

SUPPLEMENT
zu Faunistisch-Ökologische
Mitteilungen

Ökologie von Erlenwäldern



Faunistisch-Ökologische Mitteilungen
Supplement 20

Herausgegeben im Auftrage der Faunistisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, W. Hofmann und U. Irmeler
Zoologisches Institut und Museum der Universität Kiel

Kiel, 1996

Ökologie von Erlenwäldern

Redaktion

Hans-Dieter Reinke

Kiel 1996

Titelbild: Erlenbruch am Belauer See (Foto: Irmler)

BIO I 90.168/20

ÖÖ. Landesmuseum
Biologiezentrum

Inv. 1997/2262

Herausgegeben im Auftrage der
Faunistisch-ökologischen Arbeitsgemeinschaft
von B. Heydemann, W. Hofmann und U. Irmler
Zoologisches Institut und Museum
der Universität Kiel

Zu beziehen durch:
Faunistisch-ökologische Arbeitsgemeinschaft
Biologiezentrum, Universität
Olshausenstraße 40
D-24098 Kiel

Wachholtz Verlag, Neumünster, 1996

This publication is included in the abstracting and indexing coverage of the
Bio Sciences Service of Biological Abstracts.

ISSN 0430-1285

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Recycling-Papier

Inhalt

EINLEITUNG	5
Erfassungsmethoden	6
Definition ökologischer Parameter	6
Klima und Witterung	8

DIE KURZFLÜGEL- UND LAUFKÄFERGEMEINSCHAFTEN (STAPHYLINIDAE UND CARABIDAE) DES BODENS VERSCHIEDENER ERLENBRUCHBIOTOPE UND IHRE ABHÄNGIGKEIT VON STANDORTFAKTOREN

von Rolf Nötzold

1. Einleitung	9
2. Methoden	9
3. Standorte	10
3.1 Topographische Lage	10
3.2 Vergleich der Standorte	11
4. Ergebnisse	12
4.1 Vergleich der Standorte	12
4.1.1 Verteilung der Biotoppräferenztypen	12
4.1.2 Verteilung der Entwicklungstypen der Carabidae	19
4.1.3 Klassifizierung der Synusien und Korrelation der Umweltparameter ..	19
4.2. Autökologie ausgewählter, wichtiger Arten	25
5. Diskussion und Schlußfolgerungen	38
5.1 Die Beziehung der Lauf- und Kurzflügelkäfersynusien zu den Standortfaktoren	39
5.2 Die Beziehung der Lauf und Kurzflügelkäfersynusien zu den Pflanzengesellschaften	44
6. Zusammenfassung	45
7. Summary	46

EINFLUß DER BEWIRTSCHAFTUNG AUF AUSGEWÄHLTE DIPTERA (NEMATOCERA: LIMONIIDAE; TIPULIDAE; TRICHOCERIDAE; BRACHYCERA: EMPIDIDAE; HYBOTIDAE; DOLICHOPODIDAE) VERSCHIEDENER ÖKOSYSTEME AUF NIEDERMOORTORFEN

von Sabine Rief

1. Einleitung	47
2. Probennahmestandorte	48
3. Material und Methode	49
4. Ergebnisse	50
4.1. Die Verteilung der indigenen Arten	50
4.1.1 Limoniidae	50
4.1.2 Tipulidae	56
4.1.3 Trichoceridae	57
4.1.4 Empididae	58
4.1.5 Hybotidae	59
4.1.6 Dolichopodidae	60
4.2. Flugaktivität der Diptera	63

4.2.1	Limoniidae	63
4.2.2	Tipulidae	64
4.2.3	Empididae	65
4.2.4	Hybotidae	67
4.2.3	Dolichopodidae	68
4.3	Produktion	70
5.	Diskussion	70
5.1	Räumliche Übertragbarkeit der Ergebnisse	70
5.2	Vergleich mit anderen Ökosystemen	73
5.3	Wirkungsgefüge der Nutzung auf die untersuchten Diptera	73
6.	Zusammenfassung	75
7.	Summary	76

PHYTOPHAGE ARTHROPODA IN VERSCHIEDENEN ERLKENBESTÄNDEN
(*ALNUS GLUTINOSA*) DER BORNHÖVEDER SEENKETTE UNTER BESONDERER
BERÜCKSICHTIGUNG DES KRONENRAUMES

von Jens Ambsdorf

1.	Einleitung	77
2.	Untersuchungsgebiete	78
3.	Material und Methode	79
3.1	Untersuchungszeitraum und Probennahme	79
3.2	Bearbeitung der Einzelproben und Determination	79
3.3	Bestimmung des Blattflächenindex (LAI)	79
3.4	Besiedlungsdichte	81
4.	Ergebnisse	81
4.1.	Strukturanalyse	81
4.2	Ergebnisse und Faunenanalyse	83
4.2.1	Pflanzensaftsauger (Homoptera)	83
4.2.2	Blattverzehrende Phytophage	91
4.2.3	Blattkonsum	97
4.2.4	Blattminierer	100
4.2.5	Gallbildner	103
4.2.6	Gesamtvergleich der Phytophagensynusie	104
5.	Diskussion	108
6.	Zusammenfassung	108
7.	Summary	108
	LITERATUR	110

Einleitung

Natürliche Bruchwälder, die sich hauptsächlich in feuchten Senken, im Verlandungsbereich von Seen und an Niederungsbächen ausbilden, gehören zu den letzten natürlichen oder zumindest naturnahen Ökosystemen unserer Landschaft (HEYDEMANN 1980). Die wichtigste bestandsbildende Baumart ist die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), die in Schleswig-Holstein außer in den Bruchwäldern auch entlang der Bäche, in Aufforstungen, als Pioniergehölz und in Knicks auf nicht zu trockenen Standorten verbreitet ist.

Erlenbrüche sind wechselfeuchte und nasse Wälder, die auf basenreichen Niedermoortorfen gründen. Sie sind im Winter gewöhnlicherweise überschwemmt. In der sommerlichen Trockenphase jedoch sind die obersten Torfschichten durchlüftet, und es findet eine Stickstoffmineralisierung bis zum Nitrat statt. So sind Erlenbrüche im Vergleich zu anderen Wäldern nährstoffreich. In vielen Verlandungsbereichen der Seeufer in Schleswig-Holstein sind infolge von Kultivierungsmaßnahmen Erlenbrüche in ufernahe Feuchtgriener umgewandelt worden, die unterschiedlich intensiv durch Mahd und Beweidung genutzt werden.

Neben der früher verbreiteten Umwandlung der Brüche in Fischteiche stellen heute besonders die verschiedensten Entwässerungsmaßnahmen, die oft mit der Umwandlung der Erlenwälder in landwirtschaftliche Flächen einhergehen, eine besondere Gefährdung der Bruchwälder dar. Die Entwässerungen führen außerdem zu einer Mineralisierung der trockengelegten Torfe, die zusammen mit dem Nährstoffeintrag angrenzender Agrarflächen zu einer Eutrophierung der ohnehin nährstoffreichen Wälder führen. Dadurch wird das standortspezifische Pflanzenartengefüge der Bruchwaldstandorte verändert, und empfindliche Pflanzenarten, aber auch spezialisierte Tierarten der Bruch- und Sumpfwälder (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980; SCHRAUTZER et al. 1991), fallen aus. Die Erlen- und Weidenbruchwälder werden in Schleswig-Holstein als gefährdete Pflanzengesellschaften betrachtet (DIERBEN 1988), wengleich im schleswig-holsteinischen Landschaftspflegegesetz von 1973 bereits festgelegt worden ist, daß keine Eingriffe in Moore, Sümpfe und Brüche vorgenommen werden dürfen (MEHL & BELLER 1982).

In der vorliegenden Zusammenstellung wird von NÖTZOLD die Verbreitung epigäischer Carabidae und Staphylinidae in verschiedenen Erlenbruchbiotopen analysiert, um unterschiedliche Standortqualitäten typisieren zu können. AMBSDORF untersuchte die Phytophagenfauna im Mantel- und Kronenbereich von Erlen, wobei neben einem geschlossenen Erlenwald auch ein einreihiger Erlenbestand, der Rest eines ehemaligen Erlenwaldes, und ein Erlenknick einbezogen wurden. RIEF hat ausgewählte Gruppen der Diptera in verschiedenen seefernen Feucht-Ökosystemen untersucht. Neben einem Erlenbruch wurde auch nahegelegenes Grünland auf Niedermoortorfen mit unterschiedlicher Bewirtschaftungsweise betrachtet, um insbesondere den Einfluß der unterschiedlichen Bewirtschaftungen auf die Diptera zu untersuchen. Dadurch sollten unterschiedliche Sukzessionsstadien auf Niedermoortorfen von der agrarischen Nutzung über Brachestadien bis zum Klimaxstadium, dem Erlenbruch, verglichen werden.

Alle Untersuchungsgebiete liegen im Einzugsbereich der Bornhöveder Seenkette (siehe Karte). Die sechs Seen des Gebietes liegen ca. 30 km südlich von Kiel im Übergang der Naturräume Östliches Hügelland und Holsteinische Vorgeest (vgl. REINKE 1968). Die Karte zeigt neben dem Untersuchungsareal der „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ die Lage der untersuchten Erlenwälder von NÖTZOLD. Die Arbeiten von AMBSDORF und RIEF wurden im markierten Hauptforschungsraum am Südwestufer des Belauer Sees durchgeführt. Der Ausschnitt zeigt die verschiedenen Untersuchungsflächen von RIEF und die untersuchten Erlenbestände von AMBSDORF (Erlenbruch, Erlenknick und Erlenreihe).

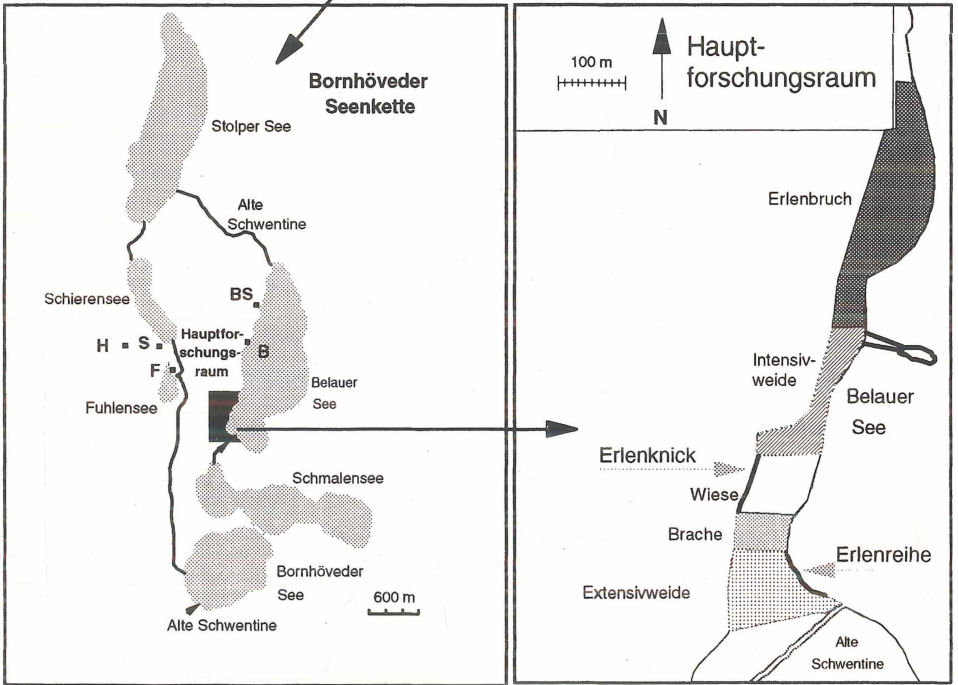
Bornhöveder-, Schmalen-, Belauer- und Stolper See werden von der Alten Schwentine durchflossen, während Fuhlen- und Schierensee durch die Fuhlenau verbunden sind und in den Stolper See entwässern. Die Gesamtfläche aller sechs Seen beträgt 4,41 km². Alle drei Arbeiten sind in das interdisziplinäre Forschungsprojekt Ökosystemforschung „Bornhöveder Seenkette“ (BLUME et al. 1992) eingebunden, in dem u. a. die Stoff- und Energieflüsse, aber auch die Vielfalt der Biozöosen, Wechselbeziehungen zwischen den Organismen und verschiedene Nutzungseinflüsse erforscht werden.

Erfassungsmethoden

1. Für die Erfassung der Aktivitätsdichte der bodenoberflächenaktiven Fauna wurden Bodenfallen nach BARBER (1931) verwendet. Die Fanggläser, die eine Höhe von 11 cm und einen Öffnungsdurchmesser von 5,6 cm aufwiesen, wurden mit einer 4prozentigen Formaldehydlösung als Konservierungsmittel und etwas Entspannungsmittel (Agepon) versehen.
2. Die Individuendichte wurde durch eine 0,1 m² große Bodenprobe erfaßt, in der die Tiere mittels Trockenextraktion (KEMPSON et al. 1963) im Labor ausgetrieben wurden. Die Temperatur wurde über drei Wochen von 20 auf 60 Grad Celsius gesteigert. Als Ausfangflüssigkeit diente 4prozentiges Glykol mit etwas Agepon.
3. Zur Ermittlung der Schlupfdichte positiv phototaktischer Arten wurden Boden-Photoelektoren mit 1 m² Grundfläche eingesetzt. Die 35 cm hohen, nach unten offenen und ca. 10 cm in den Boden eingelassenen, verzinkten Stahlblechkästen besaßen ein seitliches Ausfanggefäß, das mit der gleichen Fangflüssigkeit wie bei den Bodenfallen bestückt war.
4. Die Aktivitätsdichte der flugaktiven Fauna wurde mit Fensterfallen ermittelt. Hierzu wurden 50 mal 50 cm große UV- durchlässige, auf einen Plexiglasrahmen gespannte, Folien verwandt, die mit einer beidseitigen, unteren, mit 4prozentiger Formollösung (u. Agepon) gefüllten Ausfangrinne versehen war.
5. Zur Erfassung der Fauna im Mantel- und Kronenbereich von Erlen wurde ein Zweigsammler mit zwei Meter langem teleskopierbarem Aluminiumstiel benutzt, an dessen Ende sich eine Gartenschere mit Auffangsack befand, der durch einen Schnürzug verschließbar war. Die in Plastikbeutel überführten Proben zur Untersuchung der Blätter und ihrer Fauna wurden im Labor weiterbearbeitet (vgl. WINTER 1971).

Definition ökologischer Parameter

1. Die Aktivitätsdichte bezeichnet die Anzahl der mit stationären Erfassungsmethoden erfaßten Tiere, die pro Zeiteinheit eine Grenzlinie (oder -fläche) bestimmter Länge überschreiten (HEYDEMANN 1953). Mit Bodenfallen wird die Laufaktivitätsdichte, mit Fensterfallen die Flugaktivitätsdichte ermittelt.
2. Die mit Photoektoren erfaßte Schlupfdichte beschreibt diejenige Menge an Tieren, die während einer bestimmten Zeit aus einer definierten Fläche ausschlüpft (FUNKE 1983a).
3. Die relative Häufigkeit einer Art innerhalb einer Tiergemeinschaft wird als Dominanz bezeichnet. Nach HEYDEMANN (1953) können folgende Dominanzklassen unterschieden werden (D = Dominanz in Prozent): subzedent ($D > 1\%$); rezedent ($1\% \leq D < 2\%$); subdominant ($2\% \leq D < 5\%$); dominant ($5\% \leq D < 10\%$); eudominant ($D \leq 10\%$).



Karte: Lage des Untersuchungsareales der „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ in Schleswig-Holstein; Lage der Untersuchungsgebiete von NÖTZOLD (H=Hollenbek, S=Schierensee, F=Fuhlensee, BS=Belauer See, Senke, B=Belauer See, Ufer); die Untersuchungsgebiete von RIEF und AMBSDORF befinden sich im markierten Hauptforschungsraum am Südwestufer des Belauer Sees.

4. Die Artenidentität bezeichnet das Ausmaß der Übereinstimmung zwischen dem Arteninventar verschiedener Lebensgemeinschaften (BALOGH 1958). Die Berechnung des Ähnlichkeitsquotienten erfolgt nach SÖRENSEN (1948).
5. Die Dominanzidentität nach RENKONEN (1938) bezeichnet das Maß der Übereinstimmung im Dominanzspektrum verschiedener Tiergemeinschaften.
6. Die Diversität gibt die Artenvielfalt eines Systems wieder. Sie wird nach der Formel von SHANNON-WEAVER berechnet (vgl. MÜHLENBERG 1989).
7. Die Evenness erläutert den Diversitätswert und gibt an, ob die Diversität stärker durch die Ausgeglichenheit der Dominanzstruktur oder durch die Artenzahl geprägt ist. Die Evenness gibt das Verhältnis von berechneter zu maximal möglicher Diversität an.

Klima und Witterung

Das ozeanisch-gemäßigte Klima Schleswig-Holsteins wird in den südlichen Landesteilen zunehmend kontinental beeinflusst. Der Hauptforschungsraum des Ökosystemforschungsprojektes zeigt dabei schon ein Überwiegen des kontinentalen Einflusses (subkontinental).

Die Temperatur des langjährigen Mittels beträgt 8,3 °C, die mittlere Maximumtemperatur 11,9 °C und die Minimumtemperatur 5,0 °C.

Das langjährige Mittel des Niederschlages liegt bei 757,3 mm und damit deutlich über der Verdunstungsmenge von 522 mm, die mittlere Luftfeuchte beträgt 82 %.

Bemerkenswert für das Untersuchungsjahr 1990 war, daß sich der Temperaturverlauf deutlich über dem langjährigen Mittel bewegte und besonders die Wintermonate Januar, Februar und März erheblich höhere Temperaturen aufwiesen. So lag beispielsweise die Temperatur im Februar mehr als 5 °C über dem langjährigen Mittel. Der Winter 1989/90 war, wie in den vorausgehenden Jahren, insgesamt sehr frostarm.

Auch bei den Niederschlägen zeigen sich Abweichungen vom langjährigen Mittel. Auffällig sind der nasse Winter und Frühlingsbeginn sowie die darauf folgenden überdurchschnittlich trockenen Monate April und besonders Mai. Auffallend niederschlagsreich waren wiederum die Monate Juni und September. Im Untersuchungsjahr 1993 weisen die Niederschläge im Spätsommer höhere Werte als in den vorhergehenden Jahren auf. Gleichzeitig waren die Lufttemperaturen im Spätsommer geringer als in den Jahren zuvor. Zudem erwies sich der Monat Mai als überdurchschnittlich warm verglichen mit den vorhergehenden Jahren.

Die Kurzflügel- und Laufkäfergemeinschaften (Staphylinidae und Carabidae) des Bodens verschiedener Erlenbruchbiotope im Raum Bornhöved und ihre Abhängigkeit von Standortfaktoren

Von Rolf Nötzold

1. Einleitung

Die Fauna des Bodens und der Bodenoberfläche wird in ihrer Verbreitung besonders von den edaphischen Faktoren und dem Mikroklima beeinflusst. Dies trifft auch auf die epigäische Raubarthropoden der Käferfamilien Carabidae und Staphylinidae zu. Da die Arten beider Familien nicht direkt an bestimmte Pflanzenarten gebunden sind, können zusätzlich zu der Vegetationsuntersuchung Informationen über den Bodenzustand erwartet werden. MÜLLER-MOTZFELD (1982, 1989) gibt für eine Anzahl von Laufkäferarten enge Beziehungen zu ökologischen Zuständen an, wobei die Arten insbesondere als Indikatoren für ökologische Degradationen herangezogen wurden.

In Grünland- (TIETZE 1974) und Ackerökosystemen (HEYDEMANN 1958) wurden z.B. Laufkäfer schon erfolgreich als ökologische Indikatoren gefunden. Auch aus Wäldern liegen einige Untersuchungen zu diesem Themenbereich vor (z.B. TIETZE 1956, TOPP 1982). Allerdings sind die Erlenbrücher bislang kaum bearbeitet worden. In der vorliegenden Arbeit wurden deshalb verschiedene naturnahe und entwässerte Erlenbrüche im Rahmen des Forschungsprojektes 'Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette' verglichen. Grundlage hierfür waren Untersuchungen von SCHRAUTZER et al. (1991) aus vegetationskundlicher Sicht. Nach SCHRAUTZER et al. (1991) wurde für die untersuchten Erlenbrüche ein unterschiedlich starker anthropogener Einfluß nachgewiesen, der zu den verschiedenen Wasserregimen der Wälder führte. Die vorliegende Arbeit hat daher folgende Fragestellungen:

- Welche edaphischen Faktoren bestimmen die Zusammensetzung der Synusien und gibt es Unterschiede zwischen den einzelnen Faunengruppen?
- Lassen sich für unterschiedliche Wasserregime bestimmte Arten oder Artengruppen als Indikatoren identifizieren?
- Gibt es Übereinstimmungen zwischen der vegetationskundlichen und der zoologischen Einteilung der Erlenbrücher?
- Welche Folgerungen lassen die Ergebnisse für den Schutz der Erlenbrücher zu?

2. Methoden

Die Proben für die folgenden Untersuchungen wurden im Zeitraum vom 20.4. bis 5.10.93 genommen. Die Erfassung der abiotischen Faktoren erfolgte im vierwöchentlichen Rhythmus, die der biotischen Daten im zwei- (Barberfallen) und vierwöchentlichen (Quadratproben) Rhythmus.

Die vegetationskundlichen Daten und einige bodenkundliche Daten stammen von WIEBE (1991 und mdl.) und FINKE (1993).

Die Grundwasserstände wurden an allen Standorten mittels PVC-Rohren (3 cm Ø) gemessen, welche in regelmäßigen Abständen Längsschlitze aufwiesen und in ein zuvor geschaffenes Bohrloch getrieben wurden. Mit einem Zollstock wurde der Abstand des Wasserpegels zum Boden ermittelt. Die Ablesegenauigkeit betrug 0,5 cm. Die Röhren waren bei Nichtbenutzung zugedeckelt.

Die Bodenfeuchte wurde als Anteil des Wassergewichtes am Gesamtgewicht des feuchten Bodens (Oberboden 10–15 cm) ermittelt. Dazu wurden die Proben frisch und nach einer Woche Trocknung bei 80–90 °C erneut gewogen.

In den frischen Bodenproben wurde der pH-Wert in destilliertem Wasser gemessen. Da der Jahresgang der pH-Werte nur geringe Schwankungen aufwies, werden nur die Mittelwerte für die Standortcharakterisierung genutzt.

Die Bestimmung und Nomenklatur der Tiere richtete sich nach: FREUDE et al. (1964–1983)

3. Standorte

3.1. Topographische Lage

Durch die künstliche Absenkung zweier Seen 1939 (VENEBRÜGGE 1988) entstanden an den Ufern Terrassen, die heute mit Bruchwäldern bestanden oder als Feuchtgrünland ausgebildet sind. Zwei der untersuchten Wälder (am Fuhlensee und am Belauer See) stehen auf solchen Seeterrassen. Alle Standorte waren im 18. Jahrhundert nach der Varendorf'schen topographischen Carte (1786–98) als Grünland ausgewiesen oder aber überschwemmt. Nur ein Standort war auch damals schon Bruchwald (am Schierensee). Nach dem Alter der Erlen kann geschlossen werden, daß die Standorte seit mindestens 40 Jahren mit Erlen bestanden sein müssen.

Die fünf Untersuchungsgebiete wurden jeweils in einen feuchten (f) und einen nassen (n) Standort differenziert. Ausgenommen von dieser Regel sind die Untersuchungsgebiete an der Hollenbek (H) und in einer kleinen Senke am Belauer See (BS). Im folgenden werden die Untersuchungsgebiete mit Großbuchstaben und die Standorte mit einer Kombination von Groß- und Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Insgesamt gibt es 9 Probestandorte:

- H – Stark entwässerter Erlenbruch mit großer Grundwasseramplitude an der **Hollenbek**
- S – Entwässerte Erlenbrüche mit großer Grundwasseramplitude am **Schierensee**:
Sf – Schierensee feucht; Sn – Schierensee **naß**
- F – Erlenbruchsystem mit konstantem Grundwasserstand am **Fuhlensee**:
Ff – feucht; Fn – Fuhlensee **naß**
- B – Erlenbruchsystem mit konstantem Grundwasserstand am **Belauer Seeufer**:
Bf – **Belauer See Ufer feucht**; Bn – **Belauer See Ufer naß**
- BS – Nasser Erlenbruch mit regelmäßigen winterlichen Überschwemmungen am **Belauer See** in einer kleinen **Senke**:
BSa – **Belauer See Senke** *Carex acutiformis*; BSe – **Belauer See Senke** *Carex elongata*

3.2. Vergleich der Standorte

Vegetationskundlicher Vergleich

Nach SCHRAUTZER et al. (1991) und WIEBE (mdl.) lassen sich die Standorte entsprechend der Darstellung in Tab. 1 vegetationskundlich einordnen. Demnach sind die trockeneren Standorte (Sf, Hf, Ff und Bf) grundwasserbeeinflusste Erlenwälder und die verbleibenden, nasseren Orte (Sn, Fn, BSe, BSA und Bn) Erlenbrüche. Die Standorte des *Carici elongatae-Alnetum-sphagnetosum* sind nährstoffärmer als die des *typicum*. Das Gleiche gilt für die Standorte der *Alnus glutinosa*-Gesellschaft der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* im Vergleich zur Ausbildung von *Poa trivialis*.

Bodenkundlicher Vergleich

Die Standorte sind nach ihrer Grundwasserlinie in zwei große Gruppen einteilbar. Es sind einerseits solche mit mehr oder minder konstantem Grundwasserstand, der von regulierten Seespiegeln (B und Ft) oder von der Ausbildung als Schwingdecke (Fn) abhängt, und zum anderen solche mit schwankendem (im Winter hohem, im Sommer niedrigem) Grundwasserstand (S,H und BS). Von der zweiten Gruppe läßt sich noch Standort BS اسپالان, der einen durchschnittlich höheren Grundwasserpegel hat und im Winter regelmäßig überflutet ist.

Die Standorte lassen sich nach den Bodenfeuchten in drei Gruppen einteilen: 1. eine Gruppe mit gleichmäßig hoher Bodenfeuchte [80–90%] (Sn, Fn, BSe, BSA und (Bn)); 2. eine Gruppe mit gleichmäßig niedriger Bodenfeuchte [40–50%] (Hf und Bf); 3. eine Gruppe mit im Jahresverlauf stark schwankenden Bodenfeuchten [max. ±70%, min ±50%] (Sf und Ff). Die Zuordnung von Bn ist unsicher, da die Schwankungen auch auf die Heterogenität des Bodens zurückgeführt werden können.

Nach den mittleren pH-Werten lassen sich zwei Gruppen kennzeichnen: Orte mit niedrigem mittlerem pH-Wert [3,5–4,5] (Sf, Ff, BSe und BSA) und Orte mit hohem mittlerem pH-Wert [5,5–6,5] (Sn, Hf, Fn, Bf und Bn).

Weder die C/N-Verhältnisse noch die Anteile der organischen Substanz lassen eine klare Gruppierung zu. Tab. 2 gibt die Zuordnung aller betrachteten Parameter zu den Standorten wieder.

Tab. 1: Vegetationskundliche Einordnung der Standorte

Pflanzen- gesell- schaften	<i>Carici elongatae-Alnetum</i>			<i>Alnus glutinosa- Gesellschaft</i>	
	<i>sphagnetosum</i> Variante <i>Carex pseudocyperus</i>	Variante <i>Rubus idaeus</i>	<i>typicum</i> Variante <i>Rubus idaeus</i>	Ausbildung von <i>Lonicera periclymenum</i>	Ausbildung von <i>Poa trivialis</i>
Standorte	BSe, BSA, Fn	Sn	Bn	Sf, Ff	Hf, Bf

Tab. 2: Einordnung der Standorte nach vegetationskundlichen Kriterien und abiotischen Faktoren.

Zeichen: Vegetation: 1 – *Carici elongatae*-Alnetum, 1.1 – *sphagnetosum*, 1.2 typicum, 1.1.1 Variante von *Carex pseudocyperus*, 1.1.2 oder 1.2.2 Variante von *Rubus idaeus*, 2 – *Alnus glutinosa*-Gesellschaft, 2.1 Ausbildung von *Lonicera perichymentum*, 2.2 – Ausbildung von *Poa trivialis*; **Grundwasser:** Abstand zur Bodenoberfläche (cm), **mittlere Bodenfeuchte:** ± – starken Schwankungen unterworfen (± 15 %).

Standorte	Vegetation	Grundwasser	Bodenfeuchte	mittlerer pH-Wert	C/N-Verhältnis	Anteil der organischen Substanz an der Trockenmasse
SF Schierensee feucht	2.1.	-20 – -100	63%±	3,2	17,7	67,8%
Ff Fuhlensee feucht	2.1.	-10 – -20	61%±	4,4		
Hf Hollenbek feucht	2.2.	-20 – -100	48%	6,2	12,2	74,2%
Bf Belauer See feucht	2.2.	-10 – -30	41%	6,1	15,4	72,6%
Fn Fuhlensee naß	1.1.1.	0 – -20	88%	6,4	14,6	85,2%
Bn Belauer See naß	1.2.2.	0 – -20	74%	6,4	16,0	58,2%
Sn Schierensee naß	1.1.2.	0 – -80	82%	5,8		
BSe Belauer See, <i>C. elongata</i>	1.1.1.	20 – -60	85%	4,1	13,7	96,9%
BSa Belauer See, <i>C. acutiformis</i>	1.1.1.	20 – -60	85%	4,2		

4. Ergebnisse

Das Arteninventar und die Dominanzen der Carabiden und Staphyliniden sind in Tabelle 3 angegeben. Die Käfer aus den Bodenfallen und Quadratproben der neun untersuchten Erlenbruchbiotope wurde im wesentlichen durch vier Familien dominiert: 34,2% Carabidae, 26,7% Staphylinidae, 23,2% Hydrophilidae und 5,4% Ptiliidae. Die übrigen Käfer verteilen sich auf weitere 31 Familien. Die artenreichste Familie waren die Staphylinidae mit insgesamt 122 Arten, von denen 98 mit Barberfallen und 73 mit Quadratproben nachgewiesen werden konnten. Die insgesamt 42 Carabidae-Arten konnten mit Ausnahme von *Trichocellus placidus* alle mittels Barberfallen gefangen werden. Mit den Quadratproben wurden hingegen nur 22 Laufkäferarten erfaßt.

4.1. Vergleich der Standorte

4.1.1. Verteilung der Biotopräferenztypen

Für die Einteilung der Arten nach ökologischen Gesichtspunkten wurde den Angaben von KOCH (1989) gefolgt. Danach wurden die Arten entsprechend ihrer Weite und Spezifizierung des Monotops in folgende sieben Gruppen eingeteilt:

1. Ubiquisten (U). Hierher zählen alle Arten, die von KOCH (1989) als Ubiquisten angeführt werden oder Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt zwar in anderen Lebensräu-

Tab. 3: Dominanzen der Staphylinidae und Carabidae aus Bodenfallen (B) und Quadratmethode (Q) der einzelnen Standorte (Abkürzungen s. Tab. 2)

Gebiet: Methode:	Sf		Sn		Hf		Ff		Fn		BSe		BSa		Bf		Bn	
	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q
Arten:																		
Staphylinidae																		
Proteinus brachypterus					0,9		0,3		1,8		0,2		0,6		2,5	2,0		
Proteinus atomarius								1,8										
Omalium rivulare	1,2				0,2		2,5				0,7	0,5			1,0	2,0		
Lathrinaeum atrocephalum	8,5	11,1	2,4	2,6	0,2		2,8	8,6	4,9	7,3			0,5	1,5	3,4	0,5	2,0	
Lathrinaeum unicolor	3,2				0,2		0,8	3,4	1,2					0,3		0,5	2,0	
Olophrum piceum	2,0		2,4				0,6				0,5			2,7		1,0	2,0	
Olophrum fuscum																2,0		
Lesteva longelytra			1,8		1,1		2,8	1,7	29,3	1,8	0,9	1,4		3,4	25,9	12,3	26,5	
Carabidae																		
Carpelimus pusillus			2,4	44,2	1,8	19,0	0,6	17,2	1,8					3,4				
Carpelimus elongatulus																		
Carpelimus fuliginosus					6,0	11,7	0,2			1,2	1,8	36,5	53,4	29,9	42,3		5,4	12,2
Oxytelus fulvipes					9,6	2,6	18,9	19,0	3,4	3,4	9,8	14,5	5,0	1,9	8,3	3,0	5,8	5,2
Anolytus rugosus	1,6	3,2					0,7									0,3		
Anolytus sculpturatus																10,3		
Anolytus tetracariniatus	0,4				3,9	0,5	9,5	0,3				0,5					0,5	6,1
Stenus junco								0,3		1,2	3,6	0,7	0,5				0,5	4,1
Stenus clavicornis								1,7		3,7	3,6	0,2				0,3		
Stenus bimaculatus			0,6	1,3	0,2	4,8	0,6	1,7	6,1	3,6	1,1	1,0	1,4	0,5	0,3	1,7	2,5	
Stenus humilis						4,8												
Stenus lalifrons						2,4								0,5				
Stenus tarsalis																		
Stenus similis					1,3													
Stenus pallitarsis									1,7	1,2								
Stenus nilidusculus	0,4	1,6																
Stenus bilfoveolatus			0,6															
Stenus impressus	0,8	4,8				2,4												
Stenus fuscicornis												0,2						
Euaethetus ruficapillus												12,6	13,6	18,3	22,4			0,5
Lathrobium																		
Stilicium rufipes		3,2						1,7	1,2			0,5	0,2					
Lathrobium elongatum	0,4		0,6		0,7							1,1	1,0	1,2			0,5	
Lathrobium fulvipenne	0,4							0,3						0,2				
Lathrobium brunnipis	0,4	3,2	5,4	5,2	0,9			2,8				5,5	5,3	6,7	8,0	0,3	0,5	
Lathrobium fovulum									1,7			0,5		0,2		0,9		
Lathrobium impressum			0,6	2,6								0,2	0,5	0,7	0,5		2,0	
Lathrobium longulum			0,6						1,7					0,2				
Lathrobium pallidum	0,4							0,3				0,2						
Gyrophypnus liebei																0,3	0,5	
Gyrophypnus scoticus														0,5				
Gyrophypnus angustatus					0,2							0,2						
Xantholinus tricolor												0,2						
Xantholinus longiventris						0,2											0,5	
Othius punctulatus	2,0				0,2			0,3							0,6		0,5	
Othius myrmecophilus	2,4	23,8						0,6	5,2						0,3		0,5	
Quedius																		
Erichsonius cinerascens																		0,5
Philonthus cognathus						0,6	1,7							0,6				
Philonthus decorus	14,9	1,6	9,6		8,2			30,6		2,4		0,2		43,0	6,9	3,9		
Philonthus splendidus										1,2								
Gabrieus splendidulus				1,3														
Gabrieus trossulus	2,8			1,3	2,4			1,4	6,9	2,4	9,1	0,5	19,4	0,2	15,4	0,3	6,9	
Ocyopus compressus	4,8		1,8					0,3								0,9		
Quedius fuliginosus	10,1		25,1	2,6	2,3			6,5	1,7	9,8	1,8	11,2	0,5	18,1	9,8	1,7	28,1	
Quedius molochinus																1,7		
Quedius umbrinus				1,3														
Quedius fumatus	0,4		4,8	2,6	0,7			0,6	1,7	3,7	16,4	0,2	0,7	2,1	3,4	6,9	6,1	
Mycetoporus																		
Mycetoporus lepidus								0,3										
Mycetoporus longulus										1,8								
Mycetoporus nigricollis				1,3				0,6										
Mycetoporus niger																		
Mycetoporus splendidus																	0,5	
Bryoporus crassicornis					0,2													
Lordithon thoracicus																		
Boitobius cingulata					0,2								0,2		0,6		1,0	
Sepedophilus testaceum					0,2													
Boitobius inclians																		
Tachyporus optusius					0,2					1,2							1,7	
Tachyporus hypnorum		3,2		1,3	0,2												1,7	
Tachyporus chrysomelinus				1,3														
Tachyporus atriceps												1,8						
Tachinus signatus	0,8		13,2	1,3	36,1	2,4	19,4	3,4	2,4	4,1		0,5	2,9	16,8		0,5	6,4	
Tachinus laticollis			1,2		1,6		1,7											
Myllaena																		
Myllaena dubia								1,7		1,8								
Myllaena intermedia										1,8						1,7		
Myllaena brevicornis								5,2		3,6					1,7		2,0	
Myllaena elongata										3,6								
Leptusa fumida							0,3											
Aloconota gregaria					0,2						0,5		0,5					
Pycnola paradoxa															0,3			
Amischa analis			2,6	0,9	7,1	2,4	0,3	1,2	1,8	0,2					3,4		2,0	
Amischa decipiens	1,6							1,7										

Gebiet: Methode:	Sf		Sn		Hf		Ff		Fn		BSe		BSa		Bf		Bn	
	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q
<i>Nehemitropia sordida</i>						2,4												
<i>Geostiba circellaris</i>	0,8	25,4			1,8	2,4	0,8	3,4	3,7				0,2	1,5	0,3	3,4		
<i>Lioglula pagana</i>					0,9		3,9											
<i>Lioglula granigera</i>	13,7																	
<i>Lioglula longiuscula</i>	0,8						0,6											
<i>Lioglula microptera</i>	1,2		0,6		0,2		2,2				0,2				0,6		1,0	
<i>Lioglula alpestris nitidula</i>	2,8				1,6		1,4	1,7									0,5	
<i>Atheta elongatula</i>									1,2		0,5	1,5	0,2					
<i>Atheta luridipennis</i>								0,3		1,8							0,5	
<i>Atheta malleus</i>																	0,5	
<i>Atheta obtusangula</i>											0,9						0,5	
<i>Atheta benickiella</i>											0,2						0,5	
<i>Atheta amiculata</i>													0,5					
<i>Atheta fungi</i>	2,0	6,3	1,8	1,3	0,2		2,2	3,4	1,2	3,6	6,2		2,4	3,0	3,7	1,7	2,5	2,0
<i>Atheta amplicollis</i>					7,7	14,3	0,3				0,2				0,3			
<i>Atheta triangulum</i>																		
<i>Atheta aquatilis</i>			1,2	1,3	0,2			8,6	1,2		5,5	0,5			1,7		4,1	
<i>Atheta aquatica</i>									0,3									
<i>Atheta britanniae</i>																		
<i>Atheta nigripes</i>					0,2													
<i>Atheta longicornis</i>										1,8								
<i>Pachnida nigella</i>			1,6								0,2							
<i>Zyras collaris</i>													0,5					
<i>Zyras haworthi</i>																		0,5
<i>Zyras humeralis</i>					0,2						0,2							
<i>Ilyobates subopacus</i>	0,4							0,6		2,4	0,2							
<i>Ilyobates nigricollis</i>																		
<i>Ocalea picata</i>	5,2	4,8	6,6	5,2	3,6	4,8	4,2	5,2					0,5		2,4	5,2	2,0	8,2
<i>Meotica capiculis</i>			0,6															
<i>Deubelia picina</i>	0,4										1,4		2,9	1,5	0,3	1,7	1,5	2,0
<i>Oxyptoda elongatula</i>									1,7	2,4							3,9	
<i>Oxyptoda procerula</i>										1,8			0,2					
<i>Oxyptoda opaca</i>							0,6											
<i>Oxyptoda lividipennis</i>	5,2																	
<i>Oxyptoda spectabilis</i>					0,2													
<i>Oxyptoda funebris</i>										1,2						1,7		
<i>Oxyptoda umbrata</i>	8,5		0,6		4,1		0,6	1,7	1,2				0,5		0,3	3,4		2,0
<i>Oxyptoda rufa</i>					0,2													
<i>Oxyptoda exoteta</i>	0,4	3,2			0,2													
<i>Oxyptoda alternans</i>							0,3											
<i>Oxyptoda tarda</i>																		
<i>Dexiogygia forticornis</i>							0,3											
Staphylinidae gesamt	248	62	167	77	440	42	358	58	164	110	436	206	421	201	328	58	203	49
Carabidae																		
<i>Carabus coriaceus</i>	5,5		2,2		0,6		0,7		2,2		0,8		0,6		2,8		8,7	
<i>Carabus granulatus</i>	8,6		53,6		7,6		11,0		16,2		4,9		4,0		13,1		17,9	
<i>Carabus nemoralis</i>	2,8				0,9		1,3								0,1			
<i>Carabus hortensis</i>	26,9		0,5		0,1		2,0				4,9		1,7		1,7		1,0	
<i>Cychnus caraboides</i>					0,1		0,1											
<i>Leistus terminatus</i>			0,2	10,0	0,1		0,1				0,3				0,1	6,3		14,3
<i>Nebria brevicollis</i>	3,1	11,1			3,7		1,6				0,3				2,1			
<i>Notiophilus biguttatus</i>	0,9						0,1											
<i>Elaphrus cupreus</i>			0,5						3,7		2,8	8,7	0,6		0,1		2,1	
<i>Loricera pilicornis</i>	0,3		7,9		0,3		2,7		6,6		10,3		7,2		5,4	6,3	14,9	
<i>Clivina fossor</i>					0,8	3,3												
<i>Dyschirius globosus</i>					0,4													
<i>Trechus secalis</i>					0,3	13,3	0,1											
<i>Trechus oblongus</i>							0,3	7,1										
<i>Bembidion tetracolum</i>			0,2		3,0	3,3	0,3								0,1			
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>															0,1	6,3		
<i>Bembidion biguttatum</i>					2,1	6,7												
<i>Bembidion mannerheimi</i>	0,3	11,1	0,2		2,4	10,0	3,8	28,6					0,6		3,9	31,3	0,5	14,3
<i>Patrobus atrorufus</i>	0,3		9,4	40,0	29,9	30,0	23,0	7,1							14,7	6,3	2,1	
<i>Harpalus rufipes</i>							0,1											
<i>Harpalus latus</i>															0,6			
<i>Trichocellus placidus</i>		22,2																
<i>Pterostichus strenuus</i>	2,8	44,4	1,0	10,0	5,9	26,7	0,9	28,6	1,5	60,0	3,6	4,3	4,7		5,8	6,3	3,1	14,3
<i>Pterostichus diligens</i>					0,1		0,1		40,0		0,8		0,8					
<i>Pterostichus rhaeticus</i>	0,9		10,1	10,0	3,5	3,3	8,9	14,3	37,5		18,3	17,4	22,8	7,7	5,7		8,2	
<i>Pterostichus brunneus</i>			3,0	30,0	0,4	3,3	0,9	7,1	8,1		8,0	21,7	8,2	76,9	0,6		6,2	14,3
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	11,0	11,1			0,1		0,3	7,1						0,6				
<i>Pterostichus niger</i>	15,9		2,2		0,9		0,1				0,3		0,2					
<i>Pterostichus melanarius</i>	5,2		0,5		0,5		7,9		1,5		0,3				0,1			
<i>Abax parallelepipedus</i>	13,5		0,7		0,1		0,3								0,3			
<i>Agonum mülleri</i>					0,1								0,2				3,1	
<i>Agonum viduum</i>					0,3		0,1		0,7						0,6	6,3	6,7	7,1
<i>Agonum lugens</i>																	1,0	
<i>Agonum picuum</i>														7,7			3,1	
<i>Agonum fuliginosum</i>			0,5								34,4	47,8	45,7	7,7	1,7	12,5	18,5	28,6
<i>Platynus assimilis</i>	1,5		7,2		35,0		32,9		22,1		9,5		0,2		39,5		2,6	7,1
<i>Platynus obscurus</i>							0,1				1,5		2,3					
<i>Amara similata</i>	0,3																	
<i>Amara eunota</i>															0,1			

Gebiet: Methode:	Sf		Sn		Hf		Ff		Fn		BSe		BSa		Bf		Bn	
	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q	B	Q
Amara familiaris						0,1												
Amara brunnea		0,3																
Badister lacertosus						0,1		0,1								6,3		
Badister sodalis						0,6										0,1	12,5	0,5
Carabidae gesamt	327	9	405	10	792	30	973	14	272	10	389	23	473	13	719	16	195	14
Übrige Familien																		
Halipilidae																0,1		0,5
Dytiscidae											0,1	0,2	0,1					
Hydraenidae			0,5	24,8													2,4	0,1
Hydrochidae	0,1			6,8														2,0
Hydrophilidae	0,3	0,7	18,7	15,8	5,4	4,7	3,1	6,8	34,4	2,2	35,7	38,9	35,1	42,0	17,3	24,3	46,9	22,7
Pilidae	1,2	27,4	2,3	9,8	4,0	9,3	1,4	17,3	7,7	40,0	1,2	6,3	0,8	6,8	2,8	35,1	7,6	17,7
Cholevidae	12,9	0,7	0,1		0,1		0,3		0,2		0,3				0,2			0,5
Colonidae	0,7	1,5			0,3	1,9												
Leiodidae	0,8						0,1				1,2		0,9	0,2	0,3			0,7
Scydmaenidae	1,1	3,7	0,4		1,0	0,9	0,1				0,3	0,8	0,2	0,4	1,8	1,6	2,9	3,0
Silphidae	0,5	0,7	0,1		0,4								0,1		0,2			0,2
Scaphidae			0,1															
Pselaphidae	0,3	1,5	0,1	1,7	0,3	0,9					6,0	7,1	7,0	9,4	2,2	2,8	1,7	4,5
Geolrupidae	0,5																	
Scarabaeidae	0,1																	0,1
Clambidae						0,1												
Helodidae	0,3		0,3	0,4			0,1	0,8	1,1		0,1		0,1	0,6				0,1
Dryopidae						0,1												
Elatenidae	0,3	0,7				0,1							0,1					
Throscidae	1,3	0,7																
Cantharidae	0,1		0,1				0,1				0,1				0,1			0,1
Plinidae																		
Nitidulidae	0,3	0,7		0,9		1,9	0,1	0,8	0,2		0,1		0,1		0,3	0,8		
Rhizophagidae	0,3				0,1		0,1		0,2		0,5							
Sphindidae															0,1			
Cryptophagidae	0,7	2,2	0,4		3,6	3,7	1,1	7,5	1,6	7,4	1,1	1,0	0,4	0,7	0,4	1,6	0,7	
Corylophidae			0,1												0,1			
Coccinellidae																		
Lathrididae	1,6	2,2	0,9	0,4	1,5	5,6	2,0	3,8	2,3		0,6		0,6	0,2	1,2	0,8	0,9	1,5
Cerambycidae																		0,5
Legridae			0,1				0,1				0,1				0,1	0,8	0,1	1,0
Chrysomelidae	0,3		1,3		0,9		0,1		2,1	2,2	0,3	0,2		0,2		0,4		
Curculionidae	0,1	3,7	0,3	0,4	0,3	2,8	0,9	9,0	0,5	3,7	2,3	0,6	1,7		0,1			0,2
Übrige Familien gesamt	23,6	46,7	24,2	62,8	17,4	32,7	9,5	45,9	50,3	55,6	50,0	55,0	47,3	60,4	27,3	70,5	62,1	68,2
Staphylinidae gesamt	32,9	46,7	22,1	32,9	29,5	39,3	24,2	43,6	18,7	40,7	26,4	40,5	24,8	37,2	22,8	23,1	19,3	24,7
Carabidae gesamt	43,4	6,7	53,6	4,3	53,1	28,0	66,2	10,5	31,0	3,7	23,6	4,5	27,9	2,4	49,9	6,4	18,6	7,1
Käfer (Anzahl)	753	135	755	234	1491	107	1469	133	878	270	1649	509	1696	541	1441	251	1051	198

men liegt, aber deren eurytopes Vorkommen ausdrücklich auch die (Sumpf-)Wälder einschließt.

- Eurytope Waldarten (eW). Hierzu zählen alle Arten, die von KOCH (1989) als eurytop, silvicol jedoch nicht als hygrophil bezeichnet werden. Desweiteren zählen alle eurytopen Arten, deren Vorkommensschwerpunkt in Wäldern liegt, eurytope Laub- und auch Buchenwaldbewohner zu dieser Gruppe. Ausgesprochene Nadelwaldarten werden in der siebenten Gruppe aufgeführt.
- Eurytope Arten feuchter Wälder (efW). Hierzu zählen alle Arten, die von KOCH (1989) als eurytop, hygrophil und silvicol (oder zumindest Wälder deutlich bevorzugend) aufgeführt werden.
- Stenotope Arten sumpfiger Wälder (ssW). In diese Gruppe fallen ausschließlich Arten, die von KOCH (1989) als stenotop, hygrophil und silvicol bezeichnet werden. Die Habitatsbeschreibungen umfassen gewöhnlich neben Erlenbrüchen die Begriffe Sumpfwälder, Brüche, Ufer von Waldgewässern und quellige Stellen in Wäldern.
- Stenotope Arten feuchter Habitats (sf). Diese Gruppe umfaßt Arten, die KOCH (1989) als stenotop und hygrophil einordnet. Es werden allerdings nur Arten aufgenommen, deren einengendes Kriterium für ihr Monotop nicht dem Vorkommen in Wäldern widerspricht. (zB. 'stenotope Art schlammiger und schattiger Ufer' nicht aber 'stenotope Art offener Kiessandbänke an Flußufern')

6. Eurytope Arten feuchter Habitats (ef). Hierher gehören all jene von KOCH (1989) als hygrophil eingestufte Arten, die nicht in einer der obigen Gruppen einzuordnen waren. Vornehmlich handelt es sich dabei um feuchtigkeitszeigende Arten mit ansonsten weiter ökologischer Amplitude.
7. Verbleibende Arten (#). Die wenigen hier aufgeführten Arten sind weder Ubiquisten noch haben sie ihren ökologischen Schwerpunkt in Wäldern oder Sümpfen. Es sind in der Regel Arten, die als Irrgäste bezeichnet werden können.

Die prozentuelle Aufteilung der Arten auf diese Gruppen ist aus der Tabelle 4 zu ersehen.

Unter den Laufkäfern ist keine Art auf Erlenbrüche oder sonstige Sumpfwälder spezialisiert. Auch ist mit einer Art (*Pterostichus diligens*) die Gruppe stenotoper Feuchtezeiger sehr klein. Der Anteil der Arten, die aus den feuchten Lebensräumen heraus den Erlenbruch besiedeln, ist mit 45% (sf und ef) recht hoch. Der Anteil der Waldarten beträgt hingegen nur 35% (eW und efW). Nur eine Art (*Pterostichus strenuus*) wurde als Ubiquist gewertet, hingegen 17,5% als Irrgäste. Auch bei den Kurzflügelkäfern sind nur wenige Arten als Erlenbruchspezialisten zu bezeichnen. Ein Drittel der Arten sind Feuchtezeiger, ein weiteres Waldarten und das verbleibende Drittel Ubiquisten.

Es zeigt sich, daß die Standorte nach den Biotoppräferenztypen zu drei Gruppen geordnet werden können. Die erste Gruppe (nasse Standorte mit regelmäßigen winterlichen Überschwemmungen) umfaßt die beiden Standorte des Untersuchungsgebietes in der kleinen Senke am Belauer See (BS). Die zweite Gruppe (nasse Standorte) enthält die nassen Standorte der verbleibenden Untersuchungsgebiete, deren Grundwasserstand konstant ist oder zumindest höchst selten für längere winterliche Überschwemmungen sorgt. Die feuchten Standorte werden in der dritten Gruppe zusammengefaßt.

Für die **Carabiden** (Abb. 1) ergibt sich, daß in den winterlich überschwemmten Standorten zwischen 75% und 80% der Individuen zu typischen Feuchtlandarten zählen. Die verbleibenden 20% werden von Waldarten und Ubiquisten eingenommen. Die konstant nassen Standorte (Fn und Bn) haben nur noch einen Individuen-Anteil von 55%–65% eurytoper Arten feuchter Stellen. Die Lücke wird von Individuen eurytoper Arten feuchter Wälder eingenommen. Diese Tendenz setzt sich bei den feuchten Standorten fort (5%–20% Individuen Feuchtlandarten, ca. 70% Individuen eurytoper Arten feuchter Wälder). Die Standorte am Untersuchungsgebiet Schierensee (S) weichen dabei von der Gruppeneinteilung ab. Der nasse Teilbereich (Sn) ähnelt in der Aufteilung der Individuen mehr den feuchten Standorten als den nassen Standorten. Dies hängt vermutlich mit dem stark schwankenden Grundwasserstand zusammen, der im Sommer so tief fällt, daß die Bedingungen für viele feuchtigkeitszeigende Arten ungünstig und für eurytope Arten feuchter

Tab. 4: Verteilung der Arten auf die verschiedenen ökologischen Gruppen. (Abkürzungen siehe Abb.1)

	Staphylinidae	Carabidae
U	28,5%	2,5%
eV	12,9%	15%
efW	16,4%	20%
ssW	6%	0%
sf	8,6%	2,5%
ef	21,6%	42,5%
#	6%	17,5%

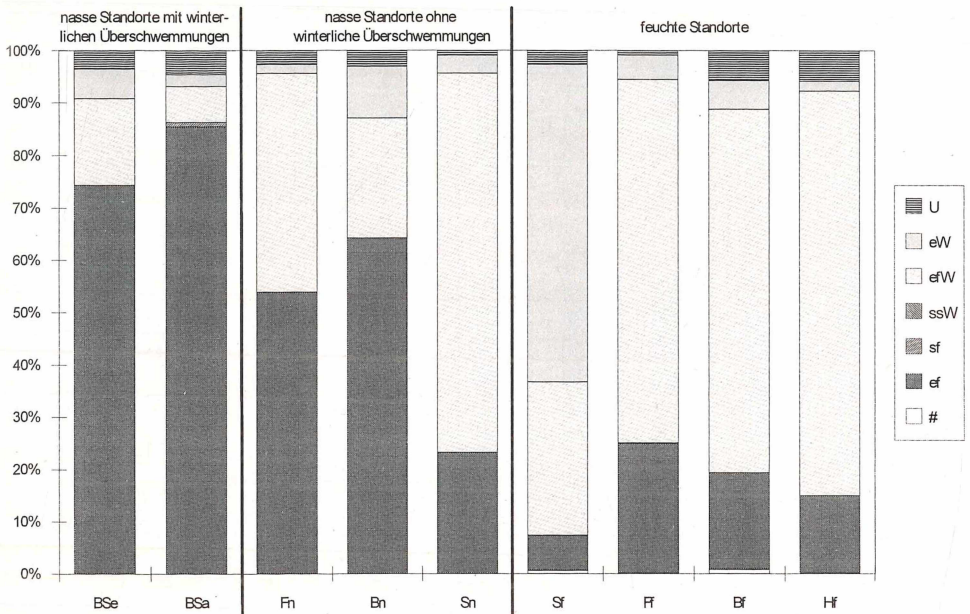


Abb. 1: Verteilung der Artgruppen verschiedener ökologischer Präferenzen der Carabiden in den Barberfallen unter Berücksichtigung der Häufigkeiten der einzelnen Arten. (U – Ubiquist; eW – eurytopye Waldart (incl. Buchenwaldarten), efW – eurytopye Arten feuchter Wälder, ssW – stenotopye Art sumpfiger Wälder, sf – stenotopye Art an feuchten Stellen; ef – eurytopye Art feuchter Stellen (incl. stenotopye-hygrophiler Arten, die nicht unter ssW oder sf fallen); # – keine der Präferenzen)

Wälder günstig werden. Der feuchte Standort in diesem Untersuchungsgebiet ist durch besonders viele Individuen der Arten der Gruppe 'eurytopye Waldarten' gekennzeichnet. Dabei handelt es sich in diesem Falle vor allem um typische Arten frischer Laubwälder, also vergleichsweise trockener Standorte, wie *Abax parallelepipedus* oder *Pterostichus oblongopunctatus*. Dies kann an dem im Sommer tief fallenden Grundwasserspiegel liegen. Auch ist dies der nährstoffärmste Biotop, dessen Vegetation sowohl in der Kraut- als auch in der Baumschicht den Buchenwäldern von allen untersuchten Gebieten am nächsten kommt.

Die **Staphyliniden** (Abb. 2 und 3) zeigen ebenfalls deutliche Unterschiede in der Verteilung der ökologischen Gruppen auf. Die Individuen der beiden Standorte mit winterlichen Überschwemmungen können zu 50%–70% (je nach Erfassungsmethode) den wenigen spezialisierten Sumpfwaldarten oder zumindest den stenotopen Feuchtezeigern zugeordnet werden. Ca. 25% gehören zu den eurytopen Feuchtearten und die restlichen 5–15% sind Ubiquisten. Der Anteil an Waldarten ist verschwindend gering. Dieses Verteilungsmuster unterscheidet sich erheblich von dem der übrigen Standorte. Die Vertreter der spezialisierten Arten (Gruppen ssW und sf) sind dort fast bedeutungslos und durch eurytopye Feuchtwaldarten (nasse Standorte) oder Vertreter eurytoper Arten feuchter Wälder (feuchtere Standorte) ersetzt. Auch haben die Ubiquisten größere Bedeutung, besonders in dem sehr nährstoffreichen Standort an der Hollenbek (Hf). Dieses Bild läßt sich besonders an

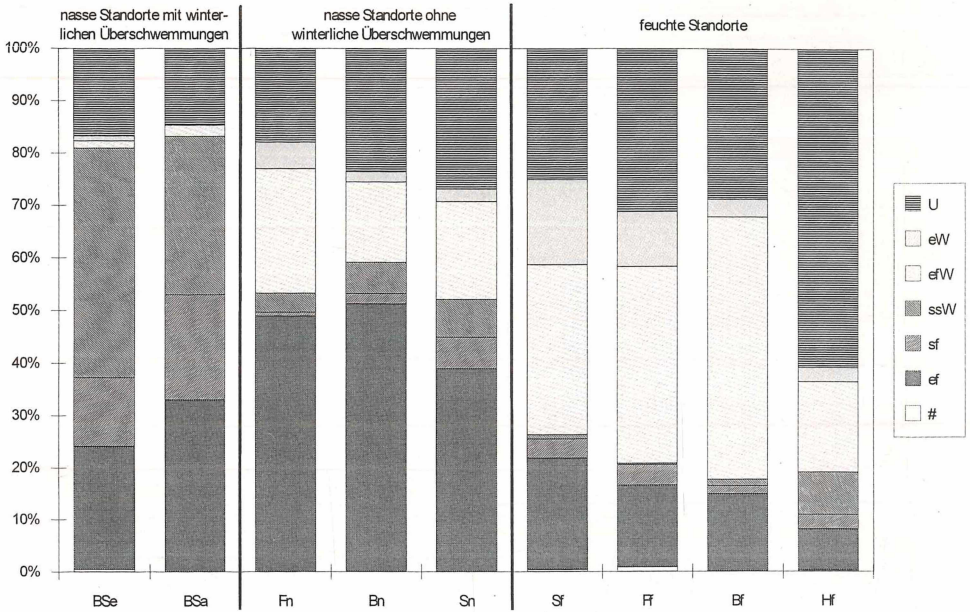


Abb. 2: Verteilung der Artgruppen verschiedener ökologischer Präferenzen der Staphyliniden in den Barberfällen unter Berücksichtigung der Häufigkeiten der einzelnen Arten. (Abkürzungen siehe Abb. 1)

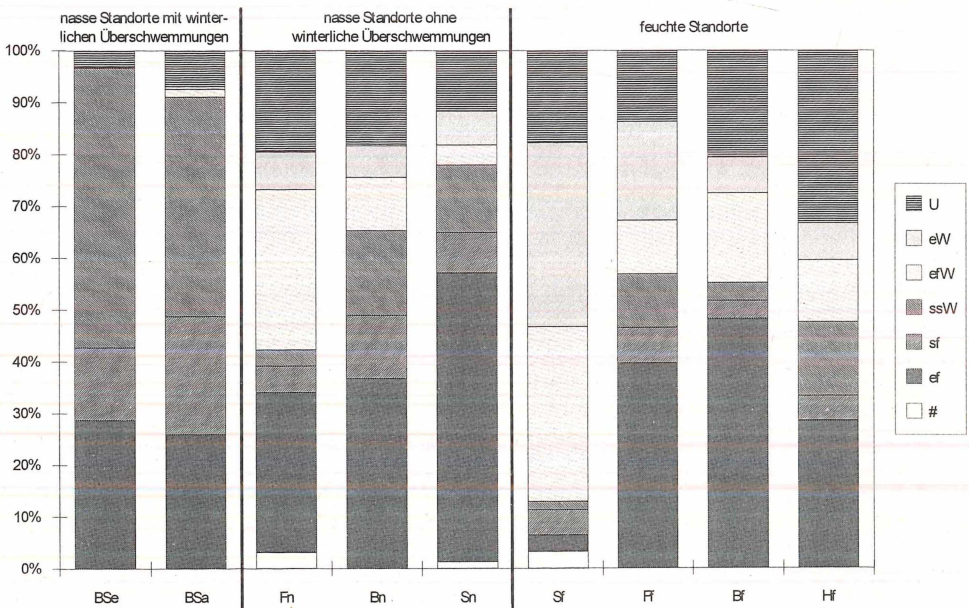


Abb. 3: Verteilung der Artgruppen verschiedener ökologischer Präferenzen der Staphyliniden in den Quadratproben unter Berücksichtigung der Häufigkeiten der einzelnen Arten. (Abkürzungen siehe Abb. 1)

den Staphyliniden aus den Barberfallen gewinnen (Abb. 2). Bei den Staphyliniden aus den Quadratproben zeigten sich die Unterschiede zwischen den nassen und den feuchten Standorten nicht. Dort fällt wie bei den Carabiden der feuchte Standort am Schierensee (Sf) mit einem großen Anteil an Vertretern von Buchenwaldarten und Arten anderer trockenerer Wälder und die sehr geringe Zahl an Individuen feuchtigkeitszeigender Arten auf. Die winterlichen Überschwemmungen sind daher neben der Bodenfeuchte der wichtigste Faktor für die Zusammensetzung der Synusien.

4.1.2. Verteilung der Entwicklungstypen der Carabiden

Nach LARSSON (1939) und LINDROTH (1945–49) lassen sich die Carabiden in Frühjahrs- und Herbsttiere einordnen. Die Frühjahrsarten paaren sich im Frühjahr, durchlaufen ihre Larvalperiode im Sommer, verpuppen sich im Herbst und überwintern als fertige Imago in der Puppenhöhle. Die Herbstarten paaren sich im Spätsommer/Herbst und durchlaufen ihre Larvalperiode im Winter und Frühjahr. Die jungen Imagines schlüpfen im Sommer. Die empfindlichen Larvenstadien fallen also bei den Herbstarten in den kühlen und feuchten Winter und bei den Frühjahrsarten in den vergleichsweise trockenen und warmen Sommer. Die Verteilung der Entwicklungstypen an den Standorten folgt dementsprechend einem Trockenheits-Wärmegradienten (Abb. 4). Bemerkenswert ist auch diesmal der Standort Sf mit einem besonders hohem Anteil an Herbstarten.

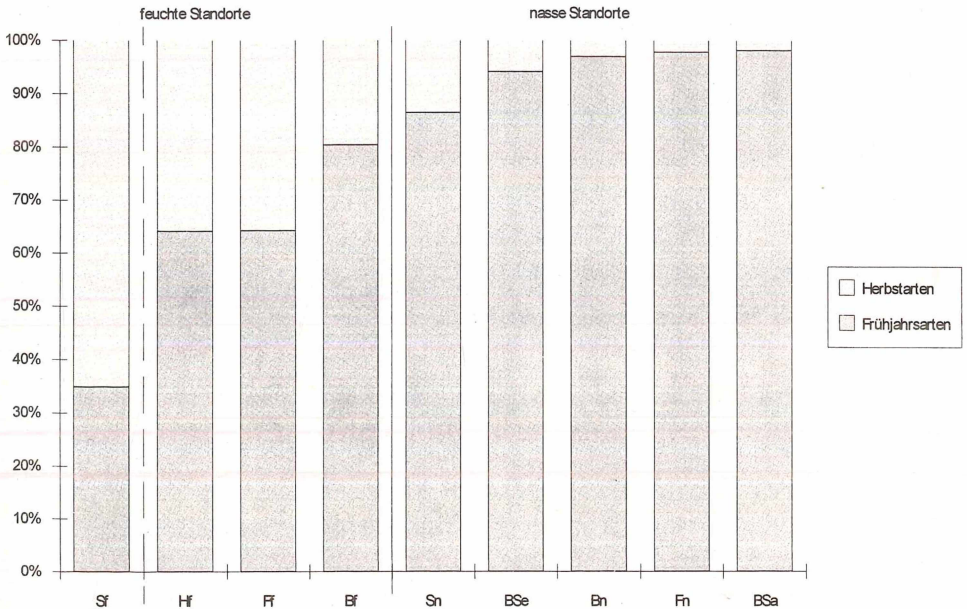


Abb. 4: Verteilung verschiedener Entwicklungstypen der Carabiden auf die Standorte unter Berücksichtigung der Artenhäufigkeiten.

4.1.3. Klassifizierung der Synusien und Korrelation der Umweltparameter

Die Laufkäfer- und Kurzflügelkäfer-Synusien der neun Probenstandorte werden unter Verwendung der Dominanzidentität (Renkonenindex) verglichen und mit dem Average-Cluster-Verfahren ordniert (Abb. 5, 7 und 9). Dabei werden Synusien zusammengefaßt, die sich einerseits durch eine hohe Ähnlichkeit zueinander und andererseits durch eine hohe Verschiedenheit zu den übrigen Synusien auszeichnen. Die Verschiedenheit muß sich auf das Auftreten bestimmter Arten zurückführen lassen. In der Projektion der Kanonischen Korrespondenz-Analyse (CCA) (Abb. 6) befinden diese charakteristischen Arten in unmittelbarer räumlicher Nähe zu den Standorten der betrachteten Synusien. Synusien, deren Verschiedenheit nur auf dem Fehlen charakteristischer Arten bzw. auf der andersartigen Kombination von Arten der anderen Synusien beruht, werden nicht als gesonderte Gruppe betrachtet.

Den klassifizierten Synusien werden die charakteristischen Arten wie folgt als Leit-, Begleit- und Untergliederungsarten zugeordnet:

Leitarten: Arten hoher Dominanz (eudominant oder dominant), die mit dieser Dominanz für die betrachtete Synusiengruppe spezifisch sind.

Begleitarten: Arten geringer Dominanz, die entweder stetig und in anderen als den betrachteten Synusien allenfalls vereinzelt auftreten oder aber seltene Arten, die grundsätzlich nur in geringen Besiedlungsdichten anzutreffen sind und in anderen als den betrachteten Synusien nicht festgestellt wurden. Letztere Arten müssen nicht stetig sein.

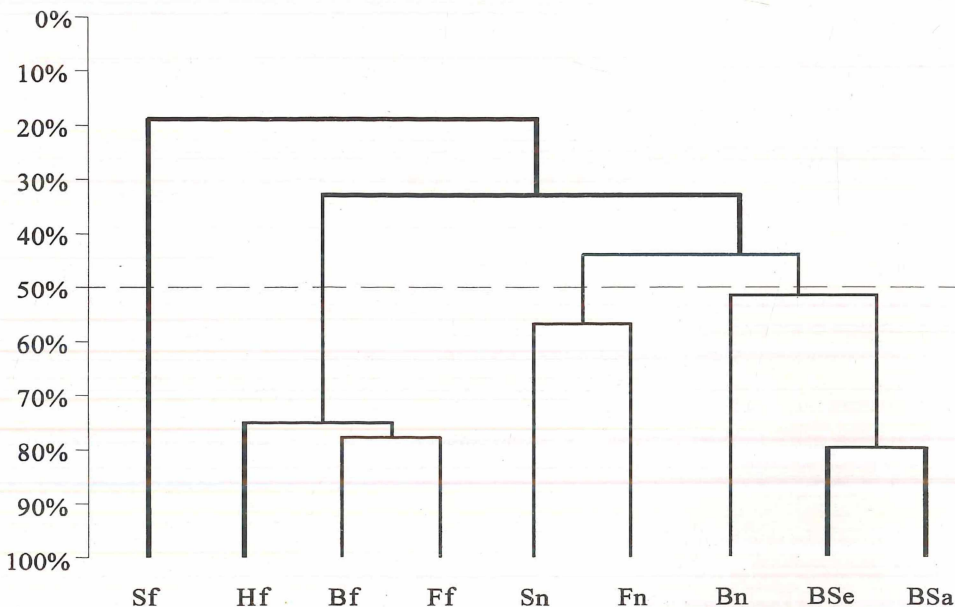


Abb. 5: Average-Clusteranalyse (Renkonenindex) der Carabidae aus Barberfallen. Zu den Abkürzungen der Standorte siehe in Tabelle 2.

Untergliederungsarten sind Arten, deren Häufigkeit sich in einem Teil der betrachteten Synusien von denen der verbleibenden Synusien der betrachteten Gruppe deutlich unterscheidet.

Wegen der unterschiedlichen Lebensformen wird die Gruppierung getrennt nach Carabiden und Staphyliniden vorgenommen.

Die Clusteranalyse der **Carabiden** (Abb. 5) zeigt drei Synusien mit den folgenden Standorten auf:

1. BSA, BSe, 80% Ähnlichkeit, 51% Ähnlichkeit mit der ähnlichsten Synusie.
2. Bf, Ff und Hf 75% minimale Ähnlichkeit, 32% Ähnlichkeit mit den ähnlichsten Synusien.
3. Sf, 19% Ähnlichkeit mit den anderen Synusien.

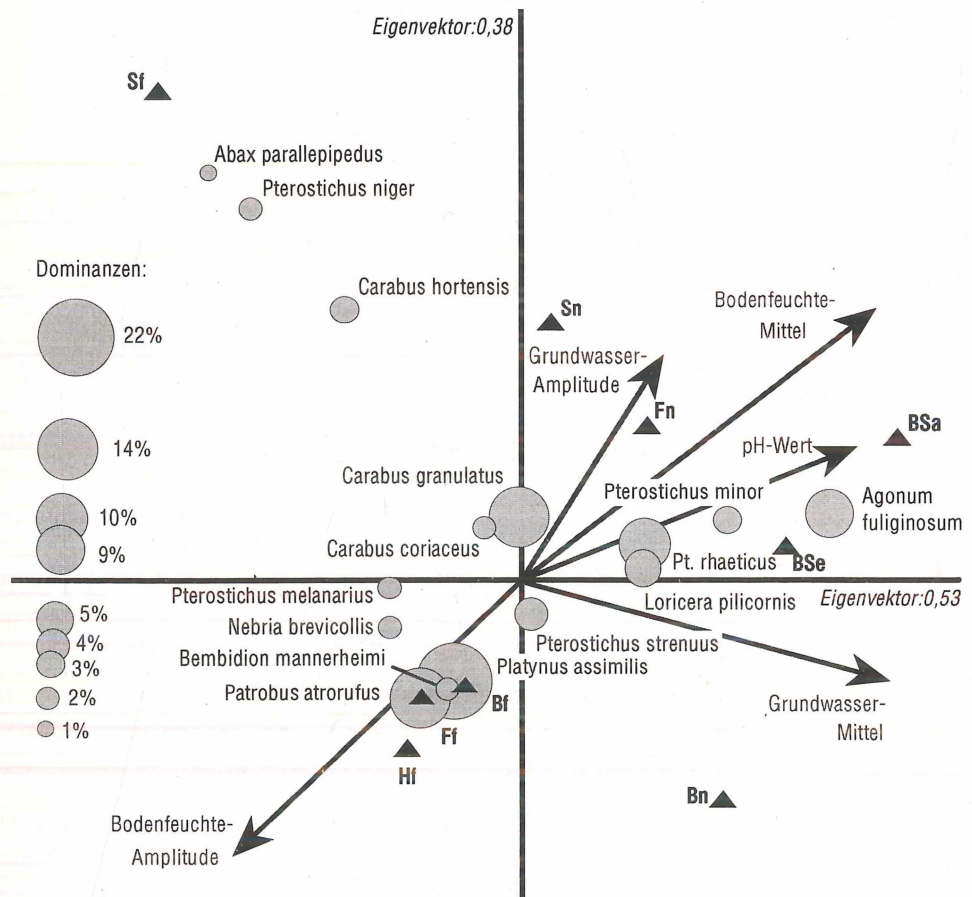


Abb. 6: Kanonische Korrespondenzanalyse der Carabiden aus Bodenfallen mit Angabe der Gesamtdominanzen. Arten mit Dominanzen unter 1 % sind nicht abgebildet. Dargestellt sind die erste und zweite kanonische Achse (Standorte: Dreiecke siehe Tabelle 2).

Den Synusien der Standorte Sn, Fn, und Bn konnten keine charakteristischen Arten zugeordnet werden. *Carabus granulatus* mit einer bemerkenswerten Dominanz von 53% im Standort Sn tritt auch in anderen Standorten mit vergleichbar hohen Aktivitätsdichten auf. Diese Art erscheint zudem wegen ihres eurytopen Auftretens in feuchten bis nassen Wäldern (KOCH 1989) als charakterisierende Art nicht geeignet. Entsprechendes gilt für die in Standort Fn dominante Art *Pterostichus rhaeticus*. Die drei Standorte zeichnen sich zusätzlich durch eine geringere Besiedlung durch Laufkäfer aus.

Unter Berücksichtigung der CCA der Carabiden (Abb. 6) können charakteristische Arten und abiotische Parameter wie folgt zu den obigen drei Standortgruppen zugeordnet werden:

– BSa, BSe:

Abiotische Parameter: Niedermoorortorfboden mit konstant hoher Feuchte um 85% das ganze Jahr hindurch. Stark schwankender Grundwasserstand mit regelmäßigen, langanhaltenden, winterlichen Überschwemmungen.

Leitart: *Agonum fuliginosum*

Begleitarten: *Platynus obscurus*, *Pterostichus minor*

Untergliederungsarten für BSe: *Platynus assimilis*, *Elaphrus cupreus*

Untergliederungsarten für BSa: *Pterostichus diligens*

– Bf, Ff, Hf:

Abiotische Parameter: Sehr stark mineralisierter Torfboden mit mittlerer, kaum schwankender Feuchte (ca. 40–60%). Meist konstanter Grundwasserstand, der niemals über Flur tritt.

Leitarten: *Platynus assimilis*, *Patrobus atrorufus*

Begleitarten: *Bembidion mannerheimi*, (*Badister lacertosus*)

Untergliederungsarten für Bf: *Bembidion quadrimaculatum*

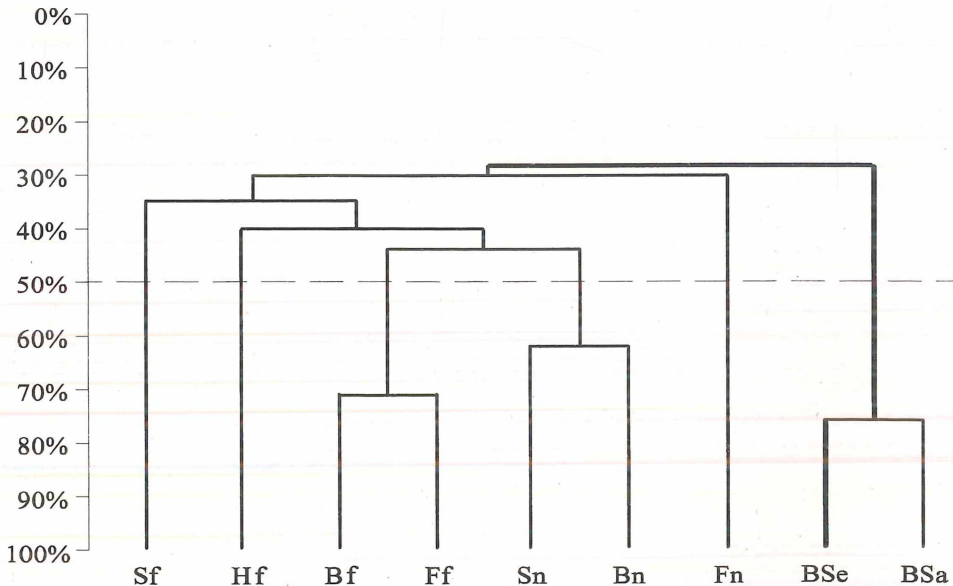


Abb. 7: Average-Clusteranalyse (Renkonenindex) der Staphylinidae aus Barberfallen. Zu den Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 2.

Untergliederungsarten für Ff: *Trechus obtusus*, *Pterostichus melanarius*

Untergliederungsarten für Hf: *Bembidion biguttatum*, *Clivina fossor*, *Trechus secalis*, *Dyschirius globosus*, *Bembidion tetracolum*, *Badister sodalis*

- Sf:

Abiotische Parameter: Sehr stark mineralisierter Torfboden mit mittlerer, im Sommer absinkender Feuchte (ca. 40–60%). Schwankender, vergleichsweise niedriger Grundwasserstand (20–100 cm unter Flur).

Leitarten: *Pterostichus niger*, *Abax parallelepipedus*, *Carabus hortensis*, *Pterostichus oblongopunctatus*

Begleitarten: *Notiophilus biguttatus*

Die CCA und Clusteranalyse der **Staphyliniden** (Abb. 7–9) ist nicht so eindeutig interpretierbar, wie die der Laufkäfer, unter anderem, weil die Ergebnisse der Quadratproben und der Barberfallen unterschiedlich ausfallen.

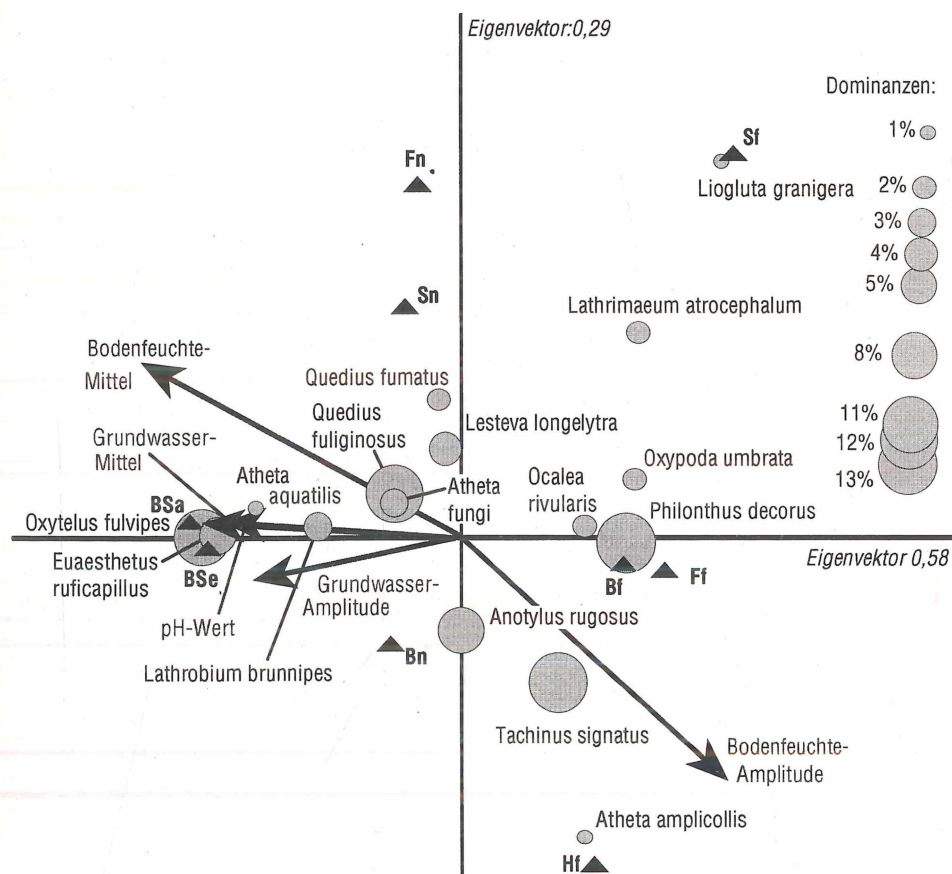


Abb. 8: Kanonische Korrespondenzanalyse der Staphylinidae aus Bodenfallen mit Angabe der Gesamtdominanzen. Arten mit Dominanzen unter 1 % sind nicht abgebildet. Dargestellt sind die erste und zweite kanonische Achse (Standorte: Dreiecke siehe Tabelle 2).

Nur die Arten-Gruppe um die Standorte BSe und BSa (75–80% Ähnlichkeit, 14–28% Ähnlichkeit zu den Synusien der anderen Standorte) und die Synusie des Standortes Sf (18–34% Ähnlichkeit zu den nächstähnlichen Synusien) kann verhältnismäßig deutlich abgegrenzt werden. Die Synusien der übrigen Standorte lassen sich aufgrund der CCA-Ordinierung schwer zusammenfassen. Auch ein getrennter Vergleich der einzelnen Methoden, läßt keine deutlichen faunistischen Ähnlichkeiten resp. Verschiedenheiten erkennen. So erscheinen z.B. die Synusien der Kurzflügelkäfer der Standorte Bf und Ff nach der Barberfallen-Methode mit über 70% Übereinstimmung der Dominanzidentität für eine Gruppierung geeignet zu sein. Die im Standort Bf eudominante (43%) Art *Philonthus decorus* tritt allerdings im Standort Ff nur noch mit 3,6% der Individuen auf. Zudem sind die meisten anderen häufigen Arten (z.B. *Tachinus signatus*) auch an anderen Standorten mit hohen Dominanzen zu finden.

Falls eine Art mit (fast) nur einer Methode gefangen wurde, so ist dies mit einer Abkürzung (b-Bodenfalle, q-Quadratprobe) vermerkt. Arten, deren Einordnung unsicher ist (z.B. ubiquitäre Arten, Arten, die nur in wenigen Individuen auftraten), wurden nicht aufgenommen.

– BSa, BSe:

Abiotische Parameter: Niedermoortorfboden mit konstant hoher Feuchte um 85% das ganze Jahr hindurch. Stark schwankender Grundwasserstand mit regelmäßigen, langanhaltenden, winterlichen Überschwemmungen.

Leitarten: *Oxytelus fulvipes*, *Euaesthetus ruficapillus*, *Gabrieus trossulus* (q)

Begleitarten: *Lathrobium brunnipes*, *Deubelia picina*(b), *Lathrobium elongatum*

Untergliederungsarten für BSe: *Atheta aquatilis*, *Atheta aquatica*(b), *Atheta obtusangula*(b),

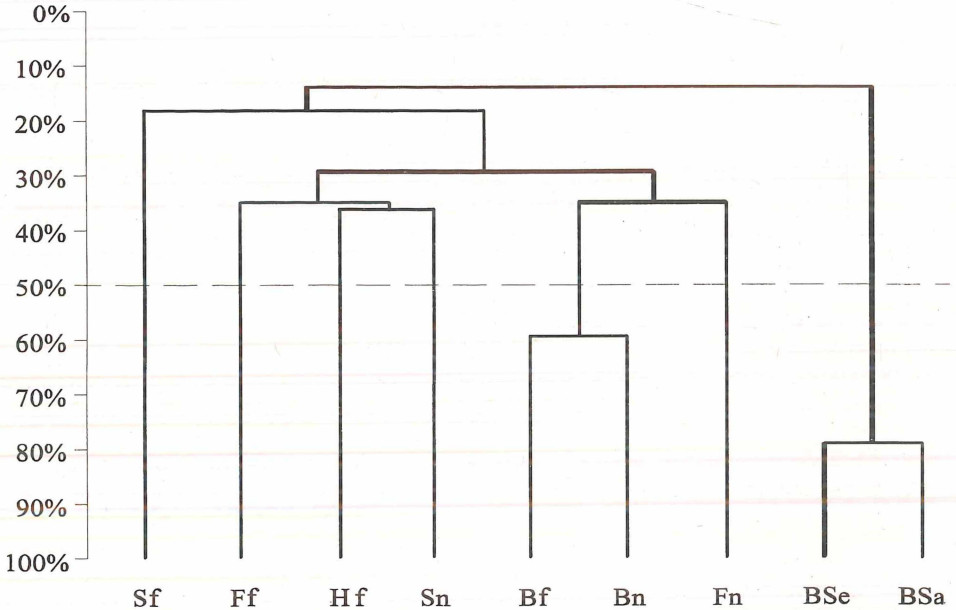


Abb. 9: Average-Clusteranalyse (Renkonenindex) der Staphylinidae aus Quadratproben. Zu den Abkürzungen der Standorte siehe Tabelle 3.

– Sf:

Abiotische Parameter: Sehr stark mineralisierter Torfboden mit mittlerer, im Sommer absinkender Feuchte (ca. 40–60%). Schwankender, vergleichsweise niedriger Grundwasserstand (20–100 cm unter Flur).

Leitarten: *Liogluta granigera* (b), *Othius myrmecophilus* (q), *Geostiba circellaris* (q)

Begleitarten: *Lathrimaeum atrocephalum*, *Stilicis rufipes* (q), *Othius punctulatus* (b), *Ocypus compressus* (b), *Oxypoda lividipennis* (b), *Oxypoda exoleta* (q), *Stenus impressus*

Auch die Auswertung der Staphyliniden- und Carabiden-Daten mit diesen statistischen Verfahren zeigt den deutlichen Unterschied der winterlich überschwemmten Standorte (BSe und BSA) zu den übrigen Standorten auf. Die nassen Standorte (Sn, Fn und Bn) lassen sich dagegen nicht zu einer Gruppe zusammenfassen. Dies liegt vor allem an der geringen Besiedlung überhaupt. Die Betrachtung der Carabidensynusien läßt eine Gruppierung der feuchten Standorte unter Abspaltung des feuchten Standortes am Schierensee (Sf) zu. Dieser Standort scheint auch aufgrund der Staphylinidenergebnisse eine eigene Staphyliniden-Synusie zu beherbergen.

4.2. Autökologie ausgewählter, wichtiger Arten

Die Arten werden nach ihrer Phänologie, ihrer Abhängigkeit zu einem der untersuchten Bodenparameter oder zu einer der Pflanzengesellschaften hin untersucht. Zu jeder Art wurden die wichtigsten, bereits bekannten Erkenntnisse zur Ökologie hinzugefügt. Allgemeine Angaben zu den Arten beziehen sich in der Regel auf KOCH (1989).

Staphylinidae

Lathrimaeum atrocephalum

Diese humusbewohnende, eurytope Art feuchter Wälder wurde nur in den trockeneren Standorten festgestellt. Sie zeigt eine deutliche Präferenz für die beiden Standorte der *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft in der Ausbildung *Lonicera periclymenum* (Abb. 10). Nur eine weitere Art (*Pterostichus melanarius*) besitzt einen vergleichbaren Verbreitungsschwerpunkt. THIELE (1956) (Bergisches Land) bezeichnet *L. atrocephalum* als an Edellaubwälder (Fagetalia) streng gebunden. FRANZ (1950) (Nordostalpen) fand diese Art allerdings auch in Nadelwäldern (Picetum). Auch SPÄTH (1980) (Teutoburger Wald) fand die Art in verschiedenen Wäldern und konnte sie sogar in einem Getreidefeld in über 100 m Entfernung zum nächsten Wald feststellen. FRIEBE (1983) (Schwarzwald) zählt *L. atrocephalum* zu den typischen Bewohnern des Buchenwaldbodens. IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) stellt sie zu den 'allgemein in Wäldern verbreiteten' Arten, wobei die feuchtesten von ihm untersuchten Erlenwälder keine *Carici elongatae*-Alneten waren. Nach den Daten von IRMLER (1993) und SPÄTH (1980) kann eine verstärkte Präferenz für Erlen-Eschen-Wälder (bei SPÄTH: *Carici remotae*-*Fraxinetum*) vermutet werden. Der Schwerpunkt der Art in dieser Untersuchung deckt sich also gut mit den bislang bekannten ökologischen Präferenzen.

Diese Winterart war besonders im Frühjahr aktiv und wies im Herbst eine besonders hohe Dichte auf. Die Befunde entsprechen der von SPÄTH (1980) und FRIEBE (1983) festgestellten Aktivitätsbeschränkung auf 'die kühle Jahreszeit'.

Oxytelus fulvipes

Obwohl diese stenotope Art der Sumpfwälder in allen nassen Standorten in einigen Exemplaren gefunden wurde, so war sie doch nur im winterlich überschwemmten Erlenbruch (BS) mit hoher Dominanz vertreten. Sie zählt deshalb als Leitart für winterlich überschwemmte Erlenbrüche mit konstant hoher Bodenfeuchte, niedrigem pH-Wert und schwankendem Grundwasserstand, der im Winter regelmäßig für längere Zeiträume über Flur steht. Ein wichtiger Faktor für diese Art ist die Bodenfeuchte (Abb. 11). Sie tritt ausschließlich an den nassen Standorten auf. Zum optimalen Lebensraum dieser Art scheint nicht nur eine hohe Bodenfeuchte zu gehören, sondern auch ein relativ niedriger pH-Wert oder die winterlichen Überschwemmungen. Möglicherweise sind bezüglich der Überschwemmungen Konkurrenzphänomene für die Verteilung von *Oxytelus fulvipes* verantwortlich.

Im Jahresgang zeigen sich zwei Aktivitätsmaxima. Im Frühjahr ist die Art bis Juni sehr aktiv. Die Aktivität geht im Sommer fast völlig zurück. Gleichzeitig ist allerdings ein deutlicher Anstieg in der ansonsten konstanten Dichte festzustellen. Nach einem erneuten, aber deutlich geringeren Anstieg der Aktivität im Spätsommer sinken Aktivität und Dichte im Herbst wieder. Erklärbar wäre diese Phänologie mit einer univoltinen Entwicklung. Danach liegt die Fortpflanzungsperiode im Frühjahr bis Anfang Juni (hohe Aktivität). Die neue Generation träte im Sommer (Juni/Juli) auf (erhöhte Individuendichte), was auch durch das vermehrte Auftreten immaturer Tiere in dieser Zeit gestützt wird. Die Aktivität im August und ihr Rückgang im Herbst wären auf die Jungtiere zurückzuführen, die nach der Aushärtung (August) aktiv werden und sich im Herbst in Winterruhe begeben.

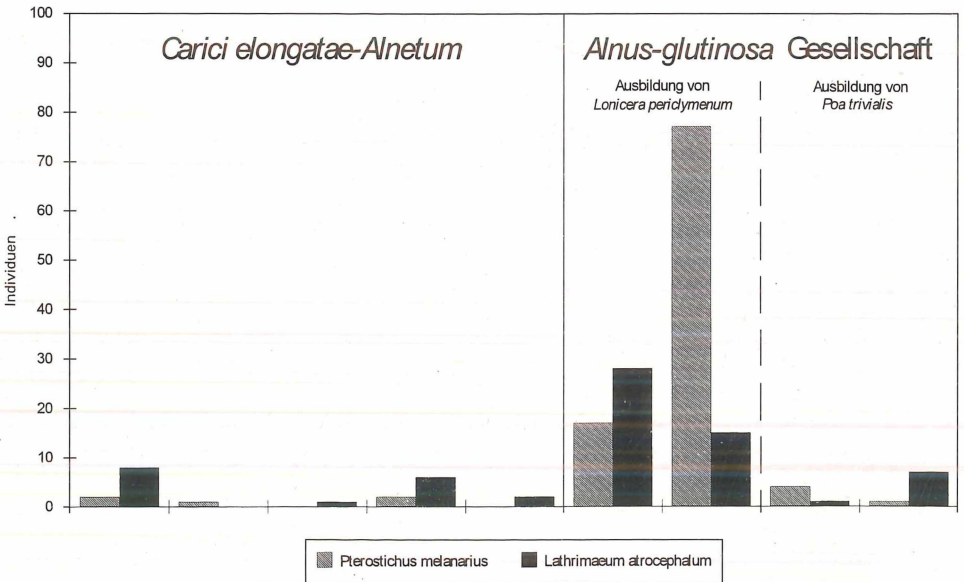


Abb. 10: Verteilung der Funde von *Pterostichus melanarius* und *Lathrimaeum atrocephalum* für dem Zeitraum April – Oktober aus Bodenfallen und Quadratproben auf die untersuchten Pflanzengesellschaften.

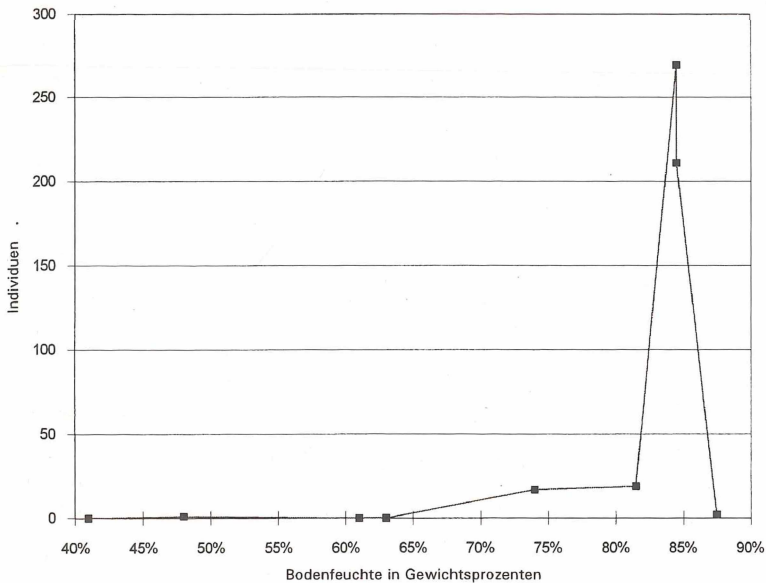


Abb. 11: Verteilung der Art *Oxytelus fulvipes* entlang eines Bodenfeuchte-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

Anotylus rugosus

Dieser hygrophile Ubiquist wurde an allen Standorten gefunden. Eine Korrelation mit einem der untersuchten Bodenparameter konnte nicht nachgewiesen werden.

Die Phänologie weist diese Art als eine Sommerart aus. Sowohl die Dichte als auch die Aktivität ist im Hochsommer besonders hoch. Allerdings stellt LIPKOW (1966) eine besonders hohe Aktivitätsdichte im Mai/Juni fest. EGHEDAR (1970) bezeichnet *A. rugosus* als polyvoltine Art, die in Kältestarre überwintert, aber an warmen Wintertagen auch aktiv sein kann. Er stellte bei Populationen in Feldern eine jährliche Migration zwischen Sommer- und Überwinterungsquartieren fest.

Euaesthetus ruficapillus

Diese ausschließlich im Untersuchungsgebiet Belauer See Senke (BS) (nasser Erlenbruch mit regelmäßigen Überschwemmungen) aufgetretene stenotope Art der Sümpfe wird als Leitart für naturnahe Erlenbrüche mit konstant hoher Bodenfeuchte, winterlichen Überschwemmungen und niedrigem pH-Wert eingestuft.

Diese Frühjahrsart hatte das Maximum ihrer Aktivität im Mai, nahm im Sommer ab und war im Herbst nicht mehr nachzuweisen. Während die Aktivität Anfang Juni schon stark zurückgegangen war, stieg die Dichte noch bis Mitte Juni an. Sie war über den Frühsommer bis in den Hochsommer hinein sehr hoch, brach aber zum Spätsommer zusammen. Danach wurde kein einziges Tier mehr in den Quadratproben gefunden. Diese Phänologie könnte damit erklärt werden, daß die Larven oder Puppen überwintern und die Imagines im Frühjahr schlüpfen. Nach einer Aktivitätsphase im Mai leben die Imagines noch bis in den Sommer hinein und sterben nach der Eiablage zu Beginn des Hochsommers.

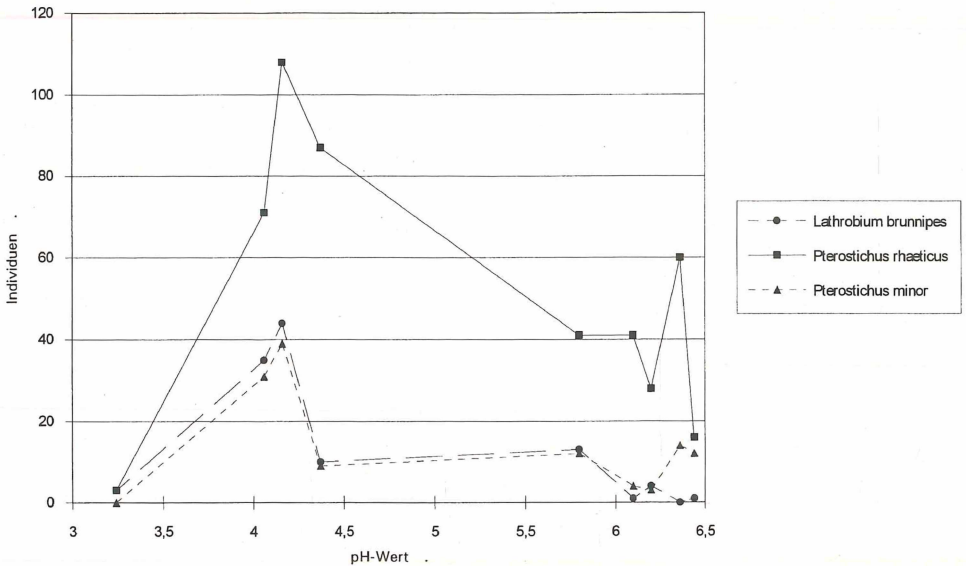


Abb. 12: Verteilung der Arten *Lathrobium brunnipes*, *Pterostichus rhaeticus* und *Pterostichus minor* entlang eines Boden-pH-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

Lathrobium brunnipes

Diese hygrophile, eurytopye Art wurde als Begleitart für naturnahe Erlenbrüche mit konstant hoher Bodenfeuchte, winterlichen Überschwemmungen und niedrigem pH-Wert eingeordnet. Sie ist eine der wenigen Arten der Untersuchung, für die ein statistischer Zusammenhang mit dem pH-Wert gefunden wurde (Abb. 12). Sie scheint demnach Standorte zu meiden, deren Boden-pH-Werte niedriger als 4 oder höher als 6 sind. RABELER (1969) fand diese Art als typisch in einem degenerierten Birkenbruch bei Lauenbrück (Niedersachsen). IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) fand *L. brunnipes* regelmäßig in Wäldern verschiedener Ausprägung und konnte im Rahmen einer CCA keine besonderen Präferenzen für bestimmte Bodenparameter feststellen. KOCH (1989) stellt eine Bevorzugung für nasse Stellen fest. Aufgrund dieser teils widersprüchlichen Befunde ist die oben festgestellte Einordnung als Begleitart als unsicher einzustufen.

Diese Art hat ihre höchsten Dichten im Winter. Neben einer Aktivitätsphase in dieser Zeit existiert eine zweite im Hochsommer bei relativ geringen Populationsdichten. Die Aktivität erreichte Ende Mai/Anfang Juni – also zum Zeitpunkt der geringsten Dichte – ihren Höhepunkt. Im Frühsommer war die Art wenig aktiv, hingegen hatte sie Ende Juli und im September noch einmal zwei Aktivitätsmaxima.

Philonthus decorus

Das Auftreten dieser eurytopen Art feuchter Wälder deckt sich weitgehend mit dem der Carabiden *Platynus assimilis* und *Patrobus atrorufus*. Wie diese bevorzugt *Philonthus decorus* die trockeneren Standorte (Abb. 13). Sie tritt allerdings im Unterschied zu diesen auch im

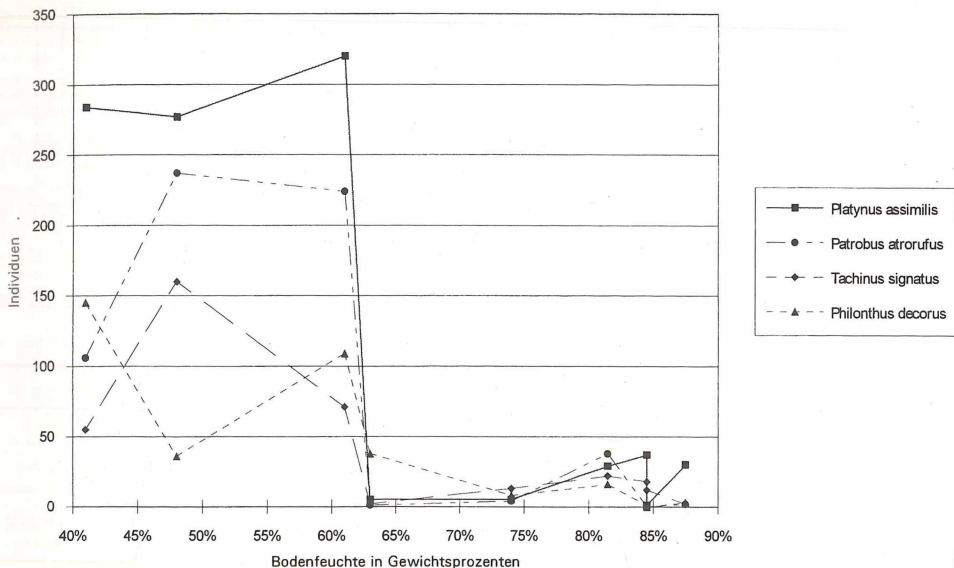


Abb. 13: Verteilung der Arten *Platynus assimilis*, *Patrobus atrorufus*, *Tachinus signatus* und *Philonthus decorus* entlang eines Bodenfeuchte-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

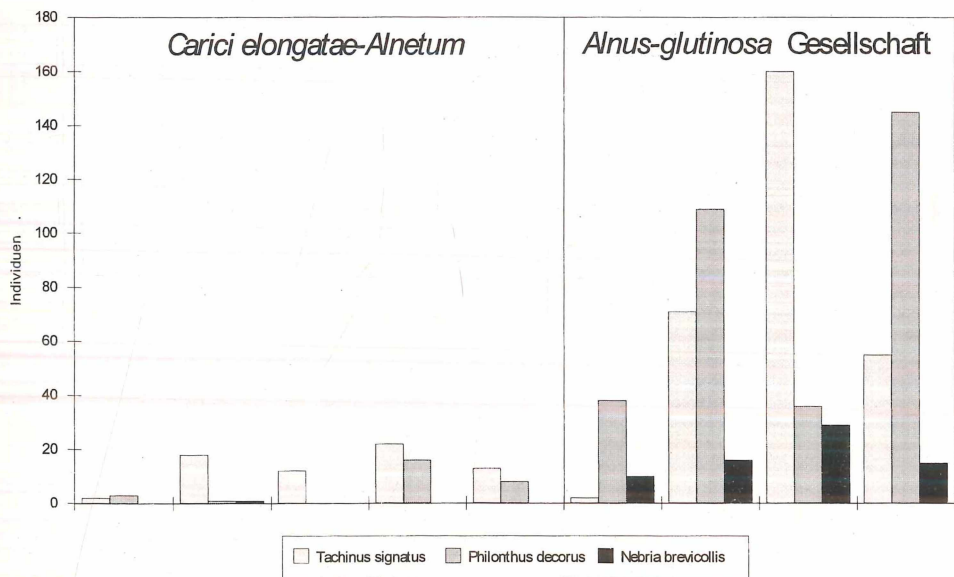


Abb. 14: Verteilung von *Tachinus signatus*, *Philonthus decorus* und *Nebria brevicollis* für den Zeitraum April – Oktober '93 aus Bodenfallen und Quadratproben auf die untersuchten Pflanzengesellschaften.

feuchten Erlenbruch am Schierensee (Standort Sf) auf, so daß sie als typisch für die Standorte der *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft gelten kann (Abb. 14). SPÄTH (1980) (Teutoburger Wald) fand diese Art in verschiedenen Wäldern, schwerpunktmäßig jedoch in feuchten Wäldern. IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) bezeichnet sie als in Wäldern allgemein verbreitet.

Da die Art nahezu ausschließlich mit Barberfallen gefangen wurde, kann nur die Aktivitätsdichte phänologisch betrachtet werden. Diese kennzeichnet die Art als Frühjahrsart, deren Aktivitätsdichte kontinuierlich im Verlauf der Vegetationsperiode abnahm. Die Befunde von SPÄTH (1980) stellen die Art als sommeraktiv dar.

Gabrius trossulus

Diese eurytope Sumpfwart wurde an allen Standorten gefangen. Eindeutig wurde allerdings das Untersuchungsgebiet Belauer See Senke (BS) (nasser Erlenbruch mit regelmäßigen Überschwemmungen) bevorzugt. Deshalb zählt diese Art als Leitart für Erlenbrüche mit konstant hoher Bodenfeuchte, winterlichen Überschwemmungen und niedrigem pH-Wert. Das (Einzel-)Vorkommen der Art an anderen Standorten folgt keinem Gradienten und hat eher zufälligen Charakter.

Die Art wurde kaum mit Barberfallen gefangen, war aber zahlreich in den Quadratproben. Die Dichte schwankte im Jahresverlauf kaum.

Quedius fumatus

Die eurytope Art feuchter Wälder ist eine der wenigen Arten, für die neben der Bodenfeuchte der pH-Wert von Bedeutung ist (Abb. 15). Sie scheint die höheren pH-Werte zwischen 6 und 6,5 zu bevorzugen. Die geringe Aktivitätsdichte am Standort Hollenbek (H) bei dem pH-Wert 6,2 ist auf die äußerst geringmächtigen Humusaufgabe zurückzuführen, die der humicolen Art vermutlich einen ungünstigen Lebensraum bietet. IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) fand die Art nur in stets feuchten Eschen- und Erlenwäldern.

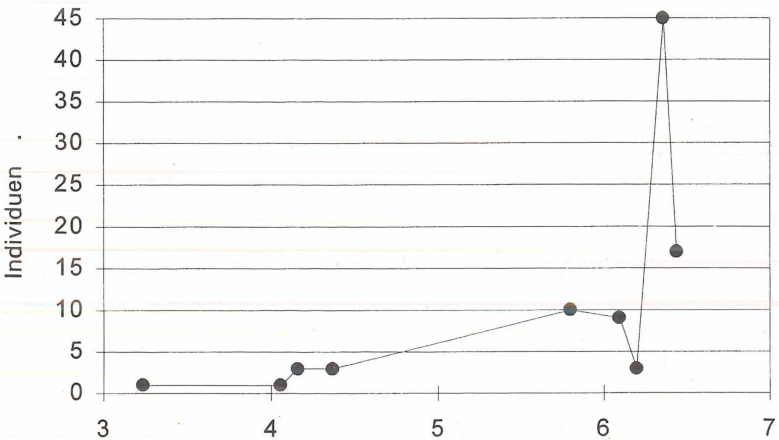


Abb. 15: Verteilung der Art *Quedius fumatus* entlang eines Boden-pH-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

Im Verlauf der Vegetationsperiode zeigte sich, daß *Quedius fumatus* seine höchste Besiedlungsdichte im Spätsommer/Frühherbst erreichte. Die größte Aktivität lag hingegen im Frühjahr. Der Verlauf der Kurven legt einen univoltinen Entwicklungszyklus nahe (Schlupf der Imagines im Spätsommer). Nach dem Überwintern setzt im Frühjahr die Fortpflanzungsperiode ein (hohe Aktivität) und anschließend sterben die Imagines (Rückgang der Aktivität und der Dichte).

Tachinus signatus

Diese ubiquitäre Art wurde an allen Standorten gefunden. Sie trat bevorzugt an feuchten Standorten auf und mied die nassen Standorte (Abb.13). Bemerkenswert ist das Fehlen der Art am feuchten Standort am Schierensee (Sf). Dieser Standort wird durch typische Buchenwaldarten gekennzeichnet. Auch IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) fand die Art ausschließlich in feuchten Wäldern. LIPKOW (1966) stellte neben einer Dunkelpräferenz eine starke Präferenz für hohe Luftfeuchtigkeiten (nahe 100%) fest und bezeichnet sie als eurytop-hygrophil. Dies erklärt die aufgefundenen Verteilungsmuster innerhalb der Wälder. THIELE (1956) (Bergisches Land) ordnete die Art als charakteristisch für die Edellaubwälder (Fagitalia) ein, wobei er sich auch auf Funde von FRANZ (1950) (Nordostalpen) stützte. Bei genauer Betrachtung der Ergebnisse stellt sich jedoch heraus, daß sie die Zuordnung der Art vor allem auf Funde in einem vergleichsweise feuchten Buchenwald (Fagetum silvaticae) stützen, also auch hier wiederum eine Bevorzugung der feuchten Wälder festzustellen ist.

Während diese Art kaum in den Quadratproben zu finden war, wurde sie regelmäßig mit den Barberfallen gefangen. Dies läßt den Schluß auf eine geringe Besiedlungsdichte bei hoher Aktivität zu. Der phänologische Verlauf der Aktivitätsdichte legt den Verdacht zweier Aktivitätsmaxima (Frühjahr und Hochsommer) nahe. Auch LIPKOW (1966) fand 1963 in einem Gerstenfeld eine vergleichbare Verteilung der Aktivitätsdichten mit Gipfeln im Juni und Juli. LIPKOW (1966) führt die Verteilung auf Schwankungen der Aktivität zurück, die durch eine trockene und warme Periode im Juni begründet ist. Der Schlupf der Jungtiere war zu diesem Zeitpunkt noch nicht erfolgt. Eine solche Korrelation kann im vorliegenden Falle aber nicht festgestellt werden. Vielmehr ist zu vermuten, daß durch das zeitige Frühjahr die Entwicklung der Larven schon weiter fortgeschritten und der von LIPKOW (1966) für Ende Juli bestimmte Schlupf der Jungtiere im Untersuchungsjahr 1993 früher erfolgte.

Atheta aquatilis

Diese stenotope Art der nassen bis sumpfigen Laubwälder (KOCH 1989) wurde vornehmlich am Belauer See in der kleinen Senke (BS) im vom *Carex elongata* dominierten Bereich gefunden und dient deshalb innerhalb der Erlenbrüche mit konstant hoher Bodenfeuchte, winterlichen Überschwemmungen und niedrigem pH-Wert als Untergliederungsart. Da diese Art selten in großer Anzahl gefangen wird, kann trotz weniger Funde davon ausgegangen werden, daß am Standort BSe optimale Bedingungen für die Art vorhanden sind.

Die Phänologie weist *Atheta aquatilis* als Sommerart aus. Sowohl die Dichte als auch die Aktivität war im Hochsommer am höchsten.

*Ocalea picata**

Ogleich *Ocalea picata* als stenotope, hygrophile Art an schattigen Fließgewässerufnern angegeben wird, kam sie in allen Standorten mit Ausnahme der nassesten vor (Abb. 16). Die Art war an den untersuchten Standorten weitaus häufiger als die seltenere Art *O. badia*. Anscheinend war *O. badia* an unmittelbar benachbarten ebenfalls feuchten Standorten deutlich häufiger (IRMLER 1993).

Die Phänologie ist ein Indiz für eine hohe Winteraktivität der Art. Die hohe Aktivitätsdichte im Hochsommer ist durch die erhöhte Dichte (Schlupf der Jungtiere) zum Teil erklärbar. Ob das ebenfalls erhöhte Aktivitätsmaß auf aktive Jungtiere, Paarungsaktivitäten, Schwärmverhalten oder sommerliche Temperaturen zurückzuführen ist, läßt sich nicht abschließend feststellen. SPÄTH (1980) fing mit Barberfallen die meisten Tiere der Art *O. badia* im Winter (Oktober-Dezember), im Sommer hingegen fast keine.

* Die deterministische Trennung der *Ocalea*-Arten auch anhand des Aedoeagus bzw. der Spermatheka ist nicht so eindeutig wie von LOHSE (1974) dargestellt. Nach dem Abgleich mit Präparaten aus den Untersuchungen Irmers ist festzustellen, daß es sich in beiden Untersuchungen aller Voraussicht nach um eine Art – vermutlich *O. picata* – handelt, welche eine große Variabilität gerade auch der Genitalmerkmale aufzuweisen scheint. Bis zu einer taxionomischen Überarbeitung dieser Gattung benenne ich die vorgefundenen *Ocalea*-Individuen vorläufig trotz der Ähnlichkeit mit der *O. rivularis*-Spermatheka nach der Art *O. picata*, da alle Männchen dem Aedoeagus des *O. picata* entsprachen

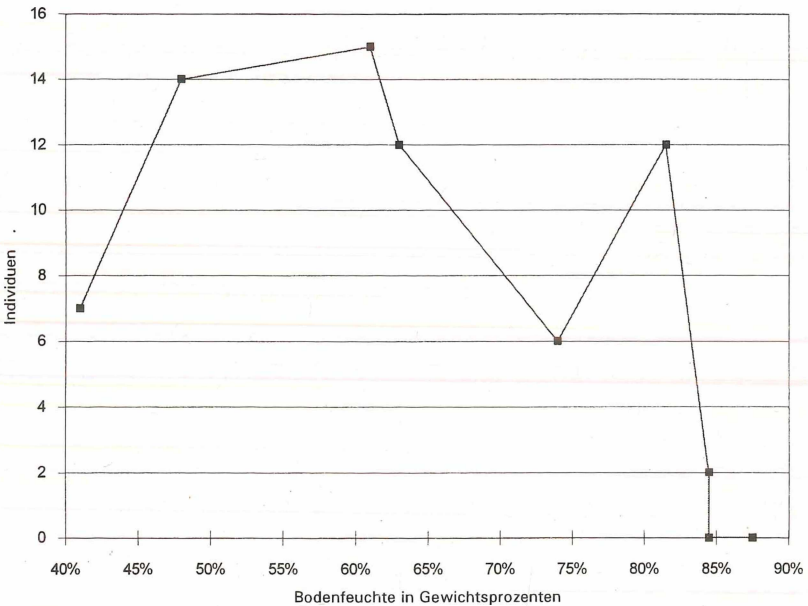


Abb. 16: Verteilung der Art *Ocalea picata* entlang eines Bodenfeuchte-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

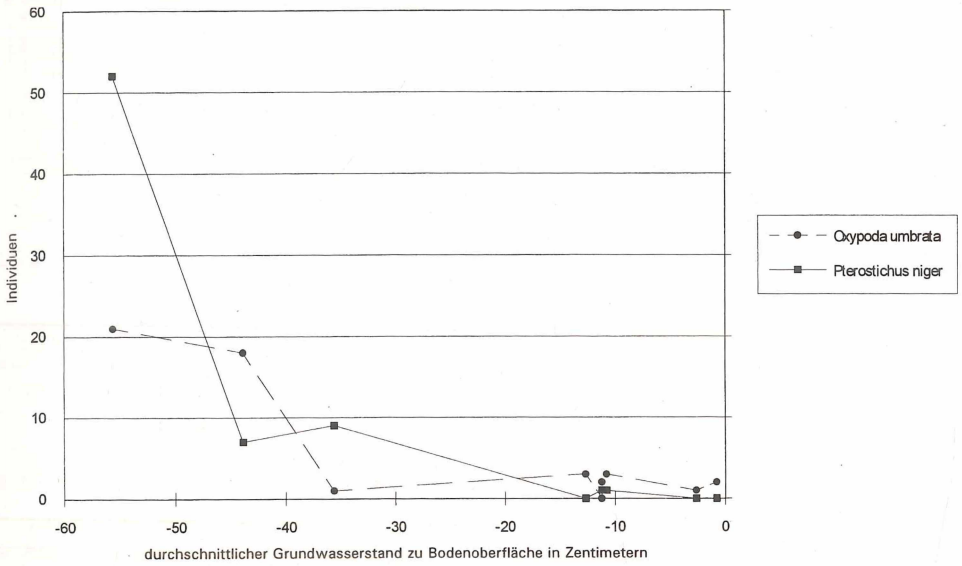


Abb. 17: Verteilung der Arten *Oxypoda umbrata* und *Pterostichus niger* nach der durchschnittlichen Höhe des Grundwasserstandes. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

Oxypoda umbrata

Diese eurytype Art, die die frischeren Wälder bevorzugt, zeigte eine interessante Abhängigkeit vom Grundwasserspiegel (Abb. 17). Sie kam vor allem an zwei grundwasserfernen Standorten mit großer Grundwasseramplitude am Schierensee (Sf) und an der Hollenbek (Hf) vor. Diese Auswirkungen des Grundwasserhaushaltes sind wahrscheinlich nur als indirekter Einfluß zu werten. Mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit ist die geringe Bodenfeuchte im Sommer von Bedeutung, denn eine Anpassung an einen hohen Mineralisierungsgrad oder an wechselnde Wasserstände erscheint kaum wahrscheinlich.

Carabidae

Carabus granulatus

Diese häufige, eurytype Art feuchter Biotope wurde an allen Standorten gefunden. Sie scheint allerdings Standorte mit einem Boden-pH-Wert zwischen 4,5 und 6 zu bevorzugen (Abb. 18). Bei Korrelationen mit dem pH-Wert stellt sich die Frage nach einer direkten oder indirekten Abhängigkeit. Bemerkenswert ist, daß diese Art im nassen Teilbereich des Untersuchungsgebietes am Schierensee (Sn, pH ca. 6) mit über 200 Exemplaren im Untersuchungszeitraum gefangen wurde, am nur ca. 50 m entfernten, feuchten Standort dieses Untersuchungsgebietes (Sf, pH ca. 3) jedoch nur mit ca. 30 Tieren. Die Grenzerkennung kann kaum durch den Feuchtegradienten erklärt werden, denn im feuchten Teilbereich des Untersuchungsgebietes am Fuhlensee (Ff, pH-Wert ca. 4,5), dessen Bodenfeuchte sich kaum von der des feuchten Standortes am Schierensee unterscheidet, wurde sie mit 100

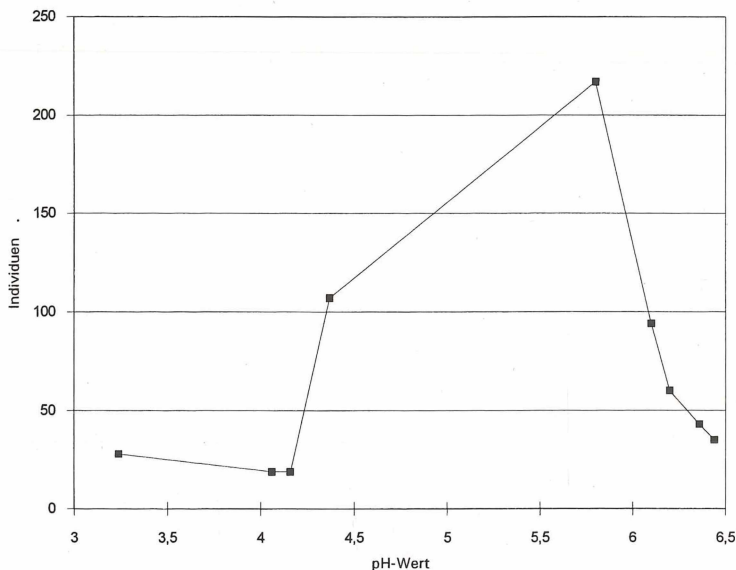


Abb. 18: Verteilung von *Carabus granulatus* entlang eines Boden-pH-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93)

Individuen im Untersuchungszeitraum festgestellt. Demnach erscheint auch eine pH-Abhängigkeit der (dünnhäutigeren) Larven nicht ausschlaggebend zu sein. PLATEN (1992) (Berlin) ordnete *C. granulatus* nach einer CCA den Reaktionszeigerwert 5 in einer Skala von 1–5 zu, ohne allerdings den zugrundeliegenden pH-Wert zu benennen. THIELE & WEISS (1976) (Köln) wiesen eine hohe Empfindlichkeit einer *Carabus-granulatus*-Population gegenüber Trockenheit nach, wobei es keinen Unterschied machte, ob diese natürlich oder anthropogen war. Sie bezeichnen die Art als steten Bewohner der Auenwälder. Zu dieser Ansicht kommt auch MLETZKO (1972). LINDROTH (1945–49) gibt die Art in Fennoskandien als hygrophil mit einer Bevorzugung für Erlenwälder an, aber auch für feuchtes, offenes Gelände. Nach LOHSE (1954) kommt sie in Norddeutschland in feuchten Wäldern aber auch in (offenen) Talauen vor.

Carabus hortensis

Diese eurytope Waldart bevorzugt besonders die lichten Wälder (KOCH 1989). Sie ist in Schleswig-Holstein auf sandigen und humosen-torfigen Böden zu finden. Sie tritt hier gewöhnlicherweise nur in sandigen Eichenwäldern, oligotrophen Kiefernwäldern, trockenen Birkenbrüchen und Heiden in Anzahl auf, nicht jedoch auf lehmigen Parabraunerden VOGEL & KROST (1990). Auch LINDROTH (1945–49) beschreibt die Art von Humus- und steinigen Kiesböden. Der Bodentyp könnte demnach Grund für das bevorzugte Auftreten im feuchten Teilbereich des Untersuchungsgebietes am Schierensee sein. Dieses Gebiet ist im Vergleich zu den anderen feuchten Standorten lichter und wird von etlichen Arten des Buchenwaldes besiedelt.

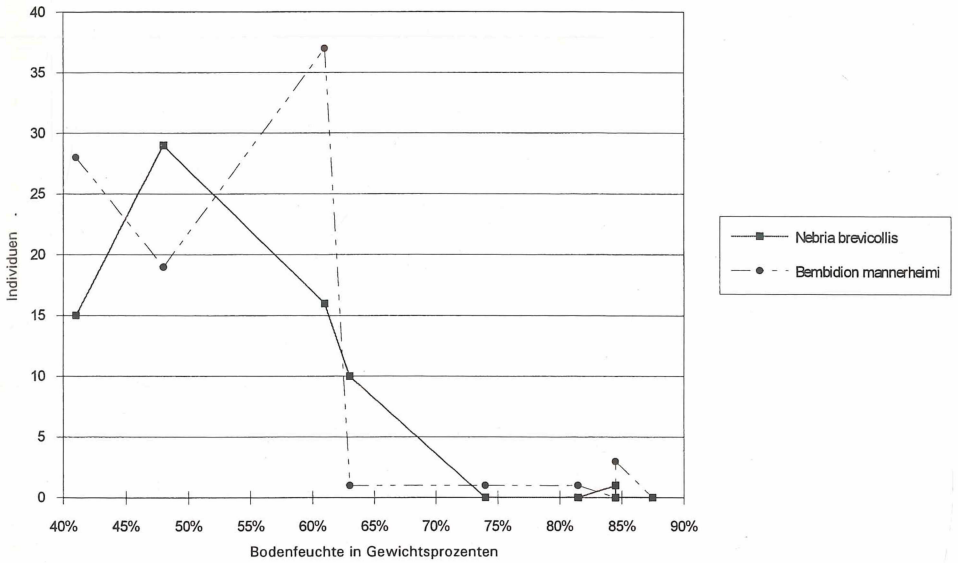


Abb. 19: Verteilung der Arten *Nebria brevicollis* und *Bembidion mannerheimi* entlang eines Bodenfeuchte-Gradienten. Fänge aus Barberfallen und Quadratproben über den gesamten Untersuchungszeitraum (April – Oktober '93).

Nebria brevicollis

Diese eurytotype Art der feuchten Laubwälder zeigte eine gewisse Bindung an die *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft (Abb. 14). Diese Bindung erklärt sich vor allem durch Vermeidung nasser Standorte (Abb. 19). Die Art stellt also im Vergleich der verschiedenen Erlenbruch-biotope einen Zeiger für lediglich feuchte Standorte dar. LINDROTH (1945–49) (Skandinavien) gibt die Art für feuchte bis nasse Wälder an, KOCH (1989) bezeichnet sie als hygrophil, THIELE (1964) stellte in Präferenzversuchen eine Meso-Euryhygrophilie fest. Ein Anwachsen einer *N. brevicollis*-Population konnte in einem Auwald bei Köln festgestellt werden, nachdem dieser durch menschlichen Einfluß von einem nassen in einen trockenen Zustand überführt wurde (THIELE & WEISS 1976). Ebenfalls wuchs die Population zuvor nach zwei trockenen Jahren und reduzierte sich nach dem Einpendeln der Feuchtigkeit in den Folgejahren wieder. Demnach zeigt *N. brevicollis* in unseren Wäldern eine mittlere bis höhere Bodenfeuchtigkeit (ca. 40–60%) an.

Die Art ist in Skandinavien eine 'fast stenotope Laubwaldart' (LINDROTH 1945–49). THIELE (1964) (Bergisches Land) bezeichnet die Art als eurytotype Waldart, die auch in benachbarten Feldbereichen vorkommt, aber auch als Auwaldart (THIELE 1967). HEYDEMANN (1963) fand die Art in Kögen an der Nordseeküste fernab von Wäldern. LINDROTH (1945–49) (Skandinavien), LOHSE (1954) (Norddeutschland) und TOPP (1989) (Bayreuth) stellen übereinstimmend eine erhöhte Häufigkeit der Art in städtischen Gebieten fest, besonders in schattigen Bereichen.

Dieses Verbreitungsmuster paßt zu den von THIELE (1964, 1967) festgestellten Präferenzen für mittlere Feuchtigkeiten, mittlere bis höhere Temperaturen (polyeurytherm, ca. 10–30°C) und Dunkelheit.

Bembidion mannerheimi

Diese eurytopye Sumpfwart konnte innerhalb der Erlenbruchgesellschaften als Begleitart für die Carabidensynusie der grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche beschrieben werden. Der wesentliche Faktor dafür scheint die vergleichsweise geringe Bodenfeuchte zu sein, die diese Art innerhalb der feuchten und nassen Wälder bevorzugt (Abb. 19). Der Standort am Schierensee (Sf), in dem viele Arten des Buchenwaldes und der lichten und trockenen Birkenbrüche vorkommen, wird von der Art gemieden.

LINDROTH (1945–49) beschreibt die Habitatansprüche so: „Eine ausgeprägte Laubwaldart, die im Moos und Laub an feuchten, schattigen Stellen mit ausgeprägter Humusschicht vorkommt. [...] Die Bodenvegetation ist meist schwach. Für die trockeneren Teile der *Alnus-glutinosa*-Sümpfe besonders charakteristisch; [...]“ Auch LOHSE (1954) (Norddeutschland) betont besonders das Vorkommen der Art in feuchten Wäldern.

Patrobus atrorufus

Diese eurytopye und hygrophile Art besonders der Au- und Bruchwälder (KOCH 1989), stellte sich als Leitart der Carabidensynusie der grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche heraus. In Erlenbrüchen mit Bodenfeuchten über 75% war die Art praktisch nicht zu finden (Abb. 13). Auch konnte sie nicht in dem feuchten Standort am Schierensee (Sf) nachgewiesen werden (siehe auch *Platynus assimilis*). Ihr stärkeres Auftreten an der Hollenbek gegenüber *Platynus assimilis* im Vergleich zu den anderen beiden Standorten dieser Synusie (Ft, Bt) ist durch den etwas bindigeren Boden erklärbar. LINDROTH (1945–49) (Skandinavien) und LOHSE (1954) (Norddeutschland) stellen eine gewisse Bevorzugung solcher Böden fest. Die beiden Autoren beschreiben eine strenge Bindung an feuchte Stellen und eine weniger strenge Bevorzugung von Wäldern. THIELE (1964) (Bergisches Land) bezeichnet die Art als eurytopye Waldart, die auch in Waldnähe in die Feldmark eindringt, aber auch als Auwaldart (THIELE & WEISS 1976). Nach Präferenzversuchen ordnet er die Art als poly-eurytherm (10–30°C), poly-euryhydr (75–100% RF) und oligo-stenophot (Dunkel, ca. 20 Lux) ein. *P. atrorufus* bevorzugt die feuchten Bereiche wegen ihrer Hygrophilie, meidet aber die nassen Bereiche wegen zu niedriger Temperaturen. THIELE & WEISS (1976) konnte in einem Auwald bei Köln entsprechende Reaktionen einer *P. atrorufus*-Population auf den Wandel eines mehr oder minder nassen Auwaldes zu einem feuchten Auwald feststellen.

Pterostichus niger

Die weitverbreitete, eurytopye Art kommt schwerpunktmäßig in feuchten Wäldern vor (KOCH 1989). Sie konnte als Leitart für grundwasserbeeinflusste Erlenbrüche des sommertrockenen Typus zusammen mit typischen Arten des Buchenwaldes gefunden werden. Dieser Typus etablierte sich nur an einem Standort am Schierensee (Sf), der durch seinen Mischcharakter von Buchenwald-, Bruchwald- und Arten lichter Wälder auffällt. Ein wesentlicher Faktor für das starke Auftreten von *Pterostichus niger* an diesem Standort könnte der stark schwankende, durchschnittlich niedrige Grundwasserpegel sein. Dies verdeutlicht auch Abb. 17. In den drei Standorten, in denen die Art gefunden wurde (Sf, Hf und Sn), war der Grundwasserpegel niedrig und schwankte erheblich. Nach Präferenzversuchen wurde sie von THIELE (1964) als polyeurytherm (10–30°C), poly-stenohydr (90–100% RF) und oligo-stenophot (dunkel, ca. 20 Lux) eingeordnet. Demnach ist für die Art vermutlich der Wärmefaktor ausschlaggebend für das Auftreten am Standort Sf. Der im Sommer weit abgesunkene Grundwasserspiegel läßt eine schnellere Erwärmung des

Bodens zu als bei vergleichbaren Standorten mit hohem Grundwasserspiegel im Sommer. Auch KOTH (1974) (Sauerland) fand die Art in den trockenen Bereichen feuchter bis nasser (Wald-) Standorte.

Pterostichus melanarius

Diese hygrophile und äußerst eurytope Art ist die einzige Art der Untersuchung, deren Auftreten mit einer Pflanzenassoziation korreliert ist, ohne daß man dies auf einen Parameter zurückführen könnte (Abb. 10). Die beiden Standorte der *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft der Ausbildung von *Lonicera periclymenum* sind beide vergleichsweise nährstoffarm und haben eine vergleichsweise stark schwankende Bodenfeuchte um 62%. Dies trifft allerdings auch auf andere Standorte zu. LINDROTH (1945–49) beschreibt die Art als eurytope Art offener Landschaften, die aber auch in die Wälder geht. Sie bevorzugt geringere Feuchten als *P. niger*. THIELE (1964) konnte allerdings mit Präferenzversuchen fast keine Unterschiede im Präferenzverhalten dieser beiden Arten ausmachen. Er ordnet die Art als euryökes Feldtier ein. *P. melanarius* orientiert sich mehr nach seiner Temperaturpräferenz und *P. niger* hingegen mehr nach seiner Helligkeitspräferenz (THIELE 1967). Von der Austrocknung eines nassen Auwaldes profitierte die Art (THIELE & WEISS 1976).

Abax parallelepipedus und *Pterostichus oblongopunctatus*

Diese typischen Waldarten wurden nahezu ausschließlich im feuchten Teil des Untersuchungsgebietes am Schierensee (Sf) gefunden. Sie können in Schleswig-Holstein als typische Arten der frischen Buchen- und Eichenwälder bezeichnet werden und streichen somit den Buchenwaldeinfluß dieses Mischbiotopes heraus. In der Synusie der grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche konstant feuchten Typus sind sie nicht vertreten, weshalb sie hier als Leitarten für grundwasserbeeinflusste Erlenbrüche sommertrockenen Typus geführt werden. Nach PAARMANN (1966) kommt *P. oblongopunctatus* im atlantischen Klimabereich, zu dem Schleswig-Holstein zu zählen ist, bevorzugt in Wäldern mit relativ trockenwarmem Mikroklima vor. Er stellte fest, daß die Art sehr trockenpräferent (ca. 55% RF) und eine mittlere bis warme Temperatur (15–25°C) bevorzugt. Eine Präferenz nach der Helligkeit konnte PAARMANN (1966) nicht feststellen. KOTH (1974) (Sauerland) fand die Art mit *Abax parallelepipedus* zusammen in feuchten Wäldern vor. Im Vergleich zu nassen Standorten konnte er beide Arten als eindeutig nässemeidend einordnen. Zu entsprechenden Ergebnissen kamen THIELE & WEISS (1976) (Köln). Im Verlauf der Austrocknung eines Auwaldes nahmen die Arten zu. Die *P. oblongopunctatus* schon fast als stenöke Feld(!)art auszeichnenden Preferenda (THIELE 1962) stehen allerdings im Gegensatz zu den von THIELE (1964) festgestellten Präferenzen für *A. parallelepipedus*. Diese Art bevorzugt etwas kühlere Bereiche, hohe Luftfeuchten (ca. 100% RF) und ist dunkelheitsliebend. Allerdings ist *A. parallelepipedus* deutlich trockenheitsresistenter als *P. oblongopunctatus*.

Agonum fuliginosum

Diese eurytope Art nährstoffreicher Sümpfe wurde im wesentlichen in dem Erlenbruch in der Senke am Belauer See (BS) gefunden und als Leitart für die Erlenbrüche mit regelmäßigen winterlichen Überschwemmungen angesprochen. Ihre dominante Stellung in der Synusie verdankt sie vermutlich der guten Anpassung an Überschwemmungen. So konnte die Art im Experiment 50–70 Tage schwimmend am Leben erhalten werden (PALMEN 1949). Auch KOTH (1974) konnte sie klar als (Wald-)Sumpfarm ansprechen. Er stellte wie auch LINDROTH (1945–49) eine Präferenz von sphagnumhaltigen bis sphagnumreichen Standorten fest, was auf eine Bevorzugung niedriger pH-Werte deuten könnte. So

wird die Art regelmäßig auch in Hochmooren gefangen (z.B. MOSSAKOWSKI 1964: Schleswig-Holstein, ASSMANN 1981: Niedersachsen). Nach LINDROTH (1945–49) ist sie in *Alnus*-Mooren häufig und tritt in Südschweden häufig mit *Platynus obscurus* und *Pterostichus strenuus* auf. Auch LOHSE (1954) beschreibt diese Art als 'vorzüglich in Bruchwäldern' vorkommend. Wenngleich alle Autoren übereinstimmend den eurytopen Charakter dieser Art betonen, so geben sie auch an, daß diese Art beschattete Plätze bevorzugt, insbesondere im Vergleich mit den anderen Arten der Untergattung (*Europhilus*).

Platynus assimilis

Die eurytopen Art feuchter Wälder gilt als eine der häufigsten Waldarten Schleswig-Holsteins. In den grundwasserbeeinflussten Erlenbrüchen trat sie mit *Patrobus atrorufus* in dominanter Position auf und wurde deshalb als Leitart für die grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche eingeordnet. Ihr Auftreten im Feuchtegradienten zeigt Abb. 13. Auffällig ist wiederum das Fehlen der Art im feuchten Standort am Schierensee (Sf). Dies ist durch die von THIELE (1964) und NEUDECKER (1974) in Präferenzversuchen festgestellte Kalt-Stenotopie (Vorzugstemperatur: 6–12°C) zu erklären. Die dunkelheitsliebende Art bevorzugt demnach die feuchten Wälder, weil sie kühl sind, wobei sie die Feuchtigkeit in Kauf nimmt. Der Standort Sf dürfte also ein zu warmes Mikroklima für die Art haben. *P. assimilis* ist außerdem ausgesprochen xerophil (THIELE 1967), was der Grund für das Fehlen in den Sumpfwäldern sein dürfte.

5. Diskussion und Schlußfolgerungen

In Norddeutschland wurden die epigäischen Carabiden und Staphyliniden bislang nur in wenigen Erlenbrüchen (*Carici elongata-Alnetum*) oder Erlenwäldern (*Alnetum*-Gesellschaft) untersucht. Auch im übrigen Mitteleuropa sind derartige Untersuchungen selten. IRMLER (1993) untersuchte die epigäische Staphylinidenfauna verschiedener Wälder in Schleswig-Holstein. Allerdings sind hier die nassesten Wälder nur als *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft anzusprechen, von denen der eine Standort (BO Er) unmittelbar dem Standort Bf dieser Untersuchung benachbart ist. KÖHLER (1988) stellte die Ergebnisse zweier Exkursionen der Kölner Entomologen in den Worringer Bruch zusammen. Es handelt sich dabei allerdings allenfalls um halbquantitative Erfassungen. Außerdem sind die beschriebenen Erlenbruch-Biotope in die *Alnus-glutinosa*-Gesellschaft einzuordnen. THIELE (1956) untersuchte verschieden Waldtypen im Bergischen Land. Der von ihm als *Cariceto elongatae-Alnetum* eingeordnete Standort muß nach der beigefügten Vegetationsaufnahme wiederum lediglich als *Alnus glutinosa*-Gesellschaft aufgefaßt werden. Aufgrund der leider recht oberflächlichen Beschreibungen ('bodennasse Habitate') der von KOTH (1974) untersuchten Biotope im Sauerland, sind die Ergebnisse der ansonsten gründlichen Arbeit nur schwer zu übertragen. THIELE & WEISS (1976) (Köln) untersuchten langjährig einen Auwald, den sie nach PREISING (1952/53) als *Quercus-Carpinetum stachyetosum* bezeichneten. Auch MLETZKO (1972) untersuchte einen Auwald (*Fraxino-Ulmetum*). Der von SPÄTH (1979) untersuchte Erlenbruch ist als Bach-Erlen-Eschenwald (*Carici remotae-Fraxinetum*) eher zu den Auwäldern zu zählen. Auwälder unterscheiden sich von Erlenbrüchen dadurch, daß sie auf mineralischem Untergrund fußen, wohingegen Erlenbrüche auf Niedermoortorf stocken. Zusätzlich ist das Grundwasserregime verschieden. WILMS (1961) (Münster) und ASSMANN (1981) (Osnabrück) untersuchten schließlich auf alten Hochmoorkörpern

stockende Birkenbrüche (*Betuletum pubescentis*). Diese Sekundärwälder stimmen mikroklimatisch und pflanzensoziologisch vergleichsweise wenig mit den Erlenbrüchen überein. Es werden im folgenden die von den genannten Autoren untersuchten Erlenbrüche als 'Erlenbruch-Ges.' bezeichnet (ausdrücklich auch entgegen anderen Benennungen im Originaltext), um den Unterschied zu den untersuchten, Erlenbrüchen im engeren Sinne zu verdeutlichen.

5.1. Die Beziehungen der Lauf- und Kurzflügelkäfersynusien zu den Standortfaktoren

Grundsätzlich gibt es zwei theoretische Ansätze (Konkurrenz und Präferenz), um den Zusammenhang zwischen den Standortfaktoren und der Verteilung der Arten zu begründen. Besonders für Pflanzenarten ist Konkurrenz als verteilungsbestimmender Faktor mehrfach nachgewiesen worden. Innerhalb der epigäischen Carabiden und Staphyliniden ist es m.E. noch nicht gelungen eine konkurrenzbegründete Artengemeinschaft nachzuweisen. THIELE (1964) untersuchte die Konkurrenz zwischen *Abax parallelepipedus* und *A. ovalis*. Er zeigte eine leichte Überlegenheit von *A. parallelepipedus* auf, stellte aber die Übertragbarkeit seiner Laborversuche mit dem 100fachen der natürlichen Dichte ins Freiland selber in Frage. Wegen der methodischen Schwierigkeiten ist – im Gegensatz zur Botanik – der Nachweis der Konkurrenz für Bodenkäfer äußerst schwierig. Ausgeprägte Präferenzen konnten hingegen mehrfach nachgewiesen werden. Erste Versuche unternahm KROGERUS (1937) und LINDROTH (1945–49). THIELE (1964) griff den Ansatz in einer grundlegenden Untersuchung über 23 Carabidenarten auf. Am Beispiel von *Platynus assimilis* und *Pterostichus nigrita/raethicus* erklärte THIELE (1967) das präferenzbedingte Verteilungsmuster dieser Arten.

Es ist wahrscheinlich, daß für die natürliche Verteilung einer Art sowohl Präferenz- als auch Konkurrenzphänomene verantwortlich sind. Weil beide Phänomene auf den Umweltfaktoren basieren, ist es zweckmäßig die Standorte nach ihren abiotischen Faktoren einzuteilen.

Als wichtigster Standortfaktor konnte das Grundwasserregime ermittelt werden. Demnach gibt es zwei große Gruppen von Standorten: Zum einen die mit regelmäßigen winterlichen Überschwemmungen und zum anderen solche ohne regelmäßige winterliche Überschwemmungen. Die erste Gruppe wird im folgenden 'winterlich überschwemmten Erlenbrüche', die zweite 'grundwasserbeeinflusste Erlenbrüche' genannt. Die winterlich überschwemmten Erlenbrüche zeichnen sich zudem durch einen bruchwaldtypischen Niedermoortorf aus; die übrigen Erlenbrüche hingegen weisen stark zersetzten Niedermoortorf auf. Die grundwasserbeeinflussten Standorte lassen sich wiederum in zwei große Gruppen teilen: Die 'nassen, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche' haben zumindest im Winter einen oberflächennahen Grundwasserspiegel, die 'feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche' haben einen Grundwasserspiegel, der sich gewöhnlich nicht mehr als 10–20 cm der Bodenoberfläche nähert. Die Aufteilung ist in Abb. 20 wiedergegeben.

Für die **winterlich überschwemmten Erlenbrüche** ergibt sich folgende Faktoren-Kombination:

Der Grundwasserstand ist im Sommer relativ niedrig und im Winter kommt es zu Überstauungen. Dennoch ist die Bodenfeuchte auch im Sommer gleichmäßig hoch (ca. 85%), denn der Boden aus Niedermoortorf hat ein gutes Wasserspeichungsvermögen. Der pH-Wert ist niedrig (ca. 4,5).

Der Boden dieser Erlenbrüche ist für Lauf- und Kurzflügelkäfer ein schwieriger Lebensraum. Die regelmäßigen, vergleichsweise langen Überflutungen im Winter verlangen einen Anpassungsmechanismus. LEHMANN (1965) stellt für Carabiden in Auenbereichen am Rheinufer bei Köln fest, daß die Besiedlung im Frühjahr stets neu und nur durch flugfähige Arten erfolgt. Die für diesen Erlenbruchtyp bezeichnenden Arten der Carabiden (*Agonum fuliginosum*, *Platynus obscurus*, *Pterostichus minor*, *Pterostichus diligens*) besitzen jedoch kein Flugvermögen (LINDROTH 1945–49). Lediglich *Elaphrus cupreus* ist flugfähig und vollzieht nach BAUER (1974) eine regelmäßige Wintermigration in nahegelegene Quartiere. Über Anpassungen der übrigen Arten ist nichts bekannt. Nur für *A. fuliginosum* konnte PALMEN (1949) nachweisen, daß die Art in der Lage ist, bis zu 70 Stunden schwimmend zu überleben. Da sich die Überschwemmung wegen ihres zeitweiligen Charakters kaum als Präferenzkriterium eignet, kann davon ausgegangen werden, daß die klar abgegrenzte Synusie auf Konkurrenzphänomene zurückzuführen ist.

Die Struktur des Bodens ist im Vergleich zu anderen Wäldern einförmig und bietet somit eine geringe Raumfülle (Def. n. HEYDEMANN 1956). Aus diesem Grund gibt es keine Carabiden- und nur wenige Staphylinidenarten, die sich auf diese Erlenbrüche spezialisiert haben. Diese wenigen spezialisierten Staphylinidenarten sind aber in den winterlich überschwemmten Erlenbrüchen mit hohen Dominanzen vertreten. Ansonsten wird die Lebensgemeinschaft von Arten geprägt, die schwerpunktmäßig in Sümpfen, Mooren, Feuchtgrünland und an Ufern vorkommen. Dementsprechend ist die untersuchte Fauna des Untersuchungsgebietes Belauer See Senke (BS) aus wenigen, Feuchte oder Nässe liebenden Arten zusammengesetzt. Ein großer Anteil (94–98%) an Frühjahrstieren unter den Carabiden ist ebenfalls bezeichnend. THIELE & KOLBE (1962) stellten fest, daß die Frühjahrsarten in Wäldern bevorzugt in feuchteren und kühleren Habitaten vorkommen. Es zeigt sich, daß sich diese Synusie deutlich von denen der anderen Standorte absetzt. Bezeichnend ist, daß die Synusie von wenigen markanten und hochdominanten Arten geprägt wird, während die begleitenden Arten auch in anderen Erlenbrüchen zu finden waren. Demnach wird ein winterlich überschwemmter Erlenbruch durch das Vorkommen von *Agonum fuliginosum*, *Oxytelus fulvipes*, *Euaesthetus ruficapillus* und *Platynus obscurus* sowie dem weitgehenden Fehlen größerer Carabidenarten charakterisiert. Dieser Befund entspricht den Angaben, die LINDROTH (1945–49) über Carabiden in Fennoskandien gibt.

Das Untersuchungsgebiet Belauer See Senke (BS) war nach den dominanten Pflanzenarten der Krautschicht in zwei getrennt untersuchte Standorte unterteilt worden. Die Untersuchungen der abiotischen Faktoren ergaben keine oder nur äußerst geringfügige Unterschiede. Dennoch gab es in der Artzusammensetzung der Standorte einige bemerkenswerte Unterschiede. Für diese Unterschiede können nur die beiden dominierenden *Carex*-Arten herangezogen werden. Das vergleichsweise starke Auftreten von *Deubelia picina* im von *Carex acutiformis* geprägten Bereich ist auf ihre detriticole Lebensweise (KOCH 1989) zurückzuführen. Das Vorkommen der Spezialisten *Atheta obtusangula*, *Atheta aquatilis* und *Atheta aquatica* im durch *C. elongata* geprägten Bereich ist mit dem verminderten Raumwiderstand (Def. n. HEYDEMANN 1956) zu erklären (die Bereiche zwischen den *C. elongata*-Bulnen waren nahezu unbewachsen und boten sich auf dem Boden fortbewegenden Arten weniger Widerstand als die mit *C. acutiformis* nahezu wiesenartig bestandenen übrigen Bereiche). Da diese Arten fast nur in den Bodenfallen gefangen wurden, also in geringer Dichte bei hoher Laufaktivität vorkommen, ist für sie der dargestellte Unterschied des Raumwiderstandes relevant. Entsprechendes gilt für den optisch jagenden *Elaphrus cupreus*, der ebenfalls bevorzugt im Bereich von *C. elongata* gefangen wurde.

Den **grundwasserbeeinflussten Standorten** ist die anthropogene Beeinflussung des Grundwasserspiegels gemeinsam, die eine winterliche Überschwemmung gewöhnlicherweise verhindert. Die Artenspektren der grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche werden

Standorte	BSa	BSe	Fn	Sn	Bn	Hf	Bf	Ff	Sf			
Standort-eigen-schaften	<ul style="list-style-type: none"> • Niedermoortorf in-takt • mit winterlichen Überschwemmungen. 		<ul style="list-style-type: none"> • Niedermoortorf zersetzt • keine winterlichen Überschwemmungen 		<ul style="list-style-type: none"> • stark schwankender Grundwasserstand. • hohe, gleichmäßige Bodenfeuchte (ca.85%) • (niedriger pH-Wert) 		<ul style="list-style-type: none"> • konstant oberflächen-naher Grundwasserstand. • hohe Bodenfeuchte (ca. 75%) 		<ul style="list-style-type: none"> • schwankender oder konstanter Grundwas-serstand • niedrige, schwan-kende oder ± konstante Bodenfeuchte (ca.50%) 		<ul style="list-style-type: none"> • stark schwankender Grundwasserstand. • niedrige, schwan-kende Bodenfeuchte (ca. 50%) 	
Staphylini-den-Arten	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Oxytelus fulvipes</i> - <i>Euaesthetus ruficapillus</i> 		Keine speziellen Synusien, keine Zeigerarten						<ul style="list-style-type: none"> - <i>Liogluta granigera</i> - <i>Othius myrmecophilus</i> - <i>Geostiba circellaris</i> - <i>Ocypus compressus</i> - <i>Oxypoda exoleta</i> 			
Carabiden-Arten	<ul style="list-style-type: none"> - <i>Agonum fuliginosum</i> - <i>Platynus obscurus</i> 		Keine speziellen Synusien, keine Zeigerarten			<ul style="list-style-type: none"> - <i>Platynus assimilis</i> - <i>Patrobus atrorufus</i> - <i>Bembidion mannerheimi</i> 		<ul style="list-style-type: none"> - <i>Pterostichus niger</i> - <i>Abax parallelepipedus</i> - <i>Carabus hortensis</i>, - <i>Pterostichus oblongopunctatus</i> 				
Pflanzen-soziolo-gische Einteilung	<i>Carici elongatae-Alnetum sphagnetosum</i> Variante <i>Carex pseudocyperus</i>				typi-cum	<i>Alnus glutinosa</i> -Gesellschaft Ausbildung von <i>Poa trivialis</i>		Ausbildung von <i>Lonicera periclymenum</i>				

Abb. 20: Einteilung der Erlenbrüche nach Standorteigenschaften, Carabiden-Synusien, Staphyliniden-Synusien und Pflanzengesellschaften

von eurytopen Arten dominiert. Innerhalb dieser Standorte läßt sich nur die Staphyliniden-Gemeinschaft des feuchten Standortes am Schierensee (Sf) differenzieren.

Die charakteristischen Arten dieser Synusie werden für verschiedene Laubwälder angegeben. Die Leitart *Liogluta granigera*, die in Schleswig-Holstein nicht häufig ist (ZIEGLER & SUKAT 1994), wird von KOCH (1989) als humicole Art eher trockener Wälder angeführt. Auch VOGEL (1982) fand die Art innerhalb einer Reihe verschiedener Laubwälder ausschließlich in einem trocken-warmen „Diptam-Steppenwald“. Die Begleitart *Oxypoda exoleta* wird von KOCH (1989) als xerophil eingeordnet. Er bezeichnet die Art *Stilicus rufipes* als hygrophil und Ubiquist, IRMLER (1993) und VOGEL (1982) als Bewohner der frischen Wälder. Ähnlich Widersprüchliches gilt für *Stenus impressus*; KOCH (1989) bezeichnet sie zusätzlich

als xerophil. Die Begleitart *Ocypus compressus* wird von KOCH (1989) als termophil und humicol eingestuft. Diesen trockenheits- bzw. wärmezeigenden Arten stehen nur wenige feuchtigkeitszeigende und keine kältezeigende Arten gegenüber. *Oxypoda lividipennis* wird von verschiedenen Autoren (KOCH 1989, SPÄTH 1980, VOGEL 1982, IRMLER 1993) als hygrophil, bzw. Art der feuchten bis nassen Wälder oder der feuchten Bodenstreu angegeben. Während KOCH (1989) die Arten *Philonthus decorus* und *Lathrimaeum atrocephalum* mit hygrophil angibt, ordnen die übrigen obigen Autoren diese Arten keinem besonderen Waldtyp zu. Auffällig ist der hohe Anteil an humicolen Arten. Der Standort Schierensee feucht (Sf) zeichnet sich durch einen Mischcharakter von Bruch- und Buchenwald aus. Die festgestellten Kurzflügelkäferarten sind vergleichsweise (zu denen der übrigen grundwasserbeeinflussten Standorte) wärmeliebend.

Die geringe Ausdifferenzierung der Staphyliniden-Gemeinschaften der übrigen Standorte kann auf den deutlich höheren Strukturreichtum des Bodens und der für Staphyliniden höheren Bedeutung der Mikrohabitate zurückzuführen sein.

Die von IRMLER (1993) (Schleswig-Holstein) als 'allgemein in Wälder verbreitet' bezeichneten sieben Arten sind auch innerhalb der untersuchten Erlenbrüche häufig oder stetig. *Atheta fungi* und *Lathrobium brunripes* traten an allen Standorten in vergleichbarer Häufigkeit auf. *Lathrimaeum atrocephalum* und *Philonthus decorus* waren überall ziemlich häufig, fehlten aber in den winterlich überschwemmten Erlenbrüchen. *Othius punctulatus*, *O. myrmecophilus* und *Geostiba circellaris* bevorzugten (in zunehmender Reihenfolge) die trockeneren Standorte, die den 'Erlenbruch-Ges.' (i.S. IRMLER 1993) entsprechen. Nach SPÄTH (1980) und THIELE (1956) hat *Lathrobium unicolor* vermutlich eine sehr ähnliche Amplitude wie die Schwesterart *L. atrocephalum*. (s.a. THIELE 1956, SPÄTH 1980, FRIEBE 1982 u.a.). Lediglich *Stenus bimaculatus*, nach THIELE (1956) Charakterart des *Alnetum*, wurde von THIELE (1956) vornehmlich in den nassen Standorten gefunden. Da er nur einen (relativ) nassen Standort untersuchte, ist die Art in seiner Untersuchung charakteristisch für diesen Standort, der im übrigen wie erwähnt nur als Erlenbruch-Ges. bezeichnet werden dürfte. Demnach ist *Stenus bimaculatus* bestenfalls ein Nässezeiger innerhalb der feuchten bis nassen Wälder.

Im Gegensatz zu den Staphyliniden lassen die Carabiden in den feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüchen noch eine weitere Synusie erkennen, die in den Standorten Bf, Ff und Hf ausgebildet ist.

Durch das Eindringen von Arten der trockeneren Wälder finden sich in den feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüchen die höchsten Aktivitätsdichten aller Standorte. Auch ist die Artenvielfalt höher als in den winterlich überschwemmten oder nassen, grundwasserbeeinflussten Standorten. Die Synusien von drei dieser Standorte (Belauer See: Bf, Fuhlensee: Ff, Hollebek: Hf) sind durch *Platynus assimilis*, *Patrobus atrorufus* und *Bembidion mannerheimi* geprägt. Über die letzte Art gibt es vergleichsweise wenig Angaben. LINDROTH (1945–49) beschreibt sie als Laubwaldart feuchter Standorte und 'für die trockeneren Teile der *Alnus-glutinosa*-Sümpfe besonders charakteristisch'. Auch LOHSE (1954) gibt sie als Art feuchter Wälder an. Die beiden ersten Arten werden regelmäßig gemeinsam für Wälder angegeben, die feucht aber nicht naß sind. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Carabiden-Synusien der grundwasserbeeinflussten, trockenen Erlenbrüche denen der Auwälder (vergl. z.B. MLETZKO 1972, THIELE & WEISS 1976, SPÄTH 1980) ähnelt. Für die genauere Aussage über den Trocknungszustand können bedingt die Dominanzverhältnisse von *Platynus assimilis* und *Patrobus atrorufus* herangezogen werden. Die beiden Arten haben entgegengesetzte Präferenzen (THIELE 1964) (*Pass.*: kälte- und trockenpräferent; *Patr.*: wärme- und feuchtepräferent), die eine empfindliche Reaktion der Relation der Dominanzen dieser Arten auf Änderungen der Temperatur bewirken. THIELE & WEISS (1976) (Köln) zeigten in einer Langzeitstudie, daß nach dem Abtrocknen eines

Auwaldes die Art *Platynus assimilis* abnahm und die Art *Patrobus atrorufus* profitierte. Beide Arten waren zuvor gleichhäufig. Nach den von THIELE (1964) festgestellten mikroklimatischen Präferenzen dieser Arten, ist die beschriebene Verschiebung der Dominanzverhältnisse nicht auf die Abnahme der Feuchtigkeit, sondern auf den Temperaturanstieg zurückzuführen. In den untersuchten Standorten ist die Dominanz der beiden Arten etwa gleich. Am Standort an der Hollenbek (Hf) ist die hohe Dominanz von *Patrobus atrorufus* allerdings wahrscheinlich auf den höheren Lehmenteil im Boden zurückzuführen. Auch der im Vergleich zu den nassen Standorten hohe Anteil (20–36%) an Herbstarten ist ein Indiz für die Trockenheit und höhere Temperatur (THIELE & KOLBE 1962).

Der floristisch von den drei Standorten der feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche nicht sehr unterschiedene feuchte Standort Schierensee (Sf) weist eine deutlich andere epigäische Laufkäfer-Synusie auf. Die typischen Arten der Synusien der Standorte Hf, Ff, Bf sind allenfalls rezedent. Dafür dominieren *Pterostichus niger*, *Abax parallelepipedus*, *Carabus hortensis* und *Pterostichus oblongopunctatus*, die als eurytope Arten frischer Wälder bezeichnet werden können. Der Standort kann deshalb als der degenerierteste aller Standorte bezeichnet werden. Dafür spricht auch der sehr große Anteil an Herbstarten (65%). Auch die Staphyliniden der Bodenfallen dieses Standortes sind vornehmlich Waldarten und kaum noch eurytope Feuchtarten. Der Unterschied zu der Carabidensynusie der anderen grundwasserbeeinflussten, feuchten Erlenbrüche ist vermutlich dem sommerlich tiefen Grundwasserstand zuzuschreiben. Der trockene, mäßig bewachsene, dunkle Boden dieses Standortes kann sich so schneller erwärmen als der Boden der anderen feuchten Standorte. Der Standort an der Hollenbek ist sehr dicht mit Brennesseln bestanden, die trotz niedrigen Grundwasserstandes durch die Verdunstung im Sommer eine mikroklimatisch kühlere Umgebung erzeugen dürften als die des fast krautlosen Standortes Sf. Die anderen beiden feuchten Standorte haben einen konstant hohen Grundwasserstand. Das Grundwasser hat so im Sommer eine kühlende Wirkung auch auf die obersten Bodenschichten. THIELE (1964) wies für *Abax parallelepipedus* (meso-euryterm), *Pterostichus oblongopunctatus* (euryterm) und *Pterostichus niger* (poly-euryterm) eine für Waldtiere sehr hohe Wärmepräferenz nach. Die Art *Carabus hortensis* ist diesbezüglich leider noch nicht untersucht, aber ihr Auftreten in lichten und trockenen Wäldern legt eine Wärmepräferenz auch dieser Art nahe.

In der Gruppe der **nassen, grundwasserbeeinflussten Standorte** ist zumindest im Winter der Wasserstand ungefähr auf Flurniveau. Die Zersetzung der Torfe ist noch nicht ganz so weit fortgeschritten, wie bei den feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüchen. Die Bodenfeuchte (im Mittel ca. 80%) und der pH-Wert (>6) ist sehr hoch.

Innerhalb der nassen, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche lassen sich keine charakteristischen Synusien erkennen. Die in allen nassen, grundwasserbeeinflussten Standorten mit vergleichsweise hohen Dominanzen vorkommenden Arten *Loricera pilicornis* und *Pterostichus rhaeticus* kommen in allen Standorten vor, oft mit ähnlicher absoluter Häufigkeit. Allerdings ist (wie für die naturnahen Standorte) ein sehr großer Anteil (ca. 97%) an Frühjahrsarten charakteristisch. Der im Sommer relativ trockene Standort Sn hat einen etwas geringeren Anteil (86%) und ähnelt somit etwas den feuchten grundwasserbeeinflussten Standorten. Dieser Lebensraum ist anscheinend nur schwer für epigäische Lauf- und Kurzflügelkäfer besiedelbar, worauf wahrscheinlich die geringen Fangzahlen zurückzuführen sind. Insgesamt verlagert sich das Gewicht auf Familien mit semiaquatischen Biotoppräferenzen wie die Hydrophilidae oder Hydraenidae. Im strukturreichen, vergleichsweise naturnahen Standort am Fuhlensee (Fn) waren jedoch viele, zum Teil hoch spezialisierte Staphylinidenarten. Vergleichbare Habitate sind m.E. noch nicht quantitativ auf ihre Carabidenfauna untersucht worden. KOTH (1974) wies in einem birkengeprägten Bruch mit dichtem *Sphagnum*-Rasen für *Pterostichus nigrita*, den er nicht von *P. rhaeticus* un-

terschied, Aktivitätsdominanz von über 90% nach. SPÄTH (1980) wies in einem Bach-Erlen-Eschenwald Aktivitätsdominanz von *Calathus piceus* von bis zu 97% nach.

Die Carabiden- und Staphylinidensynusien zeigen eine klare Differenzierung der Degeneration von Erlenbrüchen auf (Abb. 20). Ein großer Dominanzanteil Feuchtigkeit liebender Arten bei den Carabiden bzw. auf Sumpfwälder spezialisierter Arten bei den Staphyliniden ist bezeichnend für die Naturnähe. Die höchsten Dominanzanteile dieser Arten weisen mit Abstand die Erlenbrüche mit winterlichen Überschwemmungen aus. Erhebliche Degenerationserscheinungen sind in den Carabiden-Synusien der konstant nassen Standorte festzustellen. 40–70% Feuchtwaldarten und nur noch 20–60% eurytope Feuchtearten bestimmen die Synusie. Hinzu kommt eine generelle Abnahme der Besiedlungsdichte. Noch deutlicher ist der Unterschied bei den Staphyliniden-Synusien festzustellen: Während in den winterlich überschwemmten Erlenbrüchen noch 50–55% (Barberfallen) bzw. 65% (Quadratproben) der Individuen zu den Sumpfwaldspezialisten gezählt werden können, sind in den nassen Standorten nur noch 5–10% (Barberfallen) bzw. 10–30% (Quadratproben) der Individuen Sumpfwaldspezialisten. Die konstant feuchten Erlenbrücher sind durch eurytope Feuchtwaldarten geprägt. Nur noch wenige Vertreter der für die winterlich überschwemmten Erlenbrüche typischen Arten konnten gefunden werden. Bei den Kurzflügelkäfern zeigt sich diese Tendenz besonders deutlich bei den lauffaktiven Arten (Barberfallen). Bei den sommertrockenen Erlenbrüchen geht der Anteil der Feuchtezeiger auf ca. 10% (Carabiden) bzw. 3% (Staphyliniden, Quadratproben) zurück, und mehr als die Hälfte der Vertreter der Feuchtwaldarten der Carabiden wird durch solche aus Buchen-, Kiefern- und Eichenwäldern ersetzt. Bei den wenig lauffaktiven Staphyliniden (Quadratproben) machen im Gegensatz zu allen anderen Standorten die Waldarten 70% der Synusie aus.

5.2. Die Beziehung der Lauf- und Kurzflügelkäfersynusien zu den Pflanzengesellschaften

Es ist festzustellen, daß in den winterlich überschwemmten und den nassen, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüchen mindestens die Hälfte der Individuen zu Arten gehören, die als (eurytope) Feuchtearten bezeichnet werden können. Darin ähnelt die Faunenzusammensetzung der Vegetation, da auch die Pflanzenarten der Krautschicht dieser Wälder im wesentlichen Niedermoor-, Röhricht- und Großseggenriedarten sind (DIERSSEN 1988). In den lediglich feuchten Erlenbrüchen gewinnen auch bei den Pflanzen die Waldarten in der Krautschicht die Oberhand, weshalb diese Assoziationen auch zu einer anderen Klasse gezählt werden. Es zeigt sich allerdings, daß ansonsten die Aufteilung der Erlenbrüche nach den Staphyliniden- und Carabidensynusien eine andere als die nach pflanzensoziologischen Kriterien ist (Tab.5).

Die wichtigste Zäsur innerhalb der Staphylinidensynusien spaltet die winterlich überschwemmten Standorte von den übrigen ab. Pflanzensoziologisch ist diese Zäsur nicht vorhanden. Die Staphylinidensynusien der übrigen Standorte lassen sich nicht in konkrete Gruppen ordnen mit Ausnahme des feuchten Standortes am Schierensee (Sf). Die wichtigste Zäsur der Laufkäfersynusien trennt wiederum den feuchten Standort am Schierensee (Sf) von den übrigen Standorten ab. Auch diese Zäsur ist pflanzensoziologisch nicht vorhanden. Als nächste Gruppe lassen sich die übrigen Standorte der feuchten, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche trennen, die zwar zwei unterschiedliche pflanzensoziologische Assoziationen vereinen, aber mit dem feuchten Standort am Schierensee (Sf) die *Alnus-glu-*

tinosa-Gesellschaft repräsentiert. Dennoch ähneln die Laufkäfersynusien dieser drei Standorte denen der nassen Erlenbrüche mehr als dem feuchten Standort am Schierensee (Sf). Die winterlich überschwemmten Erlenbrüche sind mit keiner pflanzensoziologischen Gruppe übereinstimmend, wenngleich sie auch – wie einige der nassen, grundwasserbeeinflussten Erlenbrüche – zu einer Assoziation (*Carici elongatae* Alnetum sphagnetosum Variante *Carex pseudocyperus*) gehören.

Die Differenzen zwischen den vegetationskundlichen und faunistischen Gruppen sind auf die unterschiedliche Empfindlichkeit auf die Standortfaktoren zurückzuführen. Während es für die Pflanzen anscheinend von geringer Bedeutung ist, ob das Grundwasser ständig bodennah oder aber im Winter, also in der Zeit fast ohne Stoffwechsel, überstaut, ist dieser Faktor für epigäische Käfer von höchster Bedeutung. Die für die Pflanzen so bedeutsame Nährstoffversorgung hingegen ist für die Käfer von geringer Bedeutung. Nur die Bodenfeuchte ist für Bodenkäfer und Pflanze gleichermaßen wichtig, weshalb nach beiden Verfahren eine Zäsur zwischen den feuchten und den nassen Standorten liegt. Eine Übereinstimmung zwischen pflanzensoziologischer und zoologischer Einteilung von Biotopen ist also nur dann gegeben, wenn auch die Ansprüche an die Standortfaktoren vergleichbar sind.

6. Zusammenfassung

Zwischen April und Oktober des Jahres 1993 wurden 9 Erlenbruch-Standorte verschiedener Degenerationsstadien mit Bodenproben, die mittels einer Kempsonapparatur ausgelesen wurden, und mit Barberfallen untersucht. Es wurden Käferfamilien allgemein und speziell Staphyliniden und Carabiden bearbeitet. Zusätzlich wurden Bodenparameter (pH-Wert, Bodenfeuchte, Grundwasserganglinie, C/N-Verhältnis) und die Vegetation in die Untersuchung miteinbezogen. Die Ergebnisse wurden mit Clusteranalysen und der CCA ausgewertet.

Anhand der Grundwasserganglinie und Bodenfeuchte lassen sich die Staphyliniden- und Carabidensynusien am deutlichsten differenzieren. Entsprechend dieser Umweltfaktoren ergibt sich die nachfolgende Degenerationsreihenfolge für Erlenbrüche:

- A. Nasse Standorte (mind. 75% Bodenfeuchte)
 - 1. Standorte mit regelmäßigen, winterlichen Überschwemmungen
 - 2. Standorte ohne regelmäßige, winterliche Überschwemmungen
- B. Feuchte Standorte (40–60% Bodenfeuchte)
 - 4. mäßig saure Wälder mit Erlendominanz
 - 5. stark saure Wälder mit Buchenwaldarten

Die verbleibenden untersuchten Parameter spielen eine untergeordnete Rolle. Eine Korrelation der Pflanzengesellschaften der untersuchten Biotope mit den Käfersynusien kann nur sehr bedingt festgestellt werden. Für 23 wichtige Arten der Staphyliniden und Carabiden in Erlenbrüchen werden die autökologischen Befunde ausführlich dargestellt.

7. Summary

Nine different alder forests with increasing human impact on the water regime were investigated from April until October 1993 in the Bornhöved Lake District (Schleswig-Holstein, Northern Germany). The Carabidae and Staphylinidae were registered by pitfall traps and soil samples, that were extracted in a Kempsonapparatus. Different soil-parameters (pH, moisture, ground water amplitude, C/N-ratio) and the vegetation were also recorded.

The ground water fluctuation and the soil moisture were determined as the most important parameters for the differentiation of Staphylinidae and Carabidae communities. Using these parameters the following degeneration-sequence of alder forests was found:

- A. wet alder forests (at least 75% moisture)
 - 1. alder forests with periodical flooding in winter
 - 2. alder forests without periodical flooding in winter
- B. moist alder forests (40–60% moisture)
 - 3. medium acid forests with dominanz of alder
 - 4. high acid forests with a lot of beech forest species

The other investigated environmental parameters are of minor importance. Only a weak correlation between the vegetation associations and the beetle communities of the investigated alderforests can be ascertained. Informations about the ecology, phenology and habitat preference of 23 important species of Staphylinidae and Carabidae are given.

Einfluß der Bewirtschaftung auf ausgewählte Diptera (Nematocera: Limoniidae; Tipulidae; Trichoceridae; Brachycera: Empididae; Hybotidae; Dolichopodidae) verschiedener Ökosysteme auf Niedermoortorfen

von Sabine Rief

1. Einleitung

In Schleswig-Holstein ist die natürliche Ausprägung der Verlandungsbereiche von See-ufnern, der Erlenwald, selten geworden. An dessen Stelle tritt infolge der Kultivierung der ufernahen Bereiche das Feuchtgrünland als anthropogen bedingte Paraklimax. Typische Bewirtschaftungsformen sind Mahd und Beweidung unterschiedlicher Intensität sowie deren Kombination. Solange diese Nutzung extensiv betrieben wird und keine Melioration stattfindet, können sehr artenreiche Zönosen, vor allem in Wiesen (HEYDEMANN 1980), vorhanden sein. In jüngerer Zeit fallen durch Extensivierungsmaßnahmen zur Reduzierung der agrarischen Überproduktion einige Flächen brach und unterliegen der Sukzession.

Bei Untersuchungen zu Arthropoden-Zönosen von Grünland-Ökosystemen standen bisher insbesondere die Carabidae, Arachnida, Opiliones und Heteroptera (z.B. HEMPEL et al. 1971, MARCHAND 1953, MÜLLER 1978, REMANE 1958, TIETZE 1974) im Vordergrund. Die in Wald- und Grünland-Ökosystemen arten- und individuenreich auftretenden Diptera (ALTMÜLLER 1979, BONESS 1953, HÖVEMEYER 1985, MÜLLER 1978, OSTE 1979 u.a.) waren dagegen nur in geringerem Maße Gegenstand ökologischer Studien (BONESS 1953, GRELL 1992, MEYER & HEYDEMANN 1990, ZÖCKLER 1985). Die Rolle terricoler Diptera in feuchten Ökosystemen wurde bisher nur unzureichend erforscht. Ausnahmen sind die Arbeiten von FRITZ (1982) und BRINKMANN (1991) über die Diptera-Zönosen naturnaher Fluß- und Bachauen. Angewandte Aspekte fanden dort allerdings keine Berücksichtigung. Die Untersuchungen an Tipulidae beschränkten sich bislang auf den Aspekt der agrarökonomischen Schädlichkeit dieser Tiere (MAERCKES 1939, LAUGHLIN 1967, SELLKE 1936).

Gegenstand der vorliegenden Studie ist der Vergleich der Zönose terricoler Diptera des potentiell natürlichen Ökosystems, dem Erlenbruch, mit den typischerweise bewirtschafteten bzw. brachliegenden Feuchtgrünland-Ökosystemtypen.

Ein Ziel des Projekts „Ökosystemforschung im Bereich der Belauer Seenkette“, in dessen Rahmen als Bestandteil des Teilvorhabens „Wirbellose Fauna“ diese Arbeit entstand, ist die interdisziplinäre Erfassung ökosystemarer Beziehungsgefüge und deren Regelungsmechanismen, um Stabilitäts- und Belastungsgrenzen sichtbar zu machen. In diesem Zusammenhang steht auch die Untersuchung zum Einfluß der Bewirtschaftung und zur Sukzession der Biozönose bei Aufgabe der Nutzung. Damit soll aus dem Nebeneinander der verschiedenen Feuchtökosysteme auf die Sukzessionsprozesse von der Feuchtwiese, bzw. -weide, über die mehrjährige Brache bis zum Erlenbruch geschlossen werden.

Abgeleitet von der Arbeitshypothese, daß die Diptera-Zönose durch anthropogene Eingriffe in die Struktur und Vegetation eines Ökosystems verändert wird und daß quali-

tativ verschiedene Eingriffe spezifische Zönosen-Veränderungen zur Antwort haben, ergeben sich folgende Fragestellungen:

- Wie setzen sich die indigenen Zönosen in den untersuchten Biotopen zusammen?
- Wie verändern sich die Synusien im Laufe der Sukzession vom Grünland über die Brache zum Erlenwald?
- Wie hoch ist der Faunenaustausch zwischen den unterschiedlichen Flächen benachbarter Sukzessionsstadien?
- Wie groß ist die Produktion an Imagines der untersuchten Tiergruppen in den untersuchten Biotopen?

2. Probennahmestandorte

Die untersuchten Flächen liegen auf Niedermoortorfen. In den Agrar-Biotopen ist durch den Einsatz von Landmaschinen und durch Vertritt eine starke Verdichtung eingetreten. Durch den großen kapillaren Wasseraufstieg ist überall ein hohes nutzbares Wasserangebot vorhanden. Der Grundwasserspiegel wird durch den Wasserstand des Belauer Sees bestimmt, der allerdings durch die Seespiegelregulierung an der Perdöhler Mühle keine natürliche Dynamik mehr aufweist.

Es wurden folgende fünf benachbarte Ökosysteme auf gleichen Bodentypen ausgewählt. Sie befinden sich direkt am Belauer See. Durch ihre gleichzeitige Entstehung mittels einer Wasserstandsabsenkung in den 30er Jahren können sämtliche ökosystemaren Unterschiede – direkt oder indirekt – auf den Einfluß der Bewirtschaftung zurückgeführt werden.

Der an einen Hang-Mischwald anschließende Erlenbruch ist von relativ heterogener Struktur mit feuchten und trockenen Bodenverhältnissen. Typischen Erlenbruch-Charakter besitzt der seeseitige Bereich, in dem die Proben genommen wurden.

Dieser Bereich wird als *Carici elongatae-Alnetum* eingestuft. In der Baumschicht ist *Alnus glutinosa* (Schwarzerle) dominierend. In geringer Anzahl tritt *Prunus padus* (Traubenkirsche) auf. *Carex acutiformis* (Sumpfschilf), *Mentha aquatica* (Wasserminze), *Galium palustre* (Sumpflabkraut), *Myosotis palustris* (Sumpfergäule), *Phragmites australis* (Schilf), *Juncus effusus* (Flatterbinse) und *Dryopteris carthusiana* (Dorniger Wurmfarne) finden sich in der Krautschicht.

Die früher als Weide genutzte Brache wurde 1988 aus der Nutzung genommen. Es fand eine einmalige Mahd statt, nach der das Streugut auf der Fläche belassen wurde. Danach ist keine weitere Veränderung vorgenommen worden.

Die Vegetation ist als Flutrasen mit Resten eines Calthions anzusprechen. Dominierende Gräser sind *Holcus lanatus* (Wolliges Honiggras), *Alopecurus pratensis* (Wiesenfuchsschwanz), *Poa trivialis* (Gemeines Rispengras), *Festuca rubra* (Rotschwengel) und *Festuca pratensis* (Wiesenschwengel). Hohe Deckungen erreicht auch *Rumex acetosa* (Wiesenampfer). In der Brache finden sich weiterhin *Juncus effusus*, *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume), *Cardamine pratensis* (Wiesenschaukraut), *Lychnis flos-cuculi* (Kuckuckslichtnelke), *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), *Ranunculus ficaria* (Scharbockskraut), *Ranunculus acris* (Scharfer Hahnenfuß), *Agrostis stolonifera* (Flechtstraußgras), *Alopecurus geniculatus* (Knickfuchsschwanz), *Calamagrostis canescens* (Lanzettliches Reitgras), *Carex nigra* (Wiesensegge), *Carex acutiformis*, *Carex gracilis* (Scharfe Segge), *Glyceria fluitans* (Flutender Schwaden) und *Brachythecium rutabulum*.

Die einschürige Wiese wurde zumindest 1990 nicht gedüngt. Die Mahd fand am 13. Juli des Jahres statt, das Mähgut wurde nach der Trocknung abgeräumt.

Floristisch handelt es sich um einen Flutrasen (Ranunculo-Alopecuretum). Eine Deckung von über 25% erreichen *Glyceria fluitans* und *Holcus lanatus*. *Alopecurus pratensis*, *Poa trivialis*, *Agrostis stolonifera* und *Ranunculus repens* haben eine Deckung von über 10%. Weitere Arten mit geringerer Deckung sind *Cardamine pratensis*, *Juncus effusus*, *Acrocladium bicuspidatum* (Spießmoos), *Rumex acetosa*, *Galium palustre*, *Alopecurus geniculatus*, *Caltha palustris*, *Ranunculus acris* und *Festuca pratensis*.

Die Extensivweide wurde 1990 als Umtriebsweide genutzt und nicht gedüngt. Vom 5.6. bis zum 26.6. wurde die ca 1,3 ha große Fläche durch 9 Färsen beweidet. Verschmähte Kräuter wurden nach der Beweidung abgemäht. Im weiteren Verlauf des Jahres wurde die Zauntrennung zur angrenzenden Hangweide aufgehoben, so daß die Tiere die Möglichkeit hatten, sich auch dort aufzuhalten. Vom 9.8. bis zum 18.8. waren wiederum 9 Färsen auf dieser Weide, vom 13.9. bis zum 29.10. fand eine Beweidung durch 10 Kühe statt.

In diesem Flutrasen dominieren mit Deckungen von über 25% *Holcus lanatus*, *Poa trivialis* und *Ranunculus repens*. Über 5% Deckung erreichen *Glyceria fluitans*, *Festuca pratensis* und *Cirsium palustre* (Sumpfdistel). Letztere nimmt im Verlauf des Jahres stark an Deckung zu. Sonstige Arten sind *Cardamine pratensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Rumex acetosa*, *Rumex obtusifolius* (Stumpfbältriger Ampfer), *Caltha palustris*, *Taraxacum officinale* (Gemeiner Löwenzahn), *Cerastium holosteoides* (Gemeines Hornkraut), *Ranunculus ficaria* (Kriechender Günsel), *Alopecurus geniculatus*, *Trifolium repens* (Weißklee), *Rumex crispus* (Krauser Ampfer), *Polygonum amphibium* (Wasserknöterich), *Juncus articulatus* (Gliederbinse) und *Agrostis stolonifera*.

Die Intensivweide wurde ab dem 10.5. beweidet. Die Beweidung setzte am 1.9. für 3 Wochen aus. Der Abtrieb fand am 21.10. statt. Es befanden sich 12 ein- bis zweijährige Rinder auf der etwa 2,5 ha großen Fläche. Die Düngung mit 30 m³ Gülle fand zwischen dem 1.4. und dem 10.4. statt, weiterhin wurden dreimal 2 Doppelzentner Kalkammonsalpeter aufgebracht.

Die Vegetation der Intensivweide wird als *Alopecuretum geniculati* eingestuft. An stark vertretenen Stellen, wie etwa an der Viehtränke, geht sie in ein *Lolio-Cynosuretum* über. Arten mit hoher Deckung sind *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Poa trivialis* und *Holcus lanatus*. Weiterhin finden sich *Trifolium repens*, *Cardamine pratensis*, *Rumex acetosa*, *Festuca pratensis*, *Poa annua* (Einjähriges Rispengras) und *Alopecurus pratensis* (Wiesenfuchschwanz). Als Beweidungs- und Verdichtungszeiger treten *Ranunculus repens* und *Rumex crispus* auf.

3. Material und Methode

Die Schlüpfdichte wurde im vierzehntägigen Wechsel von März bis Oktober 1990 mit Boden-Photoelektoren erfaßt. Diese wurden im Grünland wegen der starken Erwärmung in den Kästen alle zwei Wochen, im Erlenbruch nur alle vier Wochen, umgesetzt.

Zur Reduzierung der starken Aufheizung des Innenraums wurde das Dach der im Grünland eingesetzten Geräte mit einem Strahlungsschutz versehen. Ihre Belüftung erfolgt über gewinkelte, mit Gaze verschlossene Schächte im Dach.

Die Flugaktivitätsdichte wurde mit jeweils drei parallelen Fensterfallen an den Grenzen von Extensivweide und Brache, von Brache und Wiese sowie von Intensivweide und

Erlenbruch ermittelt. Die Unterkante des Rahmens befand sich ca. 1 m über dem Boden. Zwischen Wiese und Intensivweide befindet sich ein Knick, der eine Probennahme an dieser Grenze verhinderte.

Die Fensterfallen wurden am 15.4.1990 angebracht. Die Probennahme erfolgte in zweiwöchigem Rhythmus bis zum 28.10.1990.

Zur Berechnung der Biomasse und der Produktion an Imagines wurde die Trockenmasse (TM) nach 48 Stunden Trocknung bei 65 °C mit einer Feinwaage (Meßgenauigkeit 0,1 mg) bestimmt. Die Massenbestimmung der meisten Arten wurde an alkoholfixiertem Material durchgeführt. Vergleichsmessungen zwischen alkoholfixiertem und frisch getötetem Material ergaben keine statistisch nachweisbaren Unterschiede (CASPER 1980). Bei Arten mit zu geringer Individuenzahl wurde die Masse anhand vergleichbarer großer Arten abgeschätzt.

Für den Vergleich der verbundenen Stichproben nicht normalverteilter Differenzen wurde der Wilcoxon-Test für Paardifferenzen angewandt (SACHS 1984). Er gibt Aufschluß, ob die Paardifferenzen symmetrisch mit dem Median gleich Null verteilt sind (Nullhypothese). Als Wertepaare wurden die Parallelproben der zu vergleichenden Probennahmestandorte aus einem Zeitraum betrachtet, also immer die ersten, die zweiten und die dritten Parallelen miteinander verglichen. Die Wahrscheinlichkeit, mit der die Nullhypothese verworfen wird, ist im Text folgendermaßen gekennzeichnet: 95% (schwach signifikanter Unterschied) mit "**", 99% (signifikanter Unterschied) mit "***" und 99.9% (hoch signifikanter Unterschied) mit "****".

Für die Determination wurde folgende Literatur verwendet:

Limoniidae: CZIZEK (1931), EDWARDS (1938), KUNTZE (1920), LACKSCHEWITZ (1928), LACKSCHEWITZ & PAGAST (1940–1942), MEIJERE (1920a, b), SAVTSHENKO (1982, 1985, 1986). Nomenklatur nach MENDEL und REUSCH (1989).

Tipulidae: MANNHEIMS und THEOWALD (1951–1980), SAVTSHENKO (1961, 1964, 1973).

Trichoceridae: EDWARDS (1938). Nomenklatur nach DAHL (1966)

Empididae: CHVÁLA (1983), COLLIN (1961), ENGEL & FREY (1956), STRÁKA (1975). Nomenklatur nach CHVÁLA (1989).

Hybotidae: CHVÁLA (1975), CHVÁLA (1983), COLLIN (1961), ENGEL & FREY (1956). Nomenklatur nach CHVÁLA (1989).

Dolichopodidae: D'ASSIS FONSECA (1978), NEGROBOV & STACKELBERG (1971–1979), PARÈNT (1938), STACKELBERG (1930). Nomenklatur nach MEUFFELS & GROOTAERT (1987).

4. Ergebnisse

4.1. Die Verteilung der indigenen Arten

4.1.1. Limoniidae

Der Erlenbruch weist mit 67% der insgesamt erfaßten Limoniidae-Arten einen deutlich größeren Artenreichtum auf als die untersuchten Grünlandbiotope (Wilcoxon***). Der Vergleich zwischen den Artenzahlen (Tab.1) der einzelnen Grünlandbiotope zeigt einen Gradienten der Limoniidae-Artenanzahl von der Extensivweide mit 37% der erfaßten Arten über die Brache mit 30%, die Wiese mit 26% bis zur Intensivweide mit nur 15%. Es läßt sich somit eine Korrelation zwischen Bewirtschaftungsintensität und Artenzahl feststellen. Die Brache besitzt mit 41% der insgesamt geschlüpften Limoniidae die höchste Schlüpfdichte der untersuchten Biotope (Tab.1). Diese hohe Schlüpfdichte in der Brache ist auf eine Art, *Molophilus ater*, zurückzuführen, die 82% der insgesamt auf dieser Fläche geschlüpften Limoniidae stellt und in allen übrigen Biotopen nicht oder nur selten auftritt.

Im Erlenbruch ist die Schlüpfdichte mit 32% der insgesamt geschlüpften Limoniidae ebenfalls relativ hoch gegenüber den Schlüpfdichten von 12% in der Intensivweide, 10% in der Wiese und 6% in der Extensivweide. In der Intensivweide wird die Schlüpfdichte vor allem durch *Erioconopa trivialis* mit einer Dominanz von 58% geprägt. Auf der Wiese ist sie zusammen mit *Tricyphona immaculata* häufigste Art.

Bei der saisonalen Schlüpfdynamik der Limoniidae unterscheiden sich Erlenbruch und Grünländer stark (Abb.1). Während im Erlenbruch bei den Limoniidae kaum saisonale Unterschiede auftreten, konzentriert sich die Schlüpfdichte in den Grünlandbiotopen auf das Frühjahr. So schlüpfen im Erlenbruch bis Anfang Juni nur 15% der Individuen, in der Extensivweide hingegen 42%, in der Wiese 68%, in der Brache 88% und in der Intensivweide sogar 96%.

Tab. 1.: Schlüpfdichte der Limoniidae (Individuen/m² · Jahr) in den untersuchten Biotopen (für den Zeitraum vom 10.4. bis 25.9.1990).

Limoniidae	Erlenbruch	Brache	Wiese	Extens. Weide	Intens. Weide
Waldpräferenten					
<i>Ilisia maculata</i>	1,0	–	–	–	–
<i>Molophilus appendiculatus</i>	23,6	–	–	–	–
<i>Molophilus bifidus</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Molophilus bihamatus</i>	94,7	–	–	–	–
<i>Molophilus serpentiger</i>	2,0	–	–	–	–
<i>Ormosia pseudosimilis</i>	0,7	–	–	–	–
<i>Rhypholophus varius</i>	35,3	–	–	–	–
<i>Tasiocera murina</i>	1,0	–	–	–	–
<i>Limonia macrostigma</i>	32,7	–	–	–	–
<i>Epiphragma ocellare</i>	1,0	–	–	–	–
<i>Euphyllidorea fulvonervosa</i>	1,7	–	–	–	–
<i>Ula sylvatica</i>	12,7	–	–	1,3	–
<i>Austrolimnophila ochracea</i>	37,0	–	–	1,3	–
Grünlandpräferenten:					
<i>Ormosia depilata</i>	2,0	0,7	–	–	–
<i>Molophilus medius</i>	–	5,3	–	–	–
<i>Molophilus ater</i>	–	294,6	17,3	–	–
<i>Cheilotrichia imbuta</i>	–	1,0	6,7	3,0	–
<i>Erioconopa trivialis</i>	–	15,3	33,3	10,3	59,7
<i>Cheilotrichia cinerascens</i>	6,3	–	0,3	2,0	–
<i>Molophilus ochraceus</i>	–	0,3	–	12,3	–
<i>Erioptera lutea</i>	0,7	–	–	0,7	18,0
<i>Molophilus griseus</i>	–	–	–	–	16,3
Eurytope Gruppe:					
<i>Neolimnomyia nemoralis</i>	18,3	19,3	2,0	14,6	–
<i>Tricyphona immaculata</i>	5,6	21,7	25,7	9,7	9,7
Keine Zuordnung:					
<i>Limonia tripunctata</i>	–	–	0,3	–	–
<i>Dicranomyia modesta</i>	–	–	–	0,3	–
<i>Rhipidia duplicata</i>	–	–	–	0,3	–
Individuensumme (ges. 885):	280,0	360,3	86,3	54,7	103,7
Artenzahl (ges. 27):	18	8	7	10	4

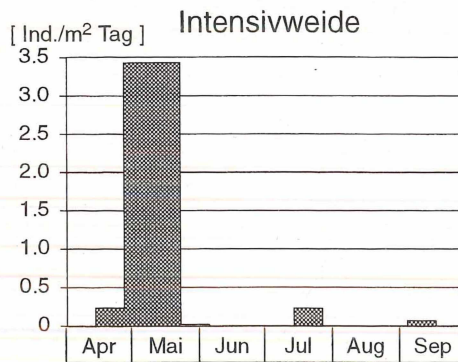
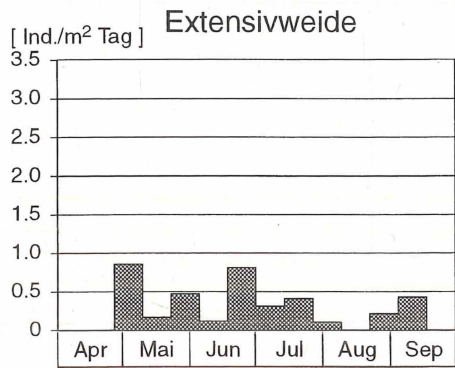
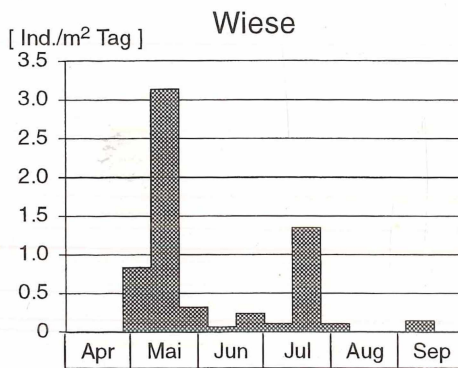
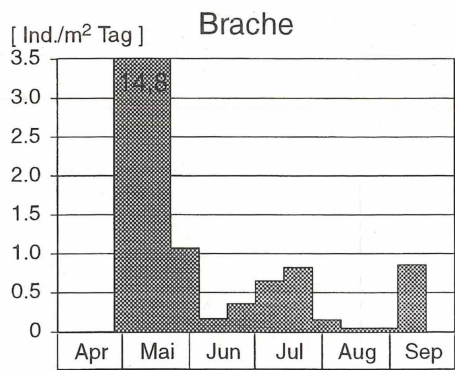
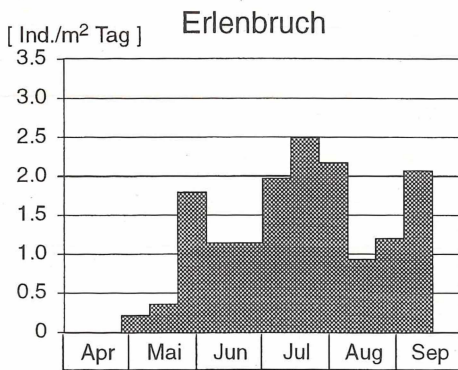


Abb. 1: Die saisonale Verteilung der Limoniidae-Schlüpfdichte in den untersuchten Biotopen vom 10. 4. bis 25. 9. 1990.

Gruppe der Waldpräferenten

Der Hauptanteil der gefundenen Limoniidae-Arten (Tab.1) bevorzugte den Erlenbruch. Dies ist zum großen Teil auf das größere Strukturangebot zurückzuführen, das z. B. Nahrungsspezialisten Lebensraum bietet. So entwickelt sich *Ulla sylvatica* in lebenden bzw. absterbenden Pilzen (COE 1941). Feuchtes Totholz als Larvalhabitat ist für die eudominanten Arten *Austrolimnophila ochracea* und *Epiphragma ocellare* nachgewiesen (COE 1941). Auch *Limonia macrostigma* ist von BELING (1886) oft in abgestorbenem Holz gefunden worden. *Rhypholophus varius* wurde von BRINKMANN (1991) aus vermoderndem Erlenholz gezogen. HÖVEMEYER (1985) fand sie im Boden eines Kalkbuchenwaldes. Sie kommt im Erlenbruch mit Larvendichten von 200–400 Ind./m² auf der feuchten Laubstreu im Winter vor (IRMLER mdl.)

Die Biologie der bisher in Deutschland nur im Norddeutschen Tiefland nachgewiesenen Art *Molophilus bihamatus* ist unbekannt (vgl. MENDEL & REUSCH 1989), doch weisen die in dieser Untersuchung gemachten Funde auf eine Bevorzugung von Waldbiotopen hin. Sie trat nur im Erlenbruch auf und war die häufigste Art (34%). BRINKMANN (1990) stellte sie, ebenso wie die im Erlenbruch dominante und nur dort gefundene Art *Molophilus appendiculatus*, in einem Buchenwald fest.

Gruppe der Grünlandpräferenten

Die Artenzusammensetzungen der untersuchten Biotope unterscheiden sich deutlich. Dies kann als eine Folge der unterschiedlichen Bewirtschaftung angesehen werden. Am deutlichsten zeigt sich deren Einfluß in der Intensivweide, in der nur noch die vier Arten *Erioptera lutea*, *Molophilus griseus*, *Eriocnopa trivialis* und *Tricyphona immaculata* nachgewiesen wurden (Tab.1). BRINKMANN (1991) bezeichnet die drei letzteren als weitverbreitete Arten, die nur ausnahmsweise auf Kulturland vorkommen. Er stellte fest, daß sie, ebenso wie *Erioptera lutea*, unempfindlich auf Überflutung sowie Austrocknung reagieren. Dies sind Faktoren, über die die Bewirtschaftung durch Bodenverdichtung und Vegetationsverkürzung Einfluß nimmt. *Eriocnopa trivialis* entwickelte in der Intensivweide sogar die höchste Schlüpfdichte im Biotop-Vergleich. Auch ZÖCKLER (1985) stellte in der Treene-Sorge-Niederung eine Förderung dieser Art durch Beweidung fest.

Arten-Miniaturisierung

Alle in der Gruppe der Grünlandbewohner zusammengefaßten Arten gehören den durchweg kleineren Eriopterinae an. Die durchschnittliche Trockenbiomasse der hier festgestellten Arten beträgt 0,38 mg, während die der Waldarten 0,86 mg beträgt. Es findet sich in dieser Gruppe keine einzige der „großen“ Limoniidae-Arten. Dieses Phänomen der Arten-Miniaturisierung durch anthropogene Beeinflussung von Ökosystemen konnten HEYDEMANN & MEYER (1983) insbesondere für Carabidae nachweisen. Sie führen dies auf den fast immer längeren Generationszyklus und auf einen oft spezialisierten Anspruch der großen Arten an den jeweiligen Biotop zurück, der eine stärkere Gefährdung zur Folge hat.

HÖVEMEYER (1985) stellte für die von ihm gefundenen Eriopterinae (*Molophilus*- und *Ormosia*-Larven) im Unterschied zu anderen Gattungen eine Besiedlung tieferer Bodenschichten fest (unter 6 cm). Eventuell sind sie dadurch für eine Besiedlung des Grünlands prädisponiert, da sie dort Feuchtigkeits- und Temperaturschwankungen besser entgegen als die größeren, in oberflächennahen Schichten lebenden Larven.

Molophilus ater – dominante Art der Brache

Eudominante Art der Brache ist mit 82% Dominanz *Molophilus ater*. Mit geringeren Abundanzen wurde die Art auch in der Wiese erfaßt. Der Lebenszyklus von *Molophilus ater* wird durch eine lange Larvalzeit und eine sehr kurze Imaginalzeit charakterisiert, in der keine Nahrung aufgenommen wird (HADLEY 1971). Die kurze Imaginalzeit von nur einem Tag, an dem Partnerfindung und Eiablage stattfinden müssen, weist auf die enorme Bedeutung hoher Abundanzen hin. Ein weiterer Grund ist die Kurzflügeligkeit von *Molophilus ater*, die ebenfalls im Zusammenhang mit der sich sehr stark auf die Larvalphase konzentrierenden Lebensweise zu sehen ist. Sie erschwert die Überwindung größerer Entfernungen. EDWARDS (1938) und BRINKMANN (1991) vermuten eine Flugunfähigkeit, doch wurden in dieser Untersuchung auch hohe Abundanzen in den Fensterfallen festgestellt. Eventuell transportieren die langflügeligeren Weibchen die extrem brachypteren Männchen, denn es befanden sich besonders in den Fensterfallen sehr viele Tiere in Kopula.

HADLEY (1969, 1971) untersuchte diese Art in einem Moorgebiet eingehend auf ihre Populationsbiologie. Er stellte kurz vor der Schlüpfzeit im Mai eine Larvendichte von über 2000 Ind./m² in von *Juncus squarrosus* dominierten Bereichen fest. In von *Agrostis* und *Festuca* sowie von *Nardus stricta* dominierten Bereichen fehlte diese Art jedoch vollkommen, genauso wie auf freien und rekultivierten Torfböden (HADLEY 1971). Die Larven ernähren sich wahrscheinlich von den organischen Bestandteilen des Torf-Substrates, in dem sie leben, doch sind die genauen Ansprüche an die Nahrung nicht bekannt. HADLEY (1971) hält sie für unspezifisch, doch spricht ihr selektives Auftreten in Niedermoorböden dagegen. Die Art soll außerdem mit hoher Konstanz und geringen Schwankungen in allen Untersuchungsjahren vorgekommen sein.

Möglicherweise ist nicht das Auftreten von *Juncus squarrosus*, sondern das von ihr angezeigte pH-, Boden- oder Nährstoffverhältnis für das Vorkommen von *Molophilus ater* bestimmend. Auffällig ist, daß auf der Brache in Bornhöved ein relativ hoher Deckungsgrad von *Juncus effusus* erreicht wird, was auf den anderen Flächen nicht der Fall ist. Auch ist dort die Bodenverdichtung durch Vertritt am geringsten. Durch die Bewirtschaftung wird also die Lebensgrundlage dieser eher an Moor-Verhältnisse angepaßten Art zerstört.

Einfluß der Änderung der mikroklimatischen Extrema am Beispiel von *Erioconopa trivialis*

Die Schlüpfzeiten von *Erioconopa trivialis* in den untersuchten Biototypen sind in Abb. 2 dargestellt. REUSCH (1989) gibt als Flugzeit für das Norddeutsche Tiefland einen durchgehenden Zeitraum von Ende April bis Mitte November an. WRAGE (1982) hält die Art für bivoltin, da er sie mit Farbschalen nur von Mai bis Mitte Juni und von Mitte August bis Oktober erfaßte. Durch seine Zuchtergebnisse konnte BRINKMANN (1990) folgern, daß der gesamte Flugzeitraum von höchstens zwei Generationen abgedeckt wird. Da die späten Larvenstadien eine asynchrone Entwicklung aufweisen, könne es im Freiland zu einer kontinuierlichen Flugzeit kommen.

Der Schlupf von *Erioconopa trivialis* (Abb.2) weist in der Wiese und der Extensivweide drei deutliche Maxima auf. Bei der von BRINKMANN (1991) ermittelten durchschnittlichen Larvalzeit von 123 Tagen wäre die zweite Generation im September zu erwarten. Zu dieser Zeit findet sich auch in allen Biotopen ein Maximum. Zusätzlich wurde jedoch Mitte bis Ende Juli in der Wiese und der Intensivweide ein Maximum festgestellt. Die minimale von BRINKMANN (1991) festgestellte Larvalzeit betrug 84 Tage, so daß es sich wohl bei den im Juli geschlüpften Individuen um die ersten Tiere der zweiten Generation handelt. Der Juli war 1990 nach den hohen Niederschlägen im Juni relativ trocken und warm, so daß es zu

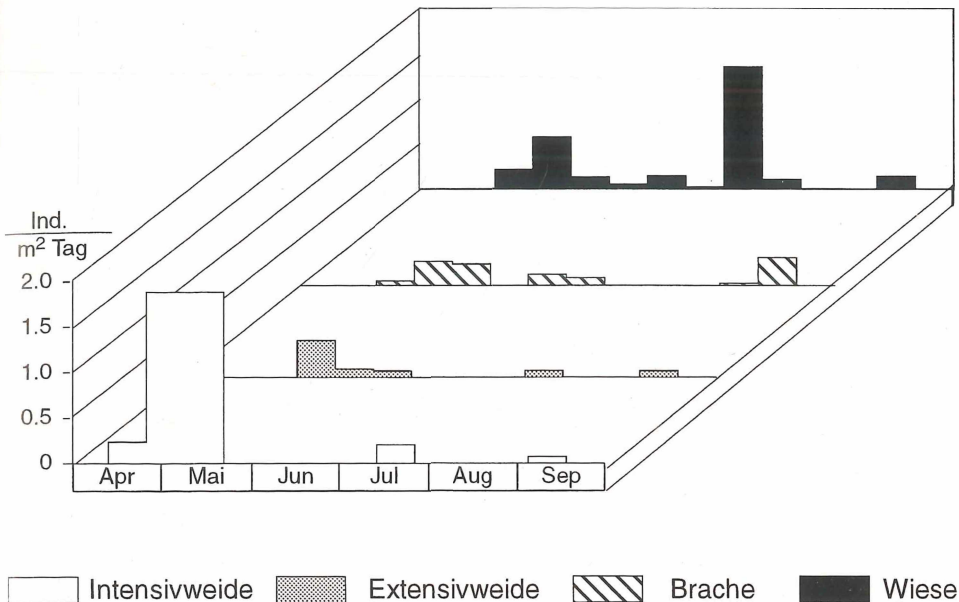


Abb. 2: Jahresperiodischer Schlupf von *Erioconopa trivialis* in den untersuchten Biotopen vom 10. 4. bis 25. 9. 1990.

Austrocknungen gekommen ist. In der Wiese wurde die Austrocknung durch die am 13.7. durchgeführte Mahd noch verstärkt. Die damit verbundene Erwärmung hatte möglicherweise ein verfrühtes Schlüpfen der zweiten Generation zur Folge.

Eine ähnliche Schlüpfrythmik konnte in der Intensivweide beobachtet werden. Hier war die Vegetation durch die Beweidung über den gesamten Zeitraum hinweg recht kurz und hatte damit wahrscheinlich eine höhere Temperatur im gesamten Sommer bewirkt. Dadurch wurde bereits der Schlüpfzeitraum der ersten Generation verkürzt; er dauerte nur bis Mitte Mai, während er in der Wiese und Extensivweide mindestens bis Mitte Juni anhält.

Exogene Regeneration am Beispiel von *Tricyphona immaculata*

Die Schlüpfphänologie von *Tricyphona immaculata* (Abb.3) gibt Aufschluß über den Einfluß der Bewirtschaftung. Die Art besitzt im Untersuchungsgebiet zwei deutliche Schlüpfmaxima. BRINKMANN (1991) gibt für die Flugzeit eine siebenwöchige Unterbrechung von Ende Juni bis Ende August an. Es handelt sich wahrscheinlich um eine bivoltine Art (TJEDER 1959), da eine Trennung der Apparenzen durch asynchrone Entwicklung der Larven bei einer derart langen und deutlichen Unterbrechungszeit des Schlupfes ausgeschlossen scheint.

Der Ende August beginnende Schlupf der zweiten Generation war in der Extensivweide gegenüber der Brache und dem Erlenbruch nur gering ausgeprägt und fiel in der Wiese und der Intensivweide sogar vollständig aus.

Die Besiedlung der Wiese und der Intensivweide kann also nur dadurch aufrecht erhalten werden, daß von den benachbarten Biotopen Individuen der zweiten Generation im Herbst in diese Biotope einfliegen. Dort finden sie durch die kurze Vegetation gute Möglichkeiten zur Eiablage. Im Winter ist die Vegetationsdichte in der Wiese schon groß genug, um Schutz bieten zu können. Die hohe Dichte der Frühjahrsgeneration in der Wiese steht möglicherweise damit in Zusammenhang. Die hohe Besiedlung von Wiesen durch Tipulidae wird oft darauf zurückgeführt, daß durch die geringere Streuauflage die Eiablage vereinfacht wird (TISCHLER 1980).

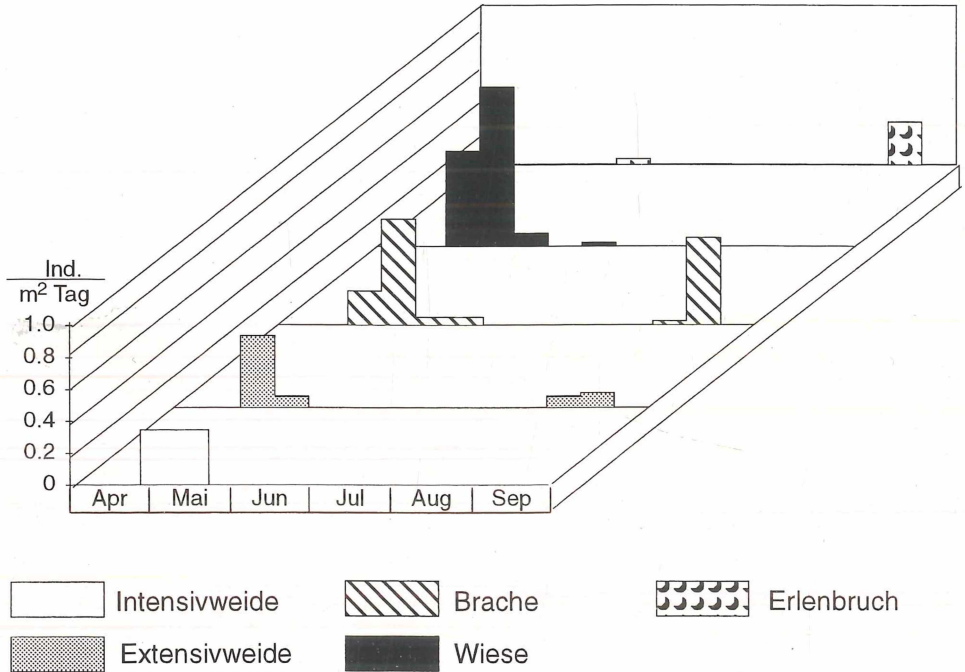


Abb. 3: Jahresperiodischer Schlupf von *Tricyphona immaculata* (Individuen/m² · Tag) in den untersuchten Biotopen vom 10. 4. bis 25. 9. 1990.

4.1.2 Tipulidae

Lediglich in drei Biotopen des Untersuchungsgebiets, im Erlenbruch, in der Wiese und in der Extensivweide, wurden Tipulidae-Arten festgestellt (Tab.2). Alle der 8 insgesamt erfaßten Arten traten im Erlenbruch auf, während die Artenzahlen in den bewirtschafteten Biotopen mit 3 bzw. 4 Arten signifikant niedriger waren (Wilcoxon*). Die Emergenz der Tipulidae (Tab. 2) ist mit nur 31 erfaßten Individuen gering.

Laut Literatur können *Tipula submarmorata*, die oft vergesellschaftet mit *Tipula scripta* ist (FREEMAN 1967), sowie *Tipula variicornis* (MANNHEIMS & THEOWALD 1951–1980) als Waldarten angesprochen werden. *Tipula scripta* ist eine Waldart, deren Vorkommen besonders in Buchenwäldern belegt ist (HÖVEMEYER 1985, CASPERS & DORN 1982). Auch *Nephrotoma analis* wurde von BELING (1886) und BRAUNS (1954) in Erlenbrüchern gefunden.

Die häufigste Art, *Tipula luna*, schlüpfte bevorzugt in der Wiese. Es handelt sich um eine Art der Uferländer und Sümpfe, die nach FREEMAN (1967) im Erlenbruch nur an nicht überfluteten Bereichen vorkommt. Die in anderen Grünlandbiotopen häufige Art, *Tipula paludosa* (LAUGHLIN 1967), wurde nur sehr sporadisch erfaßt. Sie kam ebenso wie *Tipula unca* in allen drei Biotopen, in denen Tipulidae gefunden wurden, selten vor.

Nicht nur die Temperatur-, sondern auch die Feuchtigkeitsschwankungen des Bodens sind in intensiv bewirtschafteten Bereichen größer als in ungenutzten. Die Bodenverdichtung kann zu Überschwemmungen bei starkem Regenfall führen. BRINKMANN (1991) stellte nach einer Überschwemmung ein Massensterben von *Tipula paludosa*-Larven fest, während Trockenheit die Embryonalentwicklung dieser Art negativ beeinflußt oder verhindert.

Tab. 2: Schlüpfdichte der Tipulidae (Individuen/m² · Jahr) in den untersuchten Biotopen.

Tipulidae	Erlenbruch	Brache	Wiese	Extens. Weide	Intens. Weide
<i>Nephrotoma analis</i>	3,0	–	–	–	–
<i>Tipula scripta</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Tipula submarmorata</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Tipula fulvipennis</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Tipula luna</i>	0,3	–	3,3	–	–
<i>Tipula variicornis</i>	1,7	–	0,7	0,3	–
<i>Tipula paludosa</i>	0,3	–	0,3	0,3	–
<i>Tipula unca</i>	0,3	–	0,3	0,3	–
Individuensumme (ges. 10,4):	4,7	–	4,7	1,0	–
Artenzahl (ges. 8):	8	–	4	3	–

4.1.3 Trichoceridae

Eine vollständige Erfassung der Trichoceridae kann nur durch eine das Winterhalbjahr miteinbeziehende Untersuchung gewährleistet werden. Die Artenliste kann daher nur als fragmentarisch betrachtet werden.

Im Untersuchungsgebiet wurden 3 Arten der Wintermücken gefunden (Tab. 3). Davon traten alle im Erlenbruch und in der Wiese auf, während in der Brache und der Extensivweide nur *Trichocera hiemalis* erfaßt wurde.

Tab. 3: Schlüpfdichte der Trichoceridae (Individuen/m² · Jahr) in den untersuchten Biotopen.

Trichoceridae	Erlenbruch	Brache	Extens. Weide	Wiese
<i>Trichocera annaluta</i>	0,3	–	0,3	–
<i>Trichocera hiemalis</i>	11,7	36,7	30,3	24,0
<i>Trichocera regelationis</i>	1,7	–	5,7	–
Individuensumme (ges. 110,7):	13,7	36,7	36,3	24,0
Artenanzahl (ges. 3):	3	1	3	1

Trichocera hiemalis hatte ein Schlüpfmaximum im März. DAHL (1966) gibt allerdings noch ein weiteres Maximum im Oktober an, so daß man davon ausgehen kann, daß diese Art bivoltin ist. *Trichocera regelationis* weist die gleichen Schlüpfzeiten wie *Trichocera hiemalis* auf. *Trichocera annulata* ist univoltin und schlüpft in Schweden von September bis November.

4.1.4 Empididae

Die höchste Artenzahl der Empididae (Tab.4) lag im Erlenbruch vor. Hier schlüpften 55% aller Arten. Das sind signifikant mehr (Wilcoxon**) als in den Grünlandbiotopen. Etwa ein Viertel der Arten wurde in den beiden Weiden, 40 % in der Brache und der Wiese nachgewiesen.

Tab. 4: Schlüpfdichte der Empididae in den untersuchten Biotopen (Individuen/m² · Jahr).

Empididae	Erlenbruch	Brache	Extens. Weide	Wiese	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>					
<i>Gloma fuscipennis</i>	1,7	–	–	–	–
<i>Hilara rejecta</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Phyllodromia melanocephala</i>	7,0	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia umbripennis</i>	3,0	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia tibiella</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia longipes</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Dolichocephala guttata</i>	0,7	–	–	–	0,3
<i>Hilara nigrina</i>	12,3	–	–	–	–
<u>Grünlandpräferenten:</u>					
<i>Hilara monedula</i>	0,7	2,3	2,3	2,3	–
<i>Hilara chorica</i>	0,7	0,7	1,0	0,3	–
<i>Rhamphomyia sulcata</i>	–	0,3	–	–	–
<i>Hilara longivittata</i>	–	1,0	0,7	–	–
<i>Empis aemula</i>	–	0,7	0,3	2,3	–
<i>Rhamphomyia dentipes</i>	0,3	–	–	1,0	–
<i>Rhamphomyia barbata</i>	–	–	–	0,7	–
<i>Hilara quadrivittata</i>	–	–	–	0,7	0,3
<i>Empis nigripes</i>	–	0,3	–	4,3	12,3
<i>Hilara obscura</i>	–	–	–	–	0,7
<i>Hilara maura</i>	–	–	–	–	0,3
<i>Rhamphomyia crassirostris</i>	–	0,3	0,3	0,7	11,0
Individuensumme (ges. 75,3)	27,3	6,0	4,7	12,3	25,0
Artenanzahl (ges. 20):	11	8	5	8	6

Auf die Schlüpfdichte (Tab.4) hat die Bewirtschaftung keinen signifikanten Einfluß. Die Summe der in der Intensivweide erfaßten Empididae erreicht mit 33% fast die des Erlenbruchs mit 36%. Während sich die hohe Schlüpfdichte im Erlenbruch jedoch auf 2 eudominante, 1 dominante, 3 subdominante und 4 rezedente Arten über das gesamte Jahr verteilt, geht die Schlüpfdichte in der Intensivweide auf nur 2 eudominante und 4 rezedente Arten zurück. Die beiden eudominanten Arten der Intensivweide *Empis nigripes*

und *Rhamphomyia crassirostris* gehören zu den im Untersuchungsgebiet am frühesten im Jahr (Ende April) schlüpfenden Empididae, zu einer Zeit als noch kein direkter Beweidungseinfluß auf die Vegetation zu verzeichnen war. Später schlüpfende Arten wurden in der Intensivweide kaum noch festgestellt. *Rhamphomyia crassirostris* ist nach TRÉHEN (1977) an nasse Habitate gebunden, doch finden MEYER & HEYDEMANN (1990) diese Art auch oft in trockeneren Wäldern.

Aufgrund dieser unterschiedlichen räumlichen und saisonalen Verteilung der einzelnen Arten ergeben sich im Erlenbruch signifikant höhere Schlüpfdichten (Wilcoxon**) gegenüber der Intensivweide, trotz durchschnittlich ähnlicher Gesamtschlüpfdichten pro Jahr. Die im Vergleich zum Erlenbruch signifikant niedrigen Schlüpfdichten betragen in der Wiese 16 % aller erfaßten Individuen (Wilcoxon*), in der Brache 8 % (Wilcoxon**) und in der Extensivweide nur noch 6 %.

Wie auch bei den Limoniidae unterscheidet sich die saisonale Verteilung der Emergenz der Empididae zwischen den untersuchten Ökosystemen. Bis Anfang Juni schlüpfen im Erlenbruch 43% der Individuen, in der Extensivweide 58% und in der Brache 72%. Eine besonders starke Konzentration auf das Frühjahr wurde in der Wiese und der Intensivweide festgestellt. Dort schlüpfen bis Anfang Juni 95% bzw. 96% aller Individuen.

4.1.5 Hybotidae

Tab. 5: Schlüpfdichte der Hybotidae (Individuen/m² · Jahr) in den untersuchten Biotopen.

Hybotidae	Erlenbruch	Brache	Extens. Weide	Wiese	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>					
<i>Leptozepe flavipes</i>	2,0	–	–	–	–
<i>Platypalpus ciliaris</i>	0,7	–	–	–	–
<i>Oedalea flavipes</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Trichina clavipes</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Trichina elongata</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Tachydromia aemula</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Tachydromia annulimana</i>	0,3	–	–	–	–
<i>Platypalpus longicornis</i>	0,7	0,7	–	–	–
<i>Hybos femoratus</i>	9,3	–	–	1,3	–
<i>Tachypeza nubila</i>	0,7	–	0,3	–	–
<u>Grünlandpräferenten:</u>					
<i>Platypalpus candicans</i>	5,0	33,0	67,3	99,7	1,0
<i>Oedalea zetterstedti</i>	0,3	0,3	0,3	–	–
<i>Platypalpus luteus</i>	0,3	0,7	–	0,3	–
<i>Platypalpus agilis</i>	–	1,0	1,0	0,3	–
<i>Bicellaria subpilosa</i>	–	0,7	0,3	–	0,3
<i>Bicellaria simplicipes</i>	–	–	0,3	–	–
<i>Platypalpus annulatus</i>	–	–	0,3	–	–
<i>Drapetis ephippiata</i>	–	–	0,7	1,0	–
<i>Stilpon graminum</i>	–	–	–	0,3	–
<i>Drapetis ingriva</i>	–	–	–	0,7	–
<i>Ocydromia glabricula</i>	–	–	–	–	1,0
Individuensumme (ges. 234,0):	21,0	36,3	70,7	103,7	2,3
Artenanzahl (ges. 21):	13	6	8	7	3

Der Erlenbruch besitzt mit 62% der Gesamtartenzahl im Vergleich mit den anderen Biotoptypen die höchste Zahl an indigenen Hybotidae-Arten (Tab.5). In der Wiese ist die Artenzahl mit 29% (Wilcoxon*) und in der Intensivweide mit 14% (Wilcoxon**) signifikant geringer. Die Brache und die Extensivweide weisen mit 33% und 38% ebenfalls signifikant mehr Arten als die Intensivweide auf (Wilcoxon**). Bei der Wiese ist dieser Unterschied etwas weniger deutlich (Wilcoxon*). Der Erlenbruch ist somit Präferenzbiotop für viele Arten dieser Familie. Die Intensivweide hingegen wird nur von sehr wenigen Arten besiedelt.

Die größte Schlüpfdichte der Hybotidae wurde in der Brache mit 44% der Gesamtindividuen festgestellt (Tab.5). Es folgen die Extensivweide mit 30% und die Wiese mit 16%. Im Erlenbruch schlüpften 9% der Gesamtmenge. In der Intensivweide ist die erfaßte Individuendichte mit nur 1% geringer als in allen anderen Biotopen (Wilcoxon**, Brache: Wilcoxon***).

Die großen Dichteunterschiede werden durch *Platypalpus candicans* verursacht. Die Art schlüpfte in der Intensivweide und im Erlenbruch in wesentlich geringerer Dichte als in den übrigen Biotopen. Im Erlenbruch wird die Individuendichte durch die eudominanten Arten *Hybos femoratus* und *Platypalpus candicans* sowie die dominante Art *Leptozepe flavipes* bestimmt. *Platypalpus candicans* ist Hauptvertreter der Hybotidae im Grünland. Die Dichte dieser geographisch parthenogenetischen Art (TUOMIKOSKI 1936) liegt in der Extensivweide um fast 200%, in der Brache sogar um ca. 300% höher als in der Wiese. Sie kann daher als eine Indikatorart für die Nutzungsintensität im Grünland angesehen werden.

Die jahreszeitliche Verteilung dieser Familie ist in den Grünlandbiotopen wie bei den anderen Dipterenfamilien sehr stark durch den Schlupf von Frühjahrsarten gekennzeichnet. Bis Anfang Juni schlüpften in der Extensivweide 78%, in der Brache 88%, in der Wiese 92% und in der Intensivweide 43%. Im Erlenbruch sind dagegen bis Anfang Juni nur 34% der Individuen geschlüpft.

4.1.6 Dolichopodidae

Die höchste Artenzahl der Dolichopodidae wurde mit 48% der Gesamtartenzahl in der Intensivweide festgestellt (Tab.6). Die Unterschiede zum Erlenbruch mit 16%, zur Extensivweide mit 20% und zur Brache mit 40% sind signifikant (Wilcoxon**). Der Unterschied zwischen Wiese und Intensivweide war dagegen nicht signifikant.

Der Vergleich der Schlüpfdichten ergibt ähnliche Unterschiede wie bei den Artenzahlen. In der Intensivweide schlüpften mit 35% aller erfaßten Individuen (Tab.6) signifikant mehr Dolichopodidae als im Erlenbruch mit 7% (Wilcoxon***), in der Extensivweide mit 17% (Wilcoxon**) und der Brache mit 17% (Wilcoxon*). Die Schlüpfdichte in der Wiese ist mit 26% signifikant höher als im Erlenbruch (Wilcoxon**) und in der Extensivweide (Wilcoxon*).

Auf der Intensivweide kommt *Dolichopus plumipes* in hohen Abundanzen vor und verursacht den Hauptunterschied zu den anderen Flächen, in denen sie, außer in der Wiese mit einem Individuum, nicht auftritt. Die Unterschiede der Schlüpfdichten zwischen den Grünlandflächen sind darüber hinaus auf *Chrysotus gramineus* zurückzuführen, die in allen bewirtschafteten Flächen eine eudominante Art ist, in der Brache jedoch seltener schlüpfte. Im Erlenbruch trat diese eurytope (MEYER & HEYDEMANN 1990) Art nicht auf.

Die Schlüpfdichte der Dolichopodidae ist relativ gleichmäßig saisonal verteilt mit einem Maximum im Juni/Juli bzw. August in der Intensivweide.

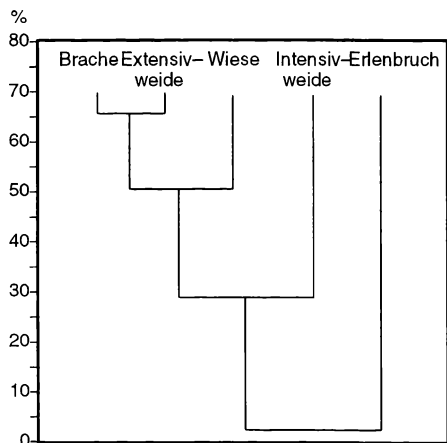
Tab. 6: Schlüpfdichte der Dolichopodidae (Individuen/m² · Jahr) in den untersuchten Biotopen.

Dolichopodidae	Erlenbruch	Brache	Extens. Weide	Wiese	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>					
<i>Argyra argentina</i>	2,3	–	–	–	–
<i>Argyra auricollis</i>	0,7	–	–	–	–
<i>Hypophyllus obscurellus</i>	4,0	–	–	–	–
<u>Grünlandpräferenten:</u>					
<i>Achalcus flavicollis</i>	–	1,7	–	–	–
<i>Argyra atriceps</i>	–	0,7	–	–	–
<i>Sympycnus simplicipes</i>	–	1,0	–	–	–
<i>Dolichopus signatus</i>	–	0,7	1,3	–	–
<i>Dolichopus popularis</i>	–	1,0	1,7	0,3	–
<i>Diaphorus oculus</i>	–	6,3	2,0	5,3	–
<i>Rhaphium fasciatum</i>	–	0,3	–	2,3	–
<i>Hypophyllus crinipes</i>	–	–	–	3,3	–
<i>Dolichopus plumipes</i>	–	–	–	0,3	15,7
<i>Dolichopus simplex</i>	–	–	–	0,3	1,3
<i>Dolichopus unguulatus</i>	–	–	–	0,3	0,3
<i>Campsicnemus scambus</i>	–	–	–	–	4,0
<i>Sympycnus annulipes</i>	–	–	–	–	4,0
<u>Eurytope Grünlandarten:</u>					
<i>Chrysotus gramineus</i>	–	6,0	12,7	15,7	11,0
<i>Dolichopus pennatus</i>	–	0,3	0,7	0,3	0,7
<u>Ohne Zuordnung:</u>					
<i>Hercostomus cupreus</i>	0,3	–	–	–	0,3
<i>Argyra diaphana</i>	–	0,3	–	–	–
<i>Medetera plumbella</i>	–	–	–	0,3	–
<i>Argyra argyria</i>	–	–	–	–	0,3
<i>Campsicnemus curvipes</i>	–	–	–	–	0,3
<i>Chrysotus cilipes</i>	–	–	–	–	0,3
<i>Dolichopus longicornis</i>	–	–	–	–	0,3
Individuensumme (ges. 110,9):	7,3	18,3	18,3	28,3	38,7
Artenanzahl (ges. 25)	4	10	5	10	12

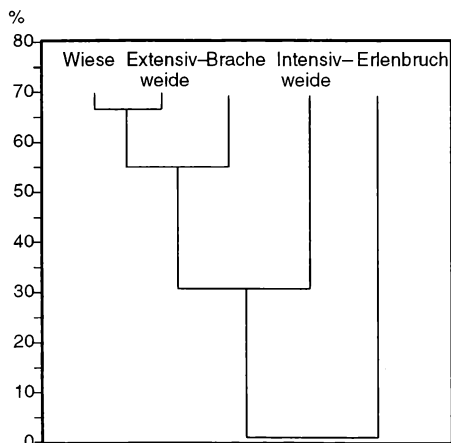
Vergleich der Biotope

Zwischen Brache und Extensivweide ist mit 66% die höchste Artenidentität (Abb. 4) vorhanden. Alle in der Extensivweide erfaßten Arten kamen auch in der Brache vor. Die Wiese nimmt eine Mittelstellung zwischen Brache (50%) und Intensivweide (29%) ein. Zwischen dem Erlenbruch und den Grünlandbiotopen liegt nur eine geringe Ähnlichkeit im Arteninventar vor. Die einzige gemeinsame Art ist *Hercostomus cupreus*, die auch auf der Intensivweide erfaßt wurde. *Chrysotus gramineus* und *Dolichopus pennatus* wurden nur in den Grünlandökosystemen gefunden. Typische Waldpräferenten wie *Argyra argentina* und *Hypophyllus obscurellus* wurden nur im Erlenbruch nachgewiesen.

Insgesamt wird die weitgehend andere Ausbildung von Grünland-Zönosen gegenüber der Erlenbruch-Zönose deutlich. Dem kleinen Grundstock von eurytopen Arten, die alle Grünlandbiotop nutzen (*Dolichopus pennatus* und *Chrysotus gramineus*), steht eine wesentlich größeren Menge von Arten gegenüber, die nur in wenigen oder nur in einer Grünlandfläche erfaßt wurden. Es besteht also eine hohe Eigenständigkeit der einzelnen Zönosen. Die Arten- und Dominantenidentität belegt, daß die größten Unterschiede in der Synusie zwischen den Grünlandbiotopen und dem Erlenbruch vorhanden sind (Abb. 4).



Sörensen-Clusterdiagramm
Dolichopodidae



Renkonen-Clusterdiagramm
Dolichopodidae

Abb. 4: Clusterdiagramme der Artenidentität nach SÖRENSEN (1948) (links) und der Dominanzidentität nach RENKONEN (1938)(rechts) der untersuchten Biotop aufgrund der Dolichopodidae.

Die Dominanzidentität ist zwischen Wiese und Extensivweide am höchsten (69%) (Abb.4). Die drei weniger intensiv genutzten Grünländer bilden eine Gruppe relativ hoher Dominanzidentität, während die Intensivweide mit allen anderen Grünlandbiotopen nur noch zu ca. 31% übereinstimmt. Die intensive Beweidung führt demnach zu einer Umorganisation der Dominanzstruktur der Dolichopodidae.

Die Arten- und Dominantenidentität für die Empididae, Hybotidae und Limoniidae, die ebenfalls in größeren Individuenmengen erfaßt wurden, ergeben im wesentlichen ein sehr ähnliches Bild wie für die Dolichopodidae. Der Erlenbruch zeigt stets die geringste Verwandtschaft gegenüber allen untersuchten Grünlandbiotopen, und auch die Intensivweide weist in allen Gruppen die geringste Ähnlichkeit mit den anderen Grünländern auf.

4.2 Flugaktivität der Diptera zwischen den Biotopen

4.2.1 Limoniidae

Der Schwerpunkt der Flugaktivität der Stelmücken liegt mit 26% der Individuen im Grenzbereich Erlenbruch/Intensivweide auf der Erlenbruchseite (Tab. 7). Dort ist die Aktivitätsdichte signifikant höher als in der Intensivweide (18%, Wilcoxon**), der Wiese (16%, Wilcoxon**), der Extensivweide (21%, Wilcoxon**) und der Brache (18%, Wilcoxon***). Auch ist im Übergangsbereich Erlenbruch-Intensivweide die Artendichte mit 77% der insgesamt erfaßten Limoniidae-Arten signifikant höher als in allen anderen Bereichen mit 45% bis 55% (Wilcoxon***).

Die Flugaktivitätsdominanz der durch die Photoelektoren als indigen erkannten Arten ist mit 87% in der Brache und 65% in der Wiese sehr hoch. In der Brache beruht sie vor allem auf *Molophilus ater*, die dort allein 66% Dominanz erlangt. In der Wiese ist ebenfalls diese Art (33%) sowie *Tricyphona immaculata* (22%) maßgeblich an der Flugaktivität beteiligt (33%). In der Extensivweide liegt die Dominanz indigener Arten mit 12% wesentlich geringer. Dies ist auf *Molophilus ater* zurückzuführen, die sich in der Extensivweide nicht entwickelt, dort aber 81% der flugaktiv erfaßten Limoniidae stellt. Da die Extensivweide direkt an die Brache grenzt, wurden die Individuen offenbar auf der Suche nach einem Eiablageplatz in der Extensivweide erfaßt. An der Flugaktivität in der Intensivweide haben indigene Arten nur einen geringen Dominanzanteil (3%), da nur sehr wenige Arten dort geschlüpft sind. Die Flugaktivität wird hauptsächlich durch den angrenzenden Erlenbruch bestimmt. Die Flugaktivität in der Intensivweide wird mit 46% durch Ein- und Ausflug der im Erlenbruch geschlüpften Arten geprägt.

Trotz der hohen Artenzahl aus den Photoelektoren im Erlenbruch liegt der Anteil der indigenen Arten an der Flugaktivität mit 36% relativ niedrig. Verursacht wird dies durch die aus den trockeneren Waldbereichen einfliegende Art *Limonia nubeculosa* (53%).

Die Arten *Limonia trivittata*, *Phylidorea ferruginea*, *Dicranomyia modesta* und *Euphyllidorea fulvonervosa* entwickeln sich im Röhricht (BRINKMANN 1991) und sind wahrscheinlich von dort in die Grünlandbiotope und in den Erlenbruch gelangt.

Tab. 7: Aktivitätsdichte der Limoniidae in den untersuchten Biotopen (Summe der Individuen aus jeweils 3 parallelen Fensterfallen); die Fensterfallen befanden sich jeweils auf der Grenze Erlenbruch/Intensivweide, Wiese/Brache und Brache/Extensivweide.

Limoniidae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>						
<i>Molophilus serpentiger</i>	8	2	–	–	1	1
<i>Limonia tripunctata</i>	3	5	1	2	–	2
<i>Erioptera lutea</i>	10	3	–	1	–	2
<i>Austrolimnophila ochracea</i>	14	4	2	–	–	1
<i>Rhipidia duplicata</i>	8	5	3	–	–	2
<i>Molophilus bihamatus</i>	4	6	1	–	1	–
<i>Cheilotrichia cinerascens</i>	3	1	–	–	2	–
<i>Molophilus ochraceus</i>	3	1	–	–	2	–
<i>Molophilus flavus</i>	6	7	–	–	–	2
<i>Limonia macrostigma</i>	34	43	–	–	–	1
<i>Rhypholophus varius</i>	7	3	–	–	–	–

Limoniidae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<i>Helius longirostris</i>	2	5	–	–	–	–
<i>Ula sylvatica</i>	2	–	–	–	–	–
<i>Epiphragma ocellare</i>	–	1	–	–	–	–
<i>Tricyphona immaculata</i>	2	1	38	8	9	7
<i>Ormosia depilata</i>	2	–	26	6	7	4
<i>Erioconopa tricialis</i>	–	2	10	7	5	8
<i>Neolimnomyia nemoralis</i>	3	2	6	9	4	6
<i>Molophilus ater</i>	–	1	56	51	208	160
<u>Vicini aus trockenem Wald:</u>						
<i>Limonia nubeculosa</i>	143	87	8	2	12	14
<u>Vicini aus Röhricht:</u>						
<i>Euphyllidorea fulvonervosa</i>	4	1	4	4	2	–
<i>Phyllidorea ferruginea</i>	3	2	6	1	2	1
<i>Limonia trivittata</i>	1	1	5	3	2	2
<i>Dicranomyia modesta</i>	–	5	1	1	–	2
<i>Helius flavus</i>	–	–	1	–	1	–
<u>Vicini aus Holz:</u>						
<i>Atypophthalmus inustus</i>	–	–	–	2	–	–
<u>Nicht zuzuordnen:</u>						
<i>Molophilus medius</i>	1	1	–	–	–	1
<i>Erioptera mejerei</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Dicranomyia chorea</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Achyrolimonia decemmaculata</i>	–	1	–	–	–	–
<i>Metalimnobia quadrimaculata</i>	–	–	–	1	–	–
Individuensumme:	269	191	171	99	258	216
Artenzahl:	24	25	16	15	14	17

4.2.2 Tipulidae

Die höchste Flugaktivitätsdichte dieser Familie wurde in der Wiese mit 29% der insgesamt erfaßten Individuen festgestellt (Tab.8). Sie ist dort signifikant höher als in der Brache mit 14% und im Übergangsbereich Erlenbruch-Intensivweide mit ca. 11% (Wilcoxon**). An der Grenze zwischen Erlenbruch und Intensivweide haben die Waldarten noch einen Anteil von 23%, während sie in den entfernteren Grünlandbiotopen nur noch mit höchstens 3% vorkommen. Dies verdeutlicht die begrenzte Ausbreitungsfähigkeit der Schnaken.

Die Artenzahlen der Tipulidae sind im Grenzbereich zwischen Erlenbruch und Intensivweide mit 80% signifikant höher als in der Wiese mit 53%, der Brache mit 47% (beide Wilcoxon**) und der Extensivweide mit 56% (Wilcoxon***). Die Dominanz indigener Arten ist in der Extensivweide mit 63%, in der Wiese mit 80% und im Erlenbruch mit ebenfalls 63% sehr hoch. In der Brache und der Intensivweide wurden keine indigenen Arten

festgestellt. Die hohe Dominanz indigener Arten in der Wiese geht auf *Tipula luna* zurück. Der ebenfalls hohe Anteil indigener Arten an der Flugaktivität im Erlenbruch ist bedingt durch *Tipula scripta*.

Tab. 8: Aktivitätsdichte der Tipulidae in den untersuchten Biotopen (Summe der Individuen aus jeweils 3 parallelen Fensterfallen); die Fensterfallen befanden sich jeweils auf der Grenze Erlenbruch/Intensivweide, Wiese/Brache und Brache/Extensivweide.

Tipulidae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>						
<i>Prionocera subserricornis</i>	9	3	4	3	-	1
<i>Tipula marmorata</i>	4	2	1	-	-	1
<i>Tipula lunata</i>	2	1	-	-	-	-
<i>Tipula scripta</i>	19	5	-	-	1	-
<i>Nephrotoma quadrifaria</i>	2	-	-	-	-	-
<i>Nephrotoma appendiculata</i>	-	2	-	-	-	-
<u>Grünlandpräferenten:</u>						
<i>Tipula paludosa</i>	3	8	42	31	17	31
<i>Tipula luna</i>	10	9	37	26	8	14
<i>Ctenophora pectinicornis</i>	3	-	13	3	5	2
<u>Nicht zuzuordnen:</u>						
<i>Tipula variicornis</i>	-	4	-	2	-	-
<i>Tipula unca</i>	4	-	-	-	-	3
<i>Tipula solstitialis</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Nephrotoma dorsalis</i>	-	1	1	-	-	1
<i>Tipula fascipennis</i>	-	-	-	-	1	-
<i>Dicthenidia bimaculata</i>	-	-	-	-	-	1
Individuensumme:	60	39	104	67	34	58
Artenanzahl:	12	11	8	7	7	9

Bestimmend für den Anteil exogener Arten an der Flugaktivität sind die als Vicini zu wertenden Schnaken *Tanyptera atrata* und *Prionocera subserricornis*. Die Larve von *Tanyptera atrata* lebt xylophag in den angrenzenden Knicks. Dort konnten die Imagines in größerer Anzahl im Mai beobachtet werden. Ebenfalls in fast allen Fensterfallen wurde *Prionocera subserricornis* mit einer Dominanz von 2–16% gefunden. BRINKMANN (1991) beobachtete ein Weibchen dieser Art bei der Eiablage ins Wasser und erfaßte sie in aquatischen Emergenzfängen. Die Art fliegt also wahrscheinlich aus dem angrenzenden Seebereich in das Feuchtgrünland und den Erlenbruch.

4.2.3 Empididae

Der Grenzbereich Erlenbruch-Intensivweide wird von den Tanzfliegen gegenüber allen anderen untersuchten Biotopen deutlich bevorzugt (Tab.9). Die hier festgestellte Flugaktivitäts- und Artendichte weist mit 25% bis 55% und 76% hoch signifikante Unterschiede zu den anderen Biotopgrenzen auf (Wilcoxon***). Innerhalb der anderen Grünland-Bereiche

ist die Aktivitätsdichte und Artenzahl an der Wiesenseite mit 8% bzw. 56% signifikant höher als an der Brachenseite mit 6% bzw. 40% (Wilcoxon*) und der Seite zur Extensivweide mit 6% bzw. 44% (Wilcoxon*). Der Anteil der indigenen Arten an der Flugaktivität ist überall sehr gering. *Empis aestiva* bestimmt in besonders hohem Maße die Flugaktivität am Erlenbruch (68%), ist aber in allen Biotopen eudominant. Da sie im Buchenwald und in den Knicks des Untersuchungsgebiets schlüpfte (ROGGENKAMP 1990), jedoch nicht in den hier untersuchten Biotoptypen, ist der geringe Anteil indigener Arten an der Flugaktivität hauptsächlich auf diese Art zurückzuführen.

Tab. 9: Aktivitätsdichte der Empididae in den untersuchten Biotopen, jeweils an der Grenze Erlenbruch/Intensivweide, Wiese/Brache und Brache/Extensivweide erfaßt (Individuensumme aus jeweils 3 parallelen Fensterfallen).

Empididae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>						
<i>Empis aestiva</i>	184	54	9	9	4	4
<i>Rhamphomyia longipes</i>	14	9	3	2	1	1
<i>Hilara setosa</i>	11	10	1	8	2	3
<i>Empis nuntia</i>	8	7	2	2	2	1
<i>Rhamphomyia crassirostris</i>	6	7	3	–	2	2
<i>Empis nigripes</i>	4	7	1	1	1	1
<i>Rhamphomyia sulcata</i>	12	10	5	1	4	–
<i>Hilara obscura</i>	5	2	3	–	–	–
<i>Empis chioptera</i>	10	5	–	–	–	–
<i>Hilara interstincta</i>	2	5	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia tibiella</i>	2	1	1	–	–	–
<i>Rhamphomyia tarsata</i>	3	–	–	–	–	–
<i>Empis prodromus</i>	2	–	–	–	–	–
<i>Dolichocephala guttata</i>	1	–	–	–	–	–
<u>Grünlandpräferenten:</u>						
<i>Hilara maura</i>	1	1	3	2	1	2
<i>Hilara chorica</i>	–	1	3	–	–	–
<i>Empis tessellata</i>	1	–	4	7	9	9
<i>Empis aemula</i>	–	–	2	2	–	3
<i>Empis opaca</i>	–	–	–	2	–	–
<u>Nicht zuzuordnen:</u>						
<i>Clinocera wesmaeli</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Hilara intermedia</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia flava</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia albohirta</i>	–	1	–	–	–	–
<i>Rhamphomyia erythrophthalma</i>	–	1	–	–	–	1
<i>Hilara monedula</i>	–	–	1	–	–	–
Individuensumme:	269	121	41	36	26	29
Artenanzahl:	19	15	14	10	9	11

4.2.4 Hybotidae

Auch die Hybotidae haben ihre höchste Flugaktivität im Grenzbereich des Erlenbruchs (Tab. 10). Der Unterschied zu den übrigen untersuchten Biotopen ist sowohl bezüglich der Flugaktivität als auch der Artenzahlen signifikant (Wilcoxon***). Zwischen den Grünlandbiotopen sind die Unterschiede wesentlich geringer ausgeprägt. Nur die Artenzahl ist in der Brache mit 34% signifikant höher als in der Wiese mit 11% (Wilcoxon*).

Tab. 10: Aktivitätsdichte der Hybotidae in den untersuchten Biotopen, an der Grenze zwischen Erlenbruch/Intensivweide, Wiese/Brache und Brache/Extensivweide (Summe der Individuen aus 3 parallelen Fensterfallen).

Hybotidae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>						
<i>Tachypeza nubila</i>	61	66	9	4	11	12
<i>Tachydromia aemula</i>	15	8	1	1	1	3
<i>Platypalpus agilis</i>	1	6	–	2	2	1
<i>Platypalpus longiseta</i>	3	5	–	1	2	–
<i>Hybos femoratus</i>	2	5	–	2	–	–
<i>Tachydromia annulimana</i>	2	4	–	1	–	1
<i>Drapetis parilis</i>	10	23	–	–	1	1
<i>Platypalpus minutus</i>	4	11	–	–	2	1
<i>Platypalpus pectoralis</i>	5	1	–	–	–	–
<i>Platypalpus ciliaris</i>	3	1	–	–	–	–
<i>Platypalpus longicornis</i>	2	2	–	–	–	–
<i>Euthyneura myrtilli</i>	1	3	–	–	–	–
<i>Leptozepe flavipes</i>	2	1	–	–	–	–
<i>Oedalea zetterstedti</i>	2	1	–	–	–	–
<i>Hybos culiciformis</i>	1	1	–	–	–	–
<i>Tachydromia umbrarum</i>	1	1	–	–	–	–
<i>Oropezella sphenoptera</i>	–	3	–	–	–	–
<u>Grünlandpräferenten:</u>						
<i>Platypalpus candicans</i>	1	2	33	35	23	11
<i>Platypalpus cursitans</i>	–	2	2	4	1	3
<i>Platypalpus pallidiventris</i>	7	1	–	–	6	2
<u>Nicht zuzuordnen:</u>						
<i>Euthyneura gyllenhali</i>	1	–	–	–	–	–
<i>Platypalpus luteus</i>	1	1	–	–	1	–
<i>Platypalpus maculipes</i>	1	1	–	–	1	–
<i>Drapetis ephippiata</i>	–	1	–	–	1	–
<i>Platypalpus nigrirarsis</i>	–	1	–	–	–	–
<i>Platypalpus notatus</i>	–	1	–	–	–	–
<i>Ocydromia glabricula</i>	–	1	1	–	–	–
<i>Platypalpus interstinctus</i>	–	–	1	–	–	–
<i>Bicellaria simplicipes</i>	–	–	–	–	1	1
<i>Drapetis ingraca</i>	–	–	–	–	–	1
<i>Platypalpus flavicornis</i>	–	–	–	–	–	1
Individuensumme:	126	153	47	50	53	38
Artenanzahl:	21	26	6	8	13	12

Die indigene Art *Tachypeza nubila* bestimmt die Flugaktivität der Hybotidae am Erlenbruchrand als eudominante Art in hohem Maße, da sich die Larvalhabitate dieser an Totholz gebundenen Art (CHVÁLA 1976) in unmittelbarer Nähe befinden. Außerdem wandert die Art aus den angrenzenden Knicks in die Grünlandbiotope ein (ROGGENKAMP 1990).

4.2.5 Dolichopodidae

In allen Grünlandbereichen ist die Aktivitätsdichte hoch signifikant (Wilcoxon^{***}) größer als im Erlenbruch, in dem sie nur 11% der Gesamtaktivitätsdichte beträgt (Tab. 11). Selbst auf der Seite der Intensivweide beträgt sie nur 18%. An der Seite zur Wiese (26%) bzw. Extensivweide (25%) ist die Flugaktivitätsdichte jeweils schwach signifikant (Wilcoxon^{*}) größer als an der Brache (20%) und Intensivweide. Die Artendichte ist am Erlenbruch mit 64% der insgesamt erfaßten Arten und in der Wiese mit 62% höher als an allen anderen Biotopen mit 43% bis 50%.

Die Dominanz der indigenen Arten ist an der Wiesenseite mit 45% und an der Brachenseite mit 34% relativ hoch. Entscheidenden Anteil hieran haben *Chrysotus gramineus* und *Diaphorus oculus*, die sich auch bei der Flugaktivität als charakteristische Arten für Grünland-Ökosysteme mit extensiver Bewirtschaftung erweisen. Bei der Extensivweide beträgt die Dominanz dieser Arten 17%, der Intensivweide 16% und dem Erlenbruch lediglich 1%. Die größte Dominanz bei der Flugaktivität der Intensivweidenseite nimmt *Dolichopus longicornis* ein, die hier auch schlüpfte. Von MEYER & HEYDEMANN (1990) wird sie als typische Ackerart bezeichnet.

Die Arten der Gattung *Medetera* werden als xerophil eingestuft (BÄHRMANN 1987). *Medetera jacula* weist eine Flugaktivitätsdominanz von 31–51% auf, wurde jedoch mittels Photoelektoren nicht in den untersuchten Biotopen erfaßt. ROGGENKAMP (1990) wies den Schlupf dieser Art im benachbarten Hanggrünland nach, konnte jedoch keine Flugaktivität in einem naheliegenden Knick-Acker-Transekt feststellen. Innerhalb der untersuchten Biotope kann keine Präferenz hinsichtlich der Flugaktivität festgestellt werden. Für die Arten der Gattung *Medetera* wird von DYTE (1957) als Larvalhabitat Baumrinde angegeben, unter der sie sich von verschiedenen Käferlarven ernähren sollen. Leider ist nicht sicher, ob dies für alle Arten der Gattung zutrifft.

Ebenfalls als Hospites können die mit hoher Dominanz und Konstanz aufgetretenen Arten der Gattung *Sciapus* angesprochen werden. Die häufigste Art, *Sciapus wiedemanni*, einer nach MEYER & HEYDEMANN (1990) xerophilen Art, wurde von ROGGENKAMP (1990) mittels Photoelektoren in einem Maisacker im Untersuchungsgebiet festgestellt und in allen Biotopen flugaktiv erfaßt. *Sciapus lobipes* weist eine ähnliche Verteilung auf, nur ist sie insgesamt weniger häufig. Anders ist die Verteilung von *Sciapus platypterus*. Diese Art bevorzugt den schattigen Grenzbereich des Erlenbruchs, wo die anderen Arten der Gattung in geringer Dichte vorkommen.

Die Flugaktivität wird an allen Biotopgrenzen sehr stark von exogenen, größtenteils xerophilen und euryöken Arten, wie *Medetera jacula*, *Sciapus wiedemanni* sowie *Dolichopus*-Arten, dominiert. Die wichtige Rolle der untersuchten Biotope für Hospites und Arten mit potentielltem Mehrfachbiotopanspruch spiegelt sich darin wieder.

Tab. 11: Aktivitätsdichte der Dolichopodidae in den untersuchten Biotopen an der Grenze zwischen Erlenbruch/Intensivweide, Wiese/Brache und Brache/Extensivweide (Summe der Individuen aus 3 parallelen Fensterfallen).

Dolichopodidae	Erlen- bruch	Intens. Weide	Wiese	Brache	Brache	Intens. Weide
<u>Waldpräferenten:</u>						
<i>Dolichopus longicornis</i>	19	44	3	7	5	4
<i>Sympycnus annulipes</i>	6	1	2	2	-	-
<i>Sciapus platypterus</i>	36	41	5	-	4	-
<i>Hercostomus cupreus</i>	2	1	1	-	-	1
<i>Argyra diaphana</i>	6	1	-	1	-	1
<i>Hercostomus vivax</i>	1	5	-	-	-	-
<u>Grünlandpräferenten:</u>						
<i>Chrysotus gramineus</i>	4	6	146	160	41	86
<i>Diaphorus ocellatus</i>	1	-	91	58	20	18
<i>Dolichopus unguulatus</i>	13	13	29	10	19	4
<i>Dolichopus plumipes</i>	2	2	3	5	-	-
<i>Dolichopus simplex</i>	-	1	5	4	-	-
<u>Hospites:</u>						
<i>Medetera jacula</i>	129	220	218	148	26	314
<i>Sciapus wiedemanni</i>	19	66	59	34	34	117
<i>Sciapus lobipes</i>	2	11	29	15	35	29
<i>Medetera pallipes</i>	5	13	20	7	23	33
<i>Dolichopus popularis</i>	2	1	7	7	19	4
<i>Dolichopus pennatus</i>	-	-	2	3	13	2
<i>Dolichopus signatus</i>	2	-	-	1	6	-
<i>Chrysotus neglectus</i>	-	-	-	-	1	1
<i>Schoenophilus versutus</i>	-	-	-	-	1	1
<u>Nicht zuzuorden:</u>						
<i>Medetera impigra</i>	14	18	7	4	21	9
<i>Medetera truncorum</i>	3	3	2	-	2	4
<i>Campsicnemus scambus</i>	1	1	1	2	-	3
<i>Medetera plumbella</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Hercostomus aerosus</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Hercostomus praeceps</i>	1	-	-	-	-	-
<i>Medetera breviseta</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Chrysotus kowarzi</i>	-	1	-	-	-	-
<i>Campsicnemus curvipes</i>	-	2	1	-	-	-
<i>Sympycnus aeneicoxa</i>	1	-	1	-	-	-
<i>Hercostomus germanus</i>	1	-	1	-	-	-
<i>Argyra elongata</i>	1	-	1	-	-	-
<i>Achalus flavicollis</i>	-	-	1	-	-	-
<i>Syntormon pallipes</i>	-	-	1	-	-	-
<i>Rhaphium fasciatum</i>	-	-	1	-	-	-
<i>Hydrophorus bipunctatus</i>	-	-	1	-	-	-
<i>Chrysotus monochaetus</i>	-	-	-	1	-	-
<i>Dolichopus atripes</i>	-	-	-	1	-	-
<i>Hercostomus chalybeus</i>	1	-	-	1	1	-
<i>Dolichopus claviger</i>	1	-	-	-	1	-
<i>Hercostomus celer</i>	-	-	-	-	1	-
<i>Teuchophorus spinigerellus</i>	-	-	-	1	-	1
Individuensumme:	275	425	638	472	507	632
Artenanzahl:	27	21	26	21	19	18

4.3 Produktion an Imagines

Die Produktion an Imagines (Biomasse der mit Photoelektoren erfaßten Tiere/m² · Jahr) ist eine wichtige Teilgröße des Energieumsatzes (FUNKE 1983b). Sie ist relativ einfach zu bestimmen und ermöglicht Abschätzungen der Produktion zwischen verschiedenen Arten und trophischen Gruppen (SCHAUERMANN 1977, THIEDE 1977).

Tab. 12: Produktion an Imagines in mgTM/m² in den untersuchten Biotopen für die Zeit vom 10.4. bis 25.9.1990.

	Erlenbruch	Brache	Wiese	Extens. Weide	Intens. Weide
ges. Tipulomorpha	237.6	101.9	117.6	47.3	60.1
ges. Empidoidea	22.5	88.1	46.9	62.6	51.7
ges.	260.1	190.0	164.5	109.9	111.8

Der Vergleich zeigt für die Tipulomorpha deutliche Unterschiede zwischen den Biotopen (Tab. 12). Die Produktion ist in der Brache und Wiese nur etwa halb so groß wie im Erlenbruch, in den beweideten Flächen nur ein Viertel so groß.

Die Limoniidae erreichen die höchsten Werte im Erlenbruch und in der Brache mit 75 bzw. 102 mgTM/m² · Jahr (Abb. 5). In den weiteren Grünlandbiotopen beträgt die Produktion an Imagines der Limoniidae 36–60 mgTM/m² · Jahr. Die Tipulidae haben im Erlenbruch und in der Wiese etwa gleich hohe Biomassen.

Die höchsten Werte der Empidoidea wurden in der Brache ermittelt (Tab. 12). Im Erlenbruch wurden nur 25% dieses Wertes festgestellt. Dies läßt sich vor allem auf die geringeren Werte der Hybotidae zurückführen.

Die Verteilung auf die einzelnen Familien der Empidoidea ist im Erlenbruch gleichmäßig (Abb. 6). In Brache, Wiese und Extensivweide hingegen wird der Hauptanteil von den Hybotidae gestellt. Empididae und Dolichopodidae haben die höchsten Produktionen in der Intensivweide, die Hybotidae die geringsten.

5. Diskussion

5.1 Räumliche Übertragbarkeit der Ergebnisse

Um die Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse zu überprüfen, wurde ein Vergleich mit Arbeiten aus anderen Grünlandökosystemen durchgeführt. ZÖCKLER (1985) stellte in einer Untersuchung über Feuchtwiesen an der Alten Sorge-Schleife für Dolichopodidae sowohl auf gemähten als auch auf beweideten Flächen höhere Individuendichten als auf ungenutzten Flächen fest. Diese dort auf Familienniveau gemessene Tendenz stimmt mit den Ergebnissen dieser Untersuchung überein, wie auch die von KÜHNER (1988) in Süddeutschland gefundene Förderung der Artendichte der Dolichopodidae durch Mahdeinfluß.

In Salzwiesen wurde als Folgen der Bewirtschaftung von GRELL (1992) ein Rückgang der Individuendichte bei Dolichopodidae nachgewiesen, allerdings kein Rückgang der Artendichte.

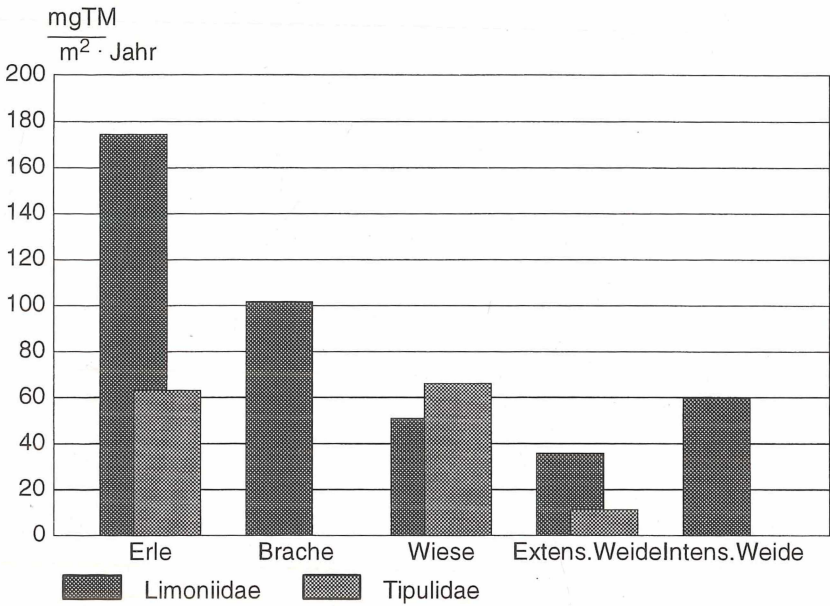


Abb. 5: Produktion an Imagines der Tipulomorpha in mgTM/m² · Jahr in den untersuchten Biotopen (ermittelt aus Photoelektor-Proben vom 10. 4. bis 25. 9. 1990).

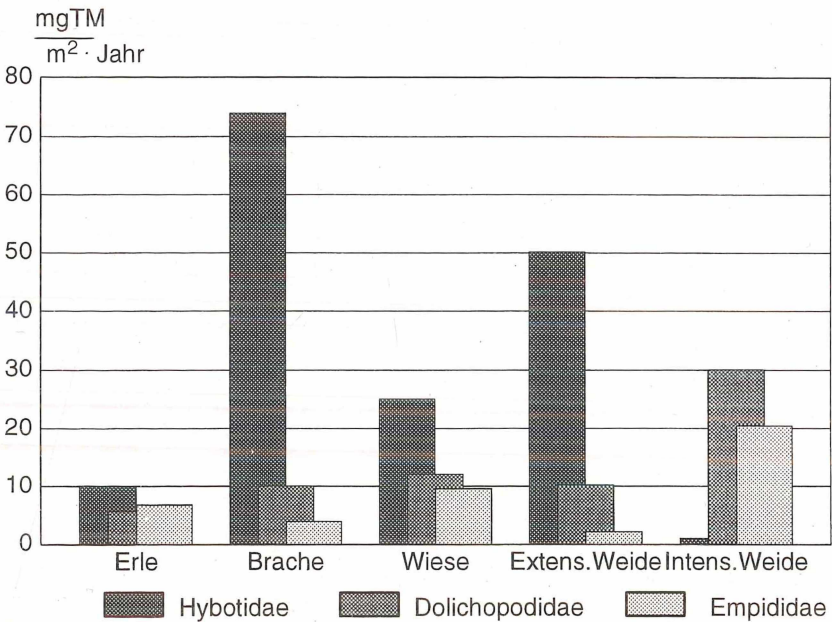


Abb. 6.: Produktion an Imagines der Empidoidea in mgTM/m² · Jahr in den untersuchten Biotopen für die Zeit vom 10. 4. bis 25. 9. 1990).

SOMMER (1978) stellt einen starken Rückgang der Individuendichte und der Artendichte durch Beweidung fest, wobei er betont, daß insbesondere die euryöken Arten beweidungssensibel reagieren und ihre Dichte um 90% verringern.

Diese in den Salzwiesen für Dolichopodidae bekannten Verhältnisse stimmen mit den Ergebnissen dieser Untersuchung nur teilweise überein. Außer auf die dort anders geartete ökosystemare Struktur mag dies auch auf die unterschiedliche Beweidungsintensität zurückzuführen sein, denn Schafbeweidung beeinflusst die Vegetation wesentlich stärker als entsprechende Rinderbeweidung (HEYDEMANN & MÜLLER-KARCH 1980, IRMLER & HEYDEMANN 1986).

GRELL (1992) untersuchte u.a. auch den Einfluß der Bewirtschaftung auf die Limoniidae-Dominanz innerhalb der Nematocera-Zönose einer Salzwiese. Er verzeichnet mit zunehmender Beweidungsintensität eine Steigerung der Dominanz. In der Salzwiese wird diese Dominanz fast ausschließlich durch *Symplecta stictica* hervorgerufen, die dort mit ca. 99% Dominanz vorkommt (WRAGE 1982), aber in den Bornhöveder Feuchtwiesen des Binnenlandes fehlt.

ZÖCKLER (1985) stellt in Feuchtgrünland-Biotopen eine Abnahme der Individuendichte der Limoniidae durch Mahd fest. Andererseits war auch eine Zunahme insbesondere der Arten *Eriocnopa trivialis* und *Erioptera fuscipennis* durch Beweidung zu messen. In der vorliegenden Untersuchung wurde insgesamt eine Abnahme der Arten- und Individuendichte durch Bewirtschaftung festgestellt, lediglich *Eriocnopa trivialis* erfuhr, wie in den Untersuchungen von ZÖCKLER (1985), eine Förderung durch Beweidung.

FRITZ (1982) untersuchte die Nematocera-Zönose in Naturschutzgebieten der Rheinaue. In verschiedenen Feuchtwiesen, Erlen-Eschenwäldern und vegetationslosen Bereichen stellte er in den 4 Jahren der Untersuchung lediglich zehn Limoniidae-Arten fest. Sieben Arten traten nur in einem der Untersuchungsjahre auf. Vier Arten wurden auch in Bornhöved festgestellt. FRITZ (1982) wies acht Tipulidae-Arten nach, von denen fünf mit dem in dieser Untersuchung festgestellten Inventar übereinstimmen. Rheinauen-Zönosen erscheinen daher artenärmer als die hier untersuchten Zönosen. Möglicherweise wirken die Überschwemmungen in den Auen negativ auf die Limoniidae, während die gleichmäßig hohe Feuchte der Seeuferbereiche förderlich ist.

BRINKMANN (1991) stellte fünf aus einem Knickfuchsschwanz-Rasen schlüpfende Arten fest. Von den in dieser Untersuchung in der Intensivweide erfaßten vier Arten stimmen *Eriocnopa trivialis*, *Molophilus griseus* und *Tricyphona immaculata* mit den von ihm gefundenen Arten überein. BRINKMANN (1991) vermutet, daß diese Arten nur ausnahmsweise auf Kulturland vorkommen. Es kann davon ausgegangen werden, daß diese weitverbreiteten Arten in anthropogen beeinflussten Feucht-Ökosystemen den Restbestand einer ursprünglich vielfältigen Limoniidae-Fauna bilden. Unter extremer intensiver Bewirtschaftung fallen auch diese Arten aus.

Die Übereinstimmungen mit den Untersuchungen von BRINKMANN (1991) und ZÖCKLER (1985) legen nahe, daß eine Übertragbarkeit zumindest auf die limnisch geprägten Feucht-Ökosysteme in Schleswig-Holstein besteht. Durch die enge, kleinräumige Verzahnung der verschiedenen Biotope im Bornhöveder Hauptforschungsgebiet und den dadurch möglichen Faunenaustausch sind jedoch heterogenere Verhältnisse als in weiträumig intensiv genutzten Gebieten zu vermuten.

Die relative Artenarmut des untersuchten Erlenbruchs kann mit der geringen räumlichen Ausbreitung sowie mit den vergangenen anthropogenen Einflüssen auf den See Spiegel zusammenhängen und ist wahrscheinlich nicht charakteristisch für Erlenbrüche. So stellte BRINKMANN (1991) 79 Arten der Limoniidae in einem großräumigeren, naturnahen Erlenbruch fest.

5.2 Vergleich mit anderen Ökosystemen

FUNKE (1983b) gibt für die Produktion an Imagines der gesamten Insecta in bodensauren Wäldern einen Wert von 8–10 kgTM/ha · Jahr an, für kalkreiche Wälder 5–7,5 kgTM/ha · Jahr. Im Vergleich mit diesen Werten scheinen die erreichten Werten dieser Untersuchung, die nur einen Teil der Dipteren berücksichtigt, relativ gering. Insgesamt kann festgestellt werden:

- Der Biomasse-Anteil der Tipulomorpha und Empidoidea an der Biomasse der untersuchten Insecta ist sehr hoch.
- Die Produktion steigt von den intensiv genutzten Feuchtgrünländern zum Erlenbruch an.
- Der Anteil der untersuchten Gruppen ist im Erlenbruch höher als in anderen Systemen.

Die Produktion an Diptera-Imagines wurde von HÖVEMEYER (1985) in einem Kalkbuchenwald sowie von KÜHNER (1988) für die Empidoidea in verschiedenen Auenwald-Ökosystemen gemessen. Insgesamt stimmen die Größenordnungen der in dieser Untersuchung ermittelten Werte mit den Literaturdaten überein.

Die im Erlenbruch festgestellte Produktion an Imagines der Empididae sind ähnlich hoch wie in anderen Wald-Ökosystemen (HÖVEMEYER 1985). Dies deutet darauf hin, daß sich die Produktion der Empididae in verschiedenen Wald-Ökosystemen wenig unterscheiden. Deutlich höher waren dagegen die Werte in der Brache, die ähnlich hoch waren wie in einem Obstgarten (HÖVEMEYER 1985). Anscheinend führt der höhere Strukturreichtum dieser Biotope zu höherer Produktion an Empididae. Die Produktion an Imagines der Dolichopodidae in Grünland-Ökosystemen war vergleichsweise höher als in den Wald-Ökosystemen.

Verglichen mit den Werten eines trockeneren Kalk-Buchenwaldes (HÖVEMEYER 1985) ist die Produktion an Imagines der Tipulomorpha in den untersuchten Feuchtökosystemen wesentlich höher. Außerdem scheint ihre Produktion in Waldökosystemen höher zu sein als in Grünlandökosystemen.

5.3 Wirkungsgefüge der Nutzung auf die untersuchten Dipteren

Durch die vielfältigen Ansprüche der untersuchten Arten an ihre Umwelt ergeben sich verschiedene Wirkungen der Bewirtschaftungsart und -intensität. In Abb. 7 ist das Wirkungsgefüge dargestellt.

So führt der Verlust der Baumschicht zum Ausschluß der im oberen Teil der Grafik angeführten Habitate, Umweltfaktoren und letztlich zum Ausfall der erwähnten Gruppen und Arten der Diptera. Mahd und Beweidung schließen in diesem Fall die Sukzessionsentwicklung der Feuchtwiesen- und weiden zum Erlenwald aus.

Intensive Nutzung, aber auch Extensivierung und Verbrachung bewirken im Grünlandbereich in unterschiedlicher Weise die Sukzessionsentwicklungen der untersuchten Feuchtgebiete, wie es im mittleren und unteren Teil der Abb. 7 dargestellt ist. Die Beweidung führt zu einer Verminderung der Vegetationshöhe, wodurch die Sonneneinstrahlung in Bodennähe zunimmt. Imagines heliophiler Arten, die insbesondere bei den lichtreflektierenden, grünschillernden Dolichopodidae zu finden sind, werden dadurch gefördert. Die mit zunehmender Sonneneinstrahlung einhergehende Austrocknung des Bodens läßt zwar den Schlupf xerophiler bzw. eurytoper Arten zu (z.B. *Dolichopus plumipes*), hygrophile Arten wie die der meisten Limoniidae fallen jedoch aus.

Durch Düngung und Koteintrag wird die Vielfalt der Grünlandvegetation verringert. Blütenangebot und Strukturdichte jedoch sind wichtig für Blütenbesucher, aber auch für dort jagende Dipteren. Im Vergleich zur Intensivweide wurden auf der Brache und der

Extensivweide wesentlich höhere Abundanzen z.B. von *Platypalpus candicans*, aber auch höhere Artenzahlen der Hybotidae insgesamt festgestellt. Durch die Förderung detritophager und coprophager Insekten, z.B. einiger Sciaridae, wird das Nahrungsangebot der Dolichopodidae hingegen erhöht. Die relativ große Art *Dolichopus plumipes* wurde in hoher Abundanz auf der Intensivweide festgestellt.

Eine Baumschicht bewirkt bei allen untersuchten Gruppen außer den Dolichopodidae einen größeren Artenreichtum. Durch den Schatten der Bäume werden insbesondere die hygrophilen Arten, die den größten Teil der Arten stellen, und durch die Streuakkumulation am Boden die detritophagen Arten gefördert. Aber auch der Stamm als Merotop ist Bedingung für das Auftreten von *Achalcus*-Arten als Wundsaftlecker sowie stamm- laufender Jäger wie der Tachydromiinae. Myceto- und bryophage Arten wie *Ula sylvatica* und *Limonia macrostigma* sind ebenso an den Wald gebunden wie die Totholzverzehrter.

Insgesamt bewirkt die intensive Grünlandbewirtschaftung auch eine generelle Förderung weit verbreiteter Arten. So geben MEYER & HEYDEMANN (1990) für sieben der hier erfaßten fünfundzwanzig Arten der Dolichopodidae eine eurytope Lebensweise an. Nur eine Art, *Chrysotus gramineus*, trat in allen Grünlandbiotopen auf. Alle sieben eurytopen Arten wurden in der Intensivweide erfaßt, drei davon gleichzeitig in der Wiese. In allen anderen Biotopen wurden keine eurytopen Arten festgestellt. Die spezifische Ausprägung der Synusien feuchter Ökosysteme wird also durch die Bewirtschaftung derart verändert, daß anspruchslosere, in vielen Biotopen anzutreffende Gemeinschaften an ihre Stelle treten.

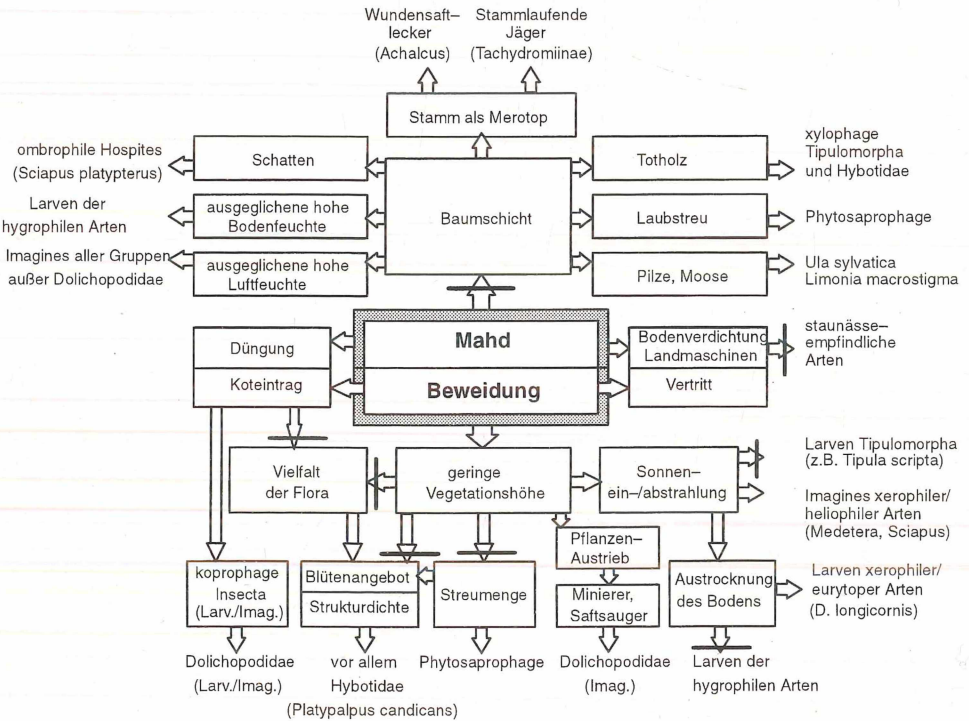


Abb. 7: Das von der Nutzung der Feuchtgebiete ausgehende Wirkungsgefüge auf die untersuchten Dipteren (weiße Pfeile markieren eine fördernde, mit einem schwarzen Balken durchbrochene eine hemmende Wirkung).

6. Zusammenfassung

Der Einfluß der Bewirtschaftung auf terricole Diptera wurde in 5 benachbarten Feucht-Ökosystemen, einem Erlenbruch, einer dreijährigen Brache, einer einschürigen Wiese, einer extensiv und einer intensiv genutzten Weide, am Westufer des Belauer Sees (ca. 30 km südlich von Kiel, Schleswig-Holstein, Norddeutschland) untersucht. Die Probennahme erfolgte von März bis Oktober 1990. Zur Erfassung der ausgewählten Tipulomorpha und Empidoidea wurden Photoelektoren (299 Proben) und Fensterfallen (216 Proben) eingesetzt.

Ausgewertet wurden insgesamt 12.409 Individuen aus 189 Arten, die sich auf folgende Familien verteilen: Trichoceridae (3 Arten), Tipulidae (21 Arten), Limoniidae (40 Arten), Empididae (36 Arten), Hybotidae (37 Arten) und Dolichopodidae (52 Arten).

Der Erlenbruch zeigt mit Ausnahme der Dolichopodidae stets die höchsten Artenzahlen, und auch die Schlüpfdichten liegen hier für die Limoniidae, Tipulidae und Empididae mit am höchsten. Die Schlüpfdichten der Hybotidae sind dagegen in der Extensivweide und in der Brache, die der Dolichopodidae in der Wiese und Intensivweide am höchsten.

Die Schlüpfdichten der Grünlandbiotope sind durch einige Arten stark geprägt: *Molophilus ater* (Limoniidae), die nur in der Brache mit hohen Individuensummen schlüpfte; *Empis nigripes* und *Rhamphomyia crassirostris* (Empididae) traten nur in der Intensivweide mit hohen Individuensummen auf; *Platypalpus candicans* (Hybotidae) war nur im Grünland vertreten und kann als Indikatorart für die Bewirtschaftungstypen im Untersuchungsgebiet gelten, da sie auf diese mit sehr unterschiedlichen Schlüpfdichten reagiert; *Dolichopus plumipes* (Dolichopodidae) schlüpfte nur in der Intensivweide in hoher Dichte, *Chrysotus gramineus* (Dolichopodidae) war in allen Grünland-Biototypen eudominant vertreten,

Für die Limoniidae wird im Grünland eine Arten-Miniaturisierung gegenüber dem Erlenbruch festgestellt.

Im Erlenbruch schlüpfen die Arten der untersuchten Familien kontinuierlich über den Untersuchungszeitraum. Im Grünland konzentriert sich dagegen der Schlüpfzeitraum aller Arten, mit Ausnahme der Dolichopodidae, auf das Frühjahr.

Die Schlüpfperiodik von *Erioconopa trivialis* (Limoniidae) wird durch die Bewirtschaftung beeinflusst. Der Schlupf von *Tricyphona immaculata* (Limoniidae) in der Wiese und der Intensivweide beruhen auf exogener Regeneration.

Die Arten- und Dominanzidentität dokumentiert die besondere Stellung des Erlenbruchs gegenüber den Grünlandbiotopen sowie die geringe Übereinstimmung der Intensivweide mit den übrigen Grünländern.

Die Artenzahl bei der Flugaktivität aller Familien war an der Grenze zum Erlenbruch am höchsten. Die Flugaktivitätsdichte ist bei den Limoniidae, Empididae und Hybotidae am Erlenbruch am höchsten, bei den Tipulidae dagegen an der Wiese. Auch bei den Dolichopodidae ist sie in den Grünlandbiotopen höher als im Erlenbruch.

Die Produktion an Imagines in den untersuchten Biotopen ergibt für die Tipulomorpha im Erlenbruch maximale Werte von 233 mgTM/m² · Jahr, minimale von 43 mgTM/m² · Jahr und in den Weide-Biototypen 60 mgTM/m² · Jahr. Für die Empidoidea wird der Maximalwert mit 88 mgTM/m² · Jahr in der Brache und der Minimalwert mit 22 mgTM/m² · Jahr im Erlenbruch festgestellt.

7. Summary

Within a complex of five wetland ecosystems, an alder forest, a three years old fallow, a meadow, an extensively and an intensively cultivated pasture, the influence of agricultural use on different families of Diptera was investigated. The research area was located at the margin of Lake Belau, about 30 km south of Kiel (Schleswig-Holstein, North Germany).

Between March and October 1990 Tipulomorpha and Empidoidea were registered by emergence traps (299 samples) and window traps (216 samples). Altogether 12,409 individuals of 189 species were determined consisting of Trichoceridae (3 species), Tipulidae (21), Limoniidae (40), Empididae (36), Hybotidae (37), and Dolichopodidae (52).

Highest species numbers were found in the alder forest with exception of Dolichopodidae. Also the emergence was highest in the alder forest for the Limoniidae, Tipulidae and Empididae. The emergence of the Hybotidae was highest in the extensively used pasture and in the fallow, whereas the Dolichopodidae showed high emergence in the meadow and in the intensively used pasture.

In the alder forest there was hatching during the whole investigation period, whereas in the grasslands most species hatched only in spring with exception of the Dolichopodidae.

The distribution of some species characterizes the different grasslands: *Molophilus ater* (Limoniidae) was only found in the fallow in high numbers; most individuals of *Empis nigripes* and *Rhamphomyia crassirostris* (Empididae) occurred in the intensively used pasture; *Platypalpus candicans* (Hybotidae) hatched in all grasslands and is considered to be an indicator for the different types of grassland cultivation; *Dolichopus plumipes* (Dolichopodidae) emerged in high densities in the pasture and *Chrysotus gramineus* (Dolichopodidae) was dominant in all grasslands.

On average the number of Limoniidae species was smaller compared to the alder forest. *Erioconopa trivialis* is highly influenced by cultivation. The occurrence of *Tricyphona immaculata* in the meadow and the intensively cultivated pasture depends on exogenic regeneration.

Low similarity (measured by Renkonen and Soerensen coefficient) was found between the alder forest and the grasslands and as well between the intensively used pasture and the other grasslands.

Highest species numbers of flying insects existed at the margin to the alder forest, for Limoniidae, Empididae, and Hybotidae. Flight activity was also highest there. The highest density of flying Tipulidae was found at the margin to the meadow. Dolichopodidae showed high flight activity in all grassland types.

The production of emerged adult Tipulomorpha in the alder forest reached a maximum of 233 mg dry mass (dm)/m² · year and a minimum of 43 mg dm/m² · year. In the grasslands minimum production was 43 mg dm/m² · year. Empidoidea had maximum production of 88 mg dm/m² · year in the fallow and minimum production in the alder forest with 22 mg dm/m² · year.

Phytophage Arthropoda in verschiedenen Erlenbeständen (*Alnus glutinosa*) der Bornhöveder Seenkette unter besonderer Berücksichtigung des Kronenraumes

von Jens Ambsdorf

1. Einleitung

Der Blattaustrieb der Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), der im allgemeinen im April beginnt, ist erst im Hochsommer abgeschlossen (WEISHEIT 1990). Die Schwarzerle gehört damit zu den Gehölzen des „*Populus*-Typs“ (NIEHUS 1984), bei denen die Blattanzahl zu Beginn der Vegetationsperiode noch nicht festgelegt ist (REICHLÉ 1973).

Es ist bekannt, daß der Anteil der Phytophagen an den Stoffumsätzen verglichen mit dem der Detritophagen gering ist (FUNKE 1971, ELLENBERG 1973, PETRUSEWITCZ 1967, REICHLÉ 1973). Jedoch weist die Gruppe der phytophagen Arthropoda durch die Verteilung auf die gesamte Vegetationsschicht eine sehr hohe Artenvielfalt und Nischendiversität auf, so daß sich diese Gruppe gerade für Untersuchungen zur Struktur von Synusien besonders eignet und sie für die biotischen wie auch die abiotischen Wechselwirkungen zwischen Tier, Pflanze und Standort eine besondere Bedeutung erlangt.

Neben einigen Arbeiten zur Wirbeltierfauna in höheren Baumbereichen von Wäldern (EDINGTON & EDINGTON 1972, MONTGOMERY 1978) liegen einige entomologische Untersuchungen aus der Baumkronenregion und zum vertikalen Verteilungsmuster von Phytophagensynusien an Gehölzen vor (NIELSEN 1974, 1977, FRANKLIN 1977); deren Zahl ist aber begrenzt aufgrund der methodischen Schwierigkeiten, die der Bearbeitung des Lebensraumes Baumkrone entgegenstehen.

Folgende Fragestellungen werden in der vorliegenden Arbeit untersucht:

- Wie sind die Synusien der phytophagen Arthropoda in den untersuchten Beständen strukturiert?
- Unterscheiden sich Krone und Mantel hinsichtlich der Besiedlung durch Phytophage voneinander?
- Wie lassen sich die Synusien der Phytophagen des Kronenraumes und der Mantelbereiche charakterisieren?
- Weisen die Erlen der verschiedenen Bestände bedingt durch die unterschiedlichen Standortfaktoren typische Synusien der Phytophagen auf?
- Wie hoch ist der Konsum an den Erlen der verschiedenen Bestände durch die Phytophagen?
- Wie ist die saisonale Dynamik des Konsums der Phytophagen?
- Welche Parameter beeinflussen den Konsum?

2. Untersuchungsgebiete

Alle untersuchten Erlenbestände befinden sich am Westufer des Belauer Sees (Karte s. Einleitung). Die Blatt- und Faunenproben wurden jeweils im Mantel- (ca. 0,5–3 m Höhe) und Kronenbereich (ca. 15–20 m Höhe) folgender drei Erlenbestände entnommen:

Erlenbruch

An den etwa 30–50 m breiten Erlenbestand schließt sich seeseitig ein Schilfgürtel und landseitig ein Mischwaldbestand an. Als Bodentypen finden sich in diesem Bestand Niedermoorgleye über zum Teil stark zersetzten Niedermoorortofen; der ufernahe Bereich ist als Niedermoor ausgebildet. Abhängig von der Seenähe und der Jahreszeit schwankt der Grundwasserstand zwischen 0 und –40 cm unter Flur. Die Frühjahrsvernässung ist stark bis extrem stark, die Sommerfeuchte ist hoch.

Das Auftreten von erlenbruch-typischen Arten beschränkt sich weitestgehend auf einen 5 m breiten Streifen, der sich unmittelbar am Seeufer befindet und in dem die Probennahme durchgeführt wurde. Neben der dominierenden Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) kommen als Gehölze der Baumschicht vereinzelt auch Moorbirke (*Betula pubescens*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) vor. Der mittlere Stammdurchmesser dieses rund 57 Jahre alten Bestandes beträgt in 1,30 m Höhe 38 cm; die Höhe der direkt am Ufer stehenden Bäume beläuft sich auf 12 bis 15 m, im übrigen Bestand auf 18 – 23 m. Die Bestandesdichte der Erle erreicht, ermittelt nach der Point Centered Quarter Methode (MÜHLENBERG 1989), etwa 300 Bäume/ha.

Erlenreihe

Südlich des Erlenbruchs ist direkt am Seeufer, als Rudiment eines ehemaligen Erlenbruches, ein meist einreihiger Erlenbestand erhalten geblieben, der im folgenden als „Erlenreihe“ bezeichnet wird. Diese setzt sich aus Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Grauweide (*Salix cinerea*) und Esche (*Fraxinus excelsior*) zusammen, wobei die Erlen den größten Anteil der Gehölze ausmachen. Die Höhe dieser Bäume beträgt 12 bis 20 Meter; der Stammdurchmesser in 130 cm Höhe schwankt zwischen 18 und 35 cm; das Alter der Bäume liegt zwischen 10 und 50 Jahren.

Besonders junge Bäume sind nicht in die Probennahme einbezogen worden, um mögliche, durch das Alter der Bäume bedingte, Schwankungen in der Faunenzusammensetzung (FOWLER 1984) zu minimieren.

Die Erlenreihe unterscheidet sich vom Erlenbruch im wesentlichen durch das Fehlen einer flächig ausgedehnten Bestandesstruktur bei gleichen edaphischen Bedingungen.

Erlenknick

Zwischen dem Feuchtgrünland am Seeufer und dem steil ansteigenden Hanggrünland ist ein schmaler Absatz ausgebildet, der der ehemaligen Uferlinie vor der Seespiegelabsenkung entspricht. Dieser Wall hat eine Breite zwischen einem und zwei Metern. Der Untergrund besteht aus den glazifluvialen Sänden des Hanges; Staunässe ist nie festzustellen.

Dieser etwa 30 Jahre alte Erlenbestand wird im folgenden als „Erlenknick“ bezeichnet. Bei den hier vorherrschenden Erlen handelt es sich um alte Stockausschläge, deren Stammdurchmesser in 130 cm Höhe 18 bis 30 cm beträgt und deren Höhe zwischen 15 und 18 m schwankt. Als weitere Gehölze und Rankpflanzen treten Traubenkirsche, Faulbaum, Hasel, Holunder und Hopfen auf.

Der Erlenknick ist wie die Erlenreihe eine Linienstruktur, unterscheidet sich von dieser jedoch durch die trockenen, sandigen Bodenbedingungen.

3. Material und Methode

3.1. Untersuchungszeitraum und Probennahme

Die Untersuchung erstreckte sich über die Vegetationsperiode des Jahres 1990. Die erste Probennahme erfolgte am 23.04.1990, etwa eine Woche nach dem Beginn des Blattaustriebs. Die Probennahme fand nur an trockenen Tagen mit geringen Windstärken statt, um den Einfluß der Witterung auf die Probennahme möglichst gering zu halten. In den Monaten April bis Juli zur Hauptwachstumsphase der Blätter wurden die Proben in 14tägigen Abständen entnommen; in den Monaten August, September und Oktober wurde jeweils eine Probennahme durchgeführt.

Die Proben in den Bäumen wurden an einem Strickleiter- und Seilsicherungssystem mit Hilfe eines Zweigsammlers genommen. Es wurden pro Termin drei Einzelproben von ca. 40–60 Zweigabschnitten mit maximal 30 cm Länge verschiedener Bäume in den drei untersuchten Beständen im Mantel – (der bodennahe Bereich der Belaubung der Erlen) und Kronenbereich entnommen. Lediglich im seeseitigen Mantelbereich des Erlenbruchs konnte nur jeweils eine Probe pro Termin genommen werden. Die Blattproben mitsamt der darauf befindlichen Fauna wurden ins Labor transportiert und dort weiterbearbeitet.

3.2. Bearbeitung der Einzelproben und Determination

Eine Übersicht über die Vorgehensweise bei der Bearbeitung der Blatt- und Faunaproben zeigt Abb. 1.

Für die Determination der Fauna wurde folgende Literatur verwandt:

Coleoptera (FREUDE et al. 1964–1983, LOHSE & LUCHT 1989–1994), Auchenorrhyncha (OSSIANNILSON 1983), Psyllidae (HODKINSON & WHITE 1979, HODKINSON & WHITE 1982), Lepidoptera (KOCH 1984, SAUER 1988), Tenthredinidae (LORENZ & KRAUS 1957), Blattgallen (BUHR 1964), Blattminen (HERING 1957).

3.3 Bestimmung des Blattflächenindex (LAI)

Die jeweilige Dichte der Belaubung eines Pflanzenbestandes wird durch den Blattflächenindex (LAI) wiedergegeben (MARSHALL & WARNING 1986).

$$\text{LAI} = \frac{\text{Gesamtsumme der Blattfläche}}{\text{Bodenfläche}}$$

Der hier angewandte Weg der Bestimmung des LAI lehnt sich an die von REICHLÉ (1973) und WEISHEIT (1990) beschriebene Methoden an.

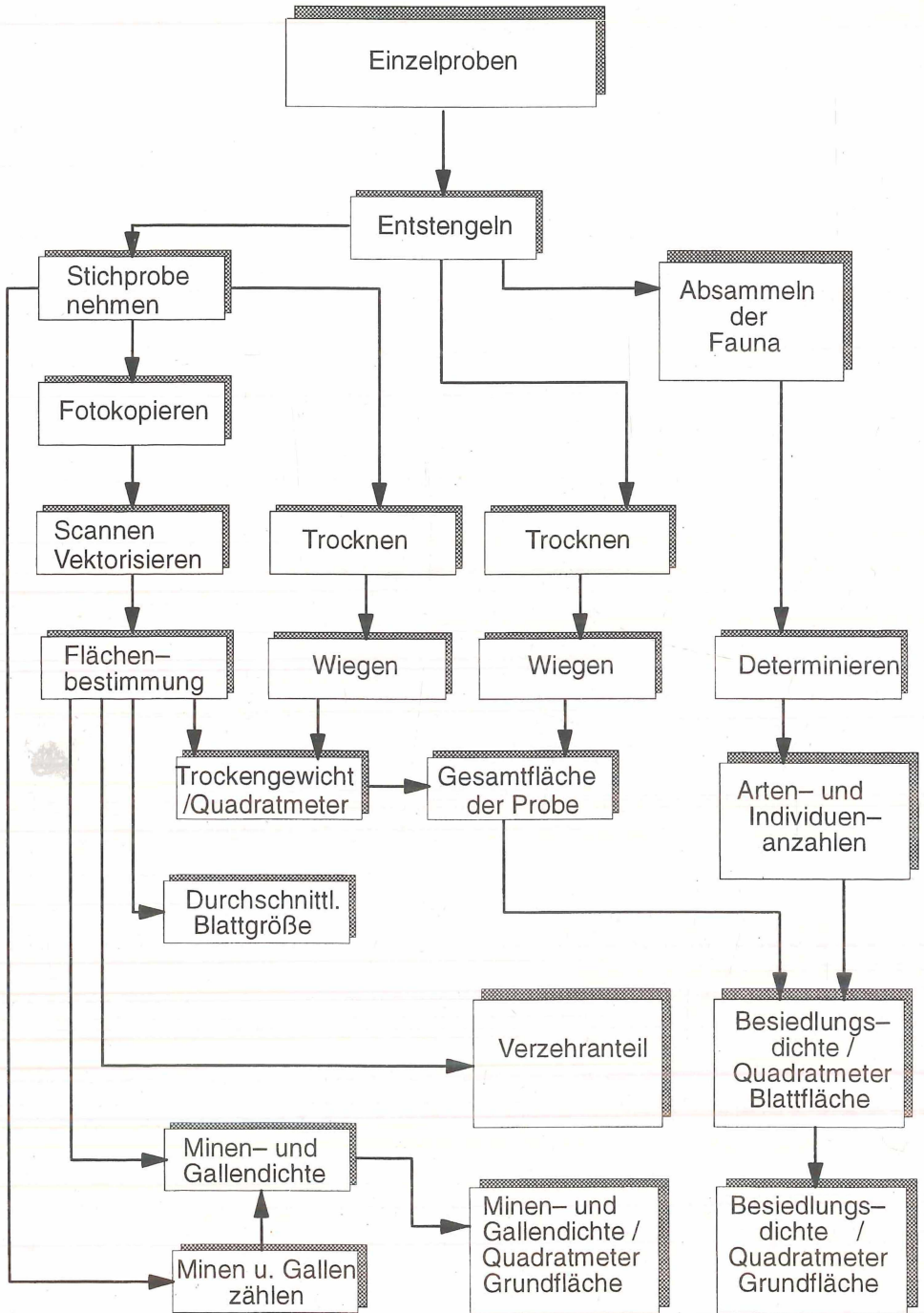


Abb. 1: Vorgehen bei der Auswertung der Einzelproben

3.4 Besiedlungsdichte

Die absolute Besiedlungsdichte (B_a) ergibt sich aus der Besiedlungsdichte/ m^2 , der Blattfläche (Br) der maximalen Blattfläche (LAI_{max}) und dem prozentualen Anteil an der maximalen Blattfläche zum Probennahmezeitpunkt (%LAI) nach der Formel

$$B_a = Br \cdot LAI_{max} \cdot \%LAI$$

Die Entwicklung der Blattfläche im Jahresverlauf ist bekannt (WEISHEIT 1990); für die maximale Blattfläche der verschiedenen Bereiche der Bestände liegen eigene Erhebungen vor.

4. Ergebnisse

4.1 Strukturanalyse

Die Abschätzung des Blattflächenindex wurde am 01.08.1990 durchgeführt, zu einem Zeitpunkt der maximalen Blattflächenentwicklung (WEISHEIT, 1990). Die Ergebnisse der Auswertung sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Blattflächenindizes der verschiedenen Straten der untersuchten Bestände am 1.8.1990

	Erlenbruch	Erlenreihe	Erlenknick
Krone	1,8	1,8	1,8
Mantel	(1,7)	1,7	2,7
Bestand	1,8 +/- 0,7	3,5 +/- 1,4	5,5 +/- 1,7

Während der LAI der Kronenbereiche aller drei Bestände gleich sind, zeigten die Mantelbereiche und die Gesamtbestände deutliche Unterschiede. Der nur seeseitig schwach ausgebildete Mantelbereich des Erlenbruchs wurde aufgrund des geringen Beitrages zur Blattfläche nicht für die Bestandsberechnung berücksichtigt.

Aufgrund der Analyse von 6642 Erlenblättern wurden die durchschnittlichen Blattgrößen und ihre Flächenentwicklung im Jahresverlauf ermittelt (Abb. 1). In allen Kronenbereichen wird bereits im Juli die maximale durchschnittliche Blattgröße erreicht. Dabei weisen die Kronenblätter des Erlenbruchs mit $14 \text{ cm}^2/\text{Blatt}$ die geringste Fläche und die Kronenblätter des Erlenknicks mit $22 \text{ cm}^2/\text{Blatt}$ die größte Fläche auf. Die Fläche der Kronenblätter in der Erlenreihe beträgt $17 \text{ cm}^2/\text{Blatt}$.

Für die Verhältnisse im Mantelbereich deutet sich eine etwas andere Dynamik an. Grundsätzlich ist festzustellen, daß die Blätter hier in allen Beständen eine größere Fläche erreichen als die entsprechenden Kronenblätter. Sowohl im Erlenbruch als auch im Erlenknick ist ein Anstieg der durchschnittlichen Blattgröße bis in den Herbst hinein festzustellen.

Insgesamt wird wie im Kronenbereich auch im Mantelbereich des Erlenknicks die größte durchschnittliche Blattfläche mit 45 cm^2 im September erreicht. Es folgen die Mantelbereiche der Erlenreihe und des Erlenbruchs mit $27 \text{ cm}^2/\text{Blatt}$.

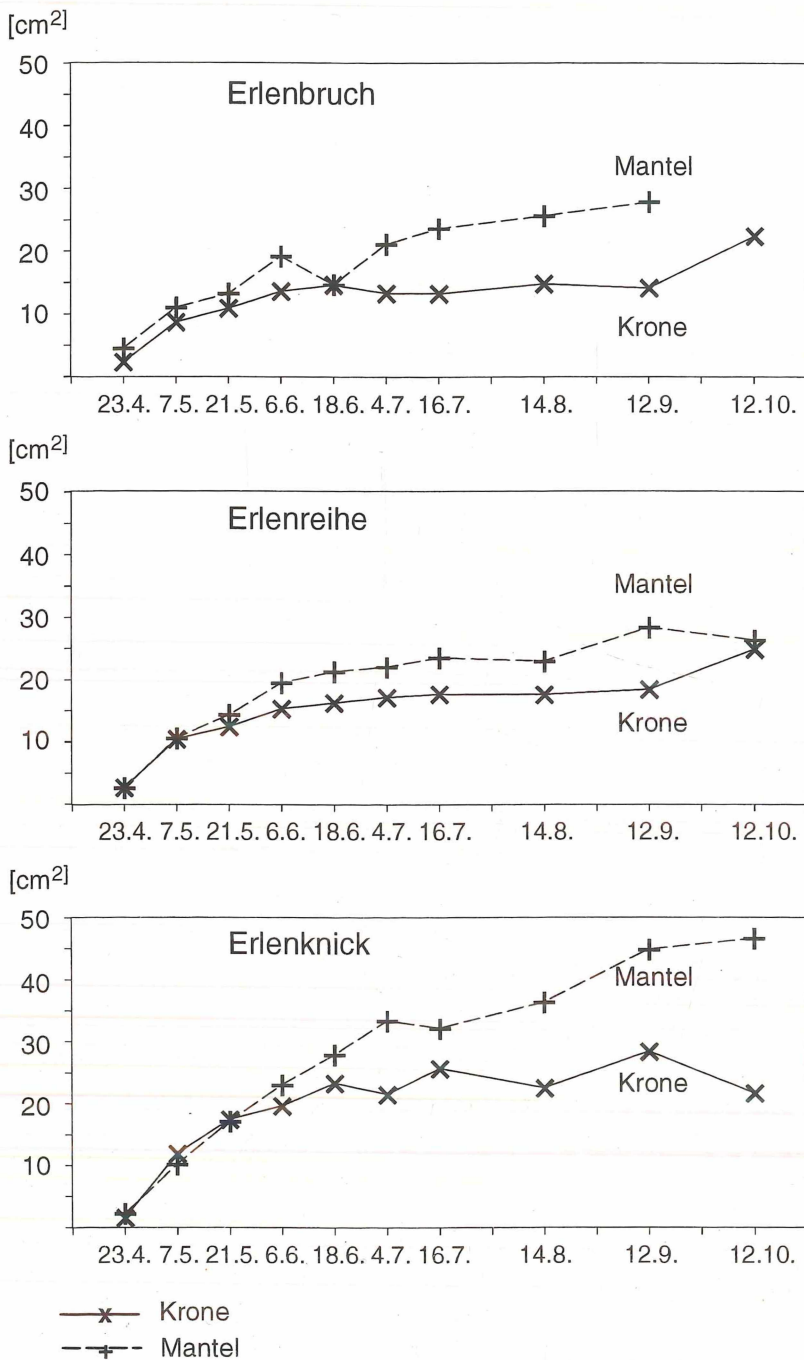


Abb. 2: Entwicklung der Blattfläche in den unterschiedlichen Bereichen der untersuchten Bestände im Jahresverlauf.

Die Trockenmasse (TM) der Erlenblätter weist im Jahresverlauf relativ hohe Werte im Frühjahr auf, die sich aber schon bald um einen niedrigeren konstanten Wert einpendeln, aber im August nochmal einen kleinen Anstieg verzeichnen.

Die größten Unterschiede in der Trockenmasse haben die Blätter des Erlenbruches. Die Kronenblätter besitzen im August eine durchschnittliche Trockenmasse von 78 g TM/m², die Blätter des Mantels nur ein Gewicht von 48 g TM/m².

Nicht so stark ausgeprägt sind die Unterschiede im Erlenknick. Die Kronenblätter erreichen hier im August ein Gewicht von 72 g TM/m², die Mantelblätter von 64 g TM/m². In der Erlenreihe kommen sowohl Krone als auch Mantel auf gleiche Werte von 67 g TM/m².

Anhand der Trockengewichtsangaben für Sonnen- und Schattenblätter (WEISHEIT 1990) lassen sich die Kronenblätter des Erlenbruches gut dem Sonnenblatt-Typ zuordnen, die Mantelblätter entsprechen dem Schattenblatt-Typ. Die Blätter der anderen Bestände nehmen eine intermediäre Position ein.

4.2 Ergebnisse der Faunenanalyse

Von den an Erlen vorkommenden phytophagen Arthropoda wurden die folgenden vier ökologischen Gruppen untersucht:

1. Pflanzensaftsauger: Zikaden (Auchenorrhyncha) und Blattflöhe (Psyllidae)
2. Blattverzehrende Phytophage: Rüsselkäfer (Apionidae, Attelabidae, Curculionidae, Rhynchitidae), Blattkäfer (Chrysomelidae), Echte Blattwespen (Tenthredinidae), Larven verschiedener Gruppen der Schmetterlinge (Lepidoptera) und Laubheuschrecken (Ensifera).
3. Minierer: Durch die spezielle endophytische Lebensweise klar abgegrenzte Larven verschiedener Arten der Lepidoptera, der Symphyta, der Diptera und der Coleoptera.
4. Gallbildner: Von den Gallbildnern wurde die Gallmilbe (*Eriophyes laevis laevis*) als die bei weitem häufigste Art dieser Gruppe untersucht.

4.2.1 Pflanzensaftsauger (Homoptera)

Besiedlungsdichte

Eine vergleichende Übersicht über die Verteilung der sich stechend-saugend ernährenden Phytophagen, die 27 % der erfaßten Arten stellen, gibt Tab. 2. Die geringsten Artenzahlen von Pflanzensaftsaugern liegen im Bereich des Erlenbruches mit neun im Mantelbereich und zwölf im Kronenraum. Der Erlenknick und die Erlenreihe weisen mit je 15 Arten im Kronenbereich und 16 bzw. 15 Arten im Mantelbereich die höchsten Artenzahlen auf.

Alle Arten des Erlenbruches sind auch in zumindest einem der beiden anderen Bestände anzutreffen. Es wurden keine in ihrer Verbreitung nur auf diesen Bestand beschränkten Arten unter den Pflanzensaftsaugern nachgewiesen.

Lediglich zwei der insgesamt 20 Arten wurden nur im Kronenraum gefunden. Es handelt sich dabei um *Alebra albstriella* und *Eurhadina pulchella*. Drei Arten waren nur im Bereich des Mantels zu finden (*Aphrophora alni*, *Ribautiana tenerrima* und *Typhlocyba quercus*).

Tab. 2: Durchschnittliche Besiedlungsdichte/m² Bodenoberfläche der Pflanzensaftsauger (X = unter 0.1 Ind/m²).

	Erlenbruch		Erlenreihe		Erlenknick	
	Mantel	Krone	Mantel	Krone	Mantel	Krone
<i>Aphrophora alni</i>	-	-	0.2	-	-	-
<i>Philaenus spumarius</i>	-	0	X	0.1	0.1	-
<i>Oncopsis alni</i>	2.6	3.6	4.2	3.9	6.8	2.6
<i>Alebra albostriella</i>	-	0.1	-	-	-	0.2
<i>Alebra wahlbergi</i>	0.1	0.1	0.2	0.2	0.5	X
<i>Alnetoidia alneti</i>	24.9	2.4	60.7	25.9	156.0	21.0
<i>Edwardsiana geometrica</i>	-	X	-	0.1	0.4	0.1
<i>Edwardsiana hippocastani</i>	4.9	3.7	2.3	4.8	6.7	2.0
<i>Empoasca apicalis</i>	0.1	-	1.0	1.5	1.1	0.4
<i>Empoasca smaragdula</i>	0.8	0.5	2.8	8.0	6.5	7.4
<i>Eupterycyba jucunda</i>	-	0.5	0.3	0.3	0.4	0.2
<i>Eurhadina pulchella</i>	-	-	-	0.2	-	X
<i>Eurhadina ribauti</i>	-	X	X	0.1	-	-
<i>Fagocyba douglasi</i>	-	X	0.5	0.9	1.5	0.8
<i>Linnavuoriana sexmaculata</i>	-	-	X	X	-	-
<i>Ribautiana tenerima</i>	-	-	-	-	0.8	-
<i>Typhlocyba quercus</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Zygina tiliae</i>	0.3	X	0.1	-	0.4	0.1
<i>Cixius nervosus</i>	-	-	X	-	2.4	0.5
<i>Psylla alni</i>	7.1	14.5	14.4	16.1	1.8	3.5

Tab. 3: Durchschnittliche Besiedlungsdichte/m² Bodenoberfläche der Zikaden und Blattflöhe in den verschiedenen Bereichen der untersuchten Bestände im der Zeit vom 23.04.90-12.10.90.

	Erlenbruch		Erlenreihe		Erlenknick	
	Mantel	Krone	Mantel	Krone	Mantel	Krone
Gesamtzahl	40,7	25,4	86,7	45,9	185,5	38,9
<i>Auchenorrhyncha</i>	33,7	10,9	72,3	29,8	183,8	35,4
<i>Psyllina</i>	7,0	14,5	14,4	16,1	1,7	3,5

Die durchschnittlichen Besiedlungsdichten (Tab. 3) lassen große Unterschiede innerhalb der Mantel- und Kronenbereiche sowie auch zwischen den Beständen erkennen. So liegen die mittleren Wert für die Kronenräume von Erlenbruch und Erlenreihe um etwa 40 % unter dem Wert des korrespondierenden Mantelbereiches. Im Erlenknick sind es sogar mehr als 75 %. Die Kronenräume besitzen also eine deutlich geringere Besiedlungsdichte als die Mantelbereiche.

Im Vergleich der Bestände untereinander zeigt sich zudem, daß der Mantelbereich des Erlenbruchs nur etwa 50 % der Besiedlungsdichte des Mantelbereiches der Erlenreihe aufweist. Der Mantelbereich der Erlenreihe erreicht wiederum nicht einmal die Hälfte des Wertes vom Mantelbereich des Erlenknicks.

Biologie und Ökologie ausgewählter Arten

Aus der Familie der Psyllidae konnte nur eine Art, der Erlenblattfloh (*Psylla alni*), nachgewiesen werden, der in ganz Europa verbreitet ist und sich ausschließlich an Erlen entwickelt. Schon früh im Jahr, mit Beginn des Blattaustriebs, sind in den Blattachseln der Erle die dorso-ventral abgeplatteten Larven von *Psylla alni* zu finden. Hier können sie von der guten Nährstoffversorgung der Pflanze zum Zeitpunkt der Blattentfaltung profitieren (FROMM & ESCHRICH 1986, MC NEILL & SOUTHWOOD 1978).

In der Erlenreihe und im Erlenknick waren die Larven von *Psylla alni* schon am 23.04.1990 vertreten. Eine geringere Besiedlungsdichte herrscht zu diesem Zeitpunkt im Erlenbruch, was auf einen späteren Entwicklungsbeginn der überwinterten Eier hindeutet. Möglicherweise wird diese verzögerte Entwicklung der Eier durch das kühlere Öklima in diesem geschlossenen Bestand verursacht. Die adulten Psyllidae sind im Erlenbruch und in der Erlenreihe in Krone und Mantel bis zum Juni hin anzutreffen.

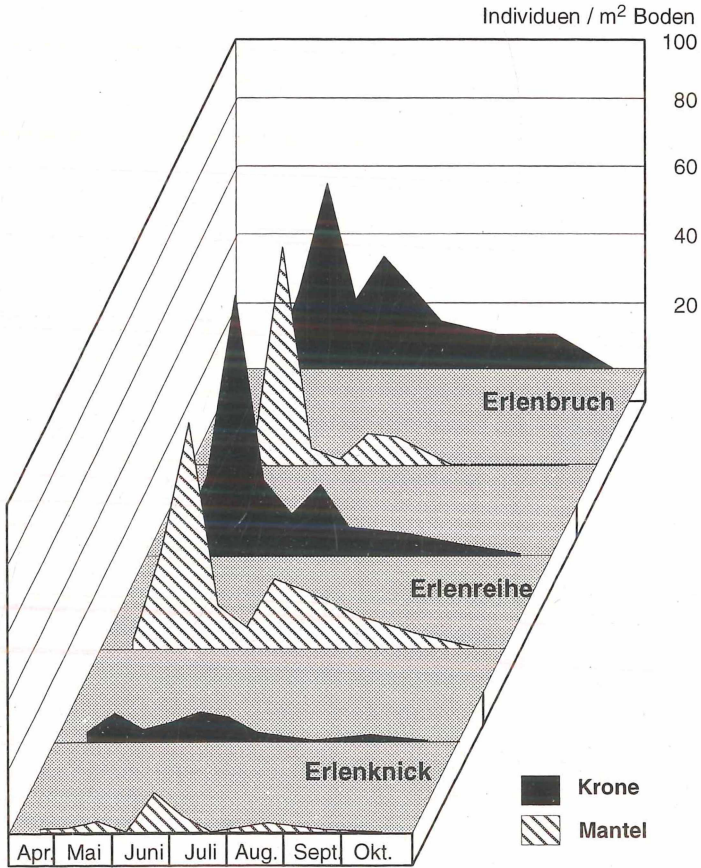


Abb. 3: Phänologie von *Psylla alni* in den drei Beständen getrennt nach Kronenraum und Mantelbereich.

Die Besiedlungsdichte im Erlenknick ist im ganzen Jahr deutlich geringer als in den anderen beiden Beständen, doch auch in diesem Bestand läßt sich eine Bevorzugung des Kronenraumes erkennen. Die insgesamt sehr geringe Besiedlungsdichte im Erlenknick legt nahe, daß die Gewässer- oder Grundwassernähe des Bestandes ein wesentlicher Faktor für die Besiedlung der Erlen durch *Psylla alni* ist. MÜLLER (1972) betont, daß die Psyllidae gegen Hitze und Kälte recht unempfindlich sind, jedoch ein ausgesprochenes Bedürfnis nach hoher Luftfeuchtigkeit haben und windgeschützte, schattige Lagen bevorzugen.

Die beiden Arten der Cercopidae, die Erlenschaumzikade (*Aphrophora alni*) und die Wiesenschaumzikade (*Philaenus spumarius*) entwickeln sich als Larven vor allem in der Krautschicht und gehen erst als adulte Tiere auf Gehölze über, wo sie sich als Xylemsauger vorwiegend in Bodennähe aufhalten und ernähren (MÜLLER 1972). Beide Arten konnten im Erlenbruch mit seiner gering ausgeprägten Krautschicht nicht gefunden werden. *Aphrophora alni* ließ sich nur im Mantelbereich der Erlenreihe nachweisen.

Die Cixiidae *Cixius nervosus* ist eine polyphage Art, deren Larve sich endogäisch an Wurzeln ernährt. Die Imagines sind dann ab Juni auf verschiedenen Gehölzen zu finden. Sie ernähren sich als Xylemsauger (OSSIANNILSSON 1983). Im Untersuchungsgebiet konnte diese Art ebenfalls nur im Bereich der Erlenreihe und besonders des Erlenknicks, jedoch nicht im Erlenbruch, nachgewiesen werden.

Oncopsis alni, die einzige gefundene Art aus der Unterfamilie der Macropsinae, verbringt ihren gesamten Lebenszyklus an der Wirtspflanze. Die Eier werden vom Weibchen in das Gewebe der jungen Triebe hineingelegt. Sowohl Larven als auch Imagines leben auf *Alnus*-Arten und ernähren sich als Xylemsauger. Die Art trat in allen Beständen und allen Straten mit großer Stetigkeit auf.

Aus der Unterfamilie der Typhlocybinæ wurden in dieser Untersuchung 15 Arten nachgewiesen. Lediglich 7.287 der 17.883 erfaßten Individuen konnten bis zur Art determiniert werden, da sich besonders die jüngeren Larvenstadien jeder Artzuordnung entziehen.

Die Arten dieser Unterfamilie zeichnen sich dadurch aus, daß sie sich als Zellsaftsauger von den Mesophyllzellen der Blätter ihrer Wirtspflanze ernähren (OSSIANNILSSON 1983). Da sich die entleerten Zellen mit Luft füllen, sind diese Verzehrspuren als weiße Flecken oder, bei sehr starkem Besatz, als Vergilben der Blätter leicht zu erkennen. Sie ähneln sehr stark den von *Psylla alni* verursachten Verzehrspuren (MÜLLER 1972).

Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, daß sich zumindest einige größere Arten dieser Unterfamilie wie *Empoasca smaragdula* als Xylemsauger ernähren (CLARIDGE & WILSON 1981). Wie der Erlenblattfloh (*Psylla alni*) verbringen auch die meisten Typhlocybinæ ihren gesamten Lebenszyklus auf der Wirtspflanze. Die Überwinterung erfolgt durchweg im Eistadium. Eine Anzahl von Arten überwintert jedoch auch als Imago an Baumstämmen. Die Larven sind ab dem Monat Mai vorwiegend auf der Unterseite der Blätter zu finden.

Auffällig ist der außerordentlich große Individuenanteil der Art *Alnetoidia alneti*. CLARIDGE & WILSON (1981) fanden für verschiedene Gehölzbestände in Großbritannien für *Alnetoidia alneti* einen Individuenanteil zwischen 35 % und 95 % der dort erfaßten Typhlocybinæ. Während die maximale Individuendichte bei anderen Typhlocybinæ meist nicht einmal 10 Ind./m² erreicht, liegt das Maximum bei *Alnetoidia alneti* bei über 1400 Ind./m² mit einer klaren Bevorzugung der Mantelbereiche.

Schon die Artenzahlen in Mantel und Krone und auch die durchschnittliche Besiedlungsdichte während des Untersuchungszeitraumes lassen erkennen, daß die Blätter des Mantelbereichs eine wichtigere Nahrungsquelle für die Arten der Typhlocybinæ darstellen als die Blätter des Kronenraumes. Dies zeigen auch die Phänologien und Besiedlungsdichten der einzelnen Arten.

Jahreszeitliche Verteilung der Arten der Typhlocybinae in Kronen- und Mantelbereich des Erlenknicks

Da der Erlenknick die höchsten Arten- und Individuenzahlen aller Bestände aufweist, sollen von ihm exemplarisch die Phänologie und Verteilung der Arten in Kronenraum und Mantelbereich dargestellt werden. Sie unterscheiden sich in den anderen beiden Beständen nicht wesentlich von der für den Erlenknick dargestellten Situation.

Der Schwerpunkt der Blattbesiedlung ist im Frühsommer und Sommer zu erkennen. Eine zeitliche Staffelung in der Phänologie dreier Arten der Gattung *Eupteryx* zeigt auch LE QUESNE (1972). Seine Untersuchungen belegen, daß eine zeitliche Einnischung nahe verwandter Arten nicht die vollständige Trennung der Phänologien bedeuten muß. Wesentlich ist die zeitliche Staffelung der Dichten, wobei die Trennung in verschiedenen Jahren unterschiedlich stark sein kann. Lediglich *Fagocyba douglasi* und *Ribautiana tenerrima* verzeichnen wie *Alnetoidia alneti* ein Maximum der Besiedlungsdichte am 18. Juni. Dabei ist zu bemerken, daß *Ribautiana tenerrima* auch *Rubus ideus* als Wirtspflanze nutzt und *Fagocyba douglasi* eine polyphage Art ist, die ebenfalls andere Gehölze wie zum Beispiel Buchen besiedeln kann (OSSIANNILSSON 1983).

Die beiden Arten *Alebra wahlbergi* und *Alebra albostriella* besitzen nicht nur eine klare jahreszeitliche Vikarianz, sondern auch eine räumliche Trennung mit *Alebra albostriella* im Kronenbereich und *Alebra wahlbergi* im Mantelbereich.

Empoasca smaragdula ist eine univoltine Art. Sie lebt monophag an Erlen (CLARIDGE & WILSON 1976) und zeigt einen Verteilungsschwerpunkt im Kronenraum. Praktisch über den gesamten Vorkommenszeitraum, von Juni bis Oktober, ist sie hier in größeren Abundanzen festzustellen als im Mantelbereich.

Empoasca apicalis, ebenfalls eine univoltine Art, ist oligophag. Zu ihrem Wirtspflanzenpektrum gehören auch Pflanzen der Gattung *Lonicera* (OSSIANNILSSON 1983). *Empoasca apicalis* überwintert als Imago und ist daher bereits im Mai vor den anderen Typhlocybinae-Arten im Mantelbereich der Erlen zu finden. Mitte Juni bietet sich ein anderes Bild: Im Mantelbereich sind keine Tiere mehr nachzuweisen, die gesamte Population hält sich im Kronenraum auf. Möglich ist, daß darin eine Konkurrenzvermeidungsstrategie gegenüber *Alnetoidia alneti* sichtbar wird, die zu diesem Zeitpunkt im Mantelbereich in Massen vorkommt. So leben im Kronenraum im Juni Imagines von *Empoasca smaragdula* und *Empoasca apicalis* nebeneinander, wobei es sich bei *Empoasca smaragdula* bereits um die Imagines der Generation des Jahres 1990 handelt, während die Imagines von *Empoasca apicalis* noch der Generation des Jahres 1989 angehören. Für *Empoasca apicalis* erreichen die Imagines der Generation des Jahres 1990 das Maximum ihres Vorkommens erst im September mit einem Schwerpunkt im Bereich des Mantels, der zu diesem Zeitpunkt eine bedeutend geringere Besiedlungsdichte durch andere Typhlocybinae-Arten aufweist als im Sommer.

Während *Empoasca smaragdula* also einen Verteilungsschwerpunkt im Kronenraum besitzt, scheint *Empoasca apicalis* eine größere Affinität zum Mantelbereich zu haben. Der Kronenraum dient ihr vielmehr als „Ausweichquartier“ bei hohem Konkurrenzdruck im Knickmantel.

Nur sehr wenige Arten haben sich darauf spezialisiert, das gute Nährstoffangebot der Pflanze im Herbst auszunutzen. Dazu zählen neben *Empoasca apicalis* *Zygina tiliae* und *Edwardsiana hippocastani*. Bei diesen Arten scheint eine Überwinterung als Imago zumindest möglich (CLARIDGE & WILSON 1976). *Edwardsiana hippocastani* ist bivoltin und überwintert als Imago. Die Imagines der Vorjahresgeneration erscheinen noch vor den meisten anderen Arten und sind Anfang Juni in Mantel und Krone des Erlenknicks nachzuweisen. Die Imagines der ersten Generation des Jahres 1990 erscheinen bereits außerhalb der maximalen Besiedlungsdichte von *Alnetoidia alneti* im Juli. Die zweite Generation trat im September und im Oktober vor allem im Kronenraum auf.

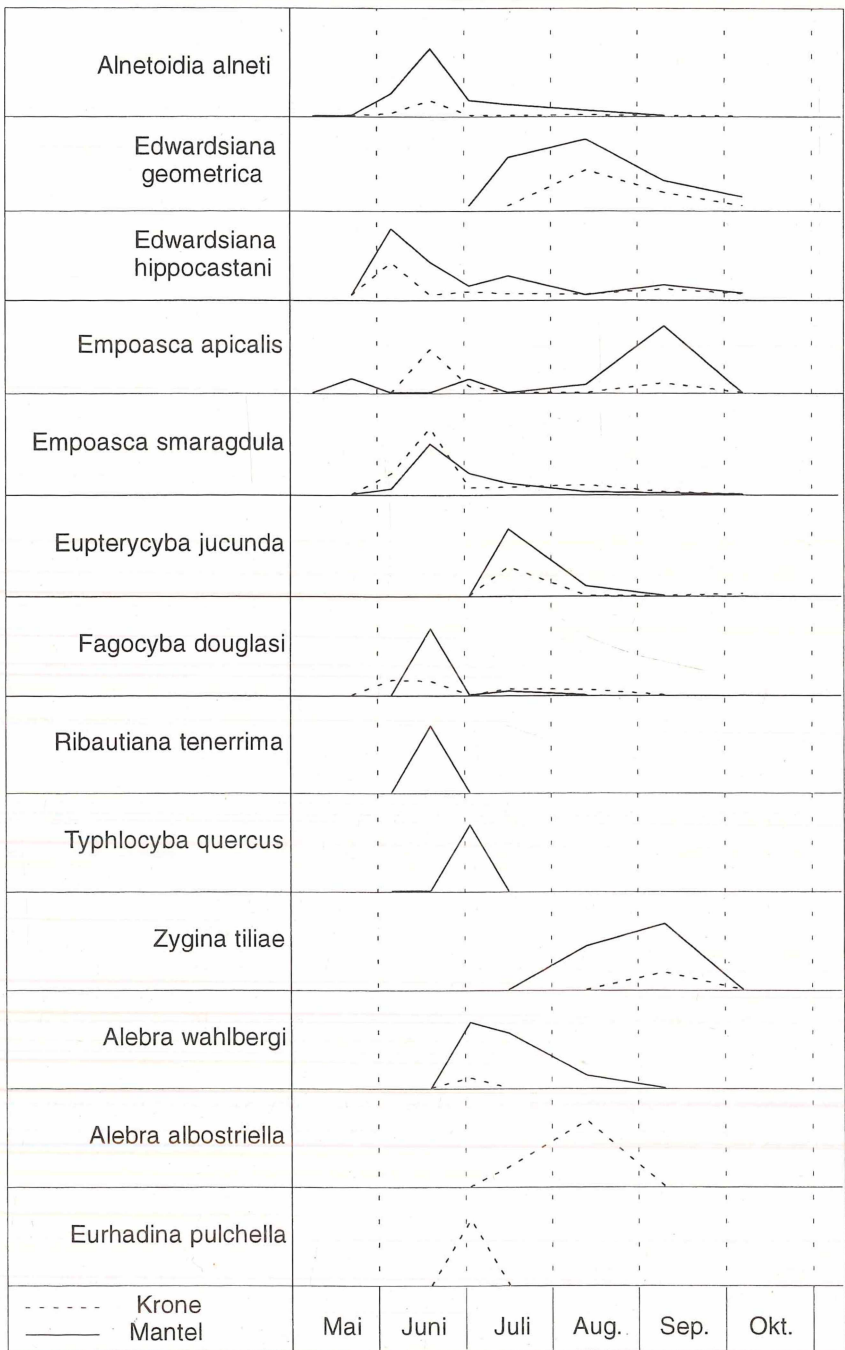


Abb. 4: Jahreszeitliche Verteilung der Arten der Typhlocybiinae in Kronen- und Mantelbereich des Erlenknicks

Vertikale Verteilung der Pflanzensaftsauger auf Krone und Mantel

Tab. 4: Höhenpräferenz der Pflanzensaftsauger bezogen auf alle Bestände

	Mantel	Krone
<i>Aphrophora alni</i>	XXX	
<i>Ribautiana tenerima</i>	XXX	
<i>Typhlocyba quercus</i>	XXX	
<i>Alnetoidia alneti</i>	XX	
<i>Philaenus spumarius</i>	XX	
<i>Zygina tiliae</i>	XX	
<i>Cixius nervosus</i>	XX	
<i>Alebra wahlbergi</i>	XX	
<i>Oncopsis alni</i>	X	X
<i>Edwardsiana geometrica</i>	X	X
<i>Edwardsiana hippocastani</i>	X	X
<i>Empoasca apicalis</i>	X	X
<i>Fagocyba douglasi</i>	X	X
<i>Linnavuoriana sexmaculat</i>	X	X
<i>Empoasca smaragdula</i>		XX
<i>Eupterycyba jucunda</i>		XX
<i>Eurhadina ribauti</i>		XX
<i>Psylla alni</i>		XX
<i>Alebra albostriella</i>		XXX
<i>Eurhadina pulchella</i>		XXX

XXX = Die Art wurde nur in diesem Stratum nachgewiesen

XX = Die Art ist in diesem Stratum mit mindestens 75 % vertreten

X = Die Art ist in beiden Straten vertreten

Wie schon die Besiedlungsdichten zeigen, läßt sich auch eine vertikale Zonierung der Pflanzensaftsauger-Synusien erkennen; es konnten 14 Arten im Mantelbereich nachgewiesen werden, von denen acht Arten dort ihren Verteilungsschwerpunkt besitzen (Tab. 4). Zwölf Arten besiedeln den Kronenraum; von ihnen besitzen sechs dort ihren Verteilungsschwerpunkt.

Dominanzstruktur

In den meisten Beständen ist *Alnetoidia alneti* eudominant (Abb. 5). Besonders ist dies in allen Mantelbereichen ausgeprägt. Dagegen haben die Arten *Psylla alni* und *Oncopsis alni* in allen Kronenräumen einen höheren Dominanzanteil als in den entsprechenden Mantelbereichen. *Empoasca smaragdula* und *Empoasca apicalis* erreichen ebenfalls in den Kronenbereichen hohe Dominanzen.

Die Dominanzstruktur der Kronenräume ist insgesamt von weniger stark ausgeprägten Extremen gekennzeichnet. So geht in der Erlenreihe und dem Erlenknick der Dominanz-

anteil von *Alnetoidia alneti* im Kronenraum um etwa 30 % zurück, dennoch bleibt sie die eu-
 dominante Art.

Deutlich verschieden von allen anderen Bereichen ist die Dominanzstruktur im Erlbruch-
 Kronenraum. *Psylla alni* erreicht hier eine Dominanz von 56,9 % und ist damit die eu-
 dominante Art.

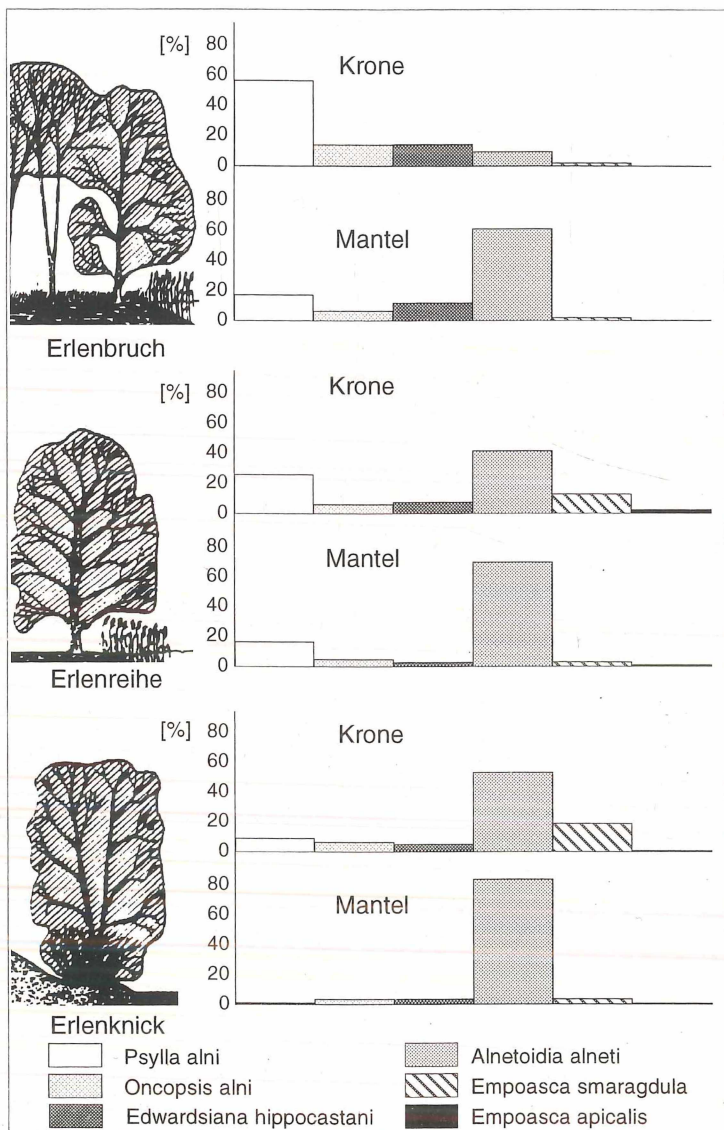


Abb. 5: Die dominanten Pflanzensaftsauger in Kronenraum und Mantelbereich der untersuchten Bestände.

4.2.2 Blattverzehrende Phytophage

Tab. 5: Durchschnittliche Besiedlungsdichte/m² Boden der Phytophagen (X = unter 0,1 Ind./m²).

	Erlenbruch		Erlenreihe		Erlenknick	
	Mantel	Krone	Mantel	Krone	Mantel	Krone
<i>Gastrophysa viridula</i>	-	-	0.1	-	-	-
<i>Linnaeidea aenea</i>	0.4	0.1	0.1	2.0	0.8	0.6
<i>Agelastica alni</i>	0.1	-	-	X	0.1	-
<i>Galerucella lineola</i>	0.5	0.1	0.7	0.7	0.1	-
<i>Luperus flavipes</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Crepidodera aurata</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Acanephodus onopordi</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Apoderus coryli</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Phyllobius argentatus</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Phyllobius calcaratus</i>	-	-	0.3	0.1	0.9	X
<i>Phyllobius maculicornis</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Phyllobius urticae</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Acalyptus carpini</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Curculio crux</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Curculio nucum</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Curculio salicivorus</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Rhynchaenus fagi</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Rhynchaenus testaceus</i>	-	-	-	-	0.1	X
<i>Deporaus betulae</i>	-	0.1	0.2	X	0.7	0.2
<i>Anomala dubia</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Drepana falcataria</i>	-	-	0.1	X	0.1	-
<i>Biston betularia</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Deilinia pusaria</i>	0.1	0.2	-	-	0.2	0.1
<i>Ennomos autumnaria</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Dasychira pudibunda</i>	-	0.1	X	0.3	-	-
<i>Porthesia similis</i>	-	-	0.1	-	-	-
<i>Acronicta leporina</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Apatele megacephala</i>	-	0.1	-	-	-	-
<i>Notodonta dromedarius</i>	-	-	0.1	X	-	X
<i>Phalera bucephala</i>	0.1	0.1	-	X	-	-
<i>Ptilodon capucina</i>	-	-	X	X	-	X
<i>Mimas tiliae</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Meconema thalassinum</i>	-	-	0.1	-	0.1	0.1
<i>Leptophyes punctatissima</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Eriocampa ovata</i>	-	-	-	-	0.1	-
<i>Monosoma pulverata</i>	0.1	0.3	0.3	0.4	0.8	0.2
<i>Croesus varus</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Hemichroa australis</i>	0.1	X	0.3	0.1	0.2	0.1
<i>Hemichroa crocea</i>	-	-	0.5	-	0.1	-
<i>Nematinus fuscipennis</i>	-	-	0.1	-	0.1	-
<i>Nematinus luteus</i>	0.2	0.2	0.1	0.5	0.3	0.2
<i>Nematinus willigkiae</i>	-	0.1	0.2	0.2	0.7	0.2
<i>Nematus prasinus</i>	0.1	0.1	0.1	-	0.4	0.1
<i>Platycampus luridiventris</i>	0.5	0.4	0.6	0.4	5.2	2.2

Eine Übersicht über die Besiedlungsdichte der blattverzehrenden Phytophagen gibt Tab. 5. Die Artenzahlen nehmen im Kronenraum von 18 Arten im Erlenbruch über 15 Arten in der Erlenreihe auf 14 Arten im Erlenknick ab. Gleichzeitig steigt die Artenzahl von 23 Arten im Mantelbereich der Erlenreihe auf 28 Arten im Mantelbereich des Erlenknicks an. Dies deutet auf eine abnehmende Bedeutung der Kronenbereiche für die blattverzehrenden Phytophagen vom Erlenbruch zum Erlenknick hin. Besonders auffällig ist die große Anzahl von zwölf Arten, die ausschließlich im Erlenknick erfaßt wurden.

Biologie und Ökologie einzelner Arten

Die Rüsselkäfer stellen in den hier untersuchten Beständen nur einen kleinen Anteil an der Fauna. Lediglich zwei der insgesamt 13 Arten erreichen innerhalb der Gruppe der blattverzehrenden Phytophagen eine dominante Stellung. Dabei handelt es sich um den Birkenblattroller (*Deporaus betulae*) und den Rüsselkäfer *Phyllobius calcaratus*.

Der Birkenblattroller ist in ganz Europa verbreitet und kommt an verschiedenen Laubgehölzen wie Birke, Hasel und Erle vor. Es wird nur eine Generation im Jahr durchlaufen. Die Weibchen fertigen aus den Blättern der Wirtspflanzen auffällige Wickel, die bis zu acht Eier enthalten. Diese Wickel können noch eine Zeit lang welk am Baum hängen, bevor sie zu Boden fallen. Die Larven ernähren sich von dem Gewebe des Wickels; die Verpuppung erfolgt im Boden, wobei sandige, trockene Böden bevorzugt werden (DAANJE 1964).

Phyllobius calcaratus ist ein Rüsselkäfer mit rhizophagem Larvalstadium (STAHL 1982). Das Larvalstadium hat bei diesen Arten eine entscheidende Bedeutung für die Entwicklung des Tieres und stellt zudem die Phase der Hauptverzehrtätigkeit dar (SCHAUERMANN 1973).

Auffällig sind die hohen Artenzahlen der erfaßten Rüsselkäfer in den Mantelbereichen von Erlenreihe und Erlenknick. Wahrscheinlich ist dies auf den von Randstrukturen bekannten „edge effect“ (ODUM 1983) zurückzuführen. Auch isolierte Gehölze können einer höheren Besiedlung durch Phytophage ausgesetzt sein als geschlossene Bestände (ZWÖLFER et al. 1984). Dies deckt sich mit den Ergebnissen für die Arten- und Individuenzahlen von Erlenknick und Erlenreihe. Im Erlenknick konnten darüberhinaus sechs Arten erfaßt werden, die in den anderen Beständen nicht nachgewiesen werden konnten.

Aus der Familie der Blattkäfer wurden nur zwei Arten in größerer Anzahl erfaßt, der Erzfärbene Erlenblattkäfer (*Linaeidea aenea*) und der Behaarte Weidenblattkäfer (*Galerucella lineola*).

Linaeidea aenea ist ein Imaginalüberwinterer und legt beim Aufsuchen der Winterquartiere und der Wirtspflanzen oft große Strecken zurück. Er ist infolgedessen nicht so sehr auf geeignete Überwinterungsquartiere im Bestand der Wirtspflanze angewiesen.

Im Untersuchungsgebiet fanden sich die höchsten Abundanzen von *Linaeidea aenea* im Bereich der Erlenreihe (Abb. 6). Ab Mai waren die adulten Käfer auf den Erlen zu finden, im Juni und Juli dann auch zahlreiche Larven. Im August zeigten sich die Jungkäfer, die schon weit vor dem starken Einsetzen des Blattabfalls das Winterlager aufsuchen.

Im Unterschied zum Blauen Erlenblattkäfer (*Agelastica alni*), dessen Hauptvorkommen sich auf trockene Erlenbestände konzentriert (TISCHLER, 1977) und der im Untersuchungsgebiet nur in wenigen Exemplaren gefunden wurde, sind die Arten der Gattung *Galerucella* durch einen Verbreitungsschwerpunkt in Gewässernähe gekennzeichnet (HIPPA & KOPONEN 1986). Dies zeigen auch die hier vorliegenden Ergebnisse, die eine deutliche Präferenz von *Galerucella lineola* für den Erlenbruch und die Erlenreihe erkennen lassen.

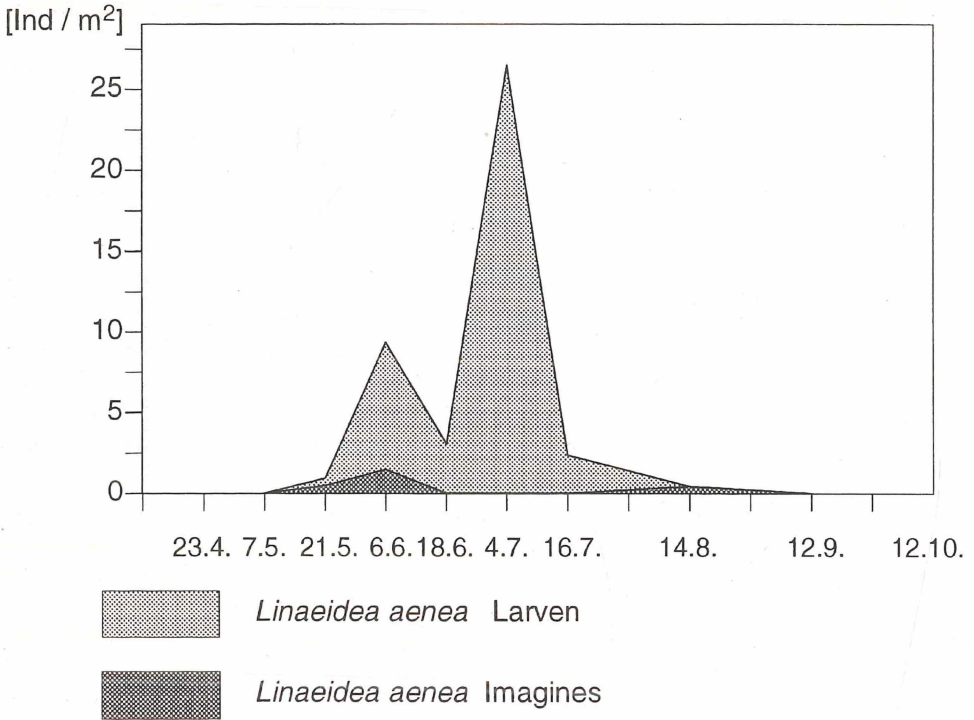


Abb. 6 Phänologie von *Linaeidea aenea* im Kronenraum der Erlenreihe.

Die Larven der Blattwespen machen einen wesentlichen Bestandteil der Synusie der blattverzehrenden Phytophagen der Erle aus. Auffällig sind die höheren Artenzahlen im Mantelbereich von Erlenreihe und Erlenknick als im Kronenbereich. Der hohe Dominanzanteil der Tenthredinidae im Erlenknick wird vor allem durch das starke Vorkommen von *Platycampus luridiventris* bedingt. Die Besiedlungsdichten sind im Erlenbruch auffällig geringer als im Erlenknick, während sie in der Erlenreihe dazwischen liegen.

Aus der Verteilung der Blattwespen im Jahresverlauf und innerhalb des Bestandes lassen sich aufschlußreiche Beobachtungen zur zeitlichen und räumlichen Einnischung der Arten ableiten (Abb. 7). Es fällt auf, daß die Larven von *Nematinus willigkiae*, *Nematinus luteus* und *Hemichroa australis* ihre maximale Individuendichte im Mantelbereich der Erlenreihe früher erreichen als im Kronenraum.

Platycampus luridiventris zeigt im Mantelbereich der Erlenreihe eine deutlich bimodale Verteilung. Nach HOGRÄFE (1984) und LORENZ & KRAUS (1957) handelt es sich jedoch um eine univoltine Art. PSCHORN-WALCHER (1982) weist darauf hin, daß noch nicht geklärt ist, wieviele Generationen im Jahr von dieser Art durchlaufen werden. Für das Auftreten von zwei Generationen spricht, daß an zwei, einander folgenden Probenahmeterminen kein Individuum dieser nicht sehr mobilen Art nachgewiesen werden konnte. Die bimodale Verteilung der Art wurde in keinem anderen Bestand gefunden.

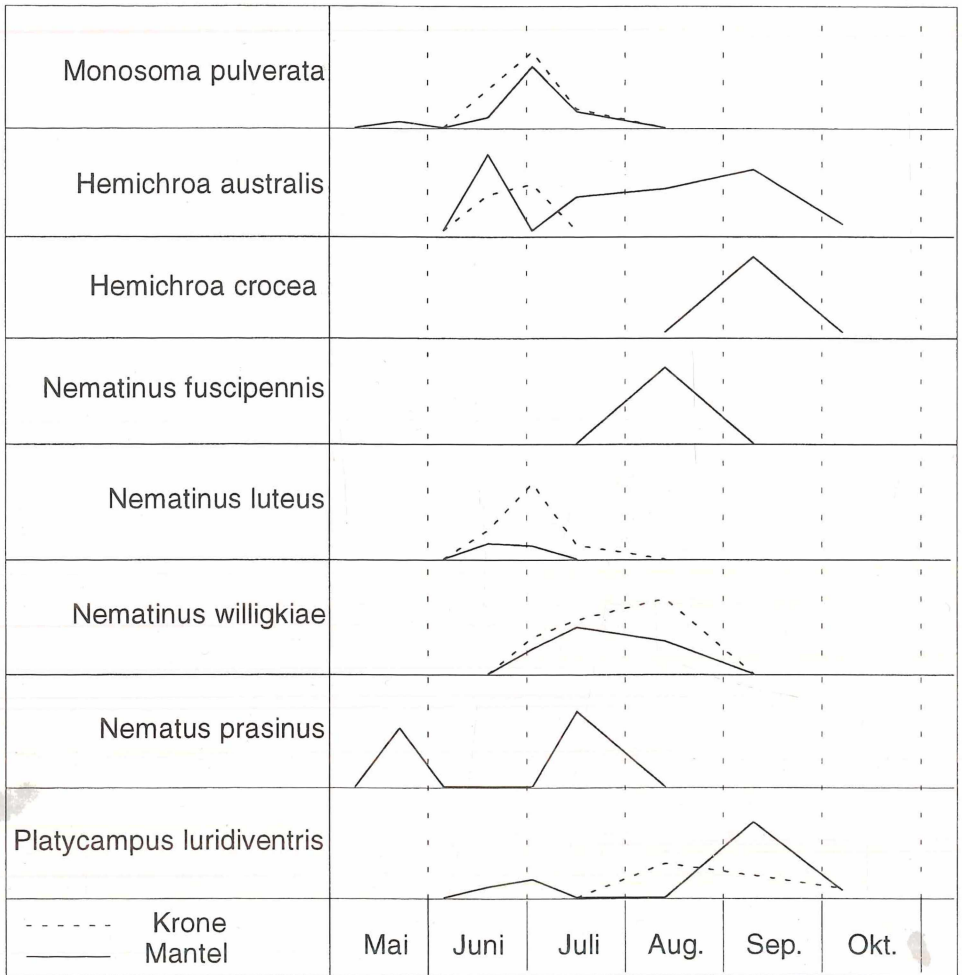


Abb. 7: Jahreszeitliche Verteilung der Larven der Tenthredinidae in Kronen- und Mantelbereich der Erlenreihe.

Interessant ist die Phänologie der drei Arten der Gattung *Nematinus*, die im Bereich des Mantels zeitlich gestaffelt auftreten. Zusätzlich läßt sich eine unterschiedliche Verteilung in den Straten feststellen. *Nematinus fuscipennis* ist im Vorkommen nur auf den Mantelbereich beschränkt. *Nematinus luteus* und *Nematinus willigkiae* erreichen im Kronenraum höhere Besiedlungsdichten als im Mantelbereich, treten aber einen Monat später auf.

Auch die beiden im Juni häufigsten Arten *Monosoma pulverata* und *Nematinus luteus* weisen deutliche Unterschiede in der Lebensweise auf (LORENZ & KRAUS 1957, HOGGRÄFE 1984). Die Larven von *Nematinus luteus* besiedeln die Blattunterseite und verursachen nur Lochverzehr. Die Larven von *Monosoma pulverata* besiedeln die Blattoberseite und gehen nach anfänglichem Lochverzehr zu Randverzehr über. Die Larven dieser sich parthenogenetisch

fortpflanzenden Art sind schon im Mai, vor den anderen Blattwespenarten, im Mantelbereich der Erlen zu finden.

Im Herbst dominieren die Larven von *Platycampus luridiventris*, *Hemichroa crocea* und *Hemichroa australis*. Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Lebensweise (LORENZ & KRAUS 1957, HOGGRÄFE 1984). Die Larven von *Platycampus luridiventris* leben solitär, dispers verteilt und weisen eine extrem lange Larvalzeit von etwa 108 Tagen auf. Die Larven von *Hemichroa crocea* leben gregär in Kolonien zusammen. HOGGRÄFE (1984) wies für diese Art sogar eine Art der akustischen Kommunikation nach. *Hemichroa australis* ist eine bivoltine Art, deren Larven sich bevorzugt einzeln am Blattrand aufhalten und dort ernähren.

Die Lepidoptera-Larven verteilen sich bevorzugt auf die ufernahen Bereiche, insbesondere den Kronenbereich des Erlenbruches und den Mantelbereich der Erlenreihe. Die beiden häufigsten Arten sind dabei der Erlensichler (*Drepana curvatula*) und der Weißspanner (*Deilinia pusaria*). *Drepana curvatula* ist eine typische Art der Erlenbrüche und Auenwälder, die sich oligophag von Erlen und Birken ernährt (KOCH 1984). *Drepana curvatula* wurde nur in der Erlenreihe und dem Erlenknick nachgewiesen. *Deilinia pusaria* ist eine häufige Art der Wälder und Wiesen, deren Larven sich von den Blättern verschiedener Laubbäume ernähren (KOCH 1984).

Die beiden Heuschreckenarten *Meconema thalassinum* und *Leptophyes punctatissima* nehmen in Bezug auf die Anzahl der gefundenen Individuen nur einen geringen Anteil der Phytophagen ein.

Die nachtaktive Eichenschrecke (*Meconema thalassinum*) ist in den Mantelbereichen von Erlenreihe und Erlenknick rezedent. Es ist bekannt, daß diese Art gerade in den Kronen vieler Bäume verbreitet ist (TAUSCHER 1986). Beide Arten meiden aber anscheinend sehr trockene Bedingungen (INGRISCH 1978).

Vertikale Verteilung und Dominanz der Phytophagen auf Krone und Mantel

Die weitaus meisten Arten und taxonomischen Gruppen der Phytophagen kommen schwerpunktmäßig im Mantelbereich vor (Tab. 6). Lediglich unter den Lepidoptera sind acht von zwölf Arten im Kronenraum verbreitet, sieben besitzen hier einen Verteilungsschwerpunkt, und drei konnten nur hier nachgewiesen werden. Sechs der zehn Blattwespenarten leben hauptsächlich im Mantelbereich, drei wurden nur hier erfaßt.

Besonders offensichtlich wird der Verteilungsschwerpunkt im Mantelbereich bei den Rüsselkäfern. Von den 14 erfaßten Arten konnten nur drei im Kronenraum nachgewiesen werden. Selbst wenn man berücksichtigt, daß viele der Rüsselkäferarten nur in geringen Anzahlen erfaßt wurden, wird die große Präferenz für den Mantelbereich deutlich. Die Rüsselkäfer, die im allgemeinen zu den bedeutenden blattverzehrenden Phytophagen zählen (FUNKE 1971, NIELSEN 1977), können nur im Mantelbereich des Erlenknicks und der Erlenreihe mit zwei Arten, *Phyllobius calcaratus* und *Deporaus betulae*, größere Dominanzanteile erreichen (Abb. 8).

Platycampus luridiventris stellt nicht nur unter den Blattwespenlarven die dominanteste Art dar, sondern kann darüberhinaus mit über 50 % Dominanzanteil im Kronenraum des Erlenknicks die insgesamt höchste Dominanz aufweisen. Lediglich in der Erlenreihe besitzen die Blattwespenlarven eine hohe Dominanz, ohne daß *Platycampus luridiventris* daran einen übermäßig hohen Anteil erreicht. (Abb. 8)

Tab. 6: Höhenpräferenz der Phytophagen

	Mantel	Krone
<i>Gastrophysa viridula</i>	XXX	
<i>Luperus flavipes</i>	XXX	
<i>Crepidodera aurata</i>	XXX	
<i>Agelastica alni</i>	XX	
<i>Galerucella lineola</i>	X	X
<i>Linnaeidea aenea</i>		XX
<i>Acanephodus onopordi</i>	XXX	
<i>Apoderus coryli</i>	XXX	
<i>Phyllobius argentatus</i>	XXX	
<i>Anomala dubia</i>	XXX	
<i>Phyllobius maculicornis</i>	XXX	
<i>Phyllobius urticae</i>	XXX	
<i>Acalyptus carpini</i>	XXX	
<i>Curculio crux</i>	XXX	
<i>Curculio salicivorus</i>	XXX	
<i>Phyllobius calcaratus</i>	XX	
<i>Deporaus betulae</i>	XX	
<i>Rhynchaenus testaceus</i>	X	X
<i>Curculio nucum</i>		XXX
<i>Rhynchaenus fagi</i>		XXX
<i>Eriocampa ovata</i>	XXX	
<i>Hemichroa croea</i>	XXX	
<i>Nematus fuscipennis</i>	XXX	
<i>Platycampus luridiventris</i>	XX	
<i>Hemichroa australis</i>	XX	
<i>Nematus prasinus</i>	XX	
<i>Nematus willigkiae</i>	X	X
<i>Monosoma pulverata</i>	X	X
<i>Nematus luteus</i>		XX
<i>Croesus varus</i>		XXX
<i>Ennomos autumnaria</i>	XXX	
<i>Biston betularia</i>	XXX	
<i>Porthesia similis</i>	XX	
<i>Drepana curvatula</i>	XX	
<i>Notodonta dromedarius</i>	X	X
<i>Ptilodon capucina</i>		XX
<i>Phalera bucephala</i>		XX
<i>Deilinia pusaria</i>		XX
<i>Dasychira pudibunda</i>		XX
<i>Apatele megacephala</i>		XXX
<i>Acronicta leporina</i>		XXX
<i>Mimas tiliae</i>		XXX
<i>Meconema thalassinum</i>	XX	
<i>Leptophyes punctatissima</i>	XXX	

XXX = Die Art wurde nur in diesem Stratum nachgewiesen

XX = Die Art ist in diesem Stratum mit mindestens 75 % vertreten

X = Die Art ist in beiden Straten vertreten

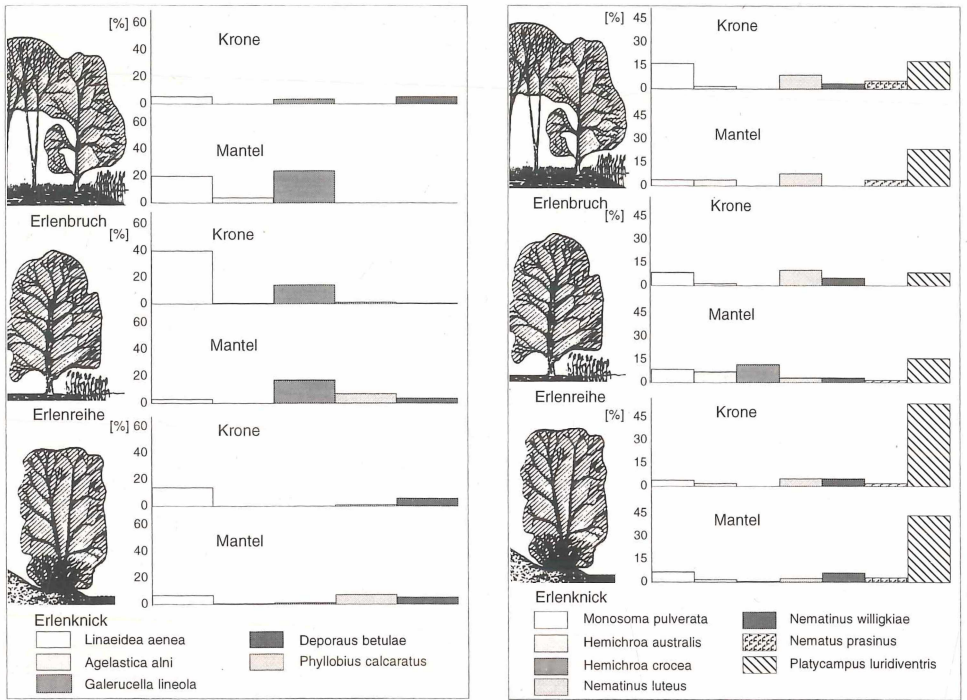


Abb. 8: Anteil der dominanten phytophagen Coleoptera (links) und Tenthredinidae (rechts) in Kronenraum und Mantelbereich der untersuchten Bestände.

4.2.3 Blattkonsum

Die blattverzehrenden Phytophagen lassen sich nach dem Schwerpunkt ihres Erscheinens im Jahresverlauf verschiedenen Gruppen zuordnen. Zu den „early season feeder“ gehören die Arten der Curculionidae (*Phyllobius calcaratus*, *Deporaus betulae*) sowie die aus dem Winterquartier einfliegenden Chrysomelidae-Imagines (*Linaeidea aenea*, *Galerucella lineola*). Die Larven und Jungkäfer der Chrysomelidae sind dann über den ganzen Sommer an den Erlen zu finden. Vom Sommer bis zum Herbst konsumieren die Larven der Blattwespen an den Erlenblättern. Die Larven der Lepidoptera kommen schwerpunktmäßig im Spätsommer und Herbst vor.

Bei der Änderung des apparenten Verzehrbesandes als Maß für die saisonale Verzehr-dynamik der Phytophagen sind folgende Zusammenhänge zu beachten:

- Eine hohe Besiedlungsdichte zu einem Zeitpunkt bedeutet nicht generell, daß zu diesem Zeitpunkt bereits ein hoher Verzehr stattgefunden hat.
- Eine starke Steigerung des Verzehranteils zwischen zwei Terminen deutet auf eine erhöhte Verzehrleistung in diesem Zeitraum hin.
- Ein Absinken des Verzehranteils deutet auf den erhöhten Verlust von Blättern mit Verzehrspuren hin.

- Bis in den Juli hinein kann ein Anstieg des Verzehranteils wenigstens zum Teil durch den Neuaustrieb von Blättern überdeckt werden.
- Ein verstärktes Abfallen von Blättern mit großen Verzehrspuren führt ebenfalls zu einer Senkung des für den Beobachter sichtbaren Verzehranteils. Konsum hat stattgefunden, ohne daß er sich im Anteil der noch am Baum befindlichen Blätter niederschlägt.
- Da nicht alle Blätter mit Verzehrspuren vorzeitig abfallen, nimmt ihr Anteil im Verlauf des Jahres zu.
- Gleiche Besiedlungsdichten durch verschiedene Arten führen zu unterschiedlich hohen Verzehranteilen. Die Nahrung wird von den Arten mit unterschiedlicher Intensität genutzt. Große Lepidopterenlarven wie die Raupe des Buchenrotschwanz (*Dasychira pudibunda*) verzehren große Mengen Blattmasse, wobei sie die Nahrung nur sehr schlecht ausnutzen.

Eine besondere Bedeutung hinsichtlich des Konsums an Blattmasse erhält der Birkenblattroller (*Deporaus betulae*) durch die Art und Weise der Brutfürsorge. Da schon bei der Eiablage den sich entwickelnden Larven ein für die gesamte Entwicklung ausreichendes Futterpaket mitgegeben wird, entspricht die in den Wickeln festgelegte Phytomasse dem Nahrungsbedarf der Larven, ohne daß die normalerweise während der Larvalzeit hohe Mortalität berücksichtigt wird.

Im Frühjahr finden sich im Mantelbereich Imagines des Blattkäfers *Galerucella lineola*, die hier ihren Reifungsfraß durchführen. Im Kronenraum ist die Besiedlungsdichte sehr viel geringer, und auch der Konsumanteil, der durch die Gruppe der „early season feeder“ verursacht wird, ist nicht so hoch wie im Mantelbereich (Abb. 9). Noch im Juni konnte im Kronenraum des Erlenbruchs der Rüsselkäfer *Deporaus betulae* nachgewiesen werden. Im Mantelbereich war diese Art nicht anzutreffen, und so findet sich ein entsprechender Anstieg des Konsumanteils auch nur im Kronenraum deutlich ausgeprägt. Der Anstieg der Besiedlungsdichte im Mantelbereich des Erlenbruchs läßt sich mit dem Auftreten der Larven der Blattkäfer *Galerucella lineola* und *Linaeidea aenea* erklären. Hierdurch kommt es zu einer erneuten Zunahme des Verzehranteils.

In der zweiten Hälfte der Vegetationsperiode findet praktisch keine Kompensation des Blattverzehr durch den Neuaustrieb von Blättern mehr statt. Der Konsumanteil kann in diesem Bereich nur noch ansteigen. Im Kronenraum des Erlenbruchs führt das verstärkte Auftreten von Lepidoptera-Larven zu einem höheren Konsumanteil als im Mantelbereich des Erlenbruches.

In der Besiedlung der Erlenreihe lassen sich im wesentlichen drei Phasen erkennen. Das Auftreten der „early season feeder“ deutet sich in der Besiedlungsdichte des Mantelbereiches und im Konsumanteilen von Mantelbereich und Kronenraum an. Das Auftreten der Larven und Jungkäfer von *Linaeidea aenea* im Juni und Juli ist mit einem Anstieg des Konsumanteils korreliert. Schwächer ausgeprägt ist dies auch in der Besiedlungsdichte und dem Konsumanteil im Mantelbereich der Erlenreihe zu beobachten.

Ein drittes Maximum der Besiedlungsdichte im September wird durch die im Mantelbereich der Erlenreihe häufigen Larven der Blattwespen verursacht, das mit einem Maximum des Konsums gekoppelt ist. Der Anstieg des Konsumanteils im Kronenraum läßt sich zum Teil durch die dort häufigen Larven des Buchenrotschwanz (*Dasychira pudibunda*) erklären.

In der Besiedlungsdichte des Mantelbereiches des Erlenknicks lassen sich wiederum drei Phasen unterscheiden, von denen besonders das Auftreten der „early season feeder“ ins Auge fällt. Der Konsum läßt zu diesem Zeitpunkt jedoch keinen besonderen Abfall erkennen. Der Verzehranteil steigt erst 14 Tage später auf ein relativ hohes Niveau von über 1%. Im Kronenraum ist diese Phase nicht vorhanden.

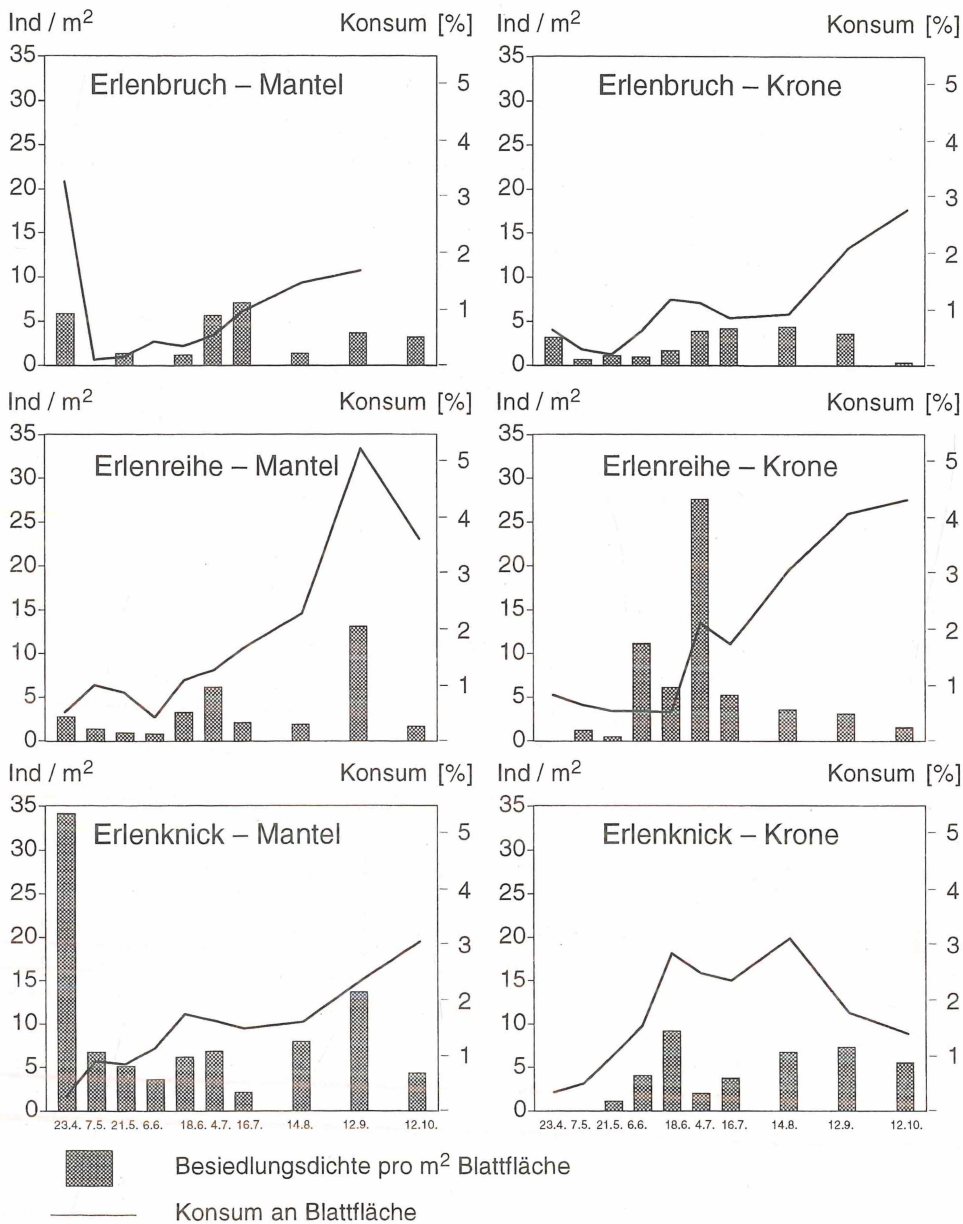


Abb. 9: Konsum von Blattfläche und Besiedlung der Blätter durch blattverzehrende Phytophage im Jahresverlauf

Im Juni und Juli kommt es im Mantelbereich und im Kronenraum zu einem zweiten Maximum der Besiedlungsdichte und des Konsums. Zurückführen läßt sich dies auf das Auftreten von *Linnaeidea aenea* und die Blattwickel des Weibchens von *Deporaus betulae*.

Im September und Oktober ist ein starker Rückgang des Konsums im Kronenraum des Erlenknicks auffällig. Möglicherweise hängt dies mit der saisonalen Entwicklung der Blattfläche zusammen, da an diesem trockeneren Standort bereits der Blattabfall eintrat.

4.2.4 Blattminierer

Eine umfassende Darstellung über die im Kieler Raum an Erlen vorkommenden Blattminierer liefert NIEHUS (1984). Von den 18 bei NIEHUS (1984) für den Raum Kiel nachgewiesenen Arten konnten in den Beständen in Bornhöved acht Arten wiedergefunden werden. Dabei handelt es sich um alle von NIEHUS häufig erfaßten Arten. In den hier untersuchten Beständen konnten diese Arten in allen Bereichen nachgewiesen werden. Unterschiede ergaben sich bei gleichem Arteninventar in der Abundanz und Dominanz der einzelnen Arten.

Tab. 7: Durchschnittliche Besiedlungsdichte/m² Bodenfläche der Blattminierer.

	Erlenbruch		Erlenreihe		Erlenknick	
	Mantel	Krone	Mantel	Krone	Mantel	Krone
<i>Agromyza alnivora</i>	0.5	0.2	1.7	0.2	2.4	2.2
<i>Heterarthrus vagans</i>	1.4	2.2	1.7	3.3	22.6	3.5
<i>Fenusa dohrnii</i>	4.1	3.0	2.1	1.0	25.7	3.1
<i>Coleophora binderella</i>	1.2	1.1	1.3	0.7	3.1	1.9
<i>Coleophora serratella</i>	0.8	1.4	2.0	1.2	4.6	1.1
<i>Phyllonorycter alnifoliella</i>	5.0	4.0	19.1	8.5	48.7	23.2
<i>Phyllonorycter klemanella</i>	1.8	6.4	5.9	6.7	45.6	9.8
<i>Phyllonorycter stettinensis</i>	1.4	0.6	34.6	2.0	15.7	5.3
Summe:	16.2	18.9	68.4	23.6	168.4	50.1

Die durchschnittliche Besiedlungsdichte (Tab. 7) zeigt besonders in der Gesamtsumme die Unterschiede in den Beständen. So ist die Besiedlungsdichte im Mantelbereich des Erlenknicks mehr als zehnmal höher als im Mantelbereich des Erlenbruchs und etwa 2,5 mal höher als im Mantelbereich der Erlenreihe. Die Besiedlungsdichten in den Mantelbereichen von Erlenreihe und Erlenknick liegen verglichen mit den entsprechenden Kronenräumen etwa dreimal höher. Nicht so stark ausgeprägt sind diese Unterschiede im Erlenbruch, in dem insgesamt die geringsten Besiedlungsdichten zu finden sind.

Wie auch die Untersuchung von NIEHUS (1984) für Erlenbestände im Raum Kiel zeigte, haben die Larven der Miniermotten der Gattung *Phyllonorycter* und die blattminierenden Pflanzenwespen *Fenusa dohrnii* und *Heterarthrus vagans* einen großen Anteil an der Besiedlung der Bestände. In den Niederlanden wurde ein verstärktes Auftreten der blattminierenden Blattwespen in Windschutzgürteln beobachtet (PSCHORN-WALCHER 1982). Auch in der vorliegenden Untersuchung ist die Besiedlungsdichte des Erlenknicks deutlich höher als die der anderen Bestände.

Minierfliegen (Agromyzidae)

Aus der Familie der Agromyzidae konnte in dieser Untersuchung eine Art, *Agromyza alnivora*, nachgewiesen werden. Die nah verwandte Art *Agromyza alnibetula*, die von NIEHUS (1984) für Erlenbestände aus dem Raum Kiel genannt wird, kommt nach KÜHLHORN (1982) nicht an Erlen sondern ausschließlich an Birken vor. Eine Unterscheidung der Arten anhand der Mine ist allerdings nicht möglich.

Sackträgermotten (Coleophoridae)

Die Birken-Erlenminiermotte, *Coleophora serratella*, ist eine vergleichsweise gut untersuchte Art (GEPP 1975a, 1975b, PSCHORN-WALCHER 1980). Die Larven der Birken-Erlenminiermotte leben vom Sommer bis in den Oktober an den Blättern ihrer Wirtspflanze. Nur das erste Larvalstadium lebt dabei im Parenchym der Blätter, die folgenden minieren von einem aus der oberen und unteren Epidermis des Blattes gefertigten Sack. Die Larven überwintern in dem am Baum festgesponnenen Sack und vollenden ihre Larvalentwicklung im folgenden Frühsommer. Durch diese besondere Art der minierenden Lebensform, haben die Sackträgermotten eine Mobilität erreicht, die anderen Minierern verschlossen ist. NIEHUS (1984) betont, daß *Coleophora serratella* durch ihre Mobilität die Möglichkeit gewonnen hat, der Konkurrenz durch andere Minierer auszuweichen, indem sie weniger dicht besiedelte Blätter der Wirtspflanze aufsucht.

Coleophora serratella ist in der Lage, hohe Stickstoffgehalte der Blätter zu Beginn der Vegetationsperiode und im Herbst während der Remobilisierung des Pflanzenstickstoffs aus den Blättern zu nutzen (MC NEILL & SOUTHWOOD 1978). Die Larven der Birken-Erlenminiermotte beginnen ihre Entwicklung im Sommer, um den hohen Stickstoffgehalt der Blätter im Herbst zu nutzen. Nach der Überwinterung im zweiten oder dritten Larvalstadium verwerten sie dann die jungen, nährstoffreichen Frühjahrsblätter.

Saisonale und vertikale Verteilung der Minierer

Betrachtet man das Auftreten der Minierer im Jahresverlauf (Abb. 10) fällt der deutliche Anstieg der Minierdichte im Spätsommer und Herbst auf.

Dichte/Blatt

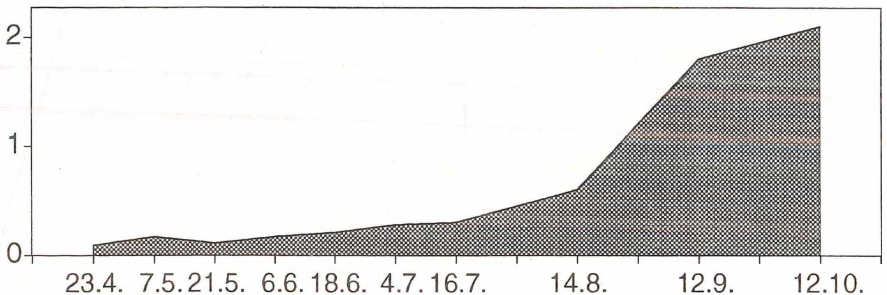


Abb. 10: Durchschnittliche Besiedlung der Blätter durch die Minierer in allen Beständen und Straten.

Sieben der acht erfaßten Blattminierer besitzen eine Präferenz für die Mantelbereiche. *Coleophora binderella* ist die einzige Art, die in Krone und Mantel in ähnlich hohen Abundanz erfaßt wurde. NIEHUS (1984) fand keine Bevorzugung der Kronenbereiche für die Miniermotten (Gracillariidae) der Gattung *Phyllonorycter*. Allerdings zeigten seine Untersuchungen geringe Besiedlungsdichten von *Phyllonorycter stettinensis* im Inneren des Bestandes.

Der Anteil der Minierfliege *Agromyza alnivora* und der Sackträgermotten *Coleophora serratella* und *Coleophora binderella* ist stets geringer als der Dominanzanteil der beiden minierenden Blattwespen und der drei Arten der Miniermotten der Gattung *Phyllonorycter* (Abb. 11). Auch NIEHUS (1984) stellte fest, daß die Arten der Gattung *Phyllonorycter* einen hohen Anteil an den von ihm untersuchten Minierergerilden hatten. Ein klarer Schwerpunkt für eine der Arten läßt sich nicht erkennen.

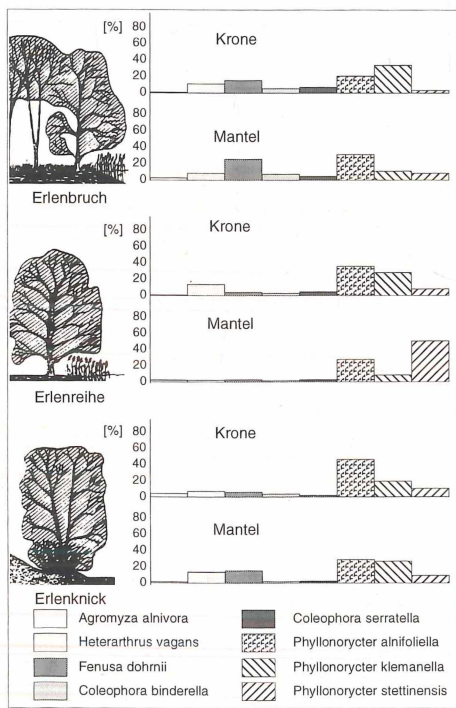


Abb. 11: Dominanzstruktur der Minierer in Kronenraum und Mantelbereich der untersuchten Bestände.

4.2.5 Gallbildner

Die Gallen der Gallmilbe, *Eriophyes laevis laevis*, waren sehr komplex verteilt. Einzelne Blätter einer Pflanze wiesen mehrere hundert Gallen auf, andere Blätter des gleichen Bestandes nicht eine einzige. So ergab die Auswertung der Besiedlungsdichten der

Bestände keine deutlichen Unterschiede. Nur in der Höhenpräferenz dieser Gallmilbe ließ sich eine Bevorzugung des Mantelbereiches erkennen. Im Jahresdurchschnitt waren hier 304 Gallen/m² Bodenoberfläche zu verzeichnen, im Kronenraum waren es nur 119 Gallen/m².

4.2.6 Gesamtvergleich der Phytophagensynusie

Der Mantelbereich weist in allen drei untersuchten Beständen gegenüber dem Kronenraum eine 30 % höhere Artenzahl auf (Tab. 8). Die größere Artenzahl im Mantelbereich ist dabei ausschließlich auf ein stärkeres Auftreten der blattverzehrenden Arten, insbesondere der Rüsselkäfer, zurückzuführen. Die Werte der Besiedlungsdichten machen die wichtige Rolle des Mantelbereiches für die Ernährung der Arten deutlich. Im Durchschnitt waren im Untersuchungszeitraum im Mantel 200 % mehr Individuen/m² Blattfläche anzutreffen als im Kronenraum. Die Umrechnung auf den Quadratmeter Boden ergibt noch größere Unterschiede. Im Mantelbereich sind im Jahresdurchschnitt 304 Phytophage/m² Boden anzutreffen, im Kronenraum sind es 119 Individuen/m² Bodenoberfläche.

Tab. 8: Artenzahl und Besiedlungsdichten in Kronenraum und Mantelbereich aller drei untersuchten Bestände.

	Artenzahlen	Ökologische Gruppe	Ind./m ² Blattfläche
Krone	17	Pflanzensaftsauger	146
	25	Blattverzehrer	
	8	Minierer	
	50	Gesamtzahl	
Mantel	17	Pflanzensaftsauger	314
	39	Blattverzehrer	
	8	Minierer	
	64	Gesamtzahl	

Der unterschiedlich große Anteil des Kronenraumes an den drei Beständen spiegelt sich auch im Vergleich der Dominanzstrukturen der Bestände wieder. So nimmt der Anteil der blattverzehrenden Phytophagen vom Erlenbruch zum Erlenknick ab. Weiterhin sind es in allen Beständen die Pflanzensaftsauger, die einen Dominanzanteil von mehr als 70 % erreichen. Der Dominanzanteil der Minerier nimmt vom Erlenbruch zum Erlenknick zu.

Die Diversität und Evenness der Pflanzensaftsauger weisen gegenüber den übrigen Phytophagengilden insgesamt niedrige Werte aufgrund der hohen Dominanz von *Alnetoidea alneti* auf (Tab. 9). In den Kronenbereichen sind stets höhere Werte als in den Mantelbereichen zu erkennen. Bei den blattverzehrenden Phytophagen finden sich in der Erlenreihe und im Erlenknick die höchsten Werte in den Mantelbereichen, während sie im Erlenbruch in der Kronenregion höher liegen.

Bei den Mineriern lassen sich weder zwischen den Beständen noch zwischen Kronen- und Mantelbereichen wesentliche Unterschiede in Diversität und Evenness erkennen. Insgesamt sind die höchsten Diversitäts- und Evennesswerte im Erlenbruch zu finden.

Tab. 9: Vergleich von Diversität und Evenness in der Mantel- und Kronenregion der Bestände innerhalb der einzelnen Phytophagengruppen.

	Erlenbruch		Erlenreihe		Erlenknick	
	Mantel	Krone	Mantel	Krone	Mantel	Krone
Pflanzensaftsauger						
Diversität	1,17	1,32	1,04	1,59	0,76	1,49
Evenness	0,56	0,53	0,38	0,6	0,28	0,56
Blattmasse verzehrende Phytophage						
Diversität	1,98	2,58	2,66	1,94	2,27	1,70
Evenness	0,86	0,89	0,84	0,72	0,68	0,64
Minierer						
Diversität	1,81	1,75	1,38	1,64	1,72	1,61
Evenness	0,87	0,84	0,66	0,79	0,82	0,77
Gesamtvergleich der Bestände						
Diversität		2,41		2,21		2,06
Evenness		0,64		0,55		0,5

5. Diskussion

Blattverzehr

Bis heute stellt die Ermittlung der tatsächlich von Phytophagen verzehrten Menge an pflanzlicher Produktion ein großes Problem dar. Um von dem apparenten Verzehr auf die tatsächlich konsumierte Menge zu schließen, wurden verschiedene Ansätze gemacht (REICHLÉ et al. 1974, LANGE 1982, NEUSSEL 1990). Inzwischen ist unbestritten, daß die am Jahresende einmalig ermittelte Verzehrmenge keine genauen Aufschlüsse über das Verzehrsgeschehen erlaubt. Die einzelnen Einflußgrößen auf das Verzehrsgeschehen und ihre Beziehungen untereinander sind zu komplex. Blattentwicklung, Blattaustrieb, Blattabfall, das Mitwachsen der Verzehrspur und nicht zuletzt die Abundanz und Art der blattverzehrenden Phytophagen sind wichtige Parameter. Der Einfluß dieser einzelnen Faktoren ist unstrittig. Die Bewertung der Größe einzelner Einflüsse ist allerdings unterschiedlich. So ist bei LANGE (1982) die Abundanz und Biomasse der Phytophagen eine wichtige Größe zur Berechnung des realen Konsums. SOUTHWOOD et al. (1982) stellte für südafrikanische Bäume fest: „There is no correlation between the amount of defoliation and the number of phytophagous chewers“. Er nimmt jedoch eine positive Korrelation zwischen der Biomasse der Phytophagen und der Menge des Blattverzehrs an.

Der durchgeführte Versuch, die Besiedlungsdichte der blattverzehrenden Phytophagen mit der Entwicklung des Konsums von Blattfläche zu korrelieren, zeigt insgesamt, daß es durch die Kenntnis der Phänologie einzelner Arten möglich ist, plausible Zuordnungen zu machen. Andererseits wird deutlich, daß eine detailliertere Interpretation der Jahresentwicklung des Konsums ohne Modellvorstellungen, die die vielfältigen Einflußgrößen

berücksichtigen, nicht möglich sind. Deutlich wird dies bei der Betrachtung der „Early season feeder“, die sicherlich eine Rolle für das tatsächliche Konsumgeschehen an den Erlen besitzen, deren Verzehr sich aber kaum auf den apparenten Konsum am Jahresende auszuwirken scheint. Daher scheint es plausibel, daß die Pflanze während der Wachstumsphase den hier auftretenden Blattverzehr durch vorzeitigen Blattabfall und das Austreiben von neuen Blättern zu kompensieren sucht, so daß ein Verzehr in diesem Zeitraum nicht repräsentativ erfaßt werden kann. Dies bedeutet nicht, daß ein Konsum an Blattmasse während der Wachstumsphase für die Pflanze unerheblich ist. Eher kann auf die besondere Bedeutung dieses Abschnitts geschlossen werden, da hier die Basis für die Photosyntheseleistung der Pflanze während des gesamten Jahres gelegt wird.

Das Auftreten der Minierer im Jahresverlauf

Zwei Faktoren können unter anderem die beobachtete zeitliche Einnischung der Minierer an der Wirtspflanze beeinflussen. Zum einen ist dies die Konkurrenz mit den blattverzehrenden Arten, zum anderen kann das Nahrungsangebot und die Nahrungsqualität der Blätter einen bestimmenden Faktor darstellen.

Ein Grund für das verstärkte Auftreten der Minierer vom Spätsommer an kann ihre Einnischung gegenüber den blattverzehrenden „early season feeders“ sein. Die von diesen Gruppen durch den Verzehr geschädigten Blätter fallen schon sehr viel früher als intakte Blätter vom Baum ab (LARSSON & WIREN 1982). Eine Besiedlung der im Juni noch intakten Blätter durch minierende Arten erscheint also deshalb vorteilhaft, weil diese Blätter eine größere Lebensdauer besitzen als diejenigen Blätter, die im April und Mai dem Verzehr durch „early season feeder“ ausgesetzt sind. FAETH (1986) zeigt, daß Blattminierer in der Lage sind, zwischen den durch „early season feeder“ geschädigten Blättern und Blättern ohne Verzehrspuren zu unterscheiden. Die intakten Blätter werden bei der Eiablage klar bevorzugt. Dies ist ein Hinweis auf die Bedeutung ungeschädigter Blätter für die Larvalentwicklung der Blattminierer.

Der zweite saisonale Aspekt der Blattminierer an Erlen hängt mit der Blattentwicklung zusammen. Im Juni ist im Bestand schon ein Großteil der maximalen Blattmasse erreicht (WEISHEIT 1990). Die noch jungen, frischen Blätter bieten der ersten Generation der Larven der Gattung *Phyllonorycter* und den Blattwespenlarven eine gute Entwicklungsgrundlage. Die zweite Generation tritt meist in größeren Abundanzen auf. Sie benötigt weitaus längere Entwicklungszeiten (NIEHUS 1984), was nicht nur auf die verminderten Temperaturen im Herbst zurückzuführen ist, sondern vielmehr auch auf das verminderte Stickstoffangebot sowie den erhöhten Tanningehalt der älteren Blätter (VARLEY 1967, BERNAYS 1981). Weiterhin können von Minierern befallene Blätter zum Teil eine längere Lebensdauer besitzen als ungeschädigte Blätter (PRITCHARD & JAMES 1984). In der Summe dieser Prozesse kommt es dann zum Jahresende hin zu einer starken Akkumulation der mit Minen versehenen Blätter.

Eine Sonderrolle nehmen die Larven von *Coleophora* ein, die sowohl im Sommer und Herbst als auch im Frühjahr an den Erlen konsumieren.

Pflanzensaftsauger und blattverzehrende Phytophage – ein Vergleich der Anpassung an die Wirtspflanze

In den beiden großen Gruppen der Pflanzensaftsauger und der Blattverzehrer lassen sich zwei unterschiedliche Trends in der Nutzung der Nahrungsressource erkennen. Die über-

wiegende Menge der Pflanzensaftsauger besitzt einen Entwicklungszyklus, der eng an die Verfügbarkeit von Stickstoffverbindungen während der Entwicklung der Pflanze gekoppelt ist. So können nur wenige Arten, die im Sommer unter anderem in Tanninen festgelegten Stickstoffverbindungen nutzen. Spezielle Abwehrstoffe der Pflanze scheinen ihnen gegenüber nicht sehr wirksam zu sein. Es gibt eine eindeutige Bevorzugung von jungen Blättern, die einen hohen Gehalt an verfügbaren Stickstoffverbindungen aufweisen. Deshalb ist die Gruppe der Pflanzensaftsauger meist mono- und oligophag (CATES 1980), was auch durch das meist nicht sehr breite Wirtspflanzenspektrum der erfaßten Arten unterstrichen wird (TROLLE 1974). Selbst für die an vielen Wirtspflanzen gefundenen Arten wie *Alnetoidia alneti* wird zunehmend diskutiert, ob sich nicht hinter dieser einen polyphagen Art eine Reihe von morphologisch sehr ähnlichen, monophagen Arten verbergen (CLARIDGE & WILSON 1981).

Die blattverzehrenden Arten sind eher dem polyphagen Typ zuzuordnen, auch wenn etwa die Blattwespen einen hohen Grad der Anpassung an ihre Wirtspflanze erreicht haben. Sie bevorzugen die älteren Blätter mit niedrigem Stickstoff- und geringem Toxingehalt (CATES 1980). MEYER & MONTGOMERY (1987) betonen, daß besonders die jungen Blätter von Gehölzen mit nicht fixiertem Blattaustrieb einen hohen Gehalt an toxischen Phenolen aufweisen. Die Schwarzerle gehört zu diesen Gehölzen des *Populus*-Typs (NIEHUS 1984). Der hohe Toxingehalt wird damit begründet, daß mit dem verlängerten Auftreten junger Blätter die Apparenz (FEENY 1976, RHOADES & CATES 1976) dieser Blätter erhöht wird. Gleichzeitig weisen ROSENTHAL & JANZEN (1979) darauf hin, daß junge Blätter insgesamt eine geringe Apparenz besitzen. Die Abwehrmechanismen für Pflanzen und Pflanzenteile mit geringer Apparenz sind in speziellen Toxinen und anderen spezifisch wirkenden Stoffen zu suchen. Dies gilt dann auch für die jungen Erlenblätter trotz der erhöhten Apparenz.

Den geringeren Nährwert der verzehrten Blattsubstanz im Sommer und Spätsommer kompensieren die blattverzehrenden Phytophagen durch einen hohen Konsum. Da die Arten dieser Gruppe meist wesentlich größer als die Pflanzensaftsauger sind, ist die Verfügbarkeit einer großen Nahrungsmenge ein wichtiger Faktor für die zeitliche Einmischung in den Entwicklungszyklus der Pflanze.

Eine Sonderrolle nehmen die „early season feeder“ ein. Ihnen ist es gelungen, die Abwehrmechanismen der Pflanze im Frühjahr zu überwinden, so daß sie das Stickstoffangebot zu diesem Zeitpunkt ausnutzen können. Auch die Fortpflanzung findet bei ihnen zu diesem Zeitpunkt statt.

Ob der Verzehr der Blätter durch „early season feeders“ die Nahrungsqualität für folgende Phytophage steigert (WILLIAMS & MYERS, 1984) oder senkt (NEUVONEN & HAUKIOJA 1984, NEUVONEN et al. 1987) ist noch nicht endgültig zu beantworten. Argumentiert wird dabei vor allem mit der Begründung, daß jede Art von Stress zu einer Mobilisierung von Stickstoffverbindungen führt. Andererseits gibt es Hinweise, daß Pflanzen auf Blattverzehr mit der Produktion von Abwehrstoffen reagieren können.

Die Rolle von Phenolen und Tanninen als Abwehrstoffe der Pflanze und die Funktion von subletalen Stoffen, wie sie Tannine darstellen, ist in der Literatur sehr umstritten (CLANCY & PRICE 1987). Es scheint im allgemeinen für die Pflanze wenig sinnvoll, die Nahrungsqualität herabzusetzen, wenn dies gleichzeitig zur Steigerung des Verzehrs führt.

Jedoch ist es nötig, die Abwehrstrategien der Pflanze gegenüber Phytophagen auch für die verschiedenen Ernährungstypen getrennt zu betrachten. Stickstoffminimierung scheint gegenüber stechend-saugenden Phytophagen eine erfolgreiche Strategie der Pflanze zu sein. Am Ende der Vegetationsperiode kann der Einsatz von Tanninen und Entwicklungshemmstoffen dazu führen, daß blattverzehrende Phytophage ihre Entwicklung nicht mehr beenden können oder es zu einer erhöhten Mortalität der Larven kommt (FEENY 1976). Der

Einsatz solcher Stoffe im Frühjahr und Sommer bringt der Pflanze nur wenig Nutzen, verlängert aber nur die Belastung durch den Verzehr während der Hauptassimilationszeit. Hier dienen spezielle Toxine der Abwehr von Phytophagen.

Vergleich der Bestände und Verteilung der Fauna in Kronen- und Mantelbereich

Die Bestände am Belauer See zeigen deutliche Unterschiede in der Faunenzusammensetzung und den Dominanzstrukturen zwischen Erlenbruch, Erlenreihe und Erlenknick. Sie sind aber nicht so isoliert, daß ein Faunenaustausch zwischen ihnen unmöglich erscheint. Daher ist es wahrscheinlich, daß die Standortparameter die beobachteten Unterschiede bewirken.

Die Arbeiten von NIEHUS (1984) und HOGRAFE (1984) deuten an, daß für Minierer und viele Blattwespen eine große Ähnlichkeit zwischen verschiedenen Erlenbeständen vorhanden ist. NEUSSEL (1990) fand für die Familie der Rüsselkäfer eine deutlich andere Artenzusammensetzung in den von ihr untersuchten durch Hasel dominierten Knicks.

Auffällig sind die hohen Artenzahlen der erfaßten Rüsselkäfer in den Mantelbereichen von Erlenreihe und Erlenknick. Wahrscheinlich ist dies auf den von Randstrukturen bekannten „edge effect“ (ODUM 1983) zurückzuführen. Auch isolierte Gehölze können einer höheren Besiedlung durch Phytophage ausgesetzt sein als geschlossene Bestände (ZWÖLFER et al. 1984). Dies deckt sich mit den Ergebnissen für die Arten- und Individuenzahlen von Erlenknick und Erlenreihe.

SOUTHWOOD et al. (1982) konnten bei der Untersuchung der Phytophagen verschiedener in Großbritannien heimischer Bäume zeigen, daß jeweils eine Art mit stechend-saugendem Ernährungstyp dominierte und die Pflanzensaftsauger insgesamt den höchsten Dominanzgrad aller erfaßten Phytophagen erreichten. Der Dominanzanteil der Minierer nimmt vom Erlenbruch zum Erlenknick zu. PSCHORN-WALCHER (1980) fand die höchsten Besiedlungsdichten der Birken-Erlenminiermotte (*Coleophora serratella*) in einer einförmigen Windschutzreihe, niedrigere Besiedlungsdichten und geringere Populationsfluktuationen dagegen in einem artenreichen Auwald.

Für die Höhenpräferenz der Arten kann der Anteil der Sonnen- und Schattenblätter eine wichtige Rolle spielen. Die Auswertung der Blätter ergibt, daß die Blätter des Kronenraumes kleiner und schwerer sind als die des Mantelbereiches und somit eher dem Typ der Sonnenblätter entsprechen. Für Ulmen zeigt CLARIDGE (1986), daß Festigkeit und Tanningehalt in besonnten Blättern höher sind als in Schattenblättern und eine mesophyllzellensaugende Zikade hier den höchsten Tanninkonzentrationen ausgesetzt ist. BERNAYS (1981) unterstreicht die Rolle der Tannine als Abwehrstoffe der Pflanzen gegen Phytophage. Zudem wird der Pflanzenstickstoff in dieser Form in einer für die meisten Phytophagen nicht verfügbaren Form vorgehalten (MCNEILL & SOUTHWOOD 1978). Einige Arten scheinen diesen Abwehrmechanismus jedoch teilweise überwunden zu haben und sind in der Lage, das konzentriertere Nahrungsangebot der Sonnenblätter zu nutzen. Andererseits zeigen diese und andere Untersuchungen, daß im allgemeinen die beschatteten (ROSS, 1957) und windgeschützten (CLARIDGE & WILSON 1976) Bereiche einer Pflanze, wie sie im Mantel der Bestände zu finden sind, eine höhere Besiedlung durch Typhlocybinæ aufweisen.

NIELSEN (1977) weist darauf hin, daß in einem hochgewachsenen Buchenwald der freie Raum zwischen Unterwuchs und Kronendach, in dem dann höhere Windgeschwindigkeiten herrschen als am Boden oder im Kronenraum, eine Ausbreitungsbarriere für kleine, schlecht fliegende Insekten sein kann. Dies deckt sich mit den Beobachtungen im Rahmen dieser Untersuchung. So weist der Kronenraum des Erlenbruches deutlich die geringste

Besiedlung durch Typhlocybynae auf und die durch die durchgehende Mantelschicht weniger isolierten Kronen von Erlenbruch und Erlenreihe höhere Arten- und Individuenzahlen.

6. Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette“ (südlich von Kiel, Schleswig-Holstein, Norddeutschland) wurde zwischen dem 23.4.1990 und 12.10.1990 in drei Erlenbeständen (Erlenbruch, Erlenreihe, Erlenknick) die phytophage Fauna der Erlen untersucht. Der Erlenbruch und die Erlenreihe stehen auf nassen Böden am Seeufer, der Erlenknick dagegen auf trockenen. Die Erlenreihe und der Erlenknick sind Linienstrukturen, der Erlenbruch hat eine flächig ausgedehnte Bestandesstruktur.

Zweigabschnitte mitsamt den Blättern und der phytophagen Fauna wurden in den Kronen- und Mantelbereichen der Bestände entnommen. Im Rahmen der Untersuchung wurden insgesamt 20.764 Individuen erfaßt. Die Auswertung von 7.239 Minen und 104.091 Gallen ging in die Untersuchung ein. Von 10.001 Tieren wurden 73 Arten phytophager Arthropoda aus den Gruppen der Auchenorrhyncha, Psyllidae, Curculionioidea, Chrysomelidae, Agromyzidae, Tenthredinidae, Lepidoptera, Ensifera und Eriophyidae nachgewiesen.

Die Besiedlungsdichte der Gruppe der Pflanzensaftsauger mit 20 Arten ist in den Mantelbereichen um 100 % höher als in den entsprechenden Kronenregionen.

Von den 45 blattverzehrenden Arten der Phytophagen zeigen lediglich die Schmetterlingslarven eine deutliche Präferenz der Kronenbereiche, während die Mehrzahl der Rüssel- und Blattkäfer und der Echten Blattwespen die Mantelbereiche bevorzugen. Die Dominanzstruktur der blattverzehrenden Phytophagen wird durch die Chrysomelidae mit 10 – 50% und die Tenthredinidae mit 30 – 70% Dominanzanteil geprägt. Nur im Kronenraum des Erlenbruchs erlangen die Larven der Lepidoptera mit 20% eine bedeutendere Dominanz. Die Larven der Echten Blattwespen (Tenthredinidae) stellen mit einer Dominanz von 33 – 72% einen wesentlichen Anteil an der Synusie der blattverzehrenden Phytophagen. Sie zeigen eine differenzierte Einnischung innerhalb eines Bestandes und im Jahresverlauf.

Der Blattverzehr stimmt für die Gruppe der „early season feeder“ (*Deporaus betulae*, *Phyllobius calcaratus*, *Linnaeidea aenea*) sowie für die Larven der Blattkäfer (Chrysomelidae) gut mit Besiedlungsdichte und Verzehranteilen überein.

Von den 8 nachgewiesenen Arten der Minerer bevorzugen bis auf *Coleophora binderella* alle Arten die Mantelregion der Bestände. Die Besiedlungsdichten sind in Erlenknick und Erlenreihe höher als im Erlenbruch. Die Gallmilbe *Eriophys laevis* präferiert die Mantelbereiche.

7. Summary

The investigation was part of the „Ecosystem research in the Bornhöved lakes area“ (south of Kiel, Schleswig-Holstein, Northern Germany). The phytophagous fauna was investigated in three different alder stands (alder forest, alder row and alder hedgerow) between April 23, 1990 and October 20, 1990.

The alder forest and the alder row were characterized by wet soil conditions while the alder hedgerow stood on dry soils. Differences existed also in the structure of the stands, because the alder row and hedgerow were small belts, whereas the alder forest had a wider area.

Branches with leaves and the corresponding fauna were taken in the canopy and the margin of the different alder stands.

20,764 individuals, 7,239 mines and 104,091 galls have been registered. 73 phytophagous arthropod species of the following groups have been determined: Auchenorrhyncha, Psyllidae, Curculionoidea, Chrysomelidae, Agromyzidae, Tenthredinidae, Lepidoptera, Ensifera, and Eriophyidae.

The most leaf sucking species (20) preferred the margin areas, where the density was about 100 % higher compared to the canopy.

Among 45 species of leaf feeding insects only the larvae of Lepidoptera clearly preferred the canopy region. Most species of weevils and leaf beetles preferably inhabited the margins of the stands. The dominance structure of the insect families showed that the Chrysomelidae (10-50%) and the Tenthredinidae (30-70%) were most important.

The early season feeders (*Deporaus betulae*, *Phyllobius calcaratus*, *Linnaeidea aenea*) and the Chrysomelidae showed good correlations between population density and consumption.

With the exception of *Coleophora binderella* all 8 species of miners showed a preference for the margin stands. The population densities were higher in the alder row and hedgerow than in the alder forest. The gall mite *Eriophys laevis* preferred the basis area of the alder trees.

Literatur

- ADIS, J. (1974): Bodenfallenfänge in einem Buchenwald und ihr Aussagewert. - Dipl. Arb. Univ. Göttingen, 49 S.
- ADIS, J. (1975): Formaldehydlösung attrahiert *Carabus problematicus* (Coleoptera: Carabidae). Entomologica Germanica 2, 121-125.
- ALTMÜLLER, R. (1979): Untersuchungen über den Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald (Luzulo-Fagetum). Pedobiologia 19, 245-278.
- ASSMANN, T. (1981): Ein Beitrag zur Kenntnis der Carabidenfauna des Oppenweher Moores. Osna-brücker Naturwiss. Mitt. 8, 161-171.
- BÄHRMANN, R. (1984): Die Zweiflügler (Diptera, Brachycera) der Kraut- und Strauchschicht des Leuttrates bei Jena/Thüringen – ein ökofaunistischer Vergleich. Zool. Jb. Syst. 111, 175-217.
- BÄHRMANN, R. (1987): Untersuchungen der Dipterenfauna in natur- und industrienahen Rasenbioto-pen Thüringens (DDR) mittels Bodenfallen (Diptera, Brachycera). Dtsch. Ent. Z. N.F. 34, 85-105.
- BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Akademie Verlag, Berlin.
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting Insects. Sci. Soc. 46, 259-266.
- BAUER, T. (1974): Ethologische, autökologische und ökophysiologische Untersuchungen an *Elaphrus cupreus* Dft. und *Elaphrus riparius* L. (Coleoptera, Carabidae). Oecologia 14, 139-196.
- BELING, T. (1886): Dritter Beitrag zur Naturgeschichte (Metamorphose) verschiedener Arten aus der Familie der Tipuliden. Verh. zool. bot. Ges. Wien 36, 171-214.
- BERNAYS, E.A. (1981): Plant tannins and insect herbivores: an appraisal. Ecol. Entomol. 6, 353-360.
- BLANCHART, E., FRENOT Y. & TRÉHEN, P. (1987): Signification biologique du potentiel hydrique dans la distribution des diptères à larves hydrophiles. Pedobiologia 30, 333-344.
- BLUME, H. P., FRÄNZLE, O., HEYDEMANN, B., HÖRMANN, G., IRMLER, U., KAPPEN, L., NELLEN, W., REICHE, E. W., VON STAMM, S. & WIDMOSER, P. (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette. Arbeitsbericht 1988-1991. EcoSys 1, 338 S.
- BONESS, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Z. Morph. Ökol. Tiere 42, 225-277.
- BRUNNS, A. (1954): Untersuchungen zur angewandten Bodenbiologie. Bd. 1: Terricole Dipterenlarven. Musterschmidt, Göttingen, 179 S.
- BRINDLE, A. (1967): The larvae and pupae of the British *Cylindrotominae* and *Limoniinae* (Diptera, Tipulidae). Trans. Soc. Br. Entomol. 17, 151-216.
- BRINKMANN, R. (1991): Zur Habitatpräferenz und Phänologie der Limoniidae, Tipulidae und Cylindrotomidae (Diptera) im Bereich eines nordeutschen Tieflandbaches. Faun.ökol. Mitt. Suppl. 11, 1-156.
- BRUNHES, J. (1984): Rélation entre gîtes larvaires de quelques Diptères (*Limoniides* et *Tipulides*) et associations végétales des tourbières d'Auvergne (Massiv Central Français). Acta biol. mont. 4, 277-289.
- BUHR, H. (1964): Bestimmungstabellen der Gallen (Zoo- und Phytocecidien) an Pflanzen Mittel- und Nordeuropas. Bd. 1 und 2, Fischer, Jena.
- CASPERS, N. (1980): Zur Larvalentwicklung und Produktionsökologie von *Tipula maxima* Poda (Diptera, Tipulidae). Arch. Hydrobiol. Suppl. 58, 273-309.
- CASPERS, N. & DORN, K. (1982): Die Tipuliden, Limoniiden und Mycetophiliden (Diptera, Nematocera) eines Buchenwaldes und eines Fichtenforstes im Staatswald Burgholz (Solingen). Jber. naturw. Ver. Wuppertal 35, 16-22.
- CATES, R. (1980): Feeding patterns of monophagous, oligophagous and polyphagous insect herbivores: The effect of resource abundance and plant chemistry. Oecologia 46, 22-31.
- CHVÁLA, M. (1975): The Tachydromiinae (Dipt. Empididae) of Fennoscandia and Denmark I. Faun. Ent. Scand. 3, 336 S.
- CHVÁLA, M. (1976): Swarming, mating and feeding habits in Empididae (Diptera) and their significance in evolution of the family. Acta ent. bohemoslov. 73, 355-366.
- CHVÁLA, M. (1983): The Empidoidea (Diptera) of Fennoscandia and Denmark II: General part. The families Hybotidae, Atelestidae and Microphoridae. Faun. Ent. Scand. 12, 282 S.
- CHVÁLA, M. (1989): Empididen. In: SOOS, A. & PAPP, L. (eds.) Catalogue of palaeartic Diptera 6, Therevidae -Empididae, 169-336.

- CLANCY, K. & PRICE, P. (1987): Rapid herbivore growth enhances enemy attack: sublethal plant defences remain a paradox. *Ecology*, 68, 733-737.
- CLARIDGE, D. (1986): The distribution of a typhlocybine leafhopper, *Ribautiana ulmi* on a specimen wych elm tree. *Ecol. Ent.* 11, 31-39.
- CLARIDGE, M. & WILSON, M. (1976): Diversity and distribution patterns of some mesophyll-feeding leafhoppers of temperate woodland canopy. *Ecol. Ent.* 1, 231-250.
- CLARIDGE, M. & WILSON, M. (1981): Host plant associations, diversity and species-area relationships of mesophyll-feeding leafhoppers of trees and shrubs in Britain. *Ecol. Ent.* 6, 217-238.
- COE, R.L. (1941): Some breeding records of British Tipulidae (Dipt.). *Entomol. Mon. Mag.* 77, 172.
- COLLIN, J. E. (1961): British Flies. VI: Empididae. Univ. Press, Cambridge, 782 S.
- COULSON, J. C. (1959): Observations on the Tipulidae (Diptera) of the Moor House Nature Reserve, Westmoorland. *Trans. R. Entomol. Soc. Lond.* 111, 157-174.
- CZIZEK, K. (1931): Die mährischen Arten der Dipterenfamilien Limoniidae und Cylindrotomidae. *Acta Mus. Moraviensis* 28, 289-495.
- DAANJE, A. (1964): Über die Ethologie und Blattrolltechnik von *Deporaus betulae* L. und ein Vergleich mit den anderen blattrollenden Rhynchitinen und Attelabinen (Coleoptera, Attelabinae). *Verh. Koninkl. Nederl. Ak. Wetsch. Tweede Reeks Deel LVI* No1.
- DAHL, Ch. (1966): Notes on the taxonomy and distribution of Swedish Trichoceridae. *Opusc. Ent.* 26, 93-118.
- D'ASSIS FONSECA, E. C. M. (1978): Diptera Orthorapha Brachycera Dolichopodidae. *Handb. for the Identification of British Insects. Roy. Ent. Soc., London IX*, 90 S.
- DIERSSEN, K. (1984): Gefährdung und Rückgang der Pflanzengesellschaften. Zur Auswertung der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. *Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schl.-Holst. u. Hmb.* 33, 40-62.
- DIERSSEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. *Schriftenreihe d. Landesamtes f. Natursch. u. Landschaftspf. Schleswig-Holstein Heft* 6, 157 S.
- DORN, K. & SOUS-DORN, B. (1989): Empididae. In: SCHEELE, B. & VERFONDERN, M. (Hrg.) *Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich 503 (12 A)*, 166 S.
- DYTE, C. E. (1957): Some interesting habits of larval Dolichopodidae (Diptera). *Entom. Month. Mag.* 95, 139-143.
- EDINGTON, J. & EDINGTON, M. (1972): Spatial patterns and habitat partition in the breeding birds of an upland wood. *J. Anim.Ecol.* 41, 331-357.
- EDWARDS, F. W. (1938): British short-palped Craneflies. *Taxonomy of adults. Trans. Soc. British Entomol.* 5, 1-169.
- EGHTEDAR, E. (1970): Zur Biologie und Ökologie der Staphyliniden *Philonthus fuscipennis* Mannh. und *Oxytelus rugosus* Grav. *Pedobiologia* 10, 169-179.
- ELLENBERG, H. (Hrg.) (1973): *Ökosystemforschung*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 280 S.
- ENGEL, E. O. & FREY, R. (1956): 28. Empididae. In: LINDNER, E. (Hrg.) *Die Fliegen der palaearktischen Region IV*. Schweizerbart, Stuttgart, 639 S.
- FEATH, S.H. (1986): Indirect interaction between temporally separated herbivores mediated by the host plant. *Ecology* 67, 479-494.
- FECHTER, H. (1977): Über den funktionalen Zusammenhang zwischen Populationsdichte, Ausbreitungsvermögen und Fangmenge bei Bodenfallen. *Spixiana* 1, 3-15.
- FEENY, P. (1976): Plant apperency and chemical defense. *Biochemical interactions between plants and insects. Recent advances in Phytochemistry* 10, 1-40.
- FINKE, S. (1993): Untersuchungen zur Stickstoff-Netto-Mineralisation in verschiedenen Erlenwaldtypen im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *Dipl. Arb. Univ. Kiel*.
- FOWLER, S. (1984): Foliage value, apperency, and defence investment in birch seedlings and trees. *Oecologia* 62, 387-392.
- FRANKLIN, R.T. (1977): Insect influence on the forest canopy. In: REICHLER (Hrg.) *Analysis of temperate forest ecosystems*.
- FRANZ, H. (1950): *Bodenzoologie als Grundlage der Bodenpflege*. Akademie Verlag, Berlin.
- FREEMAN, B. E. (1967): Studies on the ecology of larval Tipulinae (Diptera, Tipulinae). *J. Anim. Ecol.* 36, 123-146.

- FREUDE, H. & HARDE, K. W. & LOHSE, G.A. (1964-1983): Die Käfer Mitteleuropas Bd. 2-11. Goecke & Evers, Krefeld.
- FRIEBE, B. (1982): Die Makroarthropodenfauna eines Buchenwaldbodens unter besonderer Berücksichtigung der Coleoptera. Diss., Univ. Karlsruhe, 195 S.
- FRITZ, H.-G. (1982): Ökologische und systematische Untersuchungen an Diptera/Nematocera (Insecta) in Überschwemmungsgebieten des nördlichen Oberrheins. Diss. Univ. Darmstadt, 296 S.
- FROMM, J. & ESCHRICH, W. (1986): Changes in adenine nucleotide and orthophosphate concentrations in buds of deciduous trees during spring reactivation. *Trees* 1, 42-46.
- FUNKE, W. (1971): Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. *Ecol. Studies* 2, 81-93.
- FUNKE, W. (1983a): Arthropodengesellschaften mitteleuropäischer Wälder – Abundanz und Biomasse – Ekletorfauna. *Verh. Ges. Ökol.* 11, 111-128.
- FUNKE, W. (1983b): Wege der Ökosystemforschung. *Verh. Dt. Zool. Ges.* 76, 201.
- GEPP, J. (1975a): Zum Parasitenkomplex von *Coleophora serratella* Z. (Lep., Coleophoridae) in Ostösterreich. *Z. ang. Ent.* 79, 76-96.
- GEPP, J. (1975b): Zur Biologie von *Coleophora fuscinedinella* Zeller (Lep., Coleophoridae). *Z. ang. Ent.* 78, 225-236.
- GERSDORF, E. (1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der Mecklenburgischen Landschaft. *Zool. Jb. System.* 70, 17-86.
- GRELL, O. (1992): Einfluß der Rinderbeweidung auf Brackwasser-Röhricht und Insel-Salzwiese. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 13.
- HADLEY, M. (1969): The adult biology of the crane-fly *Molophilus ater* Meigen. *J. Anim. Ecol.* 38, 765-790.
- HADLEY, M. (1971): Aspects of the larval ecology and population dynamics of *Molophilus ater* Meigen (Diptera: Tipulidae) on Pennine Moorland. *J. Anim. Ecol.* 40, 445-466.
- HEMPEL, W., HIEBSCH, H. & SCHIEMENZ (1971): Zum Einfluß der Weidewirtschaft auf die Arthropodenfauna im Mittelgebirge. *Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden* 3, 235-281.
- HERING, E. (1957): Blattminen von Europa. W. Junk, Grevenhage.
- HEYDEMANN, B. (1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. Diss. Univ. Kiel.
- HEYDEMANN, B. (1956): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. - *Verh. dt. zool. Ges.* 50, 322-347.
- HEYDEMANN, B. (1958): Erfassungsmethoden für die Biozönosen der Kulturbiotop. In: BALOGH, J. (Hrg.) *Lebensgemeinschaften der Landtiere.* 451-507, Akad. Verlag, Berlin.
- HEYDEMANN, B. (1963): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. Vergleichend-ökologische Untersuchungen an der Nordseeküste. Teil II: Käfer (Coleoptera). *Akad. der Wiss. und der Lit., Mainz, Abh. Math.-Naturw. Kl.* 11, 765- 964.
- HEYDEMANN, B. (1980): Die Bedeutung von Tier- und Pflanzenarten in Ökosystemen, ihre Gefährdung und ihr Schutz. *Jb. Naturschutz und Landschaftspflege* 30, 15-83.
- HEYDEMANN, B. & MEYER, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in Agrarbiotopen. - *Schriftenr. Dtsch. Rat f. Landespflege* 42, 174-191.
- HEYDEMANN, B. & MÜLLER-KARCH, J. (1980): *Biologischer Atlas Schleswig-Holstein.* Wachholtz, Neumünster, 263 S.
- HIPPA, H. & KOPONEN, S. (1986): Morphological, cytological, ecological and ethological evidence of productive isolation between *Galerucella nymphaeae* (L.) and *G. sagittariae* (Gyll.) in Fennoscandia. *Ann. Entomol. Fenn.* 52, 49-62.
- HODKINSON, I. & WHITE, I. (1979): Homoptera Psylloidea. *Handbooks for the identification of British insects, Vol.II, Part 5a.* Roy. Ent. Soc. Lond.
- HÖVEMEYER, K. (1985): Die Zweiflügler (Diptera) eines Kalkbuchenwaldes: Lebenszyklen, Raum-Zeit-Muster und Nahrungsbiologie. Diss. Univ. Göttingen, 282 S.
- HOGRAEFE, T. (1984): Untersuchungen zur Biologie und Ökologie der Erlen-Blattwespen (Hymenoptera: Symphyta) und ihrer Larvenparasiten. *Dipl. Arb. Univ. Kiel.*
- INGRISCH, S. (1978): Zum Verhalten mitteleuropäischer Laubheuschrecken in Temperatur- und Feuchtegradienten sowie gegenüber visuellen Reizen. *Dtsch. Ent. Z., N.F.* 25, 349-360.
- IRMLER, U. (1993): Die Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) des Bodens schleswig-holsteinischer Wälder. - *Verh. Westd. Entom. Tag, Düsseldorf* 69-77.

- IRMLER, U. & B. HEYDEMANN (1986): Die ökologische Problematik der Beweidung von Salzwiesen an der Niedersächsischen Küste - am Beispiel der Leybucht. *Natursch. u. Landschaftspf. Niedersachsen* 11, 1-115.
- JANETSCHKE, H. (Hrg.) (1982): Ökologische Feldmethoden. Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Ulmer, Stuttgart, 175 S.
- KEMPSON, D., LLOYD, M., GHELARDI, R. (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia* 3, 1-21.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.E1 (Ökologie 1). Goecke & Evers, Krefeld, 440 S.
- KOCH, M. (1984): Schmetterlinge. Neumann-Neudamm, Melsungen, 792 S.
- KÖHLER, F. (1988): Die Veränderungen der Käferfauna des Worringer Bruches im Kölner Norden. - *Decheniana* 141, 145-189.
- KOTH, W. (1974): Vergesellschaftung von Carabiden (Coleoptera, Insekta) bodennasser Habitats des Arensberger Waldes verglichen mit Hilfe der Renkonen-Zahl. *Abh. Landesmus. Naturkde. Münster* 3, 1-43.
- KROGERUS, H. (1937): Mikroklima und Artenverteilung. *Acta Soc. Fauna Fl. Fenn.* 60., 290-308.
- KROGERUS, H. (1948): Ökologische Untersuchungen an Uferinsekten. *Acta zool. Fenn.* 53, 1-157.
- KRÜSSMANN, G. (1976): Handbuch der Laubgehölze. Parey, Berlin, Hamburg.
- KÜHLHORN, F. (1982): Brachycera. In: SCHWENKE (Hrg.) *Die Forstschädlinge Europas*. 4. Band. Parey, Berlin, Hamburg.
- KÜHNER, M. (1988): Dipteregesellschaften (Brachycera-Orthorapha) in Landökosystemen Süddeutschlands. *Diss. Univ. Ulm*, 138 S.
- KUNTZE, A. (1920): Limoniinae Meig.. Tabellen zum Bestimmen der paläarktischen Limoniinae (Diptera Nematocera polyneura). *Zool. Jb. Syst.* 43, 371-432.
- LACKSCHWEITZ, P. (1928): Die paläarktischen Limnobiinen (Diptera) des Wiener Naturhistorischen Museums. *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 2, 195-244.
- LACKSCHWEITZ, P. & PAGAST, F. (1940-1942): 16. Limoniidae. In: LINDNER, E. (Hrg.) *Die Fliegen der paläarktischen Region III*, Schweizerbart, Stuttgart, Lfg. 135, 1-16, Lfg. 139, 17-32, Lfg. 145, 33-64.
- LANGE, N. (1982): Ausmaß und jahreszeitlicher Verlauf des Blatt-Biomasse-Konsums phyllophager Insekten an Schlehe, Weißdorn und Wildrosen in zwei Heckenlandschaften Oberfrankens. *Dipl.-Arb., Univ. Bayreuth*.
- LARSSON, S.G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. *Entom. Meddelels* 20, 275-560.
- LARSSON, S. & WIREN, A. (1982): Leaf eating insects in an energy forest stand of *Salix viminalis* L. in Central Sweden. *Ann. Ent. Fenn.* 48, 119-125.
- LAUGHLIN, R. (1967): Biology of *Tipula paludosa*: Growth of the larva in the field. *Ent. exp. & appl.* 10, 52-68.
- LAUTERBACH, A. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. *Abh. Landesmus. Münster* 26, 1-100.
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 55, 597-630.
- LE QUESNE, W. (1972): Studies on the coexistence of three species of *Eupteryx* (Hemiptera: Cicadellidae) on nettle. *J. Ent.* 47, 37-44.
- LINDROTH, C. H. (1945-49): Die Fennoskandischen Carabidae, eine tiergeographische Studie. Teile I-III. Göteborgs Kungl. Vetensk. Vitterh. Sam. Handl. Sjätte Földjen (Folge 6), Ser. B, Bd.4, Nr. 1-3, 709 S., 277 S., 911 S.
- LIPKOW, E (1966): Biologisch-ökologische Untersuchungen über *Tachyporus*-Arten und *Tachinus rufipes* (Col., Staphyl.). - *Pedobiologia* 6,140-177.
- LOHSE, G.A. (1954): Die Laufkäfer des Niederelbegebietes und Schleswig-Holsteins. *Verh. Ver. naturw. Heimatforsch. Hamburg* 31, 1-40.
- LOHSE, G.A. & LUCHT, W. H. (1989-1994): Die Käfer Mitteleuropas, Bd.12-14 (1.-3. Supplementband mit Katalogteil). Goecke & Evers, Krefeld.
- LORENZ, H. & KRAUS, M. (1957): Die Larvalsystematik der Blattwespen. Akademie Verlag, Berlin.
- LUFF, M.I. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. *Oecologia* 19, 345-357.
- MAERCKES, H. (1939): Untersuchungen zur Biologie und Bekämpfung schädlicher Tipuliden. *Arb. phys. angew. Ent. Berlin-Dahlem* 6, 222-257.

- MANNHEIMS, B. & THEOWALD, B. (1951-1980): 15. Tipulidae. In: LINDNER, E. (Hrg.) Die Fliegen der pläarktischen Region. Bd. III. Schweizbart, Stuttgart 1-538.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. Beitr. z. Ent. (Berlin) 3, 116-162.
- MARSHALL, J. & WARING, R. (1986): Comparison of methods of estimating leaf-area index in old-growth Douglas-Fir. Ecology 67, 975-979.
- MCNEILL, S. & SOUTHWOOD, T.R.E. (1978): The role of nitrogen in the development of insect/plant-relationships. In: HARBORNE (ed.) Biochemical aspects of plant and animal coevolution. Academic Press, London, 77-98.
- MEHL, U. & BELLER, J. (1982): Bruchwälder - gesetzlich geschützte Lebensgemeinschaften in Schleswig-Holstein. Bauernblatt/Landpost 39.
- MEIJERE, J. C. H. (1920a): Studien über palaearktische, vorwiegend holländische, Limnobiiden insbesondere über ihre Kopulationsorgane. Tijdschr. Ent. 62, 52-97.
- MEIJERE, J. C. H. (1920b): Studien über palaearktische, vorwiegend holländische, Limnobiiden insbesondere über ihre Kopulationsorgane.-Tijdschr. Ent. 63, 47-119.
- MENDL, H. & REUSCH, H. (1989): Liste der aus der Bundesrepublik Deutschland bis jetzt bekannten Stelzmücken (Diptera Nematocera: Limoniidae). Braunschw. naturkd. Schr. 3, 429-453.
- MEUFFELS, H. & GROOTAERT, P. (1987): Preliminary checklist of the Dolichopodidae from Belgium. Bull. Ann. S. r. Blge. Ent. 123, 29-41.
- MEYER, H. & B. HEYDEMANN (1990): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an Dolichopodiden und Empididen (Diptera-Dolichopodidae u. Empididae, Hybotidae) in Küsten- und Binnenlandbiotopen Schleswig-Holsteins. Faun. Ökol. Mitt. 6, 147-172.
- MEYER, G. & MONTGOMERY, M. (1987): Relationship between leaf age and food quality of cottonwood for the gypsy moth, *Lymantria dispar*. Oecologia 72, 527-532.
- MLETZKO, G. (1972): Ökologische Valenzen von Carabidenpopulationen im Fraxino-Ulmetum (T52, Oberst 53). Beitr. Ent. 22, 471-485.
- MONTGOMERY, G. (Hrg.) (1978): The ecology of arboreal folivores. Smithsonian Institution Press, Washington.
- MOSSAKOWSKI, D. (1964): Über die Verbreitung und Ökologie einiger Käfer in Mooren und Heiden Schleswig-Holsteins (Coleoptera: Carabidae et Staphylinidae). Faun. Mitt. Norddeutschland 2, 106-111.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. UTB, Heidelberg, Wiesbaden, 430 S.
- MÜLLER, H. (1972): Unterordnung: Cicadaria; Unterordnung: Psyllina. In: SCHWENKE (Hrg.) Die Forstschädlinge. Band 1. Parey, Hamburg, Berlin
- MÜLLER, H. J. (1978): Strukturanalyse der Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) einer Rasenkatena Thüringens (Leutratl bei Jena). Zool. Jb. Syst. 105, 285-334.
- MÜLLER, L. (1988): Auswirkung verschiedener Beweidungsintensitäten auf verschiedene Gruppen der Evertbraten. Dipl.-Arb. Univ. Kiel, 131 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1982): Faunenveränderungen - Indikation und ökologische Ursachen. Wiss. Zeitschr. Univ. Greifswald 31, 53- 56.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedologische Indikatoren. Pedobiologia 33, 145-153.
- NEGROBOV, O. P. & A. STACKELBERG (1971-1979): 29. Dolichopodidae. In: LINDNER, E. (Hrg.) Fliegen der Paläarktischen Region. Schweizerbart, Stuttgart, 225-530.
- NEUDECKER, C. (1974): Das Präferenzverhalten von *Agonum assimile* Payk. (Carab., Coleopt.) in Temperatur-, Feuchtigkeits- und Helligkeitsgradienten. Zool. Jb. Syst. 101, 609-627.
- NEUSSEL, A. (1990): Vergleich der ökologischen Verteilung und des Blattverzehr phytophager Insekten eines Waldrandknicks und eines Feldknicks. Staatsexamensarbeit, Univ. Kiel.
- NEUVONEN, S. & HAUKIOJA, E. & MOLARIUS, A. (1987): Delayed inducible resistance against a leaf-chewing insect in four deciduous tree species. Oecologia 74, 363-369.
- NEUVONEN, S. & HAUKIOJA, E. (1984): Low nutritive quality as defence against herbivores: Induced responses in birch. Oecologia 63, 71-74.
- NIEHUS, O. (1984): Zur Biologie und Ökologie blattminierender Insekten der Erle und ihrer Parasiten. Dipl. Arb. Univ. Kiel.
- NIELSEN, B. (1974): En undersøgelse over snudebillefaunaen (Curculionidae) i en dansk bøgeskov. Ent. Meddr. 42, 169-188.

- NIELSEN, B. (1977): The distribution of herbivory in a beech canopy. *Ecol. Ent.* 2, 293-299.
- ODUM, E.P. (1983): *Grundlagen der Ökologie*. 2. Auflage. Thieme, Stuttgart.
- OSSIANNILSSON, F. (1983): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomol. Scand.*, Scand. Sc. Press, Klampenborg.
- OST, G. (1979): Auswirkungen der Mahd auf die Artenmannigfaltigkeit (Diversität) eines Seggenriedes am Federsee. *Veröff. Natursch. Landschaftspfl. Bad.-Württ.* 49/50, 407-439.
- OSTERBROEK, P. & THEOWALD, Br. (im Druck): Tipulidae. In: SOOS, A. & PAPP, L. (Hrg.) *Catalogue of palaearctic Diptera*. Budapest.
- PAARMANN, W. (1966): Vergleichende Untersuchungen über die Verbindungen zweier Carabiden-Arten (*Pterostichus angustatus* Dft. und *Pt. oblongopunctatus* F.) an ihre verschiedenen Lebensräume. *Z. wiss. Zool.* 174, 83-176.
- PALMEN, E. (1949): Felduntersuchungen und Experimente zur Kenntnis der Überwinterung einiger Uferarten. *An. entom. fenn.* 14, 169-179.
- PARENT, O. (1938): *Diptères Dolichopodidae*. *Faune de France* 35, 720 S.
- PETRUSEWITZ, K. (Hrg.) (1967): Secondary productivity of terrestrial ecosystems (Principles and methods). Polish academy of science, Vol II. Warszawa.
- PLATEN, R. (1992): Die Entwicklung eines Zeigerwertsystems für Laufkäfer (Col.: Carabidae) mit Hilfe einer „Canonical Corresponden Analysis“ (CCA). *Verh. d. Ges. f. Ökologie* 21, 321-326.
- PREISING, E. (1952/53): Erläuterungen zur Naturlandschaftskarte des Stadtkreises Köln.-Stolzenau (unveröff. Manuskript).
- PRITCHARD, I. & JAMES, R. (1984): Leaf mines: Their effect on leaf longevity. *Oecologia* 64, 132-139.
- PSCHORN-WALCHER, H. (1980): Populationsfluktuationen und Parasitierung der Birken-Erlenminiermotte (*Coleophora serratella*) in Abhängigkeit von der Habitat-Diversität. *Z. ang. Ent.* 89, 63-81.
- PSCHORN-WALCHER, H. (1982): Symphyta, Pflanzenwespen. In: SCHWENKE (Hrg.) *Die Forstschädlinge Europas*. Band 4. Parey, Hamburg, Berlin.
- RABELER, W. (1969): Über die Käfer- und Spinnenfauna eines nordwestdeutschen Birkenbruchs. *Vegetatio* 18, 387-392.
- REICHLE, D.E. (1973): *Analysis of temperate forest ecosystems*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- REICHLE, D. E. & GOLDSTEIN, R. & VAN HOOK, R. & DODSON, G. (1974): Analysis of insect consumption in a forest canopy. *Ecology* 54, 1076-1084.
- REINKE, S. (1968): Die Entwicklung der Alten Schwentine in Ostholstein. *Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst.* 38, 73-92.
- REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. *Z. angew. Ent.* 42, 353-400.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Ann. zool. Soc. Zool.-Bot. Fennicae Vanamo* 6, 1-226.
- REUSCH, H. (1989): Stelzmücken im Tiefland Norddeutschlands (Diptera Nematocera: Limoniidae).- *Braunsch. naturkundl. Schr.* 3, 455-472.
- RHOADES, D. F. & CATES, R. (1976): Towards a general theory of plant antiherbivore chemistry. *Rec. Adv. Phytochem.* 10, 168-213.
- ROGGENKAMP, M. (1990): Die ökologische Verteilung flugaktiver Diptera entlang eines Knick-Acker-Transsekt. *Dipl.-Arb. Univ. Kiel*, 108 S.
- ROSENTHAL, G. & JANZEN, D. (1979): *Herbivores - Their interaction with secondary plant metabolites*. Academic Press, New York, 718 S.
- ROSS, H.H. (1957): Principles of natural coexistence indicated by leafhopper populations. *Evolution* 11, 113-129.
- SACHS, L. (1984): *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York; Tokyo, 552 S.
- SAUER, F. (1988): *Raupe und Schmetterling nach Farbfotos erkannt*. Fauna Verlag, Karlsfeld, 218 S.
- SAVCHENKO, E. N. (1961): Tipulidae: Subfamily Tipulinae, genus *Tipula* L. (1). In: *Fauna SSSR, Diptera 2, Akad. Nauk. SSSR, Moskau, Leningrad*, 1-486.
- SAVCHENKO, E. N. (1964): Tipulidae: Subfamily Tipulinae, genus *Tipula* L. (2). In: *Fauna SSSR, Diptera 2, Akad. Nauk. SSSR, Moskau, Leningrad*, 1-502.
- SAVCHENKO, E. N. (1973): Tipulidae: Subfamilies Tipulinae and Flabelliferinae. In: *Fauna SSSR, Diptera 2, Akad. Nauk. SSSR, Leningrad*, 1-283.

- SAVCHENKO, E. N. (1982): Limoniidae: Subfamily Eriopterinae. Fauna Ukrainy, 14 (3), Naukowa Dumka, Kiew, 335 S.
- SAVCHENKO, E. N. (1985): Limoniidae: Subfamily Limoniinae. Fauna Ukrainy, 14 (4), Naukowa Dumka, Kiew, 180 S.
- SAVCHENKO, E. N. (1986): Limoniidae: Introduction : Subfamilies Pediciinae and Hexatominae. Fauna Ukrainy, 14 (2), Naukowa Dumka, Kiew, 380 S.
- SCHAUERMANN, J. (1973): Energieumsatz phytophager Insekten im Buchenwald. II. Die produktionsbiologische Stellung der Rüsselkäfer mit rhizophagen Larvenstadien. Oecologia 13, 313-350.
- SCHAUERMANN, J. (1977): Zur Abundanz- und Biomassedynamik der Tiere in Buchenwäldern des Solling. Verh. Ges. Ökol., 113-124.
- SCHRAUTZER, J., HÄRDLE, W., HEMPRICH, G. & WIEBE, C. (1991): Zur Synökologie und Synsystematik gestörter Erlenbruchwälder im Gebiet der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein). Tuexenia 11, 293-307.
- SELLKE, K. (1936): Biologische und morphologische Studien an Wiesenschnaken (Tipulidae). Z. Wiss. Zool. A. 148, 465-555.
- SÖRENSEN, T. (1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skrift. 5, 1-34.
- SOMMER, R. G. (1978): Experimentell-ökologische Untersuchungen an Dolichopodiden (Diptera-Brachycera) im Grenzbereich Land-See. Diss. Univ. Kiel, 123 S.
- SOUTHWOOD, T.R.E., MORAN, V. & KENNEDY, C. (1982): The richness, abundance, and biomass of the arthropod communities on trees. J. An. Ecol. 51, 635-649.
- SPÄTH, H. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte Westfalens. Decheniana 133, 33-56.
- STACKELBERG, A. (1930): Dolichopodidae. In: LINDNER, E. (Hrg.) Die Fliegen der paläarktischen Region. Schweizerbart, Stuttgart, 1-224.
- STAHL, A. (1982): Untersuchungen zum Wirtspflanzenspektrum und zur Wirtswahl von *Phyllobius*- und *Polydrosus*-Imagines (Col. Curculionidae). Dipl.-Arb. Univ. Bayreuth.
- STRÁKA, V. (1975): Spracovanie rodu *Hilara* Meig. (Diptera,Empididae) na uzemi CSSR.-Vydavat. Slov. Akad. Vied 21, 5-155.
- TAUSCHER, H. (1986): Unsere Heuschrecken. Franck, Stuttgart.
- TER BRAAK, C.J.F. (1987) Ordination. In: JONGMANN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F. & VAN TONGEREN, O.F.R. (eds.) Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 91-169.
- THIEDE, U. (1977): Untersuchungen über die Arthropodenfauna in Fichtenforsten (Populationsökologie, Energieumsatz). Zool. Jb. Syst. 104, 137-202.
- THIELE, H.-U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. Zeitschr. ang. Ent. 39, 316-367.
- THIELE, H.-U. (1962): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden. Verh. 11. Internat. Kongr. Entom., Wien 1960, 165-169.
- THIELE, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindungen bei Carabiden. Z. Morph. Ökol. Tiere 53, 387-452.
- THIELE, H.-U. (1967): Analyse und Synthese im tierökologischen Experiment. Z. Morph. Ökol. Tiere 58, 373-380.
- THIELE, H.-U. (1969): The control of larval hibernation and of adult aestivation in the carabid beetles *Nebria brevicollis* F. and *Patrobus atrofusus* Stroem. Oecologia 2, 347-361.
- THIELE, H.-U. & KOLBE, W. (1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. Pedobiologia 1, 157-173.
- THIELE, H.-U. & WEISS, H.E. (1976): Die Carabidae eines Auwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. Schr.-Reihe für Veget.-Kunde 10, 359-374.
- TIETZE, F. (1974): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera - Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. Hercynia N.F. 11, 47-68.
- TISCHLER, W. (1977): Kontinuität des Biosystems Erle (*Alnus*) - Erlenblattkäfer (*Agelastica alni*). Z. ang. Ent. 64, 69-92.
- TISCHLER, W. (1980): Biologie der Kulturlandschaft. Fischer, Stuttgart, New York, 253 S.

- TJEDER, B. (1959): A synopsis of the Swedish Tipulidae. 2. Subfam. Limoniidae: tribe Pediciini. Opusc. Entomol. 24, 1-9.
- TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col. Carabidae). Drosera 1, 109-116.
- TOPP, W. (1989): Laufkäfer als Bioindikatoren in der Kulturlandschaft. Verh. IX. SIEEC Gotha 1986, 78-82.
- TREHEN (1977) Recherches sur les Empidides à larves edaphiques. Thèse d'Etat, Rennes.
- TROLLE, L. (1974): Danske Typhlocybiner. Ent. Meddr. 42, 53-62.
- TULLGREN, A. (1918): Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierformen. Z. angew. Entomol. 4, 149-150.
- TUOMIKOSKI, R. (1936): Ein vermutlicher Fall von geographischer Parthenogenesis bei der Gattung *Tachydromia* (Diptera, Empididae). Ann. Ent. Fenn. 1, 38-43.
- VARLEY, G.C. (1967): Estimation of secondary production in species with an annual life-cycle. In: PETRUSEWICZ (ed.) Secondary productivity of terrestrial ecosystems. Warszawa-Krakow.
- VENEBRÜGGE, G. (1988): Analyse des ökologischen Hauptforschungsraumes „Bornhöveder Seengebiet“ mittels eines geographischen Informationssystems. Hausarbeit Geographisches Inst. Univ. Kiel.
- VOGEL, J. (1982): Ökofaunistische Untersuchungen an der Staphylinidenfauna (Coleoptera, Staphylinidae) des Hakelwaldes im Bezirk Halle/S. (DDR). Hercynia N. F. 19, 146-170.
- VOGEL, J. & KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Waldbiotopie in Schleswig-Holstein. Faun-ökol. Mitt. 6, 87-94.
- WEISHEIT, K. (1990): Biomasse-Dynamik in einer Wallhecke - Beitrag zur Ökosystemforschung Bornhöveder Seenkette. Dipl. Arb. Univ. Kiel.
- WHITE, I. & HODKINSON, I. (1982): Psylloidea (nymphal stages). Handbook for the identification of British insects, Vol.II, Part 5b. Roy. Ent. Soc. Lon.
- WIEBE, C. (1991): Vegetationskundliche Untersuchungen am Fuhlensee und Schierensee (Bornhöveder Seenkette). Dipl. Arb. Univ. Kiel.
- WILLIAMS, K. & MYERS, J. (1984): Previous herbivore attack of red alder may improve food quality for fall webworm larvae. Oecologia 64, 166-170.
- WILMS, B. (1961): Untersuchungen zur Bodenkäferfauna in drei pflanzensoziologisch unterschiedenen Wäldern der Umgebung Münsters. Abh. Landesmus. Naturk. Münster, Westf. 23, 1-15.
- WINTER, K. (1971): Studies on the productivity of Lepidoptera populations. Ecol. Stud. 2, 94-99.
- WRAGE, H. A. (1982): Ökologie der Stelzenmücken (Limoniidae) des Litorals und angrenzender Gebiete im Nordseeküstenbereich (Diptera, Nematocera). Faun. ökol. Mitt. Suppl. 3, 47 S.
- ZIEGLER, W., SUIKAT, R. & GÜRLICH (1994): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Käferarten. Landesamt f. Natursch. u. Landschaftspf., Kiel, 96 S.
- ZÖCKLER, C. (1985): Einfluß von Entwässerung und Beweidung auf die Arthropoden-Fauna in Feuchtwiesen-Ökosystemen. Dipl.-Arb. Univ. Kiel, 159 S.
- ZORDO, I. de (1979): III. Lebenszyklen und Zönitök von Coleopteren. In: JANETSCHKE, H. (Hrg.) Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergurgl, Tirol). Alpin-Biolog. Stud. Veröff. Univ. Innsbruck.
- ZWÖLFER, H., BAUER, G., HEUSINGER, G. & STECHMANN, D. (1984): Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. Ber. ANL Beih. 3, 1-155.

Adressen der Verfasser:

Dipl. Biol. Rolf Nötzold
Forschungsstelle für Ökosystemforschung und Ökotechnik
Universität
Olshausenstraße 40
D-24098 Kiel

Dipl. Biol. Sabine Rief
Hansastraße 48
D-24118 Kiel

Dipl. Biol. Jens Ambsdorf
Hexentellerweg 3c
D-24145 Kiel

