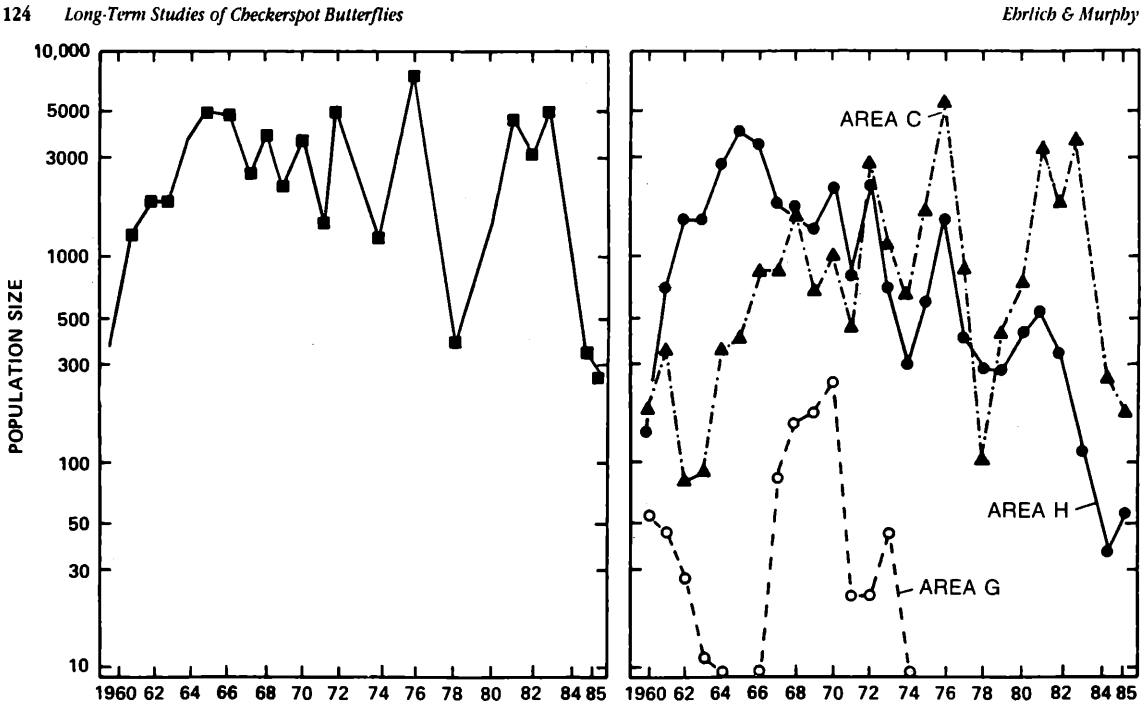

Abbildung 8

Veränderungen in der Populationsgröße des kalifornischen Schneckenfalters bei Jasper Ridge. Im linken Diagramm wurden die demographischen Einheiten (Teilpopulationen) nicht getrennt. Bei Einzelbetrachtung der demographischen Einheiten der Gebiete C, G und H von Jasper Ridge (rechte Graphik) wird das lokale Aussterben und die Wiederbesiedelung der Teilpopulation G aufgedeckt (aus EHRLICH & MURPHY 1987).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

3.3 Photoeklektoren

Die im Frühjahr und Sommer aus dem Boden austretenden Arthropoden, welche überwiegend in die Kronenschicht der Bäume oder in die Krautschicht einer Wiese abwandern (Stratenwechsler), werden in Bodenphotoeklektoren quantitativ abgefangen (FUNKE 1971) und können sowohl in ihrer Dichte, als auch für Fragen des Lebenszyklus in ihrem zeitlichen Auftreten (phänologisch) bestimmt werden. Spinnen, Weberknechte, Hundertfüßer und Asseln werden nur unvollständig in Bodenphotoeklektoren erfaßt, da sie keine ausgesprochenen Stratenwechsler sind.
Baumphotoeklektoren wurden von FUNKE (1971) entwickelt und systematisch eingesetzt. Baumeklektoren erfassen primär den sog. Stammauflauf, geben Hinweise auf Bewohner von Kleinhabitaten, auf Durchzügler und Einwanderer aus anderen Biotopen. Von der Spinnenfauna des Rot-Buchenwaldes im Solling (97 Arten) wurden 69% des Arteninventars nur mit zwei Baumeklektor-Fängen aus einem Jahr nachgewiesen (FUNKE 1977).

3.4 Malaise-Fallen und Lichtfallen

Der standardisierte Fang von Blütenbesuchern offener Habitate, Blattwespen und parasitischen Hymenoptera, ist mit den große Tierzahlen fangenden Malaise-Fallen möglich (GRESSIT & GRESSIT 1962, TOWNES 1962, 1972). Malaise-Fallen sind allerdings in der freien Landschaft recht auffällig und an vielen Orten nicht ohne Aufsicht über viele Tage problemlos einsetzbar. Mit Lichtfallen erfaßt man regelmäßig die Nachtfalterfauna des Gebietes. Da verschiedene Falterarten unterschiedliche Flugzeiten haben, muß eine Lichtfalle mit Einsetzen der Dunkelheit mindestens bis 1 Uhr morgens durchgehend leuchten. Die Fangergebnisse hängen sehr von der Temperatur ab, in warmen Nächten sind sie besonders hoch (KURTZE 1974, PERSSON 1976). Die Lichtfallen müssen bei längerfristigem Einsatz immer wieder am selben Standort aufgestellt werden. Als Beispiel für vieljährige Lichtfallen und deren Aussagewert seien die Arbeiten von WOLDA (1978) und TAYLOR & TAYLOR (1977) genannt.

3.5 Linientaxierungen

Unter Linientaxierungen verstehen wir alle Transektmethoden zur Bestimmung der Tierdichte. Man kontrolliert Streifen vorgegebener Breite und beobachtet beim Abschreiten alle ausgewählten Tiere innerhalb dieses Streifens. Sofern ein Spezialist eine Tiergruppe gut kennt, wird er innerhalb seines Streifens alle beobachteten Individuen bestimmten Arten zuordnen. Auf Sicht lassen sich ohne Fangen Vögel, mit geringen Einschränkungen Tagfalter und Heuschrecken, kontrollieren. Die Streifenbreite wählt man für Vögel im offenen Gelände jeweils rechts und links 50 m, im Wald 25 m. Die Kontrollgänge sollten zum Höhepunkt der Brutzeit während der Morgenstunden ausgeführt werden (BERTHOLD 1976, OELKE 1980, MARCHANT 1983).
Für Tagfalter sollte die Streifenbreite rechts und links nicht mehr als 5 m, für Heuschrecken 1 m betragen. Als Streifenlänge wird pro Habitattyp für Vögel etwa 1 km, für Tagfalter 500 m und für Heuschrecken 100 m vorgeschlagen. Die systematischen Begehungen müssen bei möglichst gleicher Wetterlage pro Habitat ca. 10 mal pro Saison wiederholt werden. Nicht auf Sicht bestimmbare Tiere, z.B. einige Heuschrecken und Bläulingsfalter, können mit dem Kescher gefangen, im Glas lebend bestimmt und wieder freigelassen werden.

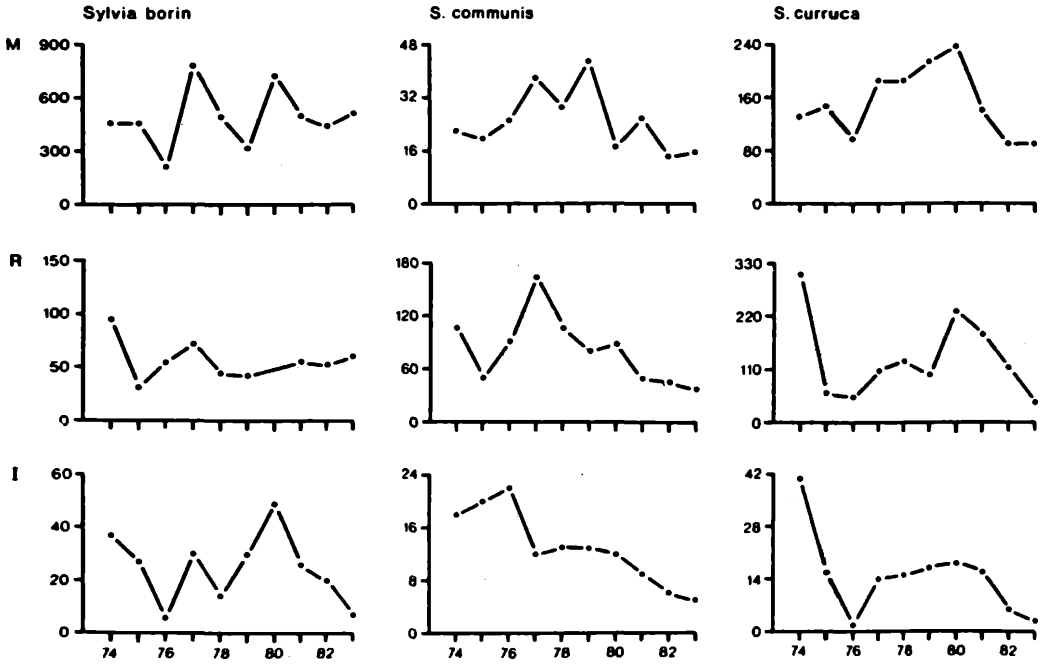

Abbildung 9

Die jährliche Fangzahlen (1974-1983) dreier Grasmückenarten an den Stationen Mettnau (M), Reit (R), und Illmitz (I) (aus BERTHOLD et al. 1986).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

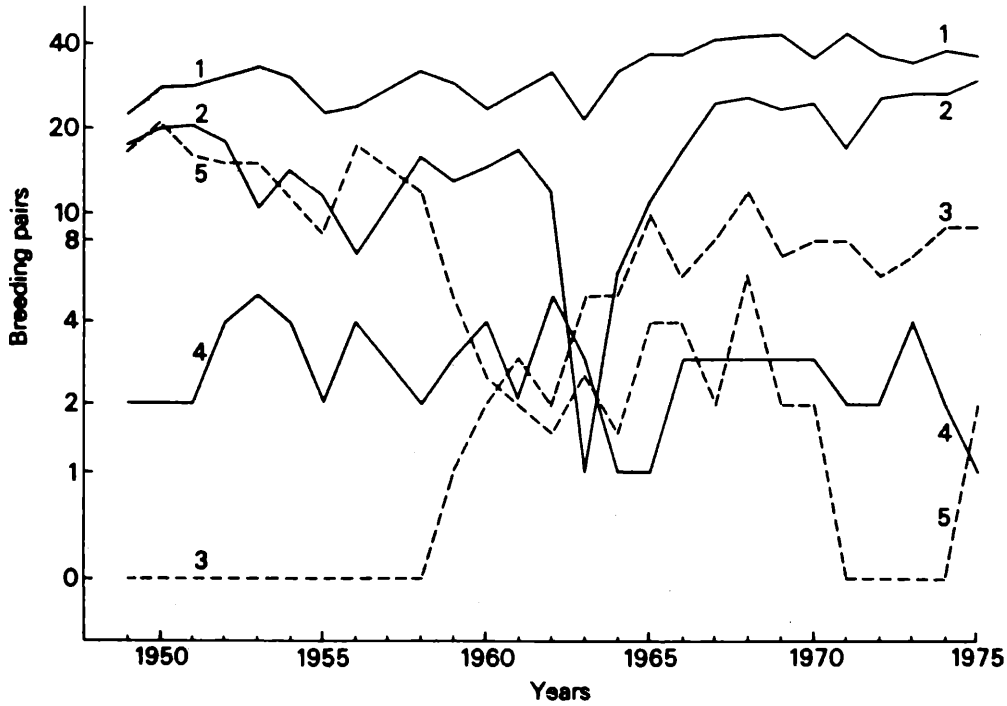

Abbildung 10

Zahl der Brutvogelpaare ausgewählter Arten aus dem Easten-Wood, Bookham Common. Die Ordinate ist eingeteilt nach sinh −1 (n), was fast dem logarithmischen Maßstab entspricht, aber erlaubt, auch Nullwerte mitaufzunehmen (Daten von BEVEN 1976) (aus WILLIAMSON 1981).
1. Rotkehlchen, 2. Zaunkönig, 3. Star, 4. Sumpfmeise, 5. Fitislaubsänger.

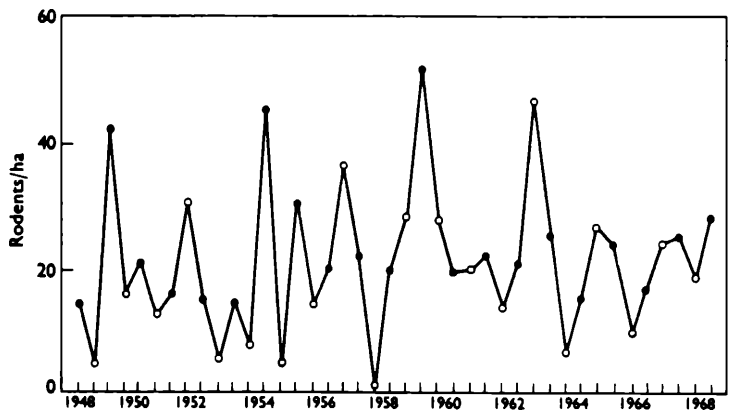

Abbildung 11

Zahl der Waldmäuse und Waldwühlmäuse in jedem Sommer (o) und Winter (●) im Wytham Wood, nahe Oxford zwischen den Jahren 1948 bis 1968 (aus DELANY, M.J. 1974).

3.6 Punktkontrollen

Für großräumige Kartierungen und systematische Vogelbestandserhebungen in Wäldern außerhalb der Brutzeit sind Punkt-Registriermethoden mit Zählung der in einem bestimmten Abstand und in einer bestimmten Zeit wahrgenommenen Individuen geeignet (BLONDEL 1975, REYNOLDS et al. 1980). 15 Min. pro Punkttaxierung bei einem Radius von 50 m kann empfohlen werden, für spezielle Fragen können Zeitdauer verlängert und Beobachtungsradius vergrößert werden (SVENSSON 1977).
Punkttaxierungen lassen sich nach dem gleichen Prinzip auch für Blütenbesucher an bestimmten Blütenpflanzen durchführen. Wieder sind für Wiederholungen Tageszeit und Wetterlage möglichst gleich zu wählen.

3.7 Bruterfolgskontrollen

Bruterfolgskontrollen sind informativer als die bloßen Artenregistrierungen und wichtig für die Abschätzung der Bestandesentwicklung. Gerade in für bestimmte Vogelarten ausgewiesenen Naturschutzgebieten ist eine Kontrolle über die innerhalb des NSG produzierten Jungen, über ihren Verbleib und den Ersatz der Alttiere wünschenswert.
Am einfachsten lassen sich Bruterfolgskontrollen an Vögeln durchführen, in der Praxis mit dem geringsten Aufwand in künstlichen Nisthöhlen. Auch die Nesterkontrolle an Freibrütern bringt wertvolle Informationen, eine systematische Nestersuche ist auch für die Bestimmung des tatsächlichen Brutpaarbestandes notwendig (BERTHOLD 1976, OELKE 1977). Nesterkontrollen

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

müssen sehr behutsam durchgeführt und dürfen nicht oft wiederholt werden. MAYFIELD (1975) und JOHNSON (1979) geben an, wie man von wenigen Kontrollen den Bruterfolg rechnerisch abschätzen kann.

3.8 Systematische Spurensuche

Viele Wildtiere werden regelmäßig über eine Spurensuche erfaßt. Ihr Vorkommen, Rückgang oder ihre Ausbreitung läßt sich zuverlässig und effektiv durch eine Langzeitbeobachtung ihrer charakteristischen Spuren nachweisen.
Die Erkennung der Tiere erfolgt entweder über Fährten, Losungen, Fraßzeichen, Bauten, Nester oder Mauserfedern. Mauserfedern verraten z.B. die Gegenwart eines Habichts oder der Rauhfußhühner. Typische Fraßzeichen der Vögel sind Gewölle und Rupfungen, aber auch Spechtschmieden und von Spechten angehackte Bäume.
Viele Kleinsäugerarten behandeln Nüsse und andere Früchte in artspezifischer Weise. Schalenwild verrät sich neben den Trittsiegeln auch durch charakteristische Fraßspuren an Holzpflanzen. Eine Übersicht über einheimische Tierspuren finden wir z.B. im Buch von BANG & DAHLSTRÖHM (1977).

4. Minimalprogramm in der Tiererfassung

Die hohe Varianz freilandökologischer Ereignisse erfordert für gesicherte Aussagen hohe Stichprobenzahlen. Eine auf viele Jahre festgelegte Untersuchung bleibt aber nur standardisiert und konsequent durchführbar, wenn der Arbeitsaufwand pro Jahr möglichst niedrig gehalten wird. Daher müssen wir uns überlegen, welcher minimaler Aufwand für eine angestrebte Erfassungsgenauigkeit von Tierbeständen gerade noch vertretbar ist.
Alle sog. automatischen Fanggeräte, welche ohne Anstrengungen des Menschen Tiere erfassen, haben den großen Vorteil einer eindeutigen Standardisierung (vgl. Kap. 3). Erfassungsmethoden, die vom persönlichen Einsatz des Beobachters abhängig sind, leiden bei langfristigen Projekten häufig unter dem Wechsel des Beobachters. Lediglich Vogelbestandserfassungen sind so gut ausgearbeitet, daß auch verschiedene Ornithologen hinreichend übereinstimmende Ergebnisse mit gleicher Beobachtungsweise erzielen. „Hinreichend übereinstimmend" bedeutet immerhin noch die Möglichkeit, daß ein Viertel der vorhandenen Vogelarten von versachiedenen Beobachtern in demselben Gebiet bei getrennten Begehungen nicht erfaßt werden (ELLENBERG et al. 1985).
Bei synchroner Kontrolle im gleichen Gebiet wird eine Übereinstimmung zu 80-85 % zwischen zwei Beobachtern erreicht. Unter dem Aspekt der Langfristigkeit der Untersuchungen schlage ich daher die im Kap. 3 ausgewählten Erfassungsmethoden vor.
Eine Minimierung des Arbeitseinsatzes der Tierfangzahlen soll in den folgenden Abschnitten besprochen werden, sie wird einen später bei der Analyse der Ergebnisse allerdings nie zufrieden stellen.

4.1 Minimaler Bodenfalleneinsatz

Die Auswertung der Bodenfallenfänge aus einer Mähwiese und einem Rotbuchenwald ließ den geringsten Informationsverlust über Artenzahlen von *Carabiden* und *Linyphiiden* zu, wenn die Fallen nicht durchgängig geöffnet waren, sondern im Jahresverlauf jeweils 2 Wochen offen und 2 Wochen geschlossen blieben (RÜMER & MÜHLENBERG 1988). Die Reduktion der Fallenzahl hat im Wald die erfaßte Artenzahl weniger gesenkt als in der Wiese. Eine z.B. pro Habitat auf 3 Fallen reduzierte Stichprobe ist für relative Vergleiche dominanter Arten und deren Populationsschwankungen vertretbar, für die Beschreibung eines Artenspektrums aber nicht ausreichend. Viele Arten werden nur in Einzelexemplaren gefangen. Wenn wenige Fallen (unter 10) eingesetzt werden, dann sollten die Fallen mindestens einen Öffnungsdurchmesser von 7 cm haben.

4.2 Reduktion der Bodenprobenauswertung

Die Zahl der Bodenproben läßt sich wegen der fast immer heterogenen Verteilung der Organismen kaum reduzieren, 8 Proben von 25 cm x 25 cm pro gleichförmigem Habitat stellen eine minimale Stichprobenzahl dar.
Wenn eine Apparatur für die Extraktion zur Verfügung steht (z. B. Kempson-Apparatur, vgl. MÜHLENBERG 1989), dann ist sie der zeitaufwendigeren Handauslese vorzuziehen. Eine Sammlung mit je 8 Proben pro Monat wäre die minimale Stichprobengröße.

4.3 Minimalerfassung mit Photoeklektoren

Für die Untersuchungen an Arthropoden-Populationen in Wald-Ökosystemen schlägt GRIMM et al. (1975) als Minimalprogramm zur Erfassung des Arteninventars einen kombinierten Einsatz von Boden-Photoeklektoren, Baumeklektoren und Bodenfallen vor. Wenn auch die Individuendichte einigermaßen zuverlässig beobachtet werden soll, reichen in einem Buchenwald für die meisten dominanten Arten oder Tiergruppen 6 Bodenphotoeklektoren mit je 1 qm Fläche aus, wenn bei der Abundanzbestimmung noch Abweichungen bis maximal 25 % vom arithmetischen Mittel aus 12 Eklektoren akzeptiert werden. Bei Verwendung von Kleineklektoren mit je 0,2 qm Grundfläche genügen, für die dominanten Tierarten 25 Geräte, das entspricht einer Fangfläche von 5 qm. Kleineklektoren aus Fiberglas haben gegenüber den großen Eklektoren den Vorteil besserer Haltbarkeit und niedrigeren Preises. Sie müssen allerdings zur Erfassung der Schlüpfabundanz von möglichst vielen Arten über das Jahr hinweg mehrmals im Jahr (z. B. monatlich) umgesetzt werden. Die minimale Zahl der Baumeklektoren sind Fallen an zwei Bäumen.
Um aus den Fluktuationen der Tierpopulationen zwischen den verschiedenen Jahren auf einen ökosystemtypischen Mittelwert schließen zu können, sind Fangzeiten von 10 Jahren notwendig (GRIMM et al. 1975).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

4.4 Zum Einsatz von Malaise-Fallen und Lichtfallen in einem Minimalprogramm

Innerhalb eines Minimalprogramms möchte ich vom Einsatz einer Malaise-Falle abraten. Für einzelne Stichproben können standardisierte Kescherfänge als Ersatz für die Erfassung von Fluginsekten dienen. Wegen der hohen Varianz zwischen einzelnen Kescherfängen (Unterschiede in der Geschicklichkeit des Untersuchers, in den Wetterverhältnissen und der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Fluginsekten) kann ein Kescherfangprogramm für sinnvolle Vergleiche nur wenig reduziert werden. Wenn man sich für bestimmte Insektengruppen interessiert, dann kann der Kescherfang auf die Hauptflugzeiten dieser Tiere im Jahreslauf vermindert werden (s. Kap. 4.5).
Auch die Lichtfalleneinsätze werden der Phänologie der Flugzeiten unserer Nachtfalterarten angepaßt. In den entsprechenden Schmetterlingsbüchern ist das jahreszeitliche Erscheinen der adulten Nachtfalterarten angegeben (s. z.B. KOCH 1988).
LEY (1988) wies mit 58 Fangnächten in jeweils vier Habitaten des Nationalparks Bayerischer Wald 224 Macrolepidopteren-Arten nach. Diese Artenzahl stellt etwa 22% aller für Deutschland nachgewiesenen nachtaktiven Großschmetterlinge dar. Mit je 18 Lichtfängen in den vier Habitaten, verteilt im Juni, Juli und September, reduzierte er den Zeitaufwand des Fanges auf ca. ein Drittel und erfaßte noch 192 Arten, also ca. 86% seiner insgesamt festgestellten Nachtfalterfauna (Macrolepidoptera).
Für eine Kontrolle der Roten-Liste-Arten läßt sich das Fangprogramm entsprechend zeitlich einengen. Für ein weites Artenspektrum genügt der Lichtfang in den Monaten Juni (4 x) und September (2 x), jeweils in warmer Nacht zwischen 20 Uhr und 1 Uhr.

4.5 Reduktion der Zahl der Linientaxierungen

Standardisierte Linientaxierungen hatte ich für Erfassungen von Vögeln, Tagschmetterlingen und Feldheuschrecken empfohlen (s. Kap. 3.5). Ihre Gesamtzahl kann auf 4-6 systematische Begehungen beschränkt werden, wenn der Beobachter ein Kenner „seiner" Tiergruppe ist. Die wenigen Begehungen müssen der Phänologie der jeweiligen Tiergruppe angepaßt werden.
Mitte Mai bis Mitte Juni haben die meisten Vögel bei uns ihre Hauptbrutsaison. Zwischen 5.00 und 8.00 Uhr können dann die meisten Arten anhand der singenden Männchen festgestellt werden und Aktivitäten wie Nestbau, Fütterung der Jungen, Revierabgrenzung und -verteidigung erleichtern die Sichtbeobachtung. Für die Erfassung der Tagfalter ist es für den Naturschutz zweckmäßig zu wissen, wann die gefährdeten Arten ihre flugaktiven Phasen haben. Eine Auswertung nach Angaben von HIGGINS & RILEY (1978) ergibt für die Arten der Roten Liste Bayerns (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM 1983) als effektivste Begehungszeit die Monate Juni und Juli, wobei schönes Wetter für die Linientaxierung der Schmetterlinge eine Voraussetzung ist. 4 Begehungen der Gebiete im Juni und 4 im Juli sind ein Minimalprogramm.
Feldheuschrecken zählt man auf Transekten (s. Kap. 3.5) bei uns hpts. Im Monat September. Die nur bei guter Kenntnis der Gruppe minimale Zahl systematischer Beobachtungen liegt bei vier Begehungen bei schönem Wetter zwischen 13-17 Uhr.

4.6 Vorteil von Punktkontrollen bei großflächiger Vogelbestandsaufnahme

Punktkontrollen für die Registrierung von Vögeln sind v.a. in Wäldern bei ungünstigen Sichtverhältnissen und auch außerhalb der Brutzeit geeignet (BLONDEL 1975, REYNOLDS et al. 1980). Für eine großflächige Bestandsaufnahme empfiehlt SVENSSON (1977) einen Beobachtungsradius von 125 m, so daß ein qkm durch 8 Zählpunkte abgedeckt wird. Mit der Minimierung der Zähldauer auf 5 Min. pro Punkt erfaßte er 62% der Arten aus einer Bestandsaufnahme von jeweils 30minütiger Beobachtungsdauer.

5. Langzeitbeobachtung von Charakterpopulationen, mit denen sich bestimmte Lebensräume abgrenzen lassen

Schon lange sucht man nach Klassifikationsmöglichkeiten ganzer Lebensgemeinschaften (Biozönosen). Während in der Vegetationskunde die Beschreibung von Pflanzengesellschaften hoch entwickelt und weitgehend über Leit- bzw. Charakterarten möglich ist (WILMANNS 1984), sind in der Zoologie vergleichbare Ordnungsprinzipien erst im Aufbau (vgl. KRATOCHWIL 1987).
Als Beispiele für die Wahl von Charakterarten, welche Lebensgemeinschaften bestimmter Habitate repräsentieren sollen, möchte ich Arbeiten von KRATOCHWIL anführen (1989, in prep., auszugsweise aus seinem Manuskript entnommen). Er ordnet folgenden Pflanzengesellschaften Schmetterlingscharakterarten zu (s. Tab. 2).
Weitere Charakterarten aus der Gruppe der Heuschrecken sind für Lebensgemeinschaften vegetationsarmer, warmtrockener Standorte Unterfrankens *Oedipoda germanica, O. caerulescens* und *Psophus stridulus.* Die Blutrote Singzikade *(Tibicen haematodes),* auch der Lauer genannt, steht als ökologische Leitform für die klimatisch begünstigten, für den Weinbau geeigneten Standorte des Maintales. Der Erdbockkäfer *(Dorcadion fuliginator)* z.B. wäre eine Charakterart für Steppenheiden und grasige Wegränder auf Muschelkalk und vegetationsarmen Gipskeuperboden (HESS & RITSCHEL-KANDEL, mdl. Mitt.).
Diese Form der Charakterisierung von Biotopen ist hilfreich für die Erfassung des Ist-Zustandes und konzentriert die Erfassungsbemühungen sinnvoll auf wenige Arten. Über die Zukunftsaussichten der beobachteten und erwarteten Tierpopulationen ist mit dieser Methode aber noch nichts abzuleiten. Ich empfehle daher, die Langzeitbeobachtung auf Zielarten (s. Kap. 6) zu lenken, wenn diese Zielarten für Schutzmaßnahmen ausgewählt wurden und die Chance besteht, aus der Langzeitbeobachtung neue Maßnahmen zu

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 2

Pflanzengesellschaft	Lepidoptera	Gefährd. Grad (R. Liste, BRD)
WÄLDER		
wärmebedürftige Eichenmischwälder:		
Quercion pubescenti-petraeae	Euphydryas maturna	
	Lopinga achine	2
	Coenonympha hero	2
Hainbuchen geprägte Waldwege und Gebüsche:		
Carpinion	Apatura-Arten	3
	Limenitis-Arten	2,3
	Pararge aegeria	
WIESEN		
Wirtschaftsgrünland		
Molinio-Arrhenatheretea		
Nährstoffreiche Naßwiesen		
Calthion	Lycaena dispar	2
Pfeifengraswiesen		
Molinion (z.T. Brachen)	Minois dryas	2
	Maculinea nausithous	3
	Maculinea teleius	3
Eine Auswahl von Charakterarten für das Mesobromion (Trespen-Halbtrockenrasen) für Wildbienen, Schwebfliegen, Heuschrecken und Schnecken sind nach KRATOCHWIL (1989 in prep., auszugsweise):		
HYMENOPTERA APOIDEA:	Osmia aurulenta)	
	O. rufohirta)	
	O. spinualosa)	1–3
	O. bicolor)	
	Lasioglossum lineare	
	L. fulvicorne	
	L. villosulum	
	Andrena falsifica	
	Halictus quadricinctus	1
	H. simplex	
	Eucera tuberculuta	
DIPTERA SYRPHIDAE:	Merodon rufus)	
	Paragus tibialis)	?
	Microdon latifrons)	
SALTATORIA:	Stenobothrus lineatus	
	Chorthippus biguttulus	
	Ch. brunneus	
	Metrioptera bicolor	
	Phaneroptera falcata	2
	Omocetus ventralis	
MOLLUSCA:	Zebrina detrita	4
	Truncatellina cylindrica	
	Clausilia parvula	
	Helicella itala	
	H. obvia	4
	Candidula unifasciata	2
	Pupilla muscorum	

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

rechtfertigen. Ein Ziel des Ordnungsprinzips mit Hilfe von Pflanzengemeinschaften ist es, mit der Beobachtung von den Charakterarten Aussagen über eine gesamte Artengemeinschaft zu machen. Als Charakterart (im Sinne einer Zeigerart) wird eine Art verstanden, die für bestimmte Pflanzengesellschaften charakteristisch ist und deren Vorkommen intakte Verhältnisse dieser Habitate anzeigen. Man schließt aus ihrer Präsenz, daß viele weitere biotop-typische Arten vorhanden sind und eine charakteristische Artengemeinschaft bilden.

Eine Langzeitbeobachtung von Tiergruppen auf Dauerbeobachtungsflächen, die aus der Sicht der Vegetationskunde ausgewählt wurden, bringt aber für den Schutz von Tierarten keine neuen Erkenntnisse, es könnten lediglich mit sehr großem Aufwand ökosystemare Fragen behandelt werden.

Die empfohlenen und in der Praxis verwendeten Größen von botanischen Dauerbeobachtungsflächen liegen, schon auf der Ebene von Tierindividuen, meist um Größenordnungen unter den Aktionsräumen der Tiere (die Maximalgröße bei Magerrasen beträgt z.B. 100 qm, empfohlen wird für baumfreie Vegetation 2 m x 2 m, PFADENHAUER et al., 1986). Das Ziel, eine Tier-*Population* langfristig zu beobachten, wird nicht erreicht, wenn eine Pflanzengesellschaft als Vorgabe für die Auswahl der Tierart dient.
Wenn überhaupt Lebensgemeinschaften klar voneinander trennbar sind, müßten für ihre biologisch sinnvolle Abgrenzung folgende Voraussetzungen erfüllt sein (COLLIER et al. 1974):
Koinzidenz des Auftretens oder Verschwindens von Artengruppen entlang eines Umwelt-Kontinuums,

(a) aufgrund von Koadaption und Übereinstimmung von Toleranzgrenzen gegenüber Umweltfaktoren,

(b) aufgrund von dominanten Arten, die ihre Umwelt derart beeinflussen, daß Diskontinuitäten entstehen.
Wir können zwei Möglichkeiten in der Verteilung von Lebensgemeinschaften gegenüberstellen (A und B in Abb. 12):
In der Artenverteilung nach dem Muster A (s. Abb. 12) können wir zwar Gemeinschaften voneinander unterscheiden, aber es gibt immer Tierarten, die auch mehrere solcher Gemeinschaften bewohnen (Bsp. a). Wenn die Arten entlang eines Umweltgradienten zufällig oder nicht koinzidierend verteilt sind (Muster B in Abb.), dann wird mit der Auswahl einer Tierart keine definierbare Lebensgemeinschaft beschrieben, sondern lediglich der interessierende Bereich entlang der Umweltgradienten abgegrenzt (Beispiel b und c in Abb. 12). Der zoologische Ansatz für die Langzeitbeobachtungen von Tierpopulationen unterscheidet sich daher grundsätzlich vom botanischen Ansatz:
Nicht die Standortfläche ist der Ausgangspunkt der Untersuchung, sondern die Tierart selbst, ausgewählt als „Charakterpopulation"!
Als Umweltgradient können wir uns z.B. eine Auwaldzonation vorstellen. Es richtet sich dann aber nach der ausgewählten Tierpopulation, welchen Bereich wir für die Beobachtung abgrenzen. Mit einer Insektenart als Charakterpopulation (Beispiel c in Abb. 12, z.B. Großer Schillerfalter) wähle ich einen anderen Beobachtungsraum als mit dem Kleinspecht (Beispiel b in Abb. 12), und wieder einen anderen mit dem Graureiher (z.B. a in Abb. 12). Das Wohngebiet der Tierpopulation bestimmt den unterschiedlich großen Beobachtungsraum. Eine Charakterpopulation kann zu vielen Zwecken für eine Langzeitbeobachtung ausgewählt werden (Biomonitoring, Sukzessionsstudien, u.a.). Von einer Zielart spreche ich dann, wenn ich diese Population (oder auch Art) speziell für ihre Zukunftssicherung langfristig studiere (s. Kap. 6).

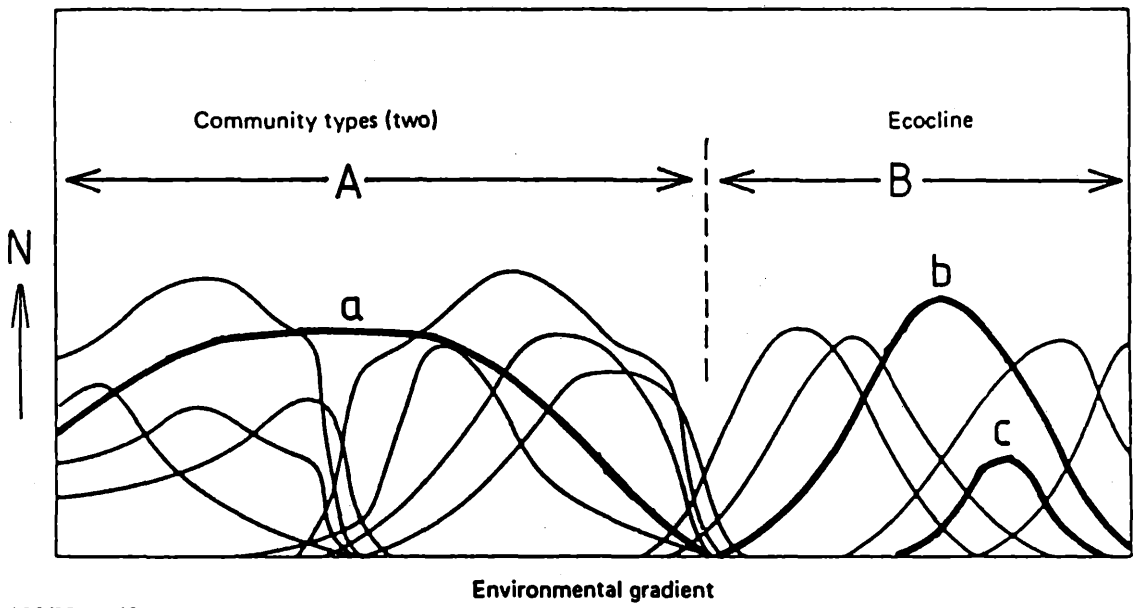

Abbildung 12

Darstellung über die mögliche Verteilung verschiedener Arten entlang eines Umweltgradienten. Im Bereich A können für die meisten Arten zwei Artengemeinschaften voneinander abgetrennt werden, in B hat jede Art eine ihr eigene räumliche Verteilung (verändert nach COLLIER et al. 1974).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

6. Gefährdungsgradanalysen von ausgewählten Zielarten im Naturschutz und deren Langzeitbeobachtung

Die Langzeitbeobachtung von Charakterarten dient zur Erkundung von Veränderungen bestimmter Lebensgemeinschaften. Sie kann nicht die Ursachen aufklären, die zur Ab- oder Zunahme der Bestände führen. Eine kausalanalytische Betrachtung wird durch eine sog. Gefährdungsgradanalyse angestrebt. Sie kann jeweils nur an einzelnen Arten vorgenommen werden. Ihr Ziel ist es, die Erkenntnisse aus der Populationsbiologie, Populationsgenetik und aus Informationen über die Habitatansprüche einzelner Tierarten so aufzubereiten, daß Aussagen über die Bedeutung der Habitatgröße für den Erhalt einer Population immer ein Wahrscheinlichkeitsprozeß ist (vgl. HOVESTADT 1989), kann die Gefährdungsgrad-Analyse (amerik. „Population Vulnerability Assesment", vgl. GILPIN & SOULÉ) nicht die Zukunftssicherung einer Art generell bestimmen, sondern nur die Individuenzahl angeben, welche die Population gerade noch einen willkürlich festgelegten Zeitraum mit bestimmter Wahrscheinlichkeit überleben läßt (minimalgroße, überlebensfähige Population, amerik. „Minimum Viable Population"). Die Aussagen über die Wahrscheinlichkeit einer fortdauernden Existenz gründen sich auf der wissenschaftlichen Analyse der Beziehungen zwischen Anzahl und Dispersion der reproduktiven Individuen, genetischer Variation und Ereignisse in der Umwelt, die zur Reduktion des Habitats oder des Versorgungszustandes der Population führen.

Naturschutz kann nur dann effizient werden, wenn die angestrebten Ziele eindeutig formuliert und die Maßnahmen kontrollierbar werden. Ich sehe das übergeordnete Schutzziel in der langfristigen Sicherung von Populationen durch Erhalt ihrer artspezifischen Lebensgrundlagen unter Freilandbedingungen.

Die Zukunftssicherung der Arten setzt eine weitgehende Reduzierung allgemeiner Belastungen, wie z.B. Bodenbelastung durch Eutrophierung und Chemikalieneinsatz oder Veränderungen im Wasserhaushalt, voraus. Eine derartige „Bremsstrategie" der Umweltbelastung garantiert aber noch keineswegs das Überleben der einzelnen Arten. Eine zielgerechte Naturschutzplanung muß sich daher an der Bestandesentwicklung einzelner Arten orientieren, die ich „Zielarten" nennen möchte. Eine Reduzierung der Umweltbelastung ist auf absehbare Zeit nicht vollständig möglich, so daß ein kontinuierliches Monitoring der Zielarten erforderlich wird.

Die Zielarten, auf die sich der Naturschutz in der Zukunft konzentrieren sollte, empfehle ich nach folgenden Kriterien auszuwählen:

1. Höchste Priorität haben die Arten mit dem größten überregionalen Gefährdungsgrad. Sie sind bei Verlust nicht ersetzbar.
2. Wenn Geld für Maßnahmen eingesetzt wird, sollten auch andere (gefährdete) Arten davon profitieren. Deshalb sind besonders solche Arten geeignet, deren Hauptgefährdung in der Veränderung des Lebensraumes und nicht z.B. in direkter Verfolgung liegen.
3. Arten, die in unserem geographischen Einflußbereich vorkommen, sind besser kontrollierbar, in ihrem Bestand beeinflußbar und daher Fernziehern zunächst vorzuziehen.
4. Die Chancen der Populationssicherung werden von den Geldmitteln abhängen; hier sind reale Grenzen zu erkennen.
5. Die Bereitschaft, viel Geld zu investieren, steigt mit der Popularität der geförderten Zielart.

Für eine Gefährdungsgrad-Analyse müssen folgende Informationen gesammelt und ausgewertet werden (vgl. MARCOT et al. 1988):

1. Primärhabitat und Substrat zur Reproduktion und Aufzucht.
2. Sozial- und Reproduktionsgemeinschaft der Art zum Überleben des Individuums und kleinste Anzahl der Individuen, die eine funktionierende soziale oder reproduktive Einheit bilden.
3. Habitatqualitäten, die für die Nahrungsaufnahme genutzt werden.
4. Art, Menge, Qualität und Anordnung von Mikrohabitaten, die das Überleben und die Reproduktion fördern.
5. Schwankungsbereich und Mittelwert der Aktionsraumgröße (home range) für die soziale bzw. reproduktive Einheit und ihre saisonalen Veränderungen.
6. Größe, Zahl und Lagebeziehungen der genutzten Habitate.
7. Verbreitungsfähigkeit und maximaler Abstand zwischen geeigneten Habitaten für Interaktionen.
   Dazu ist für die Praxis die Darstellung derjenigen Fläche sinnvoll, die sich aus einem Kreis mit dem Radius der halben möglichen Verbreitungsdistanz ergibt.
8. Demographische Variationen wie Fortpflanzungsrate, Überlebensrate, Alter der ersten und letzten Reproduktion. Abhängigkeit dieser Variablen von Habitatmerkmalen (vgl. Punkt 3 und 4).
9. Bestimmung der effektiven Populationsgröße (Zahl der den Genpool beeinflussenden Individuen) und Schätzen des Inzuchtkoeffizienten, um Verluste genetischer Variation abzuschätzen.
10. Interaktionen mit anderen Arten wie Konkurrenten, Räubern, Parasiten, Beutetieren oder Nahrungspflanzen.
11. Aktuelle Verbreitung und Abundanz der betreffenden Zielart.
12. Identifizierung und Kartierung geeigneter Habitate.
13. Einschätzung der Isolationseffekte infolge Fragmentierung der Habitate. Hierzu sind Angaben über die Struktur der Metapopulation nötig:
    Ist die Art jetzt in Teilpopulationen zergliedert?
    Welcher Austausch an Individuen besteht derzeit zwischen den Teilpopulationen?
    Tragen die einwandernden Individuen zum Genaustausch bei? Welche Strukturen in der Landschaft fördern den individuellen Austausch zwischen den Teilpopulationen?

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Aus den Informationen (3), (4), (5), (7), (8), (11), (12), und (13) lassen sich konkrete Schutzmaßnahmen entwickeln, deren Erfolg durch Langzeitbeobachtung der Zielart besonders in Hinblick auf Veränderungen in den Punkten (8), (9) und (11) kontrolliert wird. Eine vernünftige Mischung aus Planung, Abschätzung möglicher Effekte (durch gründliche Kenntnis der Eigenschaften und Ansprüche der Art und Ursachen beobachteter Variationen), Maßnahmen, Monitoring, Durchführung von wissenschaftlichen Untersuchungen und Angleichung des Management (soweit Korrekturen bzw. Nachbesserungen nötig werden) ist eine aufwendige, nur in Einzelfällen realisierbare Schutzstrategie. Die beste Schutzstrategie besteht immer noch darin, der gefährdeten Art ausreichend Fläche mit geeigneter Habitatqualität bereitzustellen, so daß ein spezielles Habitatmanagement überflüssig wird!
Die Habitatbewertung richtet sich nach der Möglichkeit, mit welcher Wahrscheinlichkeit die gefährdete Population eine bestimmte Zeit überleben wird.

7. Empfehlungen für Forschungsansätze als Grundlagen für Schutzstrategien

Im folgenden möchte ich einige Themen herausgreifen, deren Bearbeitung Langzeitbeobachtungen benötigen und deren Ergebnisse wichtige Grundlagen für Schutzstrategien darstellen. Die Forschungsansätze gehen über die Aufgabe, Veränderungen in der Tierwelt über lange Zeit zu beobachten und zu dokumentieren, hinaus und sollen über die Analyse bestimmter Zusammenhänge auch Voraussagen gestatten, auf welche die Planungskonzepte im Naturschutz angewiesen sind.

7.1 Ausbreitungsdynamik von möglichen Zielarten. Untersuchungen zum Problem der Ersetzbarkeit lokal verschwundener Populationen

Die Fragmentierung unserer Landschaft hat viele Tierpopulationen in Teilpopulationen zergliedert und Populationen voneinander isoliert (BURGESS & SHARPE 1981, HARRIS 1984, MÜHLENBERG 1985). Die Theorie der Inselökologie (MAC ARTHUR & WILSON 1967) hat das lokale Aussterben und Einwandern von Arten in inselartigen Lebensräumen vorausgesagt. Erst Langzeitbeobachtungen z.B. an Laufkäfern (DEN BOER 1977), Singvögeln (BEVEN 1976, vgl. Tabelle 3) und Spinnen (SCHOENER & SPILLER 1987) haben diesen Artenwechsel gut belegen können.
Das Ersetzen lokal verschwundener Populationen ist von der Ausbreitungsfähigkeit der betreffenden Tierarten abhängig. Untersuchungen zur Ausbreitungsfähigkeit einzelner Tierarten sind daher ein wesentlicher Bestandteil der Gefährdungsanalyse (s. Kap. 6). Allerdings haben wir von den Arten i.d.R. die geringsten Kenntnisse gerade über das Ausbreitungsvermögen, auch wenn wir z.B. über die Populationsdynamik und speziellen Habitatsansprüche dieser Arten gut informiert sind.
Untersuchungen zur Ausbreitungsdynamik sind sehr aufwendig und erfordern meist die individuelle Kennzeichnung der Tiere. Unter den Wirbeltieren ist das Phänomen „Dispersal" lediglich bei Mäusen und Kohlmeisen gut beschrieben. (GAINES & MC CLENAGHAN 1980, GREENWOOD et al. 1979). An Insekten liegen die umfangreichsten Arbeiten über die Ausbreitungsdynamik von DEN BOER (1977, 1989 in press.) vor.
Wichtig für den Naturschutz sind die Fragen, welche Distanzen zwischen isolierten Habitaten von einzelnen Individuen überwunden werden und ob die sich ausbreitenden Individuen sich auch erfolgreich im neuen Gebiet fortpflanzen können.

7.2 Bedeutung von Umweltgradienten für die Fluktuationen von Tierpopulationen. Untersuchungen zum Problem der Habitatqualität

Am eindrucksvollsten haben WEISS et al. 1988 an Schmetterlingen gezeigt, in welcher Weise die Populationsdynamik von abiotischen Faktoren abhängig ist. Die Möglichkeit für den Scheckenfalter, entsprechend der von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Wetterentwicklungen mal in mehr beschattete, mal in mehr besonnte Mikrohabitate ausweichen zu können, sichert das Überleben der Population. An diesem Beispiel konnte gezeigt werden, daß spezifische Habitatqualitäten, speziell ein breiteres Spektrum abiotischer Ressourcen, wichtiger sein können als das bloße Angebot einer scheinbar ausreichenden Fläche.
Im Naturschutz ist für die Diskussion, ob kleine Naturschutzgebiete von der Größe her ausreichend sind, die Frage nach der Habitatqualität wichtig. Umweltgradienten innerhalb der Schutzgebiete können die Fluktuationen der Population dämpfen und daher das Aussterberisiko kleiner und isolierter Populationen senken.
Als Untersuchungsobjekte empfehle ich Heuschrecken, da sie sehr empfindlich auf kleinklimatische Veränderungen reagieren und gerade viele Rote-Liste-Arten primär speziell an feuchte oder trockene Standorte gebunden sind. Häufig finden wir nur kleinste Bestände dieser Arten (vgl. HESS & RITSCHEL-KANDEL 1988).

7.3 Reaktion der Tiere auf Veränderungen des Mikroklimas infolge veränderten Nährstoffhaushalts. Weitere Untersuchungen zum Problem der Habitatqualität

In Kap. 1.5 wurde auf das Problem der Eutrophierung eingegangen. Während aber die Veränderung der Pflanzenwelt inzwischen gut dokumentiert wird (s. ELLENBERG 1987, 1988b, LILJELUND & TORSTENSSON 1988, ROSÉN 1988), sind die indirekten Folgen auf die Tierwelt bisher nur erkannt und in Hypothesen formuliert (ELLENBERG 1986a), aber nicht im kausalen Zusammenhang untersucht. Viele Vogelarten sind im Bruterfolg von der Bodenerwärmung (z.B. SCHLÄPFER 1988) und der Zugänglichkeit ihrer Nahrung in Bodennähe (z.B. ELLENBERG 1986b) abhängig. Eine hochgeschlossene Kraut-

oder Grasschicht beschattet den Boden und hält ihn feucht. Eine solche Veränderung des Mikrohabitats in offenen Landschaften wird auch die Arthropodenfauna in ihrer Artenzusammensetzung beeinflussen.

Untersuchungen mit experimentellem Ansatz (Manipulation des Nährstoffhaushalts in nebeneinanderliegenden Flächen) werden helfen, das Verschwinden vieler Arten zu verstehen und Argumente zu liefern, mit denen eine notwendige Extensivierung im Naturschutz vorangetrieben werden kann.

7.4 Langzeitbeobachtung von Mikrosukzessionen: Tiere als notwendige Voraussetzung für die Erhaltung pflanzlicher Artenvielfalt. Untersuchungen zum Problem der Diversität

Vielfach wird der Ort, an dem eine einzelne Pflanze wächst, durch Tiere bestimmt. Wir kennen diese Beziehung von allen samenverbreiteten Tieren, als Beispiel möchte ich nur unser Eichhörnchen (GURNELL 1987), den Eichelhäher (BOSSEMA 1979) und einige Ameisenarten (CUL-

Tabelle 3

Zahl der Territorien von singenden Männchen der Vogelarten in Bookham Common (Easten Wood) im Frühling der Jahre 1949 bis 1975, 1957 gab es keine Zählung. Die Tabelle gibt nur einen Teil der gesamten Daten wieder (aus WILLIAMSON 1981 nach BEVEN 1976).

Evidence of breeding		Year																								
		49	50	51	52	53	54	55	56	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75
N	Magpie (*Pica pica*)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	0	1	1	1	3	1	2	3	2	2
N	Jay (*Garrulus glandarius*)	2	5	6	6	5	7	4	3	4	4	4	4	3	4	7	4	5	5	3	4	7	7	8	5	4	5
N	Great tit (*Parus major*)	6	8	8	8.5	11	11	10	12	4.5	11	12	12	11	12	17	17	12	16	19	14	13	13	12	18	19	17
N	Blue tit (*Parus caeruleus*)	NC	6.5	13.5	9.5	13	16	10	14	13	10.5	16	18	16.5	19	19	22	17	16	20	19	20	15	16	19	26	19
N	Coal tit (*Parus ater*)	1	4	3	3	2	2	1	2	2	3	2	3	3	2	5	4	3	8	6	7	5	4	7	9	5	6
N	Marsh tit (*Parus palustris*)	2	2	2	4	5	4	2	4	2	3	4	2	5	3	1	1	3	3	3	3	3	2	2	4	2	1
N	Willow tit (*Parus montanus*)	1	1	0	1	1	1	1	2	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	2	1	1	2	2	1	1
N	Long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*)	1	1	2	2	1	2	2	2	2	0	1	1	2	0	0	1	2	2	1	1	2	3	2	3	2	2
N	Nuthatch (*Sitta europaea*)	0	1	3	1	2	2	3	4	1	4	4	3	3	2	5	5	5	7	5	3	5	5	4	6	5	4
N	Treecreeper (*Certhia familiaris*)	1	2	0	2	2	1	2	1	1	2	3	1	3	1	1	2	2	2	4	4	3	5	3	1	2	2
N	Wren (*Troglodytes troglodytes*)	17	20	20.5	18	10.5	14	11.5	7	16	13	14.5	17	12	1	5.5	11	17	25	26	24	25	17	26	27	27	30
N	Mistle thrush* (*Turdus viscivorus*)	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	2	2	2	2	3	2	1	1	2	2	2	2	2	1	1
N	Song thrush (*Turdus philomelos*)	1	1	7	5	3	5	4	5	4	2	3	6	5	4	7	7	8	10	7	7	7	9	6	6	6	4
N	Blackbird (*Turdus merula*)	5	9	9.5	11.5	8	12.5	8	7.5	11.5	9	7	9	8	8	10	12	11	12	11	13	9	14	12	6	12	12
U	Nightingale (*Luscinia megarhynchos*)	1	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

* Birds with large territories in which only part may be within the Eastern Wood.
Evidence of breeding: N, evidence of nesting; P, probably nested; U, uncertain.
0.5 = a male with only part of its territory in Eastern Wood. NC = No count.
After Beven 1976.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

VER & BEATTIE 1978, BEATTIE 1983, 1985) als Samenverbreiter nennen. Weit weniger bekannt sind die Zusammenhänge zwischen lokaler Zerstörung der Pflanzendecke durch Tiere und die neugeschaffenen Besiedlungsmöglichkeiten für Pflanzenarten. Innerhalb einer Lebensgemeinschaft laufen dadurch auf kleine Standorte mosaikartig verteilt immer wieder Mikrosukzessionen ab (vgl. REMMERT 1985). Ein detailliert untersuchtes Beispiel stellt die Untersuchung von GOLDBERG & GROSS (1988) in einem Grasland Nordamerikas dar. Maulwürfe waren mit 52%, Ameisen mit 19% die Ursache von qdm-großen Freiflächen im Grasland, in denen sich neue Grasarten ansiedeln konnten. Eine ähnliche Schlüsselrolle können Feldmäuse im Halbtrokkenrasen spielen. Im Wald vertrocknen gewöhnlich die Buchenkeimlinge, da sie von der dicken Fallaubschicht vom Mineralboden abgehalten werden. U.a. die Tätigkeit von Schalenwild und Wildschweinen, die das Laub stellenweise wegscharren oder den Boden aufwühlen, ermöglicht den jungen Keimlingen, den Mineralboden und damit auch den Anschluß an die Wasserversorgung zu erreichen. Auch Krautpflanzen haben über derartige Freiplätze im Wald Möglichkeit, sich auszubreiten. Wenn im Wald Forstinsekten durch Kahlfraß einige Bäume zum Absterben bringen, würden auch durch die veränderten Lichtverhältnisse am Standort andere Pflanzenarten wachsen können.

Die Vorstellung, daß an einzelnen Standorten durch Zufallsprozesse immer wieder neue Kolonisierungsmöglichkeiten entstehen, entspricht den Modellen der „gap-dynamik" (CONNELL 1978, HUSTON 1979, THOMPSON 1980, PUTZ 1983, SOUSA 1984, BROKAW 1985 a und b, CANHAM & MARKS 1985, COLLINS et al. 1985, DENSLOW 1985, PICKETT & WHITE 1985, CHESSON & CASE 1986, RUNKLE & YETTER 1987) und wird als ein wesentlicher Mechanismus angesehen, eine hohe Diversität der betreffenden Lebensgemeinschaft aufrechtzuerhalten.

7.5 Experimentelle Störungen und Beobachtung der Erholungsmuster verschiedener Systeme. Untersuchungen zum Problem der Stabilität von Ökosystemen

Der langfristige Schutz gefährdeter Arten ist nur in stabilen Ökosystemen ohne großen Aufwand möglich. Stabile Ökosysteme kehren nach Störung wieder in ihren Ausgangszustand zurück (PIMM 1984). Wenn wir die Ökosysteme verstehen wollen, müssen wir uns auch mit ihren Störungen befassen. Zunächst ist es wichtig zu erkennen, ob Veränderungen im Ökosystem die Folge natürlicher, d.h. systemeigener Prozesse (intrinsic) oder die Folge von anthropogenen Störungen (extrinsic) sind. Experimentelle Störungen verschiedenen Grades und verschiedener Ausdehnung wären eine Methode, um genügend Daten über den Modus der Erholung der untersuchten Ökosysteme zu erhalten (s. CALAHAN 1984). An den verschiedenen „Erholungsmustern" lernen wir wesentliche und komplexe Eigenschaften der Ökosysteme kennen, die uns auch Voraussagen über das „Verhalten der Ökosysteme" gestatten.

Die experimentellen Störungen sollten sich an möglichen natürlichen Störungen orientieren (vgl. PICKETT & WHITE 1985). In einer Wiese können z.B. 25 m x 25 cm Flächen manipuliert, im Wald können quadratmetergroße Flächen behandelt werden durch Bodenfreilegung, Bodenaufbruch, Bodenverdichtung oder Beschattung. Kleine Wiesenabschnitte könnten auch überflutet werden. Wegfang (Versetzen) von Tieren oder Pflanzen wären weitere Störeffekte für eine Analyse über die Erholung der Systeme.

Eine andere Art experimenteller Störungen kann durch Pflegemaßnahmen in Biotopen bestimmter Sukzessionsstadien durchgeführt werden. Häufig verbuschen ohne Pflege offene Trockenstandorte. Entfernung der Gehölze und Freilegung des Bodens wären oft Voraussetzung, daß diejenigen gefährdeten Arten, für die das entsprechende Schutzgebiet ausgewiesen wurde, wieder zurückkehren oder sich erholen können.

8. Zusammenfassung

Viele Maßnahmen im Naturschutz basieren auf Kurzzeituntersuchungen ohne Kenntnis über natürliche Fluktuationen von Tierpopulationen. Die Größenordnung der Populationsschwankungen kann bei Arthropoden den Faktor 100, bei Wirbeltieren den Faktor 2-20 ihrer niedrigsten Populationsgröße betragen. Bei der kleinräumigen Betrachtung von Untersuchungsgebieten ist man mit dem Problem konfrontiert, daß Insekten erheblich wechselnde geografische Verbreitungsmuster aufweisen können.

Geeignete Parameter für Langzeitbeobachtungen werden diskutiert. Einige Tiererfassungsmethoden für Langzeituntersuchungen an Arthropoden werden bewertet (Bodenfallen, Bodenproben, Photoeklektoren, Malaise- und Lichtfallen). Für einige Tiergruppen wird die Kontrolle von Linientransekten empfohlen (z. B. Heuschrecken, Schmetterlinge, Singvögel). Viele Wildtiere können regelmäßig über eine Spurensuche erfaßt werden. Der hohe Aufwand von Langzeituntersuchungen erfordert die Auswahl einfacher und streng standardisierter Methoden. Ein Langzeitbeobachtungsprogramm kann nur unter der Bedingung effizient werden, daß es auf ausgewählte Arten (Zielarten) konzentriert und mit einer Gefährdungsgradanalyse kombiniert wird.

Zukünftige Forschungsprioritäten sind z. B. Untersuchungen zur Bedeutung von Habitatgradienten auf die Fluktuationen von Tierpopulationen, die Ausbreitungsdynamik möglicher Zielarten, und Reaktionen von Zielarten auf anthropogene Störungen.

Summary

Many action plans in conservation base on short-term investigations without the knowledge of the natural fluctuations of animal populations. Arthropods may run through fluctuations with the factor 100 of their lowest populations size, verte-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

brates with the factor 2-20. Regarding small areas, one is confronted with the problem that insects show strikingly changing patterns in their geographical density distribution. The parameters which should be studied for long-term monitoring are discussed. Some methods for recording in long-term studies on arthropods are evaluated (pit-fall trapping, soil samples, photoeclectors, malaise- and light traps). For some animal groups the control of line transects is regarded as the best method (e. g. for grasshoppers, butterflies, passerine birds). Wildlife can also be monitored by systematic track analyses. The high expenditure of long-term monitoring calls for selecting simple and strongly standardized methods. A monitoring programme can only be effective on condition that it is focussed on selected species and combined with a population vulnerability analysis. Priorities of future research in that field are studies of the effects of habitat gradients on oscillations of populations, dispersal abilities, and reactions of selected species to anthropogenic disturbances and human activities.

9. Literatur

ALBERT, R. (1976):
Struktur und Dynamik der Spinnenpopulationen in Buchenwäldern des Solling. – Verhdl. der Gesellsch. f. Ökologie, Göttingen, 83-91

ANDERSON, R.M., TURNER, B.D. & TAYLOR, L.R. (eds.) (1979):
Population Dynamics. The 20th Symposium of The British Ecological Society, London 1978, Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne

BAARS, M.A. (1979):
Catches in pitfall traps in relation to mean densities of Carabid beetles. – Oecologia 41. 25-46

BANG, P. & DAHLSTRÖM, P. (1977):
Tierspuren. Tiere erkennen an Fährten, Fraßzeichen, Bauen und Nestern; BLV-Verlagsgesellschaft, München, Bern, Wien, 240 S.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1983):
Rote Liste bedrohter Tiere in Bayern (Wirbeltiere, Insekten, Weichtiere); München, 40 S.

BEATTIE, A.J. (1983):
Distribution of ant-dispersal plants; Sonderbände des Naturwissenschaftl. Vereins Hamburg 7, 249-270

BEATIE, A.J. (1985):
The evolutionary ecology of ant-plant mutualisms; University Press, Cambridge

BEHRE, G.F. (1983):
Die Sieb-Flotations-Methode. Bau und Erprobung eines ökologischen Arbeitsgerätes zur mechanischen Auslese von Bodenarthropoden; Staatsexamensarbeit, unveröffentlicht, Univ. Bonn, 100 S.

BERNDT, R. & HENSS, M. (1967):
Die Kohlmeise, *Parus major*, als Invasionsvogel. – Die Vogelwarte, 24, 17-37

BERTHOLD, P. (1976):
Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. – J. Orn. 117, 1-69

BERTHOLD, P., FLIEGE, G., QUERNER, U. & WINKLER, H. (1986):
Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. – J. Orn. 127, 397-437

BEVEN, G. (1976):
Cahnges in breeding bird populations of an oak-wood on Bookham Common, Surrey, over twenty-seven years – Lond. Nat. 55, 23-42

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W. & SUKOPP, H. (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland; Kilda-Verlag, Greven, 270

BLONDEL, J. (1975):
L'analyse des peuplements d'oiseaux, elements d'un diagnostic ecologique. I. La méthode des échantillonnages frequentiels progressifs (E.F.P.). – Terre et la Vie, 29, 533-589

BOSSEMA, I. (1979):
Jays and Oaks: An eco-ethological study of a symbiosis - Behauviour 70, 1-117

BRENNEMANN, J. & BLINN, T. (1987):
Long-term ecological research in the United States. A network of Research Sites; Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR 97331, 39

BRIAND, F. (1983):
Enviromental control of food web structure. – Ecology 64, 253-263

BRIAND, F. & COHEN, J.E. (1984):
Community food webs have scale-invariant structure – Nature 307, 264-266

BROKAW, N.V.L. (1985 a):
Gap-phase regeneration in a tropical forest – Ecology 66, 682-687

BROKAW, N.V.L. (1985 b):
Treefalls: regrowth, and community structure in tropical forests. In: S.T.A. PICKETT an P.S. WHITE (eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics; Academic Press, Orlando, Florida, USA, 53-69

BURGESS, R.L. & SHARPE, D.M. (EDS.) (1981):
Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes; Ecological Studies 41, Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin 310 S.

CALAHAN, J.T. (1984):
Long-Term Ecological Research. – Biol. Science, 34, 363-367

CANHAM, C.D. & MARKS, P.L. (1985):
The response of woody plants to disturbances: patterns of establishment and growth. In: S.T.A. PICKETT and P.S. WHITE (eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics; Academic Press, Orlando, Florida, USA, 197-216

CHESSON, P.L. & CASE, T.J. (1986):
Overview: nonequilibium community theories: chance, varability, history, and coexistence. In: DIAMOND, J. & CASE, T.J. (eds.): Community ecology; Harper and Row, New York, USA, 229-239

COLLIER, B.D., COX, G.W., JOHNSON, A.W. & MILLER, P.C. (1974):
Dynamic Ecology; Prentice/Hall International, Inc., London, 563 S.

COLLINS, B.S., DUNNE, K.P. & PICKETT, S.T.A. (1985):
Responses of forest herbs to canopy gaps. In: PIKKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (eds.): The ecology of natural dirsturbance and patch dynamics; Academic Press. Orlando, Florida, USA, 218-234

CONNELL, J.H. (1978):
Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. – Science 199, 1302-1310

COOK, L.M. (ed.) (1985):
Case studies in population biology; Manchester University Press, Manchester/USA, 218 S.

CULVER, D.C. & BEATTIE, A.J. (1978):
Myrmecochory in Viola. – J. Ecol. 66, 53-72

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

DAVIS, P.E. & NEWTON, I. (1981):
Population and breeding of Red Kites in Wales over a 30 year period. – J. Anim. Ecol. 50, 759-772

DELANY, M.J. (1974):
The Ecology of Small Mammals; Studies in Biology 51, Edward Arnold Publishers Limited, London, 60 S.

DEMPSTER, J.P. & POLLARD, E. (1981):
Fluctuations in Resource Availability and Insect Populations. – Oecologia 50, 412-416

DEN BOER, P.J. (1977):
Dispersal Power and Survival. Carabids in a cultivated countryside; Miscell. Papers 14, Veenman & Zonen, Wageningen, 190 S.

DENSLOW, J.S. (1985):
Disturbance-mediated coecistence of species. In: PIKKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (eds.): The ecology of natural disturbance and patch dynamics; Academic Press, Orlando, Florida, USA, 307-323

DI CASTRI, F. & LOOPE, L. (1977):
Biosphere reserves: theory and practice. – Nature and Resources (Unesco) 8 (1), 2-7

DIETRICH, J. & ELLENBERG, H. (1986):
Habicht-Mauserfedern als hochintegrierende, standardisierte Umweltproben. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Hohenheim 1984) Band XIV 1986, 413-426

EHRLICH, P.R. & MURPHY, D.D. (1987):
Conservation Lessons from Long-Term Studies of Checkerspot Butterflies. – Conservation Biology 1 (2), 122-131

ELLENBERG, H. (1986 a):
Immissionen – Produktivität der Krautschicht – Populationsdynamik des Rehwildes: Ein Versuch zum Verständnis ökologischer Zusammenhänge. – Natur und Landschaft 61 (9), 335-340

ELLENBERG, H. (1986 b):
Sind Neuntöter durch Pestizide gefährdet? – Laufener Seminarbeiträge 5/86, Akademie f. Natursch. u. Landschaftspflege, 26-37

ELLENBERG, H. (1987):
Floristic changes due to eutrophication. In: Ammonia and Acidification, 6, 301-.308

ELLENBERG, H. (1988 a):
Eutrophierung – Veränderungen der Waldvegetation – Folgen für den Reh-Wildverbiß und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. – Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 139 (4), 261-282

ELLENBERG, H. (1988 b):
Floristic changes due to nitrogen deposition in central Europe. In: NILSSON, J. & GRENNFELT, P. (eds.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop, Skokloster, Sweden, 19-24 March 1988. – Miljorapport 15, 375-383

ELLENBERG, H., DIETRICH, J., GAST, F., HAHN, E. & MAY, R. (1989):
Vögel aus Biomonitoren für die Schadstoffbelastung von Landschaftsausschnitten – Ein Überblick. – Z. Jagdwiss. 31, 22-33

ENGELMANN, M.D. (1966):
Energetics, Terrestrial Field Studies and Animal Productivity – Advances in Ecological Research 3, 73-115

EUROLA, S. KYLLONEN, H. & LAINE, K. (1984):
Plant Production and Its Relation to Climatic Conditions and Small Rodent Density in Kilpisjarvi Region (69°05'N,20°40'E), Finnish Lapland. In: J.F. MERRIT (ed.), Winter Ecology of Small Mammals, Carnegie Museum of Natural History; Spec. Publ. (Pittsburgh) 10, 121-130

FECHTER, H. (1977):
Über den funktionalen Zusammenhang zwischen Populationsdichte, Ausbreitungsvermögen und Fangmenge bei Bodenfallen. – Spiciana (München) 1, 3-15

FOUSEKI, E. & MARGARIS, N.S. (1981):
Soil Metabolism and Decomposition in a Phryganic (East Mediterranean) Ecosystem. – Oecologia (Berl.) 50, 417-421

FUNKE, W. (1971)
Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. – Ecol. Studies 2, 81-93.

FUNKE, W. (1977):
Die Stammregion von Wäldern – Lebensraum und Durchgangszone von Arthropoden. – Verh. Dtsch. Zool.. Ges. Erlangen, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 244 S.

GAINES, M.S. & MC CLENAGHAN, L. R. jr. (1980):
Dispersal in small mammals. – Annual Review of Ecology and Systematics 11, 163-196.

GILPIN, M. E. & SOULÉ, M.E. (1986):
Minimum Viable Populations: the processes of species extinctions. In: M.E. SOULÉ (ed.): Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity; Sinauer Associates, Mass., 13-34

GIST, C.S. & CROSSLEY, D.A. (1973):
A method für quantifying pitfall trapping. – Environ. Entomol. 2, 951-952

GOLDBERG, D.E. & GROSS, K.L. (1988):
Disturbance Regimes of Midsuccessional Old Fields. – Ecology 69 (6), 1677-1688

GOODMAN, D. (1975):
The Theory of Diversity-Stability Relationships in Ecology. – The Quarterly Rev. Biol. 50 (3), 237-267

GREENWOOD, P.J. & HARVEY, P.H. (1976):
The adaptive significance of variation in breeding area fidelity of the blackbird (Turdus merula L.). – Journal of Animal Ecology 45, 887-897

GREENWOOD, P.J., HARVEY, P.H. & PERRINS, C.M. (1979):
The Role of Dispersal in the Great Tit (Parus major): The Causes, Consequences and Heritability of Natal Dispersal. – Journal of Animal Ecology 48, 123-142

GRESSIT, J.L. & GRESSITT, M.K. (1962):
An improved Malaise trap. – Pacific Insects 4, 87-90

GRETSCHY, G. (1952):
Die Sukzession der Bodentiere auf Fichtenschlägen. – Veröff. Bundesanstalt. Alp. Landwirtschaft Admont 6, 25-85

GRIMM, R., FUNKE, W. & SCHAUERMANN, J. (1975):
Minimalprogramm zur Ökosystemanalyse: Untersuchen an Tierpopulationen in Wald-Ökosystemen; Ergebnisse des Sollingprojekts der DFG (IBP)

GURNELL, J. (1987):
The Natural History of Squirrels; Christopher Helm, London, 201 S.

HAARMANN, K. (1985):
Zustand und Effizienz der Naturschutzgebiete in der Bundesrepublik Deutschland am Beispiel von fünfzehn „Vogelfreistätten". – Vogelwelt 106, 216-224

HARRIS, L.D. (1984):
The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity; The University of Chicago Press, Chicago, London, 211 S.

HESS, R. & RITSCHEL-KANDEL, G. (1988):
Erfassung der Heuschrecken im Grenzbereich zwischen Biotop-Flächen und extensivierten landwirtschaftlichen Flächen des Schweinfurter Beckens; Regierung von Unterfranken, Höhere Naturschutzbehörde, 124 S.

HIGGINS, L.G. & RILEY, N.D. (1978) (2. Aufl.):
Die Tagfalter Europas und Nordwestafrikas; Verl. Paul Parey, Hamburg, Berlin, 377 S.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

HOUNSOME, M.V. (1985):
Bird population studies. In: COOK, L.M. (ed.): Case studies in population biology; Manchester University Press, Manchester /USA, 101-125

HOVESTADT, T. (1989):
Die Bedeutung „zufälligen" Aussterbens für die Naturschutzplanung. – Natur und Landschaft, Bonn, in press

HOWARD, W.E. (1960):
Innate and Environmental Dispersal of Individual Vertebrates. – The American Midland Naturalist, 63 (1), 152-161

HUSTON, M. (1979):
A general hypothesis of species diversity. – The American Naturalist, 113 (1), 81-101

JACOBS, J. (1975):
Diversity, stability and maturity in ecosystems influenced by human activities. In: W.H. van DOBBEN & R.H. LOWE-McCONNELL (eds.): Unifying Concepts in Ecology; Dr. W. Junk-Publishers, The Hague, 187-207

JOHNSON, D.H. (1979):
Estimating nesting success: the Mayfield method and an alternative. – AUK, 96, 651-661

KENDEIGH, S.CH., (1979):
Invertebrate Populations of the Deciduous Forest: Fluctuations and Relations to Weather; Illinois Biological Monographs 50, University of Illinois Press, Urbana, Chicago, London, 107 S.

KOCH, M. (1988):
Wir bestimmen Schmetterlinge; 2. Aufl. einbändig, J. Neumann-Neudamm, Melsungen, 792 S.

KRATOCHWIL, A. (1984):
Pflanzengesellschaften und Blütenbesuchergemeinschaften: biozönolgische Untersuchungen in einem nicht mehr bewirtschafteten Halbtrockenrasen (Mesobrometum) im Kaiserstuhl (Südwestdeutschland). – Phytocoenologia, 11 (4), 455-669

KRATOCHWIL, A. (1987):
Zoologische Untersuchungen auf pflanzensoziologischem Raster – Methoden, Probleme und Beispiele biozönologischer Forschung. – Tuxenia 7, 13-51

KURTZE, W. (1974):
Synökologische und experimentelle Untersuchungen zur Nachtaktivität von Insekten. – Zool. Jb. Syst. 101, 297-344

LEITINGER-MICOLETZKY, E. (1940):
Die Tiersukzession auf Fichtenschlägen. – Zool. Jb. (Syst.) 73, 467-504

LEY, K. (1988):
Ökologische Untersuchungen zur Nachtfalterfauna (Macrolepidoptera) in vier unterschiedlich beeinflußten Habitaten des Nationalparks Bayerischer Wald; Diplomarbeit, Universität Würzburg, 150 S.

LILJELUND, L.-E. & TORSTENSSON, P. (1988):
Critical load of nitrogen with regards to effects on plant composition. In: NILSSON, J. & GRENNFELT, P. (eds.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop, Skokloster, Sweden, 19,24 March 1988; Miljorapport 15, 363-373

MC ARTHUR. R.H. & WILSON, E.O (1967):
The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, 203 S., Princeton, N.J.

MADER, H.J. (1985):
Die Sukzession der Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften auf Rohböden des Braunkohlereviers. – Schriftenreihe für Vegetationskunde, 16, 167-194

MAGURRAN, A.E. (1988):
Ecological Diversity and Its Measurement; Verl. Croom Helm, Sydney, London, 179 S.

MARCHANT, J. (1983):
Common Bird Census des BTO (British Trust for Ornithology); Maund & Irvine Ltd., Tring, Herts., England, 12 S.

MARCOT, B.C., HOLTHAUSEN, R. & SALWASSER, H. (1988):
An Assessment Framework for Planning Viable Populations; Manuscript. 43 S.

MAY, R.M. (1973):
Stability and Complexity in Model Ecosystems; Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 235 S.

MAY, R.M. (1986):
The Search for Patterns in the Balance of Nature: Advances and Retreats. – Ecology, 67 (5), 1115-1126

MAYFIELD, H. (1975):
Suggestions für calculating nest success – Wilson Bulletin, 87, 456-466

MAZANOV, H. (1978):
The Energy „Cost" of Agricultural System Stability – Journal of Environmental Management 6, 263-271.
Mittlg. Nr. 132, Sonderdruck: Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Erlangen 1974, 77-87

MOUND, L.A. & WALOFF, N. (eds.) (1978):
Diversity of Insect Faunas. Symp. of the Royal Entomol. Soc. of London, 9, Blackwell, Oxford, Engl., 204 S.

MURDOCH, W.W. & OATEN, A. (1975):
Predation and population stability. Adv. Ecol. Res. 9, 1-131

MÜHLENERG, M. (1985):
Verkleinerung der Lebensräume von Pflanzen und Tieren durch Zerschneiden der Kulturlandschaft. Forschung zur Raumentwicklung (Bonn) 14, 93-104

MÜHLENBERG, M. (1989):
Freilandökologie. 2. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, im Druck

MÜLLER, H.J. (1978):
Strukturanalyse der Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) einer Rasenkatena Thüringens (Leutratal bei Jena). – Zool. Jb. Syst. 105, 258-334

MÜLLER, P., KLOMANN, U., NAGEL, P., REIS, H. & SCHÄFER, A. (1975):
Indikatorwert unterschiedlicher biotischer Diversität im Verdichtungsraum Saarbrücken – Verh. Ges. Ökol. Saarbrücken, 113-128

NEWMARK, W.D. (1987):
A land-bridge island perspective on mammalian extinctions on Western North American parcs – Nature 325, 430-432

NEWTON, I. (1979):
Population Exology of Raptors; T. & A.D. Poyser Ltd, Berkhamsted, Hertfordshire, England, 399 S.

ODUM, E.P. (1975):
Diversity as a function of energy flow. In: W.H. van DOBBEN & R.H. LOWE-McCONNELL (eds.): Unifying Concepts in Ecology; Dr. W. Junk-Publishers, The Hague, 11-14

OELKE, H. (1977):
Vogelsiedlungsdichten und ornitho-ökologische Differenzierungen der Laubwälder und Laubholzanlagen des Westharzes. – Ber. Int. Symp. Int. Vergg. Veg.kunde Rinteln, 353-396

OELKE, H. (1980):
4. Quantitative Untersuchungen. 4.1 Siedlungsdichte. In: Berthold P. et al. (Eds.). Praktische Vogelkunde; Kilda-Verlag, Greven-Westfalen 34-45

PERSSON, B. (1976):
Influence of weather and nocturnal illumination on the activity and abundance of populations of noctuids (Lep.) in south costal Queensland (Austr.). – Bull. ent. Res. 66 (1), 33-63

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

PETERSEN, H. & LUXTON, M. (1982):
A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processess. In: PETERSEN, H. (ed.): Quantitative ecology of microfrugiard animals in soil and litter. – Oikos 39 (3), 287-388

PFADENHAUER, J., POSCHLOD, P. & BUCHWALD, R. (1986):
Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. Teil I. Methodik der Anlage und Aufnahme. – Ber. ANL (Laufen) 10, 41-60

PFADENHAUER, J. & BUCHWALD, R. (1987):
Anlage und Aufnahme einer geobotanischen Dauerbeobachtungsfläche im Naturschutzgebiet Echinger Lohe, Lkrs. Freising. – Ber. ANL (Akademie f. Natursch. und Landschaftspfl., Laufen) 11, 9-26

PICKETT, S.T.A. & WHITE, P.S. (1985):
The ecology of natural disturbance and patch dynamics; Academic Press, Orlando, Florida, USA, 472 S.

PIMM, S.L. (1984):
The complexity and stability of ecosystems. – Nature, 307, 321-326

PUTZ, F.E. (1983):
Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. – Ecology 64, 1069-1074

REMMERT, H. (1982):
Wie groß müssen Naturschutzgebiete sein? – Seevögel, Zeitschr. Verein Jordsand, Hamburg, 3 (4), 115-120

REMMERT, H. (1984):
Ökologie. Ein Lehrbuch; Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 334 S.

REMMERT, H. (1985):
Was geschieht im Klimax-Stadium? – Naturwissenschaften 72, 505-512

REYNOLDS, R.T., SCOTT, J.M. & NUSSBAUM, R.A. (1980):
A variable circular-plot method for estimating bird numbers. – Condor 82, 309-313

RICKLEFS, R.E. (1983):
Comparative avian demography. – Current Ornithology 1,1-32

ROSÉN, K. (1988):
Effects of biomass accumulation and forestry on nitrogen in forest ecosystems. In: NILSSON, J. & GRENNFELT, P. (eds.): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. Report from a workshop, Skokloster, Sweden, 19.24 March 1988; Miljoraport 15, 269-293

RUNKLE, J.R. & YETTER, T.C. (1987):
Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians. – Ecology 68, 417-424

RÜGER, A., PRENTICE, C. & OWEN, M. (1986):
Results of the IWRB International Waterfowl Census 1967-1983. Population estimates and trends in selected species of ducks, swans and coot from the January counts in the Western Palearctic, IWRB Special Publication No. 6, International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge, Glos, England, 118 S.

RÜMER, H. & MÜHLENBERG, M. (1988):
Kritische Überprüfung von „Minimalprogrammen" zur zoologischen Bestandserfassung. – Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, 83, 151-157

SCHAEFER, M. (1974):
Experimentelle Untersuchungen zur Bedeutung der interspezifischen Konkurrenz bei 3 Wolfsspinnenarten (Araneida, Lycosidae) einer Salzwiese. – Zool. Jb. Syst. 110, 213-235

SCHAUERMANN, J. (1982):
Verbesserte Extraktion der terrestischen Bodenfauna im Vielfachgerät modifiziert nach Kempson und Macfayden. – Mittl. SFB 135 (1), 47-50

SCHERNER, E.R. (1982):
Bemerkungen zur Brauchbarkeit von Vögeln als Bioindikatoren und über die Analyse von Schadstoff-Rückständen. – Vogelwelt 103, 18-24

SCHLÄPFER, A. (1988):
Populationsökologie der Feldlerche Alauda arvensis in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. – Der Ornithologische Beobachter 85 (4), 309-371

SCHOENER, T.W. & SPILLER, D.A. (1987):
High population persistence in a system with high turnover. – Nature 330, 474-477

SCHRÖDER, D. (1977):
Gedanken über die Begriffe „schädliche" und „nützliche" Insekten. – Mittlg. d. Münch. Ent. Ges. 66, 1-20

SCHUBERT, R. (Ed.) (1985):
Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen; Fischer-Verl., Stuttgart, 327 S.

SCHULTZ, V., EBERHARDT, L.L., THOMAS, J.M. & COCHRAN, M.I. (1976):
A bibliography of Quantitative Ecology. Author Index; Dowden, Hutchinson & Ross, Stroudsbury, Penn., USA, 361 S.

SCHWEGLER, H. (1985):
Ökologische Stabilität. – Verhandlungen d. Ges. f. Ökologie (Bremen 1983), Göttingen, 8, 263-270

SKUHRAVY, V. (1957):
Die Fallenfangmethode (Metoda zemnich pasti). – Acta societatis entomologicae cecholoveniae Praha 54 (1), 27-40

SOUSA, W.P. (1984):
The role of disturbance in natural communities. – Annual Review of Ecology and Systematics 15, 353-391

SOUTHWOOD, T.R.E. & MAY R. M. (1974):
Ecological strategies and population parameters. – The American Naturalist 108 (964), 791 S.

SOUTHWOOD, T.R.E. (1978):
Ecological Methods; Chapman & Hall, London, 524 S.

STEELE, B.B., BAYN, R.L.JR. & GRANT, C.V. (1984):
Environmental Monitoring Using Populations of Birds and Small Mammals: Analyses of Sampling Effort. – Biological Conservation 30, 157-172

STEIN, W. (1965):
Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. – Z. Morph. Ökol. Tiere 55, 83-99

SUKOPP, H., SEIDEL, K. & BÖCKER, R. (1986):
Bausteine zu einem Monitoring für den Naturschutz. – Ber. ANL 10, 27-39

SVENSSON, S. (1977):
11. Land Use Planning and Bird Census work with particular reference to the application of the Point Sampling Method. – Pol. Ecol. Stud. 3 (4), 99-117

SZUJECKI, A. (1987):
Ecology of Forest Insects; Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster, 601 S.

TAYLOR, L.R. & TAYLOR, R.A.J. (1977):
Aggregation, migration and population mechanisms. – Nature 265, 415-421

TAYLOR, L.R. (1978):
Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: MOUND, L.W. & WALOFF, N. (eds.): Diversity of Insect Faunas, Symp. of the Royal Entomol. Soc. of London, 9, Blackwell, Oxford, Engl., 1-18

TAYLOR, R.A.J. & TAYLOR, L.R. (1979):
A behavioural model for the evolution of spatial dynamics. In: ANDERSON, R.M., TURNER, B.D. & TAYLOR, L.R. (eds.): Population Dynamics. The 20th Symposium of The British Ecological Society, London, 1978; Blackwell Scienitfic Publications, Oxford, London, Edinburgh, Melbourne, (1979), 1-28

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

TERBORGH, J.W. (1974):
Preservation of natural diversity: The problem of extinctionprone species. – BioScience 24, 715-722

TERBORGH, J. (1986):
Keystone plant resources in the tropical forest. In: M.E. SOULÉ (ed.): Conservation biology: The science of scarcity and diversity; Sinauer Associates, Sunderland, Mass., USA, 330-344

THOMPSON, J.N. (1980):
Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs – American Midland Naturalist 104, 176-184

TOWNES, H. (1962):
Design for a Malaise trap. – Proc. ent. Soc. Wash. 64, 253-262

TOWNES, H. (1972):
A light-weight Malaise trap. – Ent. News 83, 239-247

TURIN, H. & DEN BOER, P.J. (1988):
Changes in the Distribution of Carabid Beetles in The Netherlands Since 1880. II. Isolation of Habitats and Long-Term Time Trends in the Occurrence of Carabid Species with Different Powers of Dispersal (Coleoptera, Carabidae). – Biological Conservation 44, 179-200

TURIN, H. & PETERS, H. (1986):
Changes in the Distribution of Carabid Beetles in The Netherlands since about 1880. I. Introduction. In: DEN BOER et al: Carabid Beetles; Gustav Fischer, Stuttgart, New York. – 489-495

UETZ, G.W. & UNZICKER, J.D. (1976):
Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. – J. Arachnology 3, 101-111

USHER, M.B. & WILLIAMS, M.H. (1974):
Ecological Stability. Chapmann – Hall, London, 150.-Seitenzahl überprüfen.

VAN DIJK, TH.S. (1986):
How to Estimate the Level of Food Availability in Field Populations of Carabid Beetles. In: DEN BOER et al.: Carabid Beetles; Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 371-382

VAUK, G. & PRÜTER, J. (1987):
Möwen; Niederelbe-Verlag Huster. Otterndorf, 299 S.

WALLWORK, J.A. (1976):
The distribution and diversity of soil fauna; Academic Press, New York, 355 S.

WARREN, M.S. (1987):
The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, Mellicta athalia. III. Population dynamics and the effect of habitat management. – Journal of Applied Ecology 24, 499-513

WEISS, S.B., MURPHY, D.D. & WHITE, R.R. (1988):
Sun, Slope, and Butterflies: Topographic Determinants of Habitat Quality for Euphydryas editha. – Ecology 69 (5), 1486-1496

WILLIAMSON, M. (1981):
Island Populations; Oxford University Press, Oxford, 286 S.

WILLIAMSON, P., CAMERON, R.A.D. & CARTER, M.A. (1977):
Population Dynamics of the Landsnail Cepaea Nemoralis L.: A. Six-Year Study. – J. Anim. Ecol., 46, 181-194

WILMANNS, O. (1984):
Ökologische Pflanzensoziologie; 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, 372 S.

WILMANNS, O. (1987):
Zur Verbindung von Pflanzensoziologie und Zoologie in der Biozönologie. – Tuxenia 7, 3-12

WOLDA, H. (1978):
Fluctuations in abundance of tropical insects. – American Naturalist, 112, 1017-1045

WOLF, G. (1988):
Dauerflächen-Beobachtungen in Naturwaldzellen der Niederrheinischen Bucht - Veränderungen in der Feldschicht. – Natur und Landschaft, 63 (4), 167-172

ZWÖLFER, H. (1978):
Was bedeutet „Ökologische Stabilität"?. – Bayreuther Hefte f. Erwachsenenbildung, 3, Ökologie und Zukunftssicherung, 13-33

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Michael Mühlenberg
Ökologische Station
der Universität Würzburg
OT. Fabrikschleichach
8602 Rauhenebrach

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 14_1990

Autor(en)/Author(s): Mühlenberg Michael

Artikel/Article: Langzeitbeobachtung für Naturschutz - Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren 79-100