UFZ-Bericht

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 11/1997 Dissertation

Der Einfluß von Immissionen auf ausgewählte Insektengruppen (Homoptera, Auchenorrhyncha; Coleoptera, Carabidae) verschiedener Trophieebenen

Sabine Neumann

ISSN 0948-9452

"Der Einfluß von Immissionen auf ausgewählte Insektengruppen (Homoptera, Auchenorrhyncha; Coleoptera, Carabidae) verschiedener Trophieebenen

Dissertation
zur
Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften
(Dr. rer. nat.)

dem
Fachbereich Biologie
der Philipps-Universität Marburg
vorgelegt von
Sabine Neumann
aus Erfurt

Marburg/Lahn 1996

Die Zikaden sangen,
und als sie damit aufhörten,
wurde es Morgen,
oder weil es Morgen wurde,
hörten sie auf zu singen.

E. Strittmatter

Inhaltsverzeichnis

		Seite
1.	**Einführung**	6
2.	**Untersuchungsgebiet Dübener Heide**	8
2.1.	Lage und Gebietsbeschreibung	8
2.2.	Geomorphologie, Böden und Hydrologie	9
2.3.	Klima	10
2.4.	Natürliche Vegetation, aktuelle Vegetation und Forstgeschichte	11
2.5.	Immissionssituation	14
3.	**Untersuchungsflächen**	16
3.1.	Lage	16
3.2.	Bodenverhältnisse	17
3.3.	Immissionsbelastung	19
3.4.	Klima	20
3.5.	Mikroklima	21
3.6.	Vegetation	24
4.	**Material und Methoden**	36
5.	**Ergebnisse Zikaden**	38
5.1.	Arteninventare und Dominanzstrukturen	40
5.2.	Artenzahlen	45
5.3.	Diversität und Eveness	46
5.4.	Faunenähnlichkeit	47
5.5.	Hibernation	50
5.6.	Voltinismus	52
5.7.	Besiedlung verschiedener Vegetationsschichten	55
5.8.	Phagieverhalten	57
5.9.	Nutzung des Nährpflanzenangebotes	60
6.	**Diskussion zu den Ergebnissen bei Zikaden**	71
7.	**Ergebnisse Laufkäfer**	80
7.1.	Laufkäfer im Immissionsgradienten Dübener Heide	80
7.1.1.	Arteninventare und Dominanzstrukturen	80
7.1.2.	Artenzahlen und Aktivitätsdichten	87
7.1.3.	Diversität und Eveness	88
7.1.4.	Faunenähnlichkeit	89
7.1.5.	Habitataffinität	94
7.1.6.	Entwicklungstypen	97
7.1.7.	Größe	101
7.1.8.	Phänologie	104
7.2.	Laufkäfer im großräumigen Immissionsgradienten	106
7.2.1.	Arteninventare und Dominanzstrukturen	106
7.2.2.	Artenzahlen und Aktivitätsdichten	107
7.2.3.	Diversität und Eveness	108
7.2.4.	Faunenähnlichkeit	108
7.2.5.	Ökologische Charakteristika (Habitataffinität, Entwicklungstypen, Größe)	109
7.2.6.	Phänologie	110
7.2.7.	Diskussion der Ergebnisse zum großräumigen Immissionsgradienten	110

7.3. Laufkäfer auf Laubwaldstandorten ... 112
7.3.1. Arteninventare und Dominanzstrukturen ... 112
7.3.2. Artenzahlen und Aktivitätsdichten ... 113
7.3.3. Diversität und Eveness ... 114
7.3.4. Ökologische Charakteristika (Habitataffinität, Entwicklungstypen, Größe) ... 114
7.3.5. Phänologie ... 115
7.3.6. Diskussion der Ergebnisse zu den Laubwaldstandorten ... 116

8. Diskussion zu den Ergebnissen bei Laufkäfern ... 118

9. Zusammenfassung ... 126

10. Literaturverzeichnis ... 130

Dank

Es ist mir ein besonderes Bedürfnis, all denen zu danken, die durch ihre Unterstützung zur Fertigstellung dieser Arbeit beigetragen haben. Besonderer Dank gilt meinem Mann für sein Verständnis für oft akuten Zeitmangel meinerseits und die große Hilfe bei der Familienversorgung, sowie meiner Tochter Jule, die durch ihr fröhliches Wesen immer wieder Optimismus lieferte.
Meinem Betreuer, Herrn Professor R. Remane, danke ich für seine unendliche Geduld bei der Einführung in die Zikadenbestimmung und die vielen interessanten Anregungen während der Arbeit. Trotz der räumlichen Distanz zwischen Halle und Marburg fand er stets Zeit, um mit sehr viel Enthusiasmus auf alle Probleme einzugehen.
Für die oft sehr aufwendige Unterstützung in der Freilandarbeit, sowie für die Vorsortierung des Fallenmaterials danke ich Frau H. Jany (Bad Lauchstädt) und Frau Kaspar (Stechlin) für die Leerung der Fallen auf der 250km entfernten Vergleichsfläche. Ich danke herzlich Frau A. Thondorf (Bad Lauchstädt) für die Hilfe bei der pH-Wert-Bestimmung. Herrn Dr. W. Gluch (Halle) danke ich für die Zuarbeitung für die Immissionsdaten sowie Herrn Dr. G. Stöcker (Halle) für die Anregung des Themas und die Gewährleistung einer stets fröhlichen Arbeitsatmosphäre. Gleiches gilt für Herrn Dr. Klotz (Bad Lauchstädt), dem ich außerdem sehr herzlich für die kritische Manuskriptdurchsicht sowie Hilfe bei der vegetationskundlichen Bearbeitung danke. Herr Dr. P. Schnitter (Halle) half mir mit vielen Anregungen bei der Bearbeitung der Carabiden. Ihm danke ich ebenfalls für die kritische Manuskriptdurchsicht. Mit Herrn U. Amarell (Bad Lauchstädt) war die Zusammenarbeit bei der vegetationskundlichen Bearbeitung stets ein Vergnügen.
Unseren Freunden in Nottingham danke ich für ein Jahr englische Gastlichkeit und stete Hilfsbereitschaft sowie den Spaß in den Arbeitspausen, der neuen Ansporn für die Fertigstellung dieser Arbeit gab.
Meinen Kollegen am Umweltforschungszentrum danke ich für die immer freundliche Arbeitsatmosphäre, insbesondere Frau S. Härtling und Herrn Dr. Haferkorn für aufmunternde Worte sowie Verständnis und Einspringen bei "Blitzaktionen" oder bei der Lösung computertechnischer Probleme.

1. Einführung

Unsere heutige Zeit ist geprägt durch Schnellebigkeit und gravierende Veränderungen in nahezu allen Lebensbereichen. Insbesondere das Tempo der technischen Entwicklung führt zu einer Veränderung der Landschaft und damit zu einem Floren- und Faunenwechsel, der oftmals irreversibel ist. Der Ausbau des Verkehrsnetzes, privater Wohnungsbau und die Entstehung von Einkaufs- und Gewerbeparks sollen nur als Beispiele für den "Umbau" der Natur genannt sein.

Von einer besonderen Situation kann man für das Gebiet der ehemaligen DDR ausgehen, da hier in einem extremen Zeitraffer der Aufbau eines neuen Wirtschaftsystems erfolgt. Das Anstreben schneller wirtschaftlicher Erfolge läßt jedoch zumeist keine ökologisch verträgliche Variante zu, so daß Biozönosen bestimmter Lebensbereiche unwiederbringlich verschwinden. Stellvertretend aufgeführt sein sollen hier nur die Lebensgemeinschaften des ehemaligen Grenzstreifens zwischen der DDR und BRD, welcher Rückzugsgebiet für einige bedrohte Arten wie Uhu oder Schwarzstorch darstellte.

Positive Aspekte der Vereinigung beider deutscher Staaten hinsichtlich der Umweltbelastung sind hingegen die strengere Überwachung von Umweltnoxen sowie den Schadstoffausstoß betreffende Auflagen für Firmen. Dies führte in vielen Fällen wiederum zu einer drastischen Veränderung der Umweltsituation. So kam es zu deutlichen Luftverbesserungen in ehemals schwer immissionsbelasteten Industriegebieten.

Aufgrund dieser sehr schnellen Veränderungen der Umweltsituation auf dem Gebiet der ehemaligen DDR bietet sich die wohl einmalige Chance, deren Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzengemeinschaften zu erfassen, das Reaktionsvermögen der Biozönosen abzuschätzen und mögliche Entwicklungstendenzen anzugeben. Die vorliegende Arbeit gliedert sich in ein Forschungsprogramm des Umweltforschungszentrums Leipzig - Halle ein:

Die Auswirkungen von Immissionen auf Biozönosestrukturen (Phyto- und Zoozönosen) sind bislang im Gegensatz zu Bioindikations- und -monitoringarbeiten, die sich hauptsächlich auf chemische, biochemische und physiologische Parameter beschränkten, nur ungenügend untersucht worden. Diese Strukturen sind erheblich komplexer; einfache Kausalketten ausgehend von den Immissionen zu den Gliedern des Systems bestehen nur selten. Deshalb wurden in dieser Arbeit unterschiedliche Elemente in den Ökosystemen betrachtet und der Versuch unternommen, ihre Beziehungen zueinander zu analysieren.

Untersuchungsschwerpunkt der Arbeit war die Erfassung möglicher Wirkungen von Depositionen des Bitterfelder Industriegebietes auf den Bestand von Pflanzen- und Tierarten und deren Beziehungsgefüge in der nahegelegenen Dübener Heide. Zu diesem Zweck wurden Bodenvegetation und ausgewählte Tiergruppen verschiedener Konsumtionsebenen untersucht. Dies erfolgte in einem West-Ost-Transekt, dessen Untersuchungsflächen eine nach Osten hin abnehmende Immissionsbelastung zeigen.

Hauptaugenmerk sollte auf den Vergleich von Zikaden- und Laufkäferfauna in unterschiedlich stark immissionsbelasteten Kiefernforsten gelegt werden. Bei diesen beiden gewählten Gruppen liegt eine unterschiedliche Einnischung vor: Die mitteleuropäischen Zikadenarten sind bekanntlich, mit Ausnahme der im Untersuchungsgebiet nicht vorkommenden *Achilidae*, sämtlich phytophag und somit in allen Entwicklungsstadien auf das Vorhandensein von Vegetation angewiesene Primärkonsumenten. Bei vielen Arten ist ihr Auftreten zumindest regional mit einer oder wenigen Pflanzenarten assoziiert. Laufkäfer hingegen ernähren sich überwiegend zoophag und leben in der Mehrzahl am Boden, viele sogar nur auf unbewachsenen oder allenfalls lückig bewachsenen Böden. Nur wenige sind Kraut- oder Baumschichtbesiedler. Zudem ist bei Laufkäfern als holometabolen Insekten mit stärkeren Unterschieden zwischen Larval- und Imaginalhabitaten zu rechnen als bei den paurometabolen Zikaden. Ein Vergleich der Reaktionen so unterschiedlicher Gruppen auf die gleiche grundlegende Umweltveränderung schien demzufolge lohnend. Bei synökologischen Arbeiten sollten im Idealfall neben den Pflanzenarten sämtliche vorkommende Tierstämme berücksichtigt werden. Dies ist für einen Bearbeiter nahezu unmöglich, so daß in den meisten Untersuchungen "nur" vergleichende Faunenlisten vorliegen.

RABELER (1960) schlägt die Bearbeitung mehrerer Gruppen mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen vor. Dies sollen in dieser Arbeit Zikaden und Laufkäfer in unterschiedlicher Einnischung in der Nahrungskette sein.

Diese Studie eines räumlichen Immissionsgradienten wird einem zeitlichen Gradienten gegenübergestellt. Hierfür konnten ökofaunistische Untersuchungen verschiedener Arthropodengruppen der 70er Jahre in die aktuellen Auswertungen einbezogen werden. Damit bietet sich die Möglichkeit, zugleich eine Langzeitstudie über Populationsentwicklungen und mögliche Auswirkungen der stark reduzierten Immissionen auf Arthropodengemeinschaften vorzulegen.

2. Untersuchungsgebiet Dübener Heide
2.1. Lage und Gebietsbeschreibung

Die Bezeichnung "Heide" wird im mitteldeutschen Sprachgebrauch für grundwasserferne, kiefernbestandene Waldstandorte verwendet, gegensätzlich zu dem im Norddeutschen gebrauchten Heidebegriff, der atlantische Zwergstrauchgesellschaften kennzeichnet.

Die Dübener Heide liegt in Mitteldeutschland, nordöstlich des Halle-Leipziger Industriegebietes, in den Ländern Sachsen und Sachsen-Anhalt und bildet ein geschlossenes Waldgebiet zwischen Gräfenhainichen und Bad Schmiedeberg, Kemberg und Bad Düben. Sie ist geprägt von der abwechslungsreichen Endmoränenlandschaft zwischen Elbe (im Norden und Osten) und Mulde (im Westen), weshalb sie auch "Elbe-Mulde-Winkel" genannt wird (Abb.1). Im Süden findet sie ihren Abschluß in der Niederung zwischen Bad Düben und Torgau. Das Waldgebiet umfaßt eine Fläche von rund 1300 km^2. Neben ausgedehnten Kiefernforsten ist die Dübener Heide durch Eichen-Hainbuchen- und Buchenwälder, Acker-, Wiesen- und Weideflächen geprägt. Auf kleinem Raum liegen Seen, Teiche, Moore, Bäche, Anhöhen und steile Uferzonen beieinander und machen die besondere Vielgestaltigkeit der Dübener Heide aus.

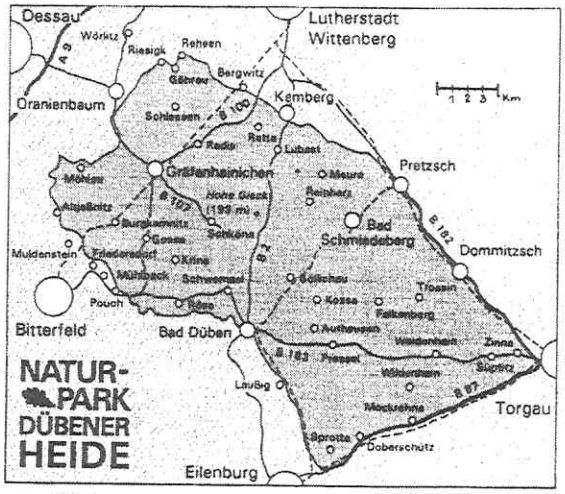


Abb.1: Lage des Untersuchungsgebietes Dübener Heide

Köhlerei und Töpferei sind alte Handwerke, die auch heute noch ausgeübt werden. In früherer Zeit gab es Glashütten, die heute jedoch nicht mehr in Betrieb sind. FRISCH (1926) schreibt dazu: "Unweit Schmiedeberg hat man vormals zu Körbin eine Glashütte gehabt, worinnen das vortrefflichste Glas zubereitet worden ist, das dem venetianischen an Schönheit und innerem Wert nichts nachgegeben. Sie ist aber mit der Zeit eingegangen. Die Glasgeschirre haben damals guten Abgang gefunden." FRITSCHE (1933): "Früher gab es in der Heide zahlreiche Pechhütten, die aber eingegangen sind... Die Ursache liegt in dem Mangel des Zollschutzes gegen den auswärtigen, namentlich schwedischen Wettbewerb."

Bedingt durch das Nebeneinander verschiedener Landschaftselemente konnten sich in der Dübener Heide einige Tier- und Pflanzenarten halten, die in den umliegenden Gebieten nicht mehr anzutreffen sind. Auch kam es zur Ansiedlung neuer Arten, die natürlicherweise im Gebiet nicht vorkommen. Die Moore bieten seltenen Arten wie Sonnentau, Krebsschere, Sumpfschildkröte, Schwarzstorch, Fischadler, Kranich und Elbebiber Lebensraum. Charakteristische Arten für das Gebiet sind Heidekraut, Kiefer und Birke. Rothirsch, Reh und Wildschwein kommen auch heute noch in guten Beständen vor. FRITSCHE (1933) erwähnt daneben für die damalige Zeit Vorkommen von Birkhuhn, Trappe, Edelfalke, Wiedehopf, Wachtelkönig und Fischotter.

Die Dübener Heide ist seit 1992 Naturpark und genießt damit besonderen Schutz. Der Naturpark umfaßt einige Naturschutzgebiete und ein Landschaftsschutzgebiet. Seit Bestehen des Naturparks werden verstärkt Wanderwege angelegt und ausgebaut, um den Anforderungen eines Naherholungsgebietes unter Berücksichtigung von Naturschutzaspekten gerecht zu werden.

Der oftmals idyllische Anblick sollte jedoch nicht über die zahlreichen anthropogenen Eingriffe hinwegtäuschen, die seit Jahrhunderten die Heide veränderten. Die mächtigen Braunkohlenvorkommen in den eozänen und miozänen Schichten der Dübener Heide haben besonders

im Südwesten zu weiträumigen Tagebauen und Rekultivierungsflächen geführt. Rekultivierungsmaßnahmen waren und sind oft lediglich Auffüllungen der Tagebaurestlöcher mit Wasser für eine spätere Nutzung als Naherholungsgebiet. Starken Veränderungen waren auch die Buchen- und Eichen-Hainbuchenwälder unterworfen, die zugunsten von schnellwüchsigen Kiefernmonokulturen gerodet wurden. Einen schwerwiegenden Einschnitt stellten die Ansiedlung verschiedener Chemiebetriebe um Bitterfeld, sowie die Anlage von Kraftwerken dar, was zu extremen Immissionsbelastungen mit den daraus resultierenden Schädigungen der Vegetation in der Dübener Heide führte.

2.2. Geomorphologie, Böden und Hydrologie

Die Dübener Heide wird von einer gut ausgeprägten, warthestadialen Stauchendmoräne zwischen Gräfenhainichen und Bad Schmiedeberg und einer südwestlich vorgelagerten großen Sanderfläche gebildet (Abb.2,3). Im Zeitraum des Rotliegenden (Perm) gab es im heutigen Bitterfelder Raum Vulkanismus. Die sich über die Landoberfläche ergießenden magmatischen Massen erstarrten zu Porphyr. Dieser durchbricht vereinzelt die glazialen Bildungen und tritt bei Torgau, Golpa, Muldenstein und Burgkemnitz kuppenförmig zutage.

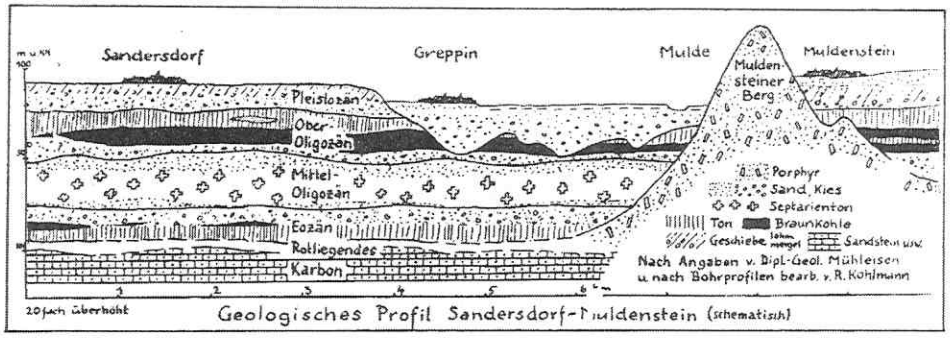


Abb.2: Geologisches Profil Sandersdorf-Muldenstein

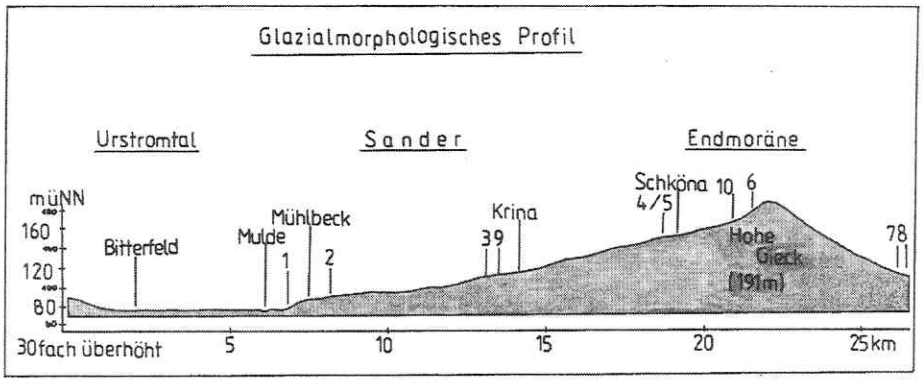


Abb.3: Glazialmorphologisches Profil durch die Dübener Heide mit den Untersuchungsflächen (D1-8 Kiefernforste / B9-10 Laubwaldstandorte)

Abgesehen von den genannten Porphyrdurchragungen sind die Gesteine des Perm im Raum Bitterfeld von den Sedimenten späterer Formationen überlagert. Besonders im Tertiär kam es zu neuerlichen Ablagerungen in Form von Tonen, Sanden, Kiesen und zwei mächtigen Braunkohleflözen. Das anschließende Pleistozän bewirkte die heutige Dreiteilung der Oberflächengestalt. Im Westteil werden die tertiären Schichten von pleistozänem Kies und Sand sowie von Geschiebemergel bzw. Geschiebelehm überlagert. Diese wurden in der Saale-Eiszeit als Grundmoräne beim Niedertauen des verunreinigten Gletschereises abgelagert. Durch Abtauen des Eisrandes in einem späteren Abschnitt der Saale-Eiszeit (Linie Gräfenhainichen - Hohe Gieck - Schmiedeberg) lagerte das Gletschereis an seinem Rand die mitgeführten Stoffe ab. So befindet sich im Nordostteil die höchste Erhebung der Dübener Heide, die "Hohe Gieck" (191m NN) als Teil eines Endmoränenkranzes (KOHLMANN 1964).

Den Hauptanteil an Böden stellen arme sandige und sandig-lehmige Böden (Abb.4). Die (vorherrschende) durchschlämmte Braunerde auf Sand wandelt sich mit zunehmender Versauerung zu Braunpodsolen um (unter Wald). Bei Staunässe tritt häufig Braunerde-Pseudogley oder Pseudogley-Braunerde auf (LEGLER 1966, KLIMAATLAS DER DDR 1953).

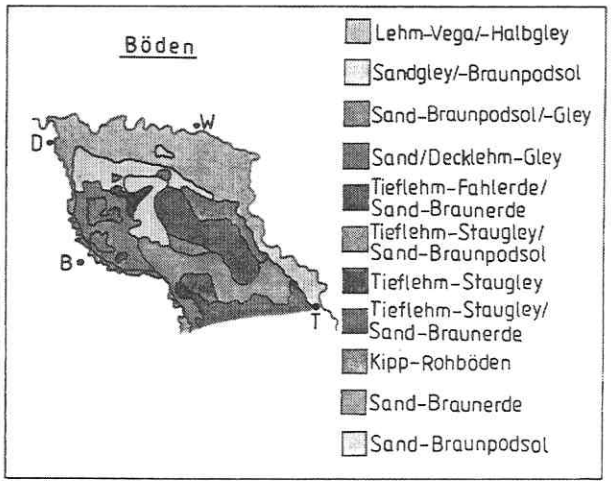


Abb.4: Bodenformen der Dübener Heide

Im Hauptendmoränenbogen entstand durch Aufstauchung und Schuppung eine wichtige Grundwasserscheide. Südwestlich von dieser fließt das Grundwasser dem Muldetal zu, während es im Nordosten von allen Seiten in das Schmiedeberger Becken einströmt, was eine hydrologische Besonderheit darstellt. Dadurch wurde hier die Ausbildung vermoorter Alluvionen stark begünstigt (NEEF 1961).

Die Stehgewässer haben zumeist anthropogenen Ursprung. Es sind im wesentlichen Grubenrestlöcher bzw. Mühl- oder Dorfteiche. Der Grundwasserspiegel auf der Sanderfläche liegt ca. 10m unter der Sandschicht und ist damit für die Vegetation unerreichbar (LEGLER 1966). Die grundwasserführenden Schichten des Liegenden der Braunkohlenflöze stellen ein bedeutendes Wasserreservoir der Heide dar. Durch den Abbau der Braunkohle kam es zu empfindlichen Störungen in den natürlichen Grundwasserverhältnissen in Form von Grundwasserabsenkungen (THIEM 1952).

2.3. Klima

Das Klima der Dübener Heide entspricht dem Mitteldeutschen Binnenlandklima (Abb.5). Im Westen der Heide herrscht, bedingt durch den Regenschatten des Harzes und den Temperaturgang, kontinentaler getöntes Klima; die mittlere jährliche Niederschlagsmenge wird mit 550 bis 600mm angegeben. Damit kann das Gebiet sicher vom Mitteldeutschen Trockengebiet (500mm)

abgetrennt werden. Die Mulde ist die natürliche Niederschlagsscheide. Nach Osten hin nimmt die Kontinentalität ab. An den Endmoränenzügen (mittlerer Teil der Dübener Heide) kommt es zum Abregnen feuchter Luftmassen und damit zu höheren Niederschlagsmengen von 600 bis 700mm.

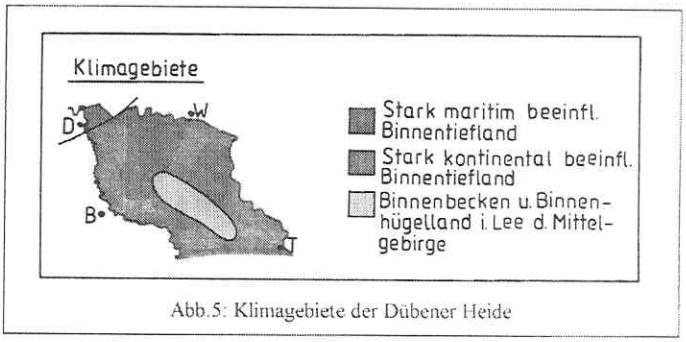


Abb.5: Klimagebiete der Dübener Heide

Die mittlere Lufttemperatur der Dübener Heide im Jahr beträgt 8,5°C. Dabei liegt die Jahresdurchschnittstemperatur im Westen der Heide bei 8,5-9°C, im Zentrum der Heide bei 8 bis 8,5°C. Die Temperaturen liegen im langjährigen Mittel um 1°C niedriger als in der Umgebung, und die Vegetationsperiode weist mit 16 bis 17°C im Zentrum der Dübener Heide geringere Werte als der übrige Elbe-Mulde-Winkel auf (17 bis 18°C).

In der Niederschlagsverteilung ist die Dübener Heide begünstigter als der weitere Elbe-Mulde-Winkel (Abb.6). Der Schnee bleibt auf Grund der geringeren Temperaturen länger liegen. Die höchsten Niederschläge weisen in der Dübener Heide die Meßstationen Schköna mit 644 mm und Falkenberg mit 649 mm Jahresniederschlag auf (KLIMAATLAS DER DDR 1953, LEGLER 1966).

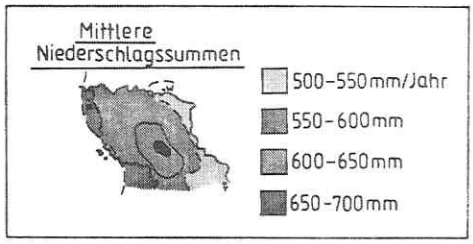


Abb.6: Mittlere Niederschlagssummen in der Dübener Heide

Die Vegetationsperiode dauert je nach Lage in der Dübener Heide 220 bis 230 Tage an (Abb.7).

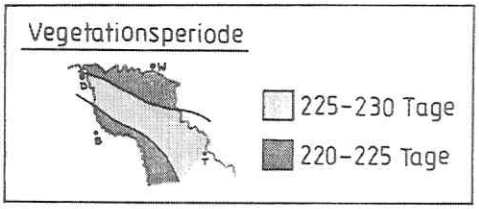


Abb.7: Dauer der Vegetationsperiode in der Dübener Heide

2.4. Natürliche Vegetation, aktuelle Vegetation und Forstgeschichte

Von den klimatischen Voraussetzungen ausgehend ist Mitteleuropa weitgehend Waldland. Durch menschliche Eingriffe seit einigen Tausend Jahren kam es zur Umformung in eine Kulturlandschaft, die mit einem Wandel der Vegetation einherging. Anstelle der natürlichen Vegetation traten zahlreiche Ersatzgesellschaften. Abbildung 8 zeigt die natürliche Vegetation für die Dübener Heide, wie sie bis Mitte des 16. Jahrhunderts anzutreffen war. Im weiteren sollen nur die drei Hauptgesellschaften näher charakterisiert werden. Nähere Angaben dazu macht SCAMONI (1964).

Im Überschwemmungsbereich von Mulde und Elbe wäre der ***Auenwald-Komplex*** zu finden: In die meist sandigen Uferzonen dringen nur niedrige Weidengehölze vor (hauptsächlich *Salix*

viminalis, Korbweide), die im Unterwuchs *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Phragmites communis* (Schilf) und *Urtica dioica* (Große Brennessel) aufweisen. Diese Gesellschaft wird als Korbweidenaue bezeichnet. Auf höher gelegenen Standorten folgt die Weichholzaue mit *Populus nigra* (Schwarzpappel), *Salix fragilis* und *Salix alba* (Bruch- und Silberweide). Neben einigen Sträuchern wie *Cornus sanguinea* (Blutroter Hartriegel), *Crataegus* spp. (Weißdorn) und *Evonymus europaea* (Pfaffenhütchen) kommen im Unterwuchs hochwüchsige Gräser und Stauden wie *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras), *Urtica dioica* (Große Brennessel), *Angelica silvestris* (Engelwurz), *Symphytum officinale* (Beinwell), *Filipendula ulmaria* (Mädesüß), und *Lythrum salicaria* (Blutweiderich) vor. Auf den hochgelegenen, tonreichen Auböden schließt sich die Hartholzaue an. Bestandsbildende Hauptholzarten sind *Quercus robur* (Stieleiche), *Ulmus laevis* (Flatterulme) und *Fraxinus excelsior* (Esche). In der niederen Strauchschicht siedeln sich *Ulmus laevis* (Flatterulme) und *Acer campestre* (Feldahorn) an. Die Ulmenbestände sind jedoch auch im Gebiet der Dübener Heide durch das Ulmensterben stark dezimiert worden. Die Strauchschicht wird von *Cornus sanguinea* (Blutroter Hartriegel), *Crataegus* spp. (Weißdorn), *Evonymus europaea* (Pfaffenhütchen), *Corylus avellana* (Hasel) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) gebildet. Die Bodenvegetation ist sehr reichhaltig: *Corydalis cava* (Hohler Lerchensporn), *Gagea lutea* (Waldgoldstern), *Ranunculus ficaria* (Scharbockskraut), *Anemone nemorosa*, *Anemone ranunculoides* (Buschwindröschen), *Geum urbanum* (Nelkenwurz), *Stachys silvatica* (Waldziest), *Alliaria petiolata* (Knoblauchsrauke), *Lamium maculatum* (Gefleckte Taubnessel), *Brachypodium silvaticum* (Waldzwenke), *Dactylis polygama* (Waldknäuelgras) und *Poa trivialis* (Gemeine Rispe) sollen nur stellvertretend genannt sein.

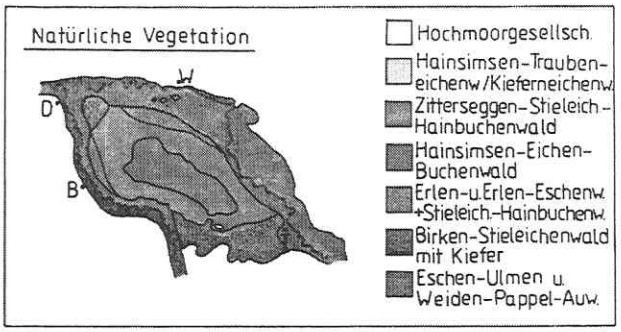


Abb.8: Natürliche Vegetation der Dübener Heide

Bezeichnend für die Gesellschaft der ***Winterlindenreichen Traubeneichen-Hainbuchenwälder*** ist die stufig aufgebaute Baumschicht, die von *Quercus petraea* (Traubeneiche), *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Tilia cordata* (Winterlinde) und *Quercus robur* (Stieleiche) gebildet wird. In der stark entwickelten Strauchschicht siedeln sich *Corylus avellana* (Hasel), *Crataegus monogyna* (Eingriffliger Weißdorn), *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) und *Rosa canina* (Hundsrose) an. Die Feldschicht wird von *Lilium martagon* (Türkenbundlilie), *Pulmonaria officinalis* (Lungenkraut), *Majanthemum bifolium* (Schattenblümchen), *Convallaria majalis* (Maiglöckchen), *Anemone nemorosa* (Buschwindröschen), *Stellaria holostea* (Sternmiere), *Corydalis intermedia* (Mittlerer Lerchensporn), *Poa nemoralis* (Hainrispe), *Dactylis polygama* (Waldknäuelgras) und *Festuca heterophylla* (Verschiedenblättriger Schwingel) gebildet.

Der ***Hainsimsen-Traubeneichen-Buchenwald*** im Zentrum der Dübener Heide ist eine sehr artenarme Waldgesellschaft. Vorherrschende Holzart ist *Fagus sylvatica* (Rotbuche), in Wuchsleistung und Konkurrenzkraft jedoch schon geschwächt, so daß *Quercus petraea* (Traubeneiche) regelmäßig am Bestandsaufbau beteiligt ist. Es ist keine bemerkenswerte Strauchschicht ausgebildet. Die Feldschicht wird von *Vaccinium myrtillus* (Blaubeere), *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Luzula luzuloides* (Hainsimse) und *Calamagrostis arundinacea* (Waldreitgras) beherrscht. Bemerkenswert ist die dominanzmäßig stärker hervortretende Moosschicht mit *Isopterygium elegans*, *Plagiothecium denticulatum*, *Polytrichum formosum*, *Dicranum scoparium*, *Dicranella albicans* und *Pohlia nutans*.

Durch die bereits erwähnten anthropogenen Umgestaltungen kam es zu einem Wandel in der Vegetation. Deshalb soll an dieser Stelle eine kurze allgemeine Übersicht über die ***aktuelle Vegetation*** folgen:

Naturnahe Waldstücke sind nur noch in sehr kleinen Relikten anzutreffen. So wurde das Gebiet um Jösigk wegen seiner Erlen-Eschenwälder und Resten des Winterlindenreichen Traubeneichen-Hainbuchenwaldes unter Schutz gestellt. Im NSG Thielenhaide sind Reste des Hainsimsen-Traubeneichen-Buchenwaldes erhalten geblieben. Weitere Relikte vom Winterlindenreichen Traubeneichen-Hainbuchenwald sind im NSG Mark Nauendorf bei Radis zu finden. Erlenbrüche konnten im NSG Jagdhaus, bei der Winkelmühle, am Pressler Teich und Wildenhainer Bruch erhalten bleiben. In diesen Gebieten ist der klassische Unterwuchs ausgeprägt.

Der Hauptteil der Wälder der Dübener Heide wurde jedoch in Forste umgewandelt, deren Hauptholzart (80%) die Kiefer ist. Aus diesen konnten sich verschiedene Kiefernforstgesellschaften als Ersatzgesellschaften der natürlichen Laubwälder herausbilden. Im südöstlichen Teil der Dübener Heide sind Blaubeerkiefernforste angesiedelt, deren Unterwuchs von *Vaccinium myrtillus* (Blaubeere) und weiterhin von *Pleurozium schreberi* (Rotstengelmoos) und *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele) bestimmt wird. Im nordöstlichen Teil tritt an ärmeren Standorten der Drahtschmielenkiefernforst auf, in dem *Vaccinium myrtillus* (Blaubeere) fehlt und *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele) dominiert. Es treten Astmoose wie *Pleurozium schreberi* und *Hypnum cupressiforme* auf. An nährstoffreicheren Standorten ist der Himbeer-Süßgras-Kiefernforst ausgeprägt. Süßgräser wie *Holcus mollis, Avenella flexuosa* und *Anthoxantum odoratum*, sowie *Rubus plicatus* (Brombeere) und *Rubus idaeus* (Himbeere) prägen den Unterwuchs. An feuchteren Stellen treten der Adlerfarn-Kiefernforst mit *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn) und mit einem geringeren Deckungsgrad *Molinia caerulea* (Pfeifengras) und *Lysimachia vulgaris* (Gilbweiderich) sowie der Pfeifengras-Kiefernforst mit *Molinia caerulea* (Pfeifengras) als bestimmende Unterwuchsart auf.

Unter Immissionseinfluß und der damit verbundenen Aufkalkung entstanden aus diesen Kiefernforsttypen wiederum neue Gesellschaften wie der Waldzwenken-Erdbeer-Kiefernforst oder der Dürrwurz-Klettenkerbel-Kiefernforst mit *Epipactis atrorubens* (Braunroter Sitter), *Inula conyza* (Dürrwurz) und *Torilis japonica* (Gemeiner Klettenkerbel).

In einem großen Teil der Dübener Heide erfolgte eine Umwandlung der Waldflächen in Äcker bzw. Wiesen. So entstanden im Südostteil auf armen Sandböden Lammkrautäcker (Teesdalio-Arnoseridetum), im mittleren Teil der Dübener Heide auf Lehm und Sandlöß Mohnäcker (Papaveretum argemonis). Auf den reicheren Standorten kam es zur Ausbildung von Kamillenäckern (Aphano-Matricarietum). Der für Auen an Mulde und Elbe typische Sumpfkressenacker (Rorippo-Chenopodietum polyspermi) ist jedoch selten in der Dübener Heide. Diese Ackergesellschaften sind durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung sehr verarmt, so daß sie meist nur noch in Fragmenten vorhanden sind (JAGE 1972).

Ursprünglich nährstoffreichere Auenkomplexe konnten sich zu Glatthaferwiesen (Arrhenatherion elatioris) entwickeln. Auf den mehr feuchten Böden entstanden Engelwurz-Kohldiestel-Wiesen (Angelico-Cirsietum); auf ausgesprochen nassen Standorten Schlankseggenriede (Caricetum gracilis). Auch die Wiesengesellschaften sind aufgrund der starken Intensivierung verarmt, so daß zumeist nur noch Labkraut-Fuchsschwanz-Wiesen (Galio-Alopecuretum) ausgebildet sind (HUNDT 1987).

Die heute die Dübener Heide prägenden Kiefernforste sind das Ergebnis jahrhundertelanger anthropogener Umgestaltungen. Als erste Aktivitäten in dieser Richtung sind Waldrodungen zur Gewinnung von Ackerland und Besiedlung anzusehen.

Der zweite Einschnitt waren Aufforstungen mit Kiefern in der Mitte des 16. Jahrhunderts durch Kurfürst Moritz von Sachsen und seinen Sohn, König August, zur Nutzung der Dübener Heide als Jagdgebiet.

Vor etwa 200 Jahren kam der Aspekt der Holzgewinnung hinzu, wofür man bevorzugt schnellwüchsige Arten wie die Kiefer einsetzte. Bis 1868 hatten zahlreiche Dörfer, Einzel-

gehöfte und Gewerbe Berechtigung auf Waldweide, Streunutzung und Holzentnahme. Auf den sandreichen Böden konnte sich die Kiefer optimal entwickeln und ist so heute flächendeckend anzutreffen. Ursprünglich trat die Kiefer lediglich als Mischart in Winterlindenreichen Traubeneichen-Hainbuchenwäldern und auf den ärmsten Sandstandorten in Stieleichen-Kiefernwäldern auf.

2.5. Immissionssituation

Ein Schadstoff kann als Substanz definiert werden, welche in der Umwelt aufgrund menschlicher Aktivität vorkommt und einen schädlichen Einfluß auf Organismen ausübt (MORIARTY 1990). FREEDMAN (1989) definiert Umweltbelastung als solche, wenn ein Stoff in der Umwelt in so hohen Konzentrationen vorliegt, daß auf Lebewesen ein physischer Effekt wirkt und ökologische Veränderungen eintreten. Der ökologische Effekt eines Schadstoffes hängt wiederum von Exposition und Dosis ab.

Natürlicherweise kommt eine Emission von SO_2 und Aschen bei Vulkanausbrüchen und Waldbränden vor (Biologische Umweltbelastung) (FREEDMAN 1989). In diesem Zusammenhang soll es jedoch um die anthropogene Umweltbelastung dieser zwei Schadstoffe gehen.

Die Dübener Heide ist durch die unmittelbare Nähe zum Chemiedreieck Halle-Leipzig-Bitterfeld vielschichtigen Belastungen und Nutzungsüberlagerungen ausgesetzt. Sie bietet gute Möglichkeiten, qualitative und quantitative Veränderungen in Biozönosen zu erfassen, da sich in diesem Gebiet drastische Veränderungen im Emissionsausstoß vollziehen. Hauptverursacher der Immissionen sind bzw. waren folgende Betriebe:

- Chemisches Kombinat Bitterfeld
- Braunkohlenkombinat Bitterfeld
- Kraftwerk Zschornewitz
- Filmfabrik Wolfen
- Reichsbahnkraftwerk Muldenstein

Die Hauptwindrichtung ist Südwest, so daß der Hauptanteil an Immissionen der obengenannten Kraftwerke im Gebiet der Dübener Heide niedergeht. Im Zeitraum der höchsten Emissionen (zwischen 1960 und 1970) kam es zu folgendem Emissionsausstoß (LUX 1965):

	Bitterfeld (gesamt)	Kraftwerk Zschornewitz
SO_2-Ausstoß:	300 Tagestonnen	104 Tagestonnen
Flugstaub-Ausstoß:	200-300 Tagestonnen	420 Tagestonnen

Diese Werte schlugen sich in folgender Immissionsbelastung der Dübener Heide nieder (HAMMJE & RAUH 1971): Während die SO_2-Immissionskenngrößen für Dauerbelastung zwischen 0,22 und 0,35 mg/m^3 (Grenzwert 1969: 0,15 mg/m^3) lagen, schwankten sie bei Kurzzeitbelastung zwischen 0,5 und 0,98 mg/m^3 (Grenzwert 1969: 0,5 mg/m^3). Hohe SO_2-Immissionen traten im Raum Muldenstein, Pouch und Niemegk auf, was wahrscheinlich auf das Betreiben der Kraftwerke in Bitterfeld und Wolfen zurückzuführen ist.

Der Jahresmittelwert der Staubsedimentation über alle Meßpunkte (HAMMJE & SCHILLER 1971) betrug 1969 44,25 g/m² x 30 Tage (Grenzwert 1969: 15 g/m² x 30 Tage). Diese hohe Überschreitung des zulässigen Grenzwertes resultierte aus der Konzentration an chemischen Betrieben um Bitterfeld sowie veralteten Kraftwerksanlagen. Nach KRAUSS (1966) entspricht beispielsweise die aufgewehte Staubmenge im Revier Jösigk etwa der Düngung von 11 t/ha 80%igem Karbonatkalk.

Mit Beginn der 80er Jahre kam es zur Umstellung vieler Kraftwerke auf Erdöl. Außerdem baute man Filter ein, so daß ein Emissionsrückgang zu verzeichnen war. Der nächste extreme Rückgang in der Emission folgte ab 1990 mit der Schließung ganzer Betriebsteile und vieler kleinerer Betriebe in Bitterfeld und Umgebung. Momentan ist in der Dübener Heide eine deutlich geringere SO_2-Belastung und ein zu vernachlässigender Flugascheeintrag gegeben.

Von den im Boden lagernden Flugaschen ist jedoch eine Langzeitwirkung zu erwarten. Seit Anfang des Jahrhunderts sind im Bitterfelder Raum 12 Millionen Tonnen Flugasche emittiert worden, die überwiegend in der Dübener Heide sedimentierten (NEUMEISTER et al. 1991). Dies führte zu einer erheblichen Aufkalkung des Bodens. Die Flugaschen setzen sich aus verschiedenen Teilkomponenten zusammen, wobei CaO mit ca. 20 % den Hauptanteil ausmacht (ENDERLEIN & STEIN 1964). Auf diesem Anteil beruht die Schadwirkung des Staubes.

Durch Eintrag beider Schadstoffe im Untersuchungsgebiet kam es je nach Lage zu einer neutralisierenden Wirkung. Während das SO_2 eine Versauerung des Bodens bewirkt, kommt es durch Flugascheeintrag zu einer Verschiebung des Boden-pH-Wertes in den basischen Bereich. Die Verschiebung ins Saure bzw. Basische ist in großem Maße von der Entfernung des Emittenten vom Standort abhängig. Die Wirkung von SO_2 kommt durch die Luftverfrachtung über längere Strecken erst in größerer Entfernung vom Emittenten zum Tragen, während Flugaschen in unmittelbarer Nähe niedergehen und die Aufkalkung des Bodens hervorrufen.

Pinus sylvestris (Gemeine Kiefer) stellt als Nadelbaum einen besonders sensiblen Indikator dar, da die Benadelung ganzjährig existiert und Schadstoffe aus der Luft auskämmt. LUX & STEIN (1977) führten Untersuchungen zum Kronenzustand, den Schlußgraden, Ertragsklassen und Zuwachsmessungen an der Kiefer durch und leiteten anhand des visuell erkennbaren Schädigungsgrades der Kiefer verschiedene Schadzonen der Dübener Heide ab (Abb.9).

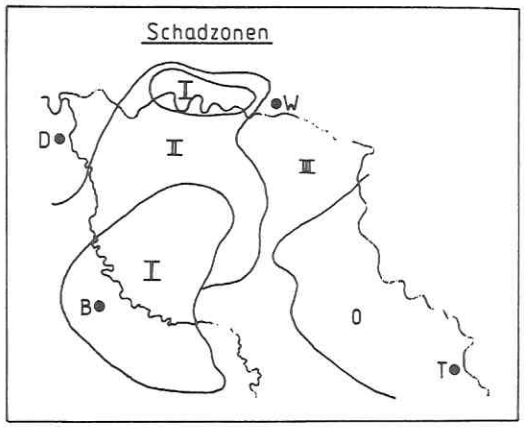


Abb.9: Schadzonen der Dübener Heide
Zone I: extrem immissionsbelastet
Zone II: stark immissionsbelastet
Zone III: weniger immissionsbelastet
Zone 0: gering immissionsbelastet

3. Untersuchungsflächen
3.1. Lage

Um den Einfluß anthropogener Störgrößen auf verschiedene Arthropodenzönosen zu ermitteln, wurden von 1977-1979 Untersuchungen durch die Martin-Luther-Universität Halle in der Dübener Heide durchgeführt. Dazu legte man einen ca. 25km langen Transekt (im folgenden *Katena* genannt) so durch das Testgebiet, daß die Untersuchungsflächen durch unterschiedliche Entfernung zum Emissionszentrum jeweils einem graduierten Immissionseinfluß ausgesetzt waren. Die Teststrecke verlief von West (bei Roßdorf) nach Ost (bei Reinharz) in abnehmender Immissionsstärke durch vier Schadzonen (siehe Abb.9). Die Hauptwindrichtung ist Südwest, so daß sich die Katena in Immissionsrichtung der Hauptemittenten um Bitterfeld befand. Alle Untersuchungsflächen lagen in 40-60jährigen Kiefernforsten (SCHNEIDER 1980).

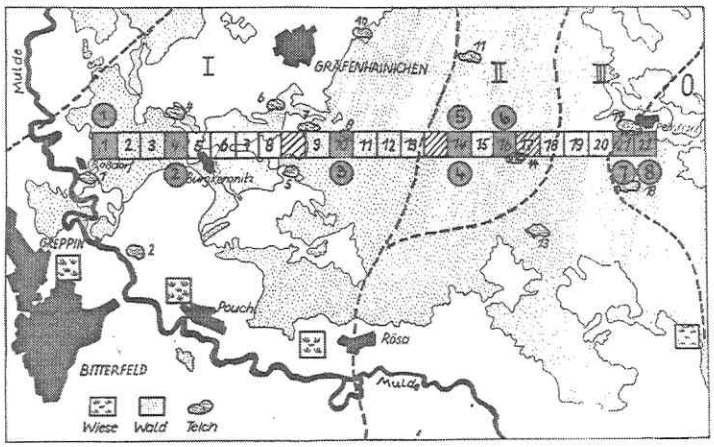


Abb.10: Lage der Untersuchungsflächen in der Dübener Heide
(70er Jahre: Kästchen / 90er Jahre: Kreise)

Um vergleichende Auswertungen durchführen zu können, wurden für die vorliegende Arbeit die gleichen Stellen aufgesucht und diese mit gleichen Fangmethoden besammelt. Abbildung 10 zeigt die Lage der alten Untersuchungsflächen (Kästchen). Von diesen wurden 7 Flächen für die aktuellen Untersuchungen ausgewählt (Kreise); zusätzlich wurde eine Doppelfläche eingerichtet (Kreise 4 und 5), um eventuelle Unterschiede zwischen Zönosen unter gleichem Immissionseinfluß bei verschiedenem Bestandsalter feststellen zu können. Von den Untersuchungen der Jahre 1977-1979 liegt das vollständige Datenmaterial vor.

Abbildung 11 zeigt die Lage der aktuellen Untersuchungsflächen in der Dübener Heide. Die Bezeichnung der einzelnen Untersuchungsflächen soll im folgenden D1 (stärkste Immissionsbelastung) bis D8 (geringste Immissionsbelastung) lauten.

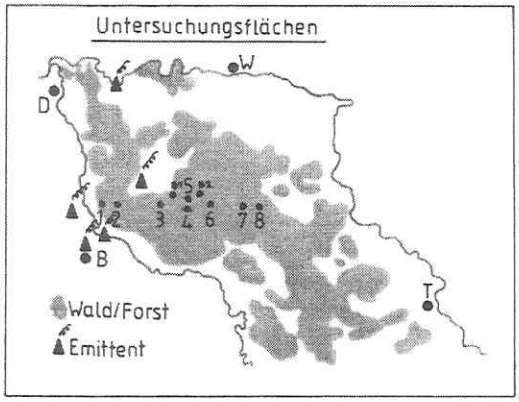


Abb.11: Lage der aktuellen Untersuchungsflächen
in der Dübener Heide (90er Jahre)

Weiterhin erfolgten Untersuchungen in Kiefernforsten eines großräumigen Depositionsgradienten (Abb.12). Dazu wurden Fangflächen in der Dübener Heide (Gossa), der Dahlener Heide (Taura) und am Stechlinsee in Kiefernforsten eingerichtet. Gossa repräsentiert die stärkste Immissionsbelastung, Stechlin die geringste.

Zusätzlich zu den Kiefernflächen wurden drei Laubwaldstandorte untersucht, um die Arteninventare dieser naturnahen Waldstücke mit denen der Kiefernflächen vergleichen zu können. Die Laubwaldstandorte tragen die Bezeichnungen B1 bis B3. B1 befindet sich im NSG "Jösigk", B2 im NSG "Thielenhaide" (Abb.11) und B3 als Referenzgebiet im NSG "Stechlin" (Abb.12).

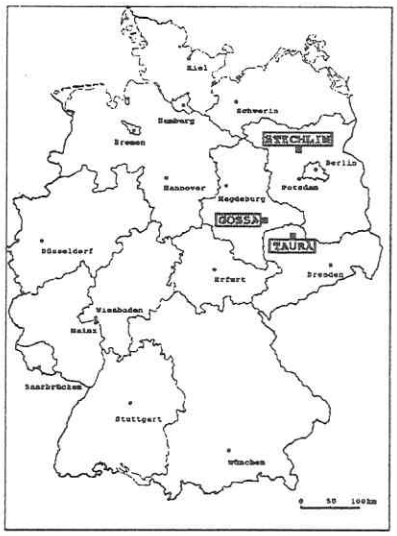


Abb.12: Lage der Untersuchungsflächen im großräumigen Immissionsgradienten

3.2. Bodenverhältnisse

Tabelle 1 veranschaulicht den geologischen Untergrund der Untersuchungsflächen in der Kiefernkatena (LINSTOW 1913, LINSTOW 1916, LINSTOW & NAUMANN 1938):

Tab.1: Geologischer Untergrund der Untersuchungsflächen in der Kiefernkatena

Fläche	Entsteh.zeit	Abschnitt	Untergrund	Typ
D1	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Hochflächen
D2	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Hochflächen
D3	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Sander
D4	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Sander
D5	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Sander
D6	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand mit undurchlässigem Tonuntergrund	Hochflächen
D7	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Hochflächen
D8	Diluvium	Saaleeiszeit	Sand-kiesiger Sand	Hochflächen

Die Bodenproben wurden im März 1993 nach Entfernung der Streuschicht als Mischproben aus 0-30cm sowie zwischen 30-60cm Tiefe entnommen. Anschließend wurden die Proben im Trockenschrank getrocknet. Die Kohlenstoffbestimmung (total) erfolgte nach STRÖHLEIN bezogen auf 100g absolut trockenen Boden. Die Stickstoffbestimmung wurde nach dem KJELDAHL-Aufschlußverfahren mit konzentrierter Schwefelsäure bezogen auf 100g absolut trockenen Boden durchgeführt. Der pH-Wert wurde gegen aqua dest. und gegen KCl gemessen. Abbildung 13 veranschaulicht den pH-Wert-Gradienten in der Katena 1978 (STUBBE 1980) und 1993. Die Werte der Bodenanalysen sind in Tabelle 2 zusammengefaßt.

Die pH-Werte verdeutlichen den von Westen nach Osten verlaufenden Gradienten in der Katena. Der hohe Wert von 6,07 in der am stärksten immissionsbelasteten Fläche resultiert aus dem starken Flugascheeintrag, der durch den hohen Anteil von CaO eine Aufkalkung des Bodens

hervorruft. Mit abnehmender Immissionsbelastung sinkt der pH-Wert auf 3,92, was fast einem natürlichen pH-Wert in sauren Kiefernwäldern entspricht. ENDERLEIN & STEIN (1964) geben den normalen pH-Wert für Kiefernforste der Dübener Heide mit 3,3 an. In den östlichen Untersuchungsflächen kommt offenbar mehr der SO_2-Einfluß zum Tragen, der hier im Vergleich zum CaO-Eintrag überwiegt und den sauren pH-Wert bedingt (geringerer Ascheeintrag als im Westen der Dübener Heide durch größere Entfernung zum Emittenten). Trotzdem dürften alle Flächen noch schwach aufgekalkt sein.

Tab.2: Bodenanalysen und pH-Werte in der Kiefernkatena (1993)

Fläche		Ct %	Nt %	C/N	pH (aqua dest.)	pH (KCl=0,1 N)
D1	0-30 cm	1,828	0,121	15:1	6,56	6,07
	30-60 cm	0,996	0,076	13:1	6,33	5,93
D2	0-30 cm	1,914	0,096	20:1	5,73	5,36
	30-60 cm	1,867	0,104	18:1	5,64	5,35
D3	0-30 cm	1,145	0,075	15:1	6,62	6,03
	30-60 cm	0,733	0,047	16:1	6,36	5,83
D4	0-30 cm	1,847	0,123	15:1	5,32	4,68
	30-60 cm	1,329	0,094	14:1	5,30	4,61
D5	0-30 cm	1,292	0,092	14:1	5,42	4,91
	30-60 cm	0,789	0,060	13:1	5,34	4,86
D6	0-30 cm	2,59	0,176	15:1	4,12	3,57
	30-60 cm	1,778	0,128	14:1	4,12	3,61
D7	0-30 cm	1,748	0,088	20:1	4,34	3,72
	30-60 cm	0,920	0,043	21:1	4,58	3,95
D8	0-30 cm	1,652	0,089	19:1	4,63	3,92
	30-60 cm	0,80	0,049	16:1	4,72	4,01

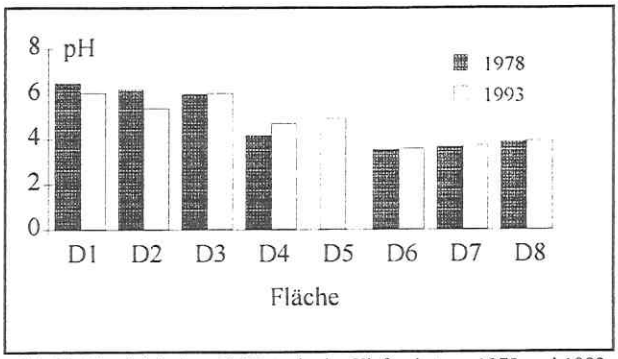


Abb.13: Vergleich der pH-Werte in der Kiefernkatena 1978 und 1993

Der Vergleich der pH-Werte von 1978 und 1993 zeigt ein minimales Absinken des Boden-pH, was durch die Reduktion des Flugascheausstoßes bedingt sein könnte. Die sehr geringe Differenz zwischen pH 6,5 und 6,07 auf D1 deutet auf das hohe Puffervermögen des Bodens hin, denn bereits seit Beginn der 80er Jahre wurde der Flugascheausstoß erheblich eingeschränkt. In 15 Jahren kommt es trotz dieser Reduktion der Emission lediglich zu einer pH-Wert-Absenkung von 0,5. Dieses Ergebnis sollte jedoch wegen der natürlichen Schwankungsbreite des pH-Wertes nicht überbewertet werden.

Die Bindung einer Tierart an den Boden ist meist mittelbar, da chemische, physikalische und strukturelle Eigenschaften des Bodens auf die Zusammensetzung und Struktur der Vegetation wirken, an welche die Art "gebunden" ist. Eine unmittelbare Bindung an den Boden ist nur im Falle der Bindung an die Bodenfeuchtigkeit gegeben.

3.3. Immissionsbelastung

Um die Auswirkungen der Immission auf die Vitalität der Kiefernbestände in der Katena zu testen, wurden probate Bioindikationsverfahren für Kiefernwälder angewendet und die Immissionsbelastung ermittelt (STÖCKER et. al. 1986). Dazu wurden folgende Parameter in der Pflanze bestimmt:

Akkumulative Bioindikation
1. Gesamtelektroloytgehalt als Maß für die immissionsbedingte Elektrolytmenge
2. pH bzw. H^+-Konzentration zur Bestimmung des luftbürtigen Säureeintrags
3. Schwefelgehalt als Maß für den aus SO_2 bzw. SO_4 resultierenden Akkumulationsanteil

Reaktive Bioindikation
1. Benadelungsdichte als Funktion der Lebensdauer der Kurztriebe und Nadeln
2. Nekrotisierung der Nadeln
3. Nadelgewichte
4. Trieblängenzuwächse der jüngsten Jahrestriebe (Langtriebe)

In der Immissionsbelastung (Tab.3) ist anhand der untersuchten Parameter ein deutlicher West-Ost-Gradient erkennbar. Eindeutig nachweisbar ist dieser aber nur in der von Fläche D1 nach D8 stetig zunehmenden Nekrotisierung der Nadelspitzen (fett hervorgehoben), welche durch SO_2-Inhalation der Nadeln ausgelöst wird. Das toxische Gas kann unmittelbar und ohne Beeinflussung durch andere ökophysiologische Faktoren wirksam werden. Die abnehmende Nekrotisierung der Nadeln deutet auf die sinkende Konzentration von SO_2 mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle hin.

Zu beachten sind die deutlichen Unterschiede der akkumulativen Parameter in den Flächen D4 und D5. Die Flächen liegen unmittelbar nebeneinander und sind damit der gleichen Immissionsstärke ausgesetzt. Trotzdem ist Fläche D5 erheblich stärker belastet. Es handelt sich bei der Fläche D5 um einen älteren Bestand (77 Jahre). Denkbar ist eine verstärkte Ansammlung von Schadstoffen in der Borke, die altersbedingt stärker entwickelt ist. Auch könnte der lichtere Kronenschluß einen stärkeren Luftschadstoffdurchtritt ermöglichen als dies in dem jüngeren und dichteren Bestand D4 (58 Jahre) der Fall ist.

Tab.3: Immissionsbelastung in der Katena (1992)

Fläche	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8
Alter	58	65	76	58	77	70	67	65
Standort	Z2	M2	M2	M2	M2	M2	M2	M2
Schadzone	1	1	1	2	2	2	0	0
Leitfähigkeit (µs)	1010	1797	1429	429	1887	696	619	878
c_{H+} (µmol/g)	13,51	18,56	28,32	15,5	38,06	25,32	23,36	28,4
SO_4 (µg/g)	17355	38947	25925	4208	32895	7925	7075	10950
Benadelungsdichte	182	186	213	206	195	214	207	213
Nekrosewert (2. Jg.)	**2,8**	**2,7**	**2**	**2,2**	**2,1**	**1,7**	**1,7**	**1,6**
Nadelgewicht (mg)	20,21	24,36	21,88	24,34	27,5	22,38	23,53	26,31
Trieblänge (cm)	43,7	53,7	50,8	61,1	57,9	40,9	40,6	46,9

M2: mittelfrischer, mäßig nährstoffhaltiger Standort
Z2: mittelfrischer, ziemlich armer Standort

Die Standortsbeschreibungen für den großräumigen Immissionsgradienten sind in Tabelle 4 zusammengefaßt. Während das Stechlingebiet nahezu keine Immissionsbelastung aufweist, sind auf der Gossaer Fläche, bedingt durch seine Nähe zum Emissionszentrum Bitterfeld, deutliche Immissionsschäden sichtbar.

Tab.4: Standortsbeschreibung der Untersuchungsflächen des großräumigen Immissionsgradienten

Fläche	Gossa	Taura	Stechlin
Lage	bei Bitterfeld, westlich der Dübener Heide	bei Torgau, nördlich der Dahlener Heide	bei Neuglobsow, am Stechlinsee
Bundesland	Sachsen-Anhalt	Sachsen	Brandenburg
Immissionsbelastung	sehr stark bis extrem	stark bis gering	gering
Alter	59 Jahre	80 Jahre	63 Jahre
Standort	M2	M2	Z2

M2: mittelfrischer, mäßig nährstoffhaltiger Standort
Z2: mittelfrischer, ziemlich armer Standort

Die Standortsbeschreibungen für die Laubwaldstandorte sind in Tabelle 5 wiedergegeben. Bei diesen Beständen ging es nicht um einen möglichen Immissionseinfluß auf die jeweiligen Tiergruppen, sondern deren Arteninventare sollten mit denen der künstlich angelegten Kiefernforste verglichen werden. Die Zuordnung zur jeweiligen Schadzone ist deshalb nur vollständigkeitshalber angegeben.

Tab.5: Standortsbeschreibung der Laubwaldstandorte

Fläche	B1 (Jösigk)	B2 (Thielenhaide)	B3 (Stechlin)
Lage	Dübener Heide	Dübener Heide	am Stechlinsee
Bundesland	Sachsen-Anhalt	Sachsen-Anhalt	Brandenburg
Schadzone	1	2	0
Hauptbaumart	*Quercus robur*	*Fagus sylvatica*	*Fagus sylvatica*
Alter (Jahre)	124	156	95
Standort	NZ2	M2	M2

M2: mittelfrischer, mäßig nährstoffhaltiger Standort
NZ2: dauerfeuchter, ziemlich armer Standort

3.4. Klima

In den Abbildungen 14a-d ist der Witterungsverlauf an der Meteorologischen Station Wittenberg der Jahre 1992 und 1993 dargestellt. Das Jahr 1992 war im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten bei meist überdurchschnittlicher Sonnenscheindauer zu warm und nach den Flächenmitteln des Niederschlags im Norden und Osten zu trocken. Das Jahresmittel der Temperatur betrug 10,09°C, der Jahresniederschlag 561mm.

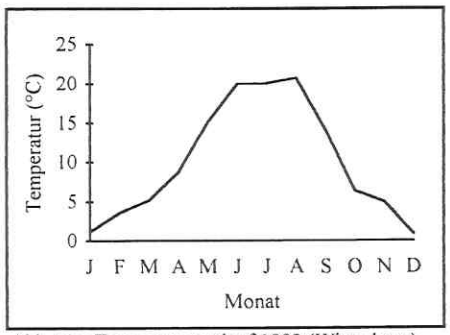


Abb.14a: Temperaturverlauf 1992 (Wittenberg)

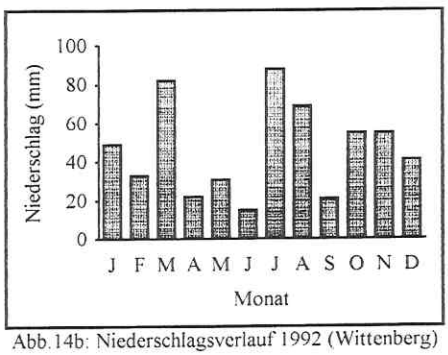


Abb.14b: Niederschlagsverlauf 1992 (Wittenberg)

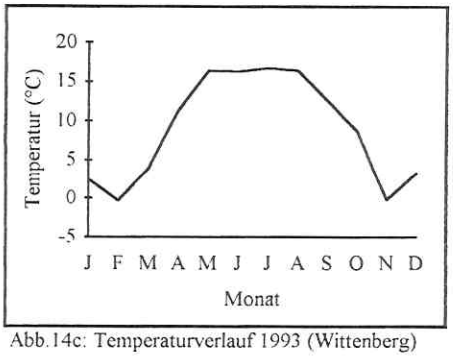


Abb.14c: Temperaturverlauf 1993 (Wittenberg)

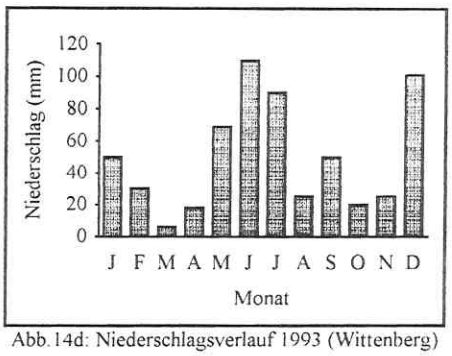


Abb.14d: Niederschlagsverlauf 1993 (Wittenberg)

Das Jahr 1993 war im Vergleich zu den vieljährigen Mittelwerten bei in der Mitte und im Süden gebietsweise über-, sonst unterdurchschnittlicher Sonnenscheindauer nur örtlich im Norden zu kalt, sonst zu warm und nach den Flächenmitteln des Niederschlags zu naß. Das Jahresmittel der Temperatur betrug 8,98°C, der Jahresniederschlag 594mm (DEUTSCHER WETTERDIENST).

3.5. Mikroklima

Das Mikroklima als eine Modifikation des Großklimas wird in großem Maße durch die Struktur der Vegetation bestimmt. Um auch eventuelle mikroklimatische Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen zu erfassen, wurden Mikroklimamessungen durchgeführt. Dazu wurde ein trockener, regenfreier Tag im Mai (16.05.94) für die Messung gewählt. Die Messungen erfolgten von ca. 10.00 Uhr bis 16.00 Uhr, wobei "testotherm"-Meßgeräte Verwendung fanden. Der Meßfühler befand sich 30cm über der Bodenoberfläche, der Meßabstand betrug 2 Minuten. Die Werte wurden anschließend gemittelt und aufgetragen und sind in den Abbildungen 15a-f graphisch dargestellt.

Ein nahezu gleichförmiger Verlauf ist in Fläche D1 zu beobachten. Dies deutet auf ein fast geschlossenes Kronendach hin, da es kaum zu Schwankungen im Temperatur- und Feuchteverlauf kommt. Nach MADER (1979) ist eine hohe Strukturvielfalt der Vegetation (wie sie in Fläche D1 zweifellos gegeben ist) in der Regel mit einem gedämpften Mikroklimagang korreliert.

Auf allen anderen Flächen waren Schwankungen im Tagesverlauf zu beobachten. Am stärksten traten diese in den Flächen D6 und D8 auf. Diese großen Schwankungen im Temperatur- und Feuchteverlauf sind möglicherweise auf das lückige Kronendach zurückzuführen. Interessante Aspekte bot der Vergleich der unmittelbar benachbarten Flächen D4 und D5, die trotz des Altersunterschiedes in den Beständen einen sehr ähnlichen Verlauf im Temperatur- und Feuchtegang zeigen. Obwohl diese beiden Flächen auch starke Unterschiede in der Bodenvegetation aufweisen, herrschen fast gleiche mikroklimatische Verhältnisse.

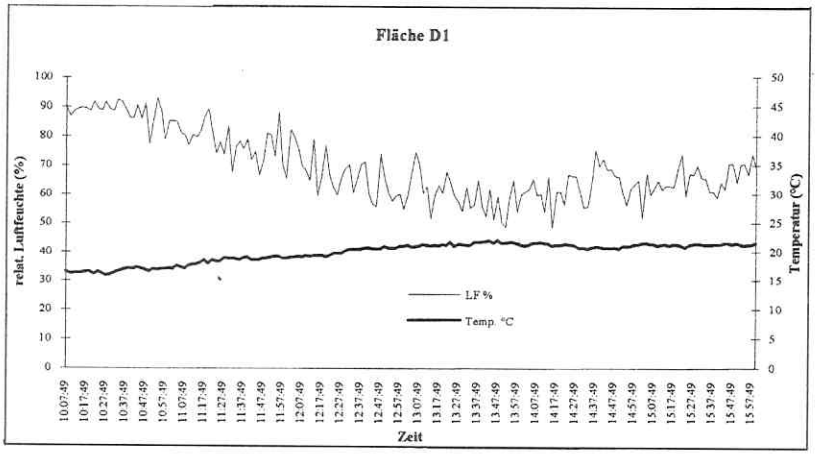


Abb.15a: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D1

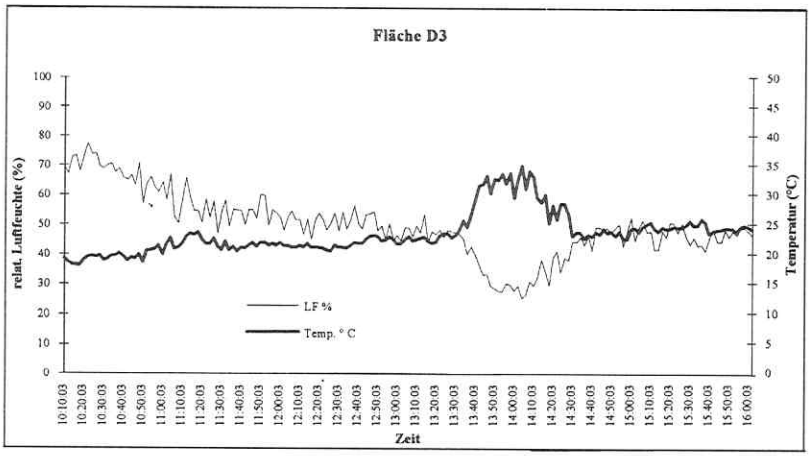


Abb.15b: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D3

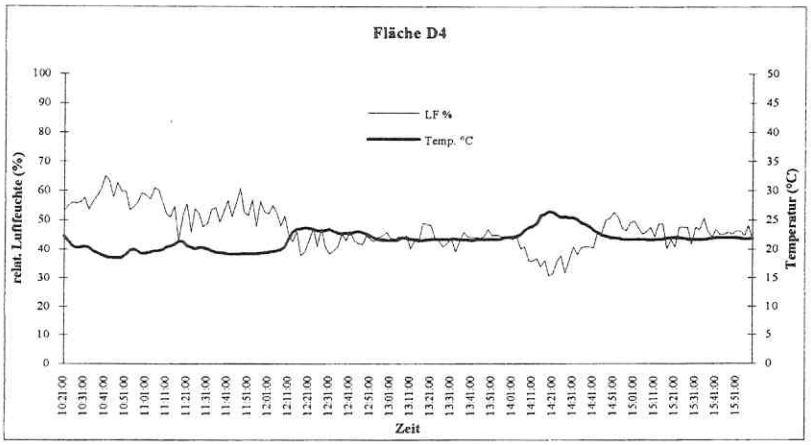


Abb.15c: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D4

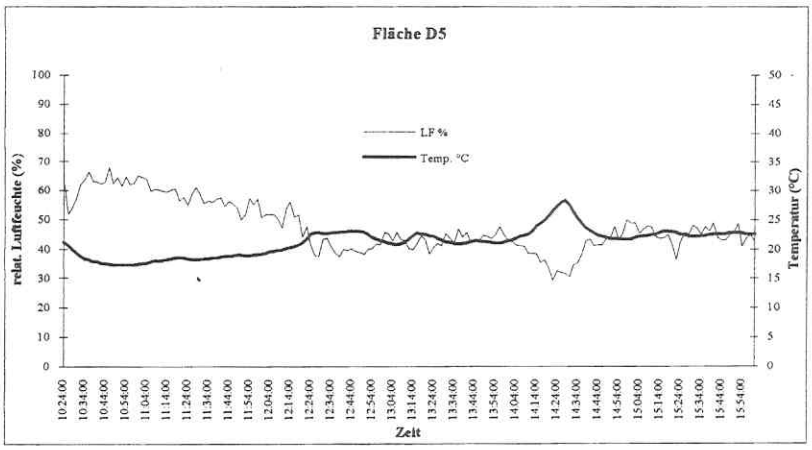


Abb.15d: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D5

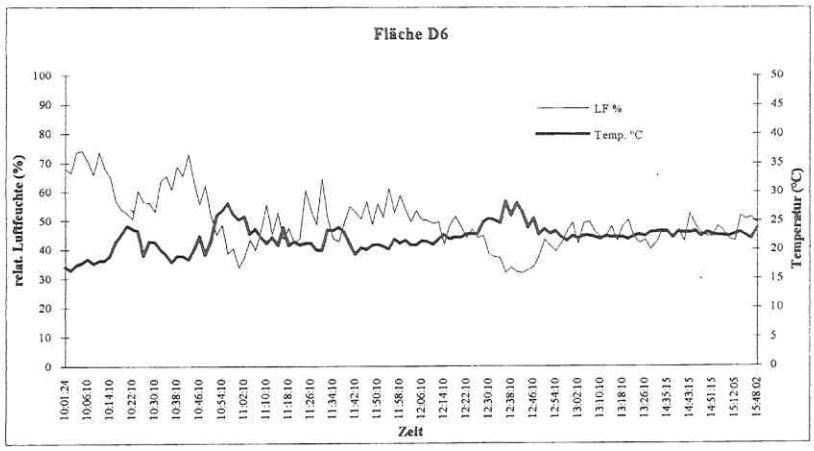


Abb.15e: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D6

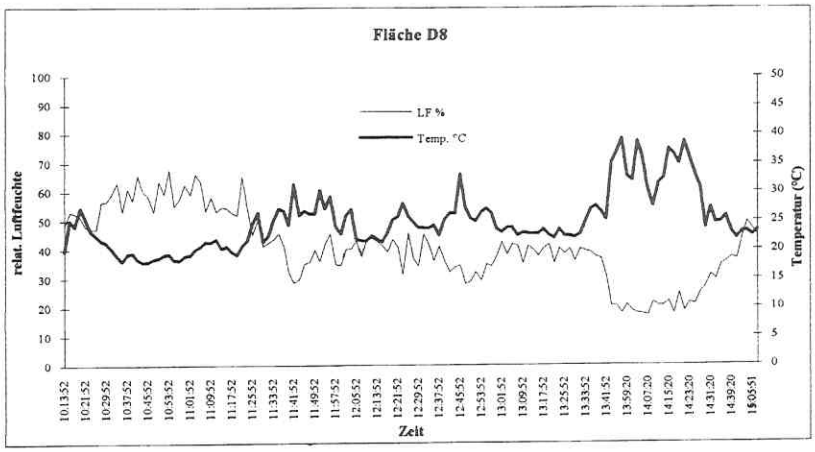


Abb.15f: Mikroklimaverlauf auf der Fläche D8

3.6. Vegetation

Eine Tierart kann über das Mikroklima mittelbar an eine bestimmte Vegetationsstruktur gebunden sein. Wenn diese Struktur der Vegetation einen mechanischen Widerstand für die Aktivität sehr beweglicher Tiere darstellt, ist die Art sogar unmittelbar an die Vegetationsstruktur gebunden (DEN BOER 1965). Da die Vegetation für die vorliegende Arbeit in zweierlei Hinsicht von besonderem Interesse ist, soll diese hier näher besprochen werden.

Zikaden sind als phytophage Insekten unmittelbar an die Vegetation gebunden. Insbesondere monophage Arten fallen mit der Auslöschung des Vorkommens ihrer Wirtspflanze in ihrem Vorkommen gänzlich aus. Für die Carabiden kann die Vegetationsstruktur für die Laufaktivität von Interesse sein, so daß auch hier zumindest eine mittelbare Abhängigkeit des Vorkommens einer Carabidenart von der Vegetation bestehen kann.

Die Bodenvegetation der Kiefernkatena der Dübener Heide wird vor allem durch drei Größen beeinflußt: die Deposition von Flugaschen, die Immission von Schwefeldioxid und die Stickstoffdüngung mittels Harnstoff (AMARELL, Diss. in prep., WIEGAND et al. 1994). Die großflächigen Harnstoffdüngungen in der Dübener Heide erfolgten seit Ende der 60er Jahre zur besseren Nährstoffversorgung des Bodens, wobei die Düngung aus der Luft erfolgte.

Die ***Deposition basischer Flugaschen*** bewirkte eine Veränderung des Säurezustandes im Oberboden in emittentennahen Gebieten. Die Folge ist ein Rückgang der ehemals für die Kiefernforste bezeichnenden Säurezeiger wie *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele), *Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer), sowie ein Auftreten von Arten, die schwach saure bis schwach basische Bodenreaktion bevorzugen.

Die Vegetationsaufnahmen der Katena weisen gute Abstufungen in den Reaktionszahlen auf, die den Abfall des Flugascheeinflusses mit wachsender Entfernung vom Emittenten zeigen (Abb.16). Eine Ausnahme macht Fläche D5, die von D4 nur wenige Meter entfernt liegt und ausgewählt wurde, um zu zeigen, daß sich selbst eng benachbarte Flächen im Grad ihrer Beeinflussung deutlich unterscheiden können. Diese Abstufungen sind ebenfalls anhand von Bioindikationsverfahren erfaßbar. Die Ursache für die drastischen Abweichungen zwischen den Flächen D4 und D5 sind derzeit noch nicht erklärbar.

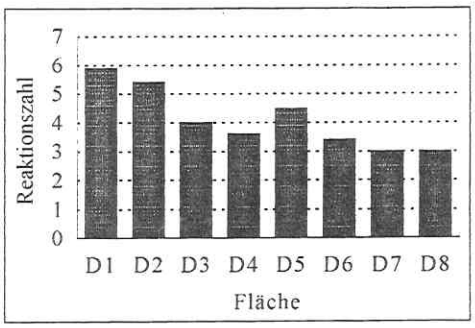


Abb.16: Mittlere Reaktionszahlen nach ELLENBERG

Durch die veränderten Bodenverhältnisse werden Laubgehölze und auch anspruchsvollere Laubwaldarten wie *Brachypodium sylvaticum* (Waldzwenke), *Fragaria vesca* (Walderdbeere), *Viola riviniana* (Hainveilchen) gefördert, so daß die aufgekalkten Kiefernforste in ihrer Bodenflora eher Laubwaldcharakter zeigen, wogegen ehemals typische Schlängelschmielen- und Heidelbeerkiefernforste nur noch in den wenig belasteten Gebieten auftreten.

Auffällig ist auch das zunehmende Einwandern neophytischer Gehölze wie *Mahonia aquifolium* (Mahonie), *Symphoricarpos albus* (Schneebeere), *Lonicera tatarica* (Tataren-Heckenkirsche) in die stark immissionsbelasteten Bestände.

Die ***Immission von Schwefeldioxid*** bewirkte über die Schädigung der Kiefern (Nekrosen, vorzeitiger Kurztriebabwurf) eine Veränderung im Lichtklima der Forste. Eine Folge dieser Auflichtung ist das gehäufte Auftreten anspruchsvoller Wiesen- und Saumarten, z.B. *Agrimonia eupatoria* (Kleiner Odermenning) oder *Euphorbia cyparissias* (Zypressenwolfsmilch). Eine Versauerung des Bodens durch SO_2 wurde durch die basische Flugasche verhindert.

Die ***Düngung*** förderte stickstoffliebende Arten wie *Geranium robertianum* (Stinkender Storchschnabel), *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz), besonders aber anspruchsvolle

Schlagarten wie *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras) und *Rubus plicatus* agg. (Brombeeren), die sich durch ihre hohe Konkurrenzkraft sehr stark ausbreiteten und heute die Bestände dominieren. Auch das Auftreten von einigen nährstoff- und feuchteliebenden Arten, z.B. *Humulus lupulus* (Hopfen) und *Clematis vitalba* (Waldrebe) ist wohl überwiegend auf die Düngung zurückzuführen, da das Feuchtebedürfnis der Pflanzen vermutlich durch hohe Nährstoffgaben kompensiert werden kann.

Einen Überblick über die einzelnen Untersuchungsflächen der **Katena** geben die Abbildungen 18a-h, die Vegetationsaufnahmen sind in Tabelle 6 zusammengefaßt.

Die stärker durch Immissionen beeinflußten und aufgekalkten Flächen D1-D5 lassen sich einem Waldzwenken-Erdbeer-Typ des Kiefernforstes zuordnen (Abb.17). Dieser ist durch anspruchsvollere Laubwald- und Wiesenpflanzen, sowie durch nährstoffliebende Arten bei gleichzeitigem Zurücktreten der säureliebenden Nadelwaldarten gekennzeichnet. Er weist einen für Kiefernforste ungewöhnlichen Artenreichtum auf. Besonders die Untersuchungsflächen D1-D3 besitzen eine stark ausgeprägte Strauchschicht, die in D1 vor allem von Neophyten gebildet wird. Diese Fläche nimmt in ihrer floristischen Zusammensetzung eine Sonderstellung ein, doch liegt noch nicht genügend Vergleichsmaterial an Vegetationsaufnahmen aus der Dübener Heide vor, um hier eine soziologische Trennung vorzunehmen.

Die weniger geschädigten Forste D6-D8 zeigen weitgehend das Bild des ehemals (nach der Aufforstung mit Kiefern) für die Dübener Heide typischen Blaubeerkiefernforstes (Abb.17). Charakteristisch hierfür ist das mächtigere Auftreten von Säurezeigern und Nadelwaldarten bei gleichzeitigem Zurücktreten der den Waldzwenken-Erdbeer-Kiefernforst kennzeichnenden Arten. Die Vegetation der Fläche D6 stellt dabei schon einen Übergang zum Adlerfarn-Kiefernforst dar.

In Abhängigkeit von der Düngung kann *Calamagrostis epigejos* in beiden Forsttypen hohe Deckungsgrade erreichen (Flächen D2, D5, D7, D8) und unter Umständen die soziologischen Unterschiede überdecken und nivellieren (LEHMANN, C. & REBELE, F. 1993).

Größere Unterschiede zeigt die Vegetation der Untersuchungsflächen eines **großflächigeren Immissionsgradienten** (Abb.19a-c, Tab.7).

Die Bodenvegetation der **Gossaer** Fläche (Abb.19a) weicht stark von den beiden anderen Standorten ab. Hier handelt es sich um den durch Flugasche entstandenen Sondertyp des Kiefernforstes (Waldzwenken-Erdbeer-Kiefernforst), der im Westteil der Dübener Heide fast ausschließlich auftritt. Es sind hohe Stetigkeiten von *Brachypodium sylvaticum* (Waldzwenke) und *Fragaria vesca* (Walderdbeere) zu beobachten. Für diesen Forsttyp ist das Auftreten anspruchsvollerer Laubwaldarten, wie *Brachypodium sylvaticum, Fragaria vesca, Viola riviniana* (Hainveilchen), *Polygonatum odoratum* (Weißwurz), *Maianthemum bifolium* (Zweiblättriges Schattenblümchen) sowie *Dactylis polygama* (Waldknäulgras), typisch. Bezeichnend ist weiterhin das Auftreten von Ruderalarten wie *Cirsium arvense* (Ackerkratzdistel) oder *Torilis japonica* (Klettenkerbel), sowie hohe Deckungsgrade von *Rubus plicatus* agg. (Brombeere) und *Rubus idaeus* (Himbeere). Bei stärkerer Auflichtung und besserer Nährstoffversorgung dominiert *Calamagrostis epigejos* (Landreitgras). Die immissionsbedingte Auflichtung führt zusätzlich zum Einwandern lichtliebender Arten wie *Senecio fuchsii* (Fuchsgreiskraut) und *Hypericum perforatum* (Tüpfelhartheu). An der gut ausgebildeten Strauchschicht haben vor allem Neophyten (*Mahonia aquifolium, Cotoneaster* div. spec. (Felsenmispel) hohen Anteil. Aus diesen für verschiedene Ökotypen vorteilhaften Umweltbedingungen ergeben sich im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen hohe Artenzahlen.

Die **Tauraer** Fläche (Abb.19b) wird von *Avenella flexuosa* (Drahtschmiele) und *Vaccinium myrtillus* (Blaubeere) dominiert (Blaubeer-Kiefernforst). Durch Auflichtung und mechanische Schädigung (Forstfahrzeuge) kommt es zu einer Förderung von *Epilobium angustifolium* (Schmalblättriges Weidenröschen), *Mycelis muralis* (Mauerlattich), *Senecio sylvaticus* (Waldgreiskraut) und *Moehringia trinerva* (Dreinervige Nabelmiere).

Der Kiefernforst im **Stechlin**-Gebiet (Abb.19c) ist durch hohe Dominanzen von *Vaccinium myrtillus, Avenella flexuosa* und *Pleurozium schreberi* gekennzeichnet (Blaubeer-Kiefernforst). Dieser Forsttyp wird von HOFFMANN (1964) und SCHUBERT (1972) als Ersatzgesellschaft *Vaccinium*-reicher Buchen- und Eichenwälder bezeichnet. Ansonsten ist der Bestand eher als artenarm zu bezeichnen. Neben einigen säureliebenden Arten mit geringer Artenmächtigkeit wie *Rumex acetosella* (Kleiner Sauerampfer), *Melampyrum pratense* (Wiesenwachtelweizen) treten vereinzelt Dornfarne (*Dryopteris carthusiana, D. dilatata*), *Calamagrostis epigejos* und Jungpflanzen von Laubgehölzen auf. Die Artenzahl auf dieser relativ immissionsunbeeinflußten Fläche ist daher im Vergleich zu den anderen beiden Flächen am geringsten (WIEGAND & AMARELL 1994).

Zum Vergleich zu den künstlich angelegten Kiefernforsten erfolgten ebenfalls Vegetationsaufnahmen auf drei **Laubwaldstandorten** (Abb.20a-c, Tab.8). Diese tragen die Bezeichnung B1 (Jösigk), B2 (Thielenhaide) und B3 (Stechlin). Damit sind die wichtigsten natürlichen Waldtypen der Dübener Heide mit dem Traubeneichen-Hainbuchenwald (Galio-Carpinetum) und dem Buchenwald (Melampyro-Fagetum) und ein relativ immissionsunbelastetes Vergleichsgebiet erfaßt.

Im NSG **Jösigk** (B1) wird die größte Fläche von Erlen-Eschen-Wäldern (Pruno-Fraxinetum) eingenommen. Dabei sind *Fraxinus excelsior* (Esche), *Alnus glutinosa* (Erle), *Betula pubescens* (Birke) und *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) bestandsbestimmend. Auf grundwasserferneren Standorten nimmt der Anteil von *Quercus robur* (Stieleiche) zu. Je nach Stärke des Grundwassereinflusses kommt es zu unterschiedlichen Ausbildungen der arten- und individuenreichen Krautschicht. Etwas reichere und grundwasserfernere Standorte im NSG werden von einem Galio-Carpinetum eingenommen, in welchem auch die Untersuchungsfläche B1 liegt. Die Strauchschicht ist gut entwickelt und wird vor allem von *Carpinus betulus* (Hainbuche) und *Acer pseudoplatanus* (Bergahorn) gebildet. Die Krautschicht wird überwiegend von Gräsern bestimmt [*Brachypodium sylvaticum* (Waldzwenke), *Melica nutans, M. uniflora* (Nickendes und Einblütiges Perlgras)]. Daneben treten einige typische Frühblüher des Laubwaldes auf [*Anemone nemorosa* (Buschwindröschen), *Viola riviniana, V. reichenbachiana* (Hain- und Waldveilchen), *Maianthemum bifolium* (Zweiblättriges Schattenblümchen)] (JAGE 1980).

Im NSG **Thielenhaide** (B2), einem Melampyro-Fagetum zuzuordnenden Vegetationstyp, dominieren gutwüchsige Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) und Traubeneichen (*Quercus petraea*). An frischeren Standorten tritt die Hainbuche (*Carpinus betulus*) auf. Die Strauchschicht ist wegen der dicht schließenden Baumkrone nur gering entwickelt. Große Bodenflächen sind vegetationsfrei und fallaubbedeckt. In der Feldschicht sind neben *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Pyrola minor* (Kleines Wintergrün) und *Orthilia secunda* (Birngrün) das auf reichere, lehmige Standorten verweisende *Galium odoratum* (Waldmeister) typisch. Ältere Windbruchflächen sind vergrast. An trockeneren Stellen herrscht dabei *Calamagrostis epigejos* (Drahtschmiele) vor, an etwas frischeren *Brachypodium sylvaticum* (Waldzwenke) und *Festuca gigantea* (Riesenschwingel) (JAGE 1980).

Die Untersuchungsfläche **Stechlin** (B3) stellt einen artenarmen Buchen-Kiefern-Mischbestand dar, der sich aus einem Maianthemo-Fagetum ableitet. In der extrem schwach entwickelten, durch große Fallaubflächen unterbrochenen Krautschicht sind *Melica nutans* (Nickendes Perlgras), *Oxalis acetosella* (Waldsauerklee), *Vaccinium myrtillus* (Heidelbeere), *Luzula pilosa* (Haarhainsimse) und *Fagus*-Keimlinge in wenigen Exemplaren anzutreffen (WEINITSCHKE et al. 1982).

Tab.6: Vegetationsaufnahmen der Katenaflächen (Dübener Heide 1992)

Untersuchungsfläche	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	D 6	D 7	D 8
Fläche in m²	200	200	200	200	200	200	200	200
Deckung Baumschicht (B1/B2)	70	65/20	45	85	80	70	75	75
Deckung Strauchschicht	70	65	40	1	1	20	3	3
Deckung Feldschicht	40	95	90	80	100	95	95	90
Baumschicht 1:								
Picea abies							1	
Pinus sylvestris	4	4	3	5	5	4	5	5
Quercus robur	1							
Baumschicht 2:								
Betula pendula		1						
Carpinus betulus		1						
Sorbus aucuparia		2						
Strauchschicht:								
Acer negundo	1							
Acer pseudoplatanus	+		+					
Betula pendula		1	3			1	1	1
Carpinus betulus	+	1				1		
Clematis vitalba		+						
Cornus sanguinea	2	2						
Crataegus monogyna	1	1	+		1			
Fagus sylvatica						2	1	
Frangula alnus	1	1	1				1	1
Fraxinus excelsior	+							
Humulus lupulus	1							
Lonicera tatarica	1							
Mahonia aquifolium	2							
Malus domestica	+							
Pinus sylvestris			+					
Prunus padus	1		1					
Quercus robur			1					
Rhamnus cathartica		1	1					
Ribes rubrum	2							
Ribes uva-crispa	2	1						
Rosa spec.	+							
Sambucus nigra	2	1						
Sorbus aucuparia		3	2	+		1		1
Symphoricarpos albus	1							
Tilia cordata			+					
Krautschicht:								
Acer negundo	+							
Acer platanoides					r			
Acer pseudoplatanus			r	r				
Agrimonia eupatoria	+	+						
Alliaria petiolata	+							
Arrhenatherum elatius		r			1			
Avenula pratensis		r	+					
Betula pendula			+				1	+
Betula pubescens								r
Brachypodium sylvaticum	1	1	1	1	1			
Calamagrostis arundinacea						1		
Calamagrostis epigejos		3	4	1	5		4	3
Calluna vulgaris			1					
Carpinus betulus						+		r
Chaerophyllum temulum	+							
Circaea lutetiana	+							
Cirsium arvense	1	1						
Cirsium palustre			r					
Clematis vitalba		2						
Cornus sanguinea		1						
Crataegus monogyna	+		+					
Deschampsia cespitosa				r				
Deschampsia flexuosa		1	1	2		2	3	2
Dryopteris carthusiana				1				
Epilobium adenocaulon		1						
Epilobium angustifolium		1	1	+	+		+	+
Euphorbia cyparissias	r							

Tab.6: Forts.

Untersuchungsfläche	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8
Fagus sylvatica						+	1	
Festuca altissima						r		
Festuca gigantea				r				
Fragaria vesca	1	+	1	1	1			
Frangula alnus			+		+			
Galium aparine	1							
Galium mollugo					r			
Galium pumilum		+						
Geranium robertianum	1	+			+			
Geum urbanum	+							
Hieracium sabaudum		r		r				
Holcus mollis				1				
Humulus lupulus	1							
Lupinus polyphyllus			r					
Luzula pilosa						1	1	+
Mahonia aquifolium	2							
Maianthemum bifolium		1						
Moehringia trinervia	1			1				+
Mycelis muralis		+		+	+			r
Orthilia secunda			+					
Oxalis acetosella							+	
Padus avium			+					
Picea abies							+	
Pinus sylvestris			r					r
Poa nemoralis	1							
Pteridium aquilinum						1		
Pyracantha coccinea		r						
Quercus robur	+					r		r
Quercus rubra						r	r	
Rhamnus cathartica			+					
Ribes rubrum	1	r						
Ribes uva-crispa	1	1	+	+				
Rubus idaeus	1		+	2	2	1	1	1
Rubus plicatus agg.	2	1		2	2	1		
Sambucus nigra	+	+						r
Sambucus racemosa							+	
Senecio fuchsii		1		+			+	
Sorbus aucuparia			+	+			1	+
Stachys sylvatica						1		
Taraxacum officinale			r					
Tilia cordata								+
Urtica dioica	+							
Vaccinium myrtillus			2	1	+	3	3	3
Valeriana officinalis	+		r					
Veronica chamaedrys	1		r		+			
Veronica officinalis			r					
Viburnum opulus			+		+			
Vicia tetrasperma			r					
Viola hirta		r						
Viola odorata	r							
Viola riviniana	1		+	+	1			+
Moosschicht:								
Mnium spec.	1							
Pleurozium schreberi	+		1			1		1
Scleropodium purum		+		1		2		
Dicranella heteromalla				r				
Pohlia nutans						+		
Polytrichum spec.						+		
Mnium cuspitatum						+		
Atrichum undulatum						+		
Dicranum scoparium								1
Hypnum cupressiforme								2
Artenzahl Gesamt	48	36	36	23	18	22	17	21
Artenzahl Krautschicht	28	24	28	20	16	13	14	17

Stetigkeit: r: äußerst selten, +: <1%, 1: 1-5%, 2: 5-25%, 3: 25-50%, 4: 50-75%, 5: 75-100%

Tab.7: Vegetationsaufahmen im großräumigen Immissionsgradienten

Untersuchungsfläche	Gossa	Taura	Stechlin
Baumschicht 1:			
Pinus sylvestris	4	4	4
Baumschicht 2:			
Betula pendula	1		
Fagus sylvatica	1		
Strauchschicht:			
Crataegus monogyna	1		
Frangula alnus	+		
Fraxinus excelsior	+		
Quercus robur	2		
Quercus petraea	1		
Quercus rubra	+		
Ribes rubrum	+		
Sorbus aucuparia	+		
Krautschicht:			
Agrostis capillaris		1	
Agrostis gigantea	+		
Avenella flexuosa	2	5	5
Betula pendula	1	1	r
Brachypodium sylvaticum	2		
Calamagrostis epigejos	5	+	+
Cirsium arvense	+		
Cirsium palustre	r		
Crataegus monogyna	1		
Dactylis polygama	+		
Dryopteris carthusiana			+
Dryopteris dilatata			r
Epilobium angustifolium		r	
Fagus sylvatica			+
Festuca ovina	r		
Fragaria vesca	+		
Frangula alnus		+	
Fraxinus excelsior	+		
Hieracium lachenalii	1		
Hieracium murorum		+	
Holcus mollis	+		
Hypericum perforatum	1		
Maianthemum bifolium	2		
Melampyrum pratense			+
Moehringia trinervia		r	
Mycelis muralis	1	1	
Pinus sylvestris		+	
Polygonatum odoratum	r		
Potentilla reptans	1		
Pyrola minor	r		
Quercus petraea	1		
Quercus robur	1		+
Quercus rubra	1		
Ribes rubrum	+		
Rubus idaeus	2		
Rubus plicatus agg.	2		
Rumex acetosella			+
Senecio fuchsii	1		
Senecio sylvaticus		+	
Sorbus aucuparia		r	+
Taraxacum officinale	r		
Torilis japonica	r		
Vaccinium myrtillus	1	2	2
Viola riviniana	2		
Moosschicht:			
Hypnum cupressiforme			3
Pleurozium schreberi		+	2
Scleropodium purum	1	1	
Artenzahl Gesamt	36	16	14
Artenzahl Krautschicht	31	13	11

Tab.8: Vegetationsaufnahmen der Laubwaldstandorte

Untersuchungsfläche	B1	B2	B3
Baumschicht 1:			
Acer pseudoplatanus	+		
Betula pendula	+		
Carpinus betulus	2		
Fagus sylvatica		3	4
Fraxinus excelsior	+		
Pinus sylvestris			2
Quercus petraea		1	
Quercus robur	2		
Baumschicht 2:			
Carpinus betulus	2		
Fagus sylvatica		r	+
Strauchschicht:			
Acer pseudoplatanus	1		
Carpinus betulus	2		
Corylus avellana	+		
Crataegus monogyna	r		
Fagus sylvatica		+	
Frangula alnus	+		
Krautschicht:			
Acer pseudoplatanus	+		
Anemone nemorosa	3		r
Athyrium filix-femina	+		
Avenella flexuosa		+	
Brachypodium sylvaticum	2		
Calamagrostis epigejos		2	
Carex acutiformes	+		
Carex digitata			+
Carex pallescens		+	
Carex pilulifera		+	+
Carpinus betulus	r		
Convallaria majalis	+		
Corylus avellana	r		
Deschampsia cespitosa	1		
Dryopteris carthusiana			r
Epilobium angustifolium		r	+
Epilobium montanum		+	
Evonymus europaea	+		
Fagus sylvatica		1	1
Fragaria vesca	r	+	
Fraxinus excelsior	+		
Galium odoratum		2	
Hieracium murorum		+	
Luzula pilosa		+	+
Luzula luzuloides		+	
Lysimachia vulgaris	r		
Maianthemum bifolium	2		
Melica nutans	2		1
Melica uniflora	2		
Monotropa hypophegea		r	
Mycelis muralis		+	r
Orthilia secunda		r	
Oxalis acetosella	+	1	+
Poa nemoralis		1	+
Pteridium aquilinum		r	
Pyrola minor		+	
Quercus petraea		+	
Quercus robur	+		
Rubus idaeus		1	
Rubus plicatus agg.	+		
Sorbus aucuparia	+		
Vaccinium myrtillus		1	+
Veronica officinalis		r	r
Viburnum opulus	+		
Viola reichenbachiana	1	+	+
Viola riviniana	2	r	
Artenzahl Gesamt	26	25	15
Artenzahl Krautschicht	23	25	14

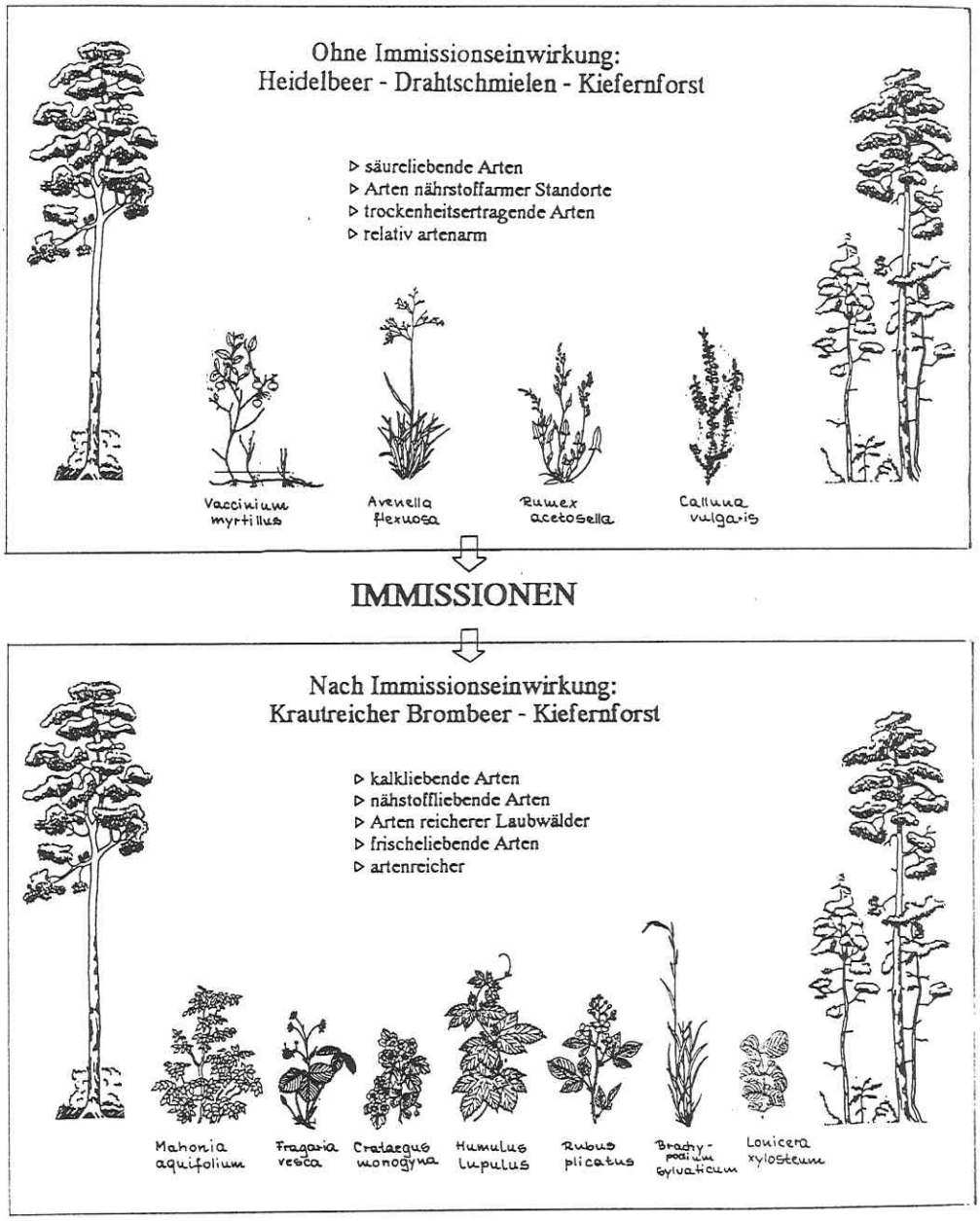


Abb. 17: Vegetationswandel in Kiefernforsten nach Immissionswirkung

Abb. 18a: Katenafläche D1

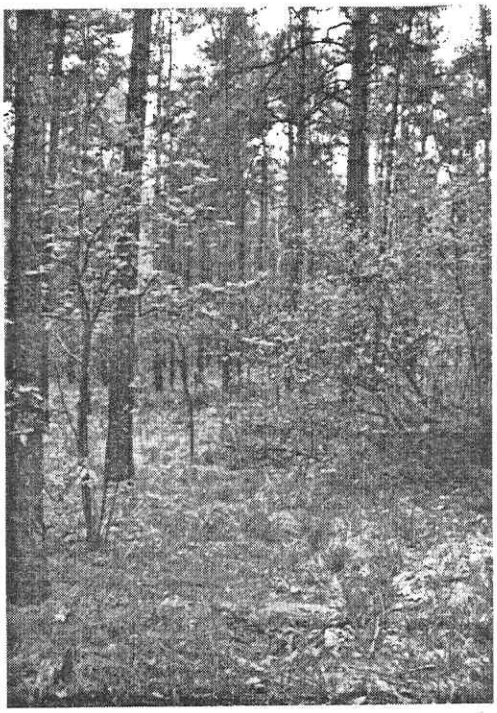


Abb. 18b: Katenafläche D2

Abb. 18c: Katenafläche D3

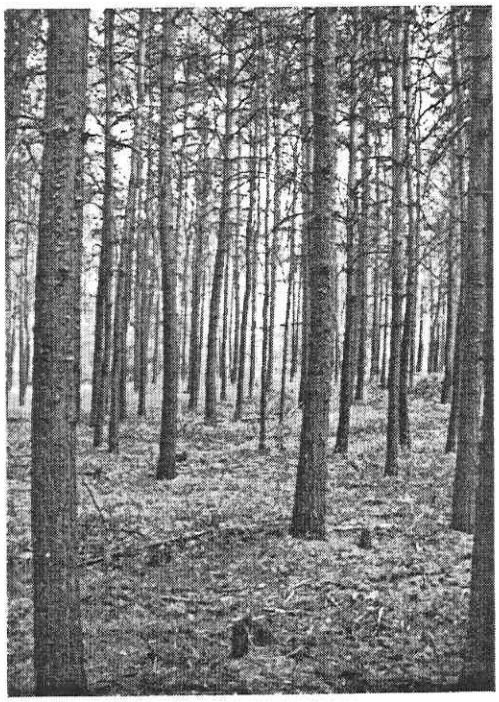


Abb. 18d: Katenafläche D4

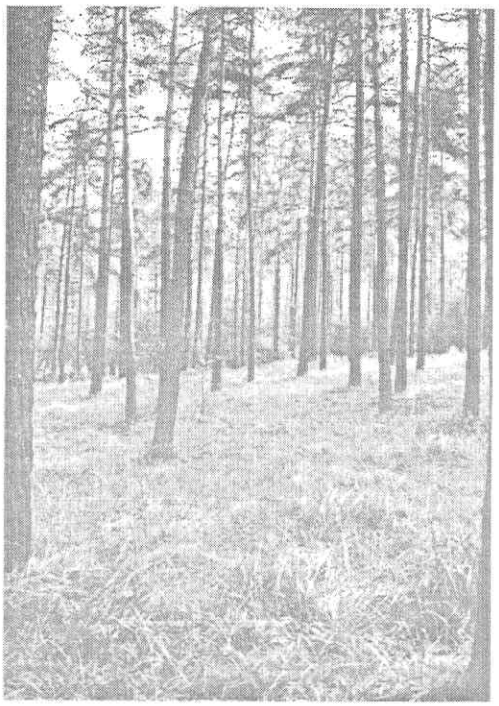


Abb.18e: Katenafläche D5

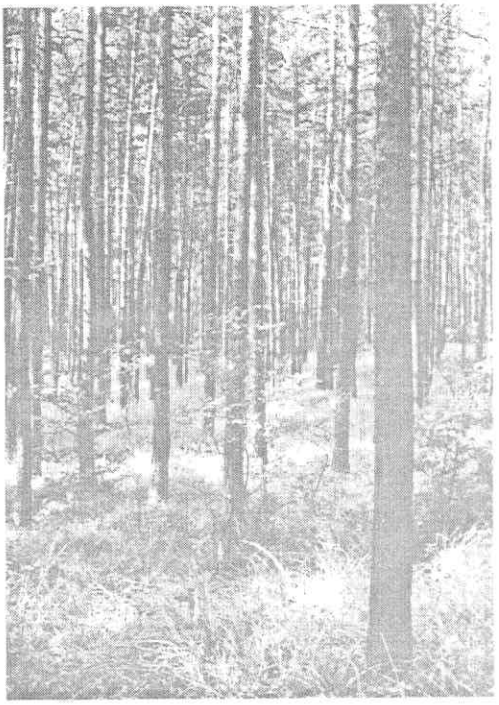


Abb.18f: Katenafläche D6

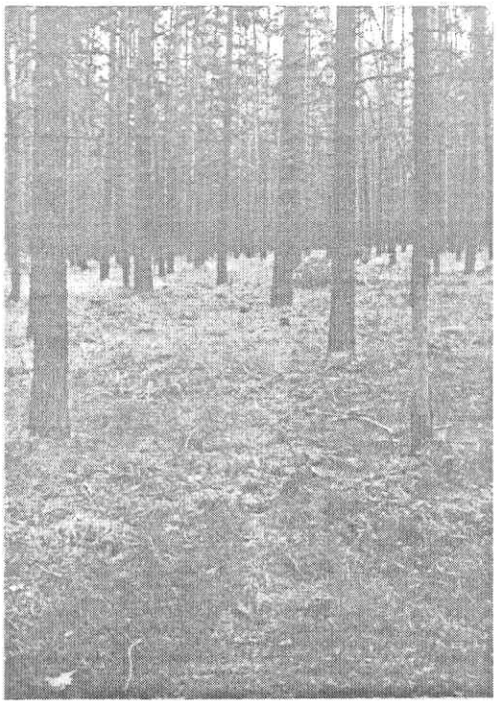


Abb.18g: Katenafläche D7

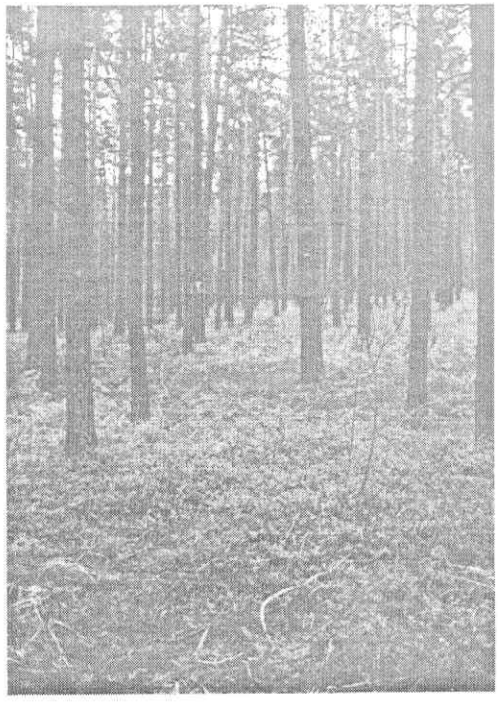


Abb.18h: Katenafläche D8

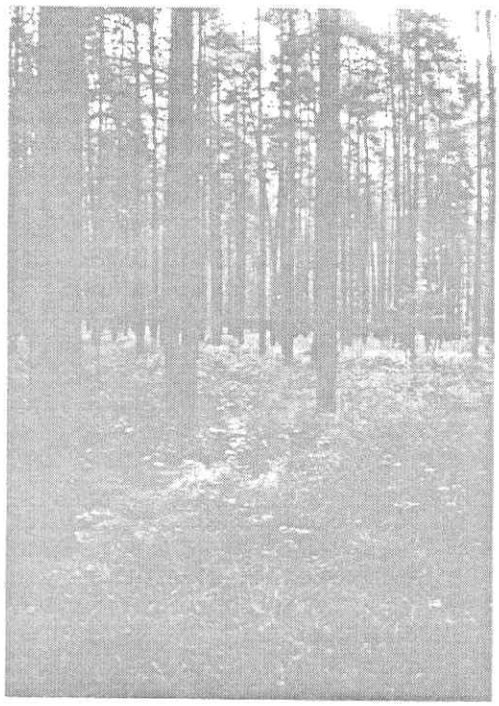


Abb 19a: Fläche in Gossa (Kiefernforst)

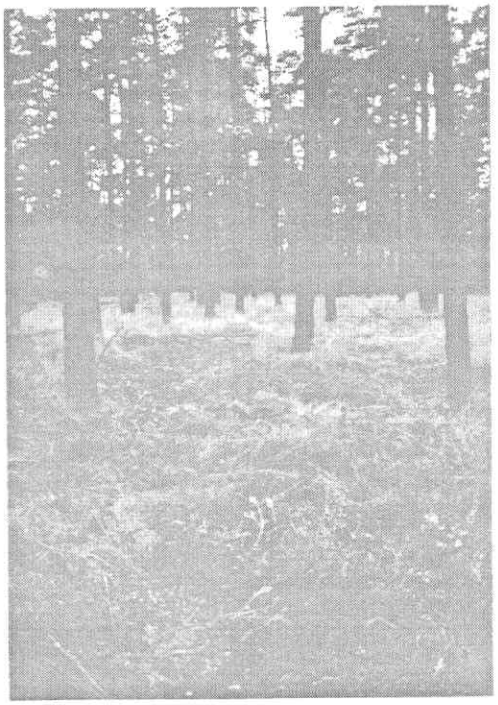


Abb 19b: Fläche in Taura (Kiefernforst)

Abb 19c: Fläche am Stechlin (Kiefernforst)

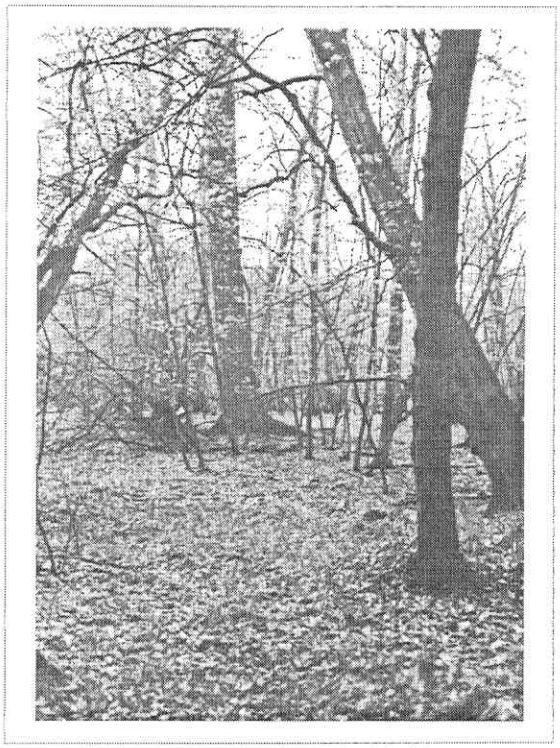


Abb 20a: Laubwaldstandort in Jösigk (B1)

Abb 20b: Laubwaldstandort in Thielenhaide (B2)

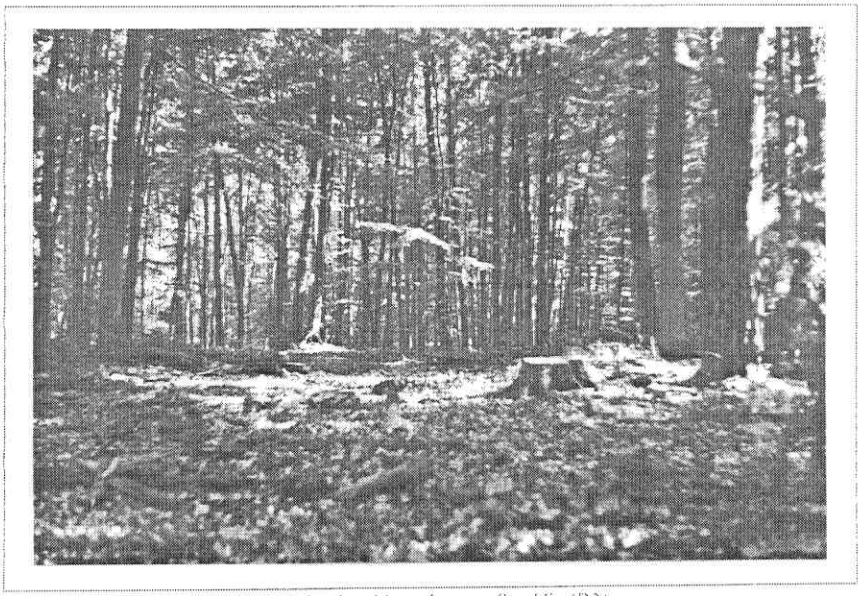


Abb 20c: Laubwaldstandort am Stechlin (B3)

4. Material und Methoden

Zum Fang der Carabiden fanden Bodenfallen nach BARBER (1931) Anwendung. Dieser Typ Bodenfallen wird erstmals bei DAHL (1896) beschrieben und wurde später dann von BARBER (1931) durch das Einsetzen von Fixierflüssigkeit weiterentwickelt. Neben dem Arteninventar und der Aktivitätsdichte können anhand dieser Standardmethode auch phänologische Daten und Standortsanprüche ermittelt werden. Diese Fallen haben den Vorteil, daß sie Tag und Nacht über längere Zeiträume fängig sind und die Ausbeute ein über verschiedene Wetterlagen integriertes Ergebnis darstellt. Damit ist die Erfassung des Arteninventars epigäischer Arthropoden fast vollständig möglich (MÜHLENBERG 1989).

Je Untersuchungsfläche wurden 5 Bodenfallen in einem Abstand von je 10m eingesetzt. Als Fanggefäße dienten Plastebecher mit einem Öffnungsdurchmesser von 7cm und einer Höhe von 10cm, die in den Boden eingegrabene Plastezylinder eingesenkt und somit problemlos gewechselt werden konnten. Die Fallen waren durch ein Dach aus Plaste (10x10cm) vor Verunreinigungen und Regen bzw. Schnee geschützt. Wegen der Vergleichbarkeit der Fänge zu den Untersuchungen der 70er Jahre wurde als Fangflüssigkeit Formalin (4%) eingesetzt, obwohl diese Substanz möglicherweise auf manche Taxa abschreckend bzw. als Attraktanz wirkt (ADIS & KRAMER 1975, SKUHRAVY 1970). Die Formalinlösung wurde ca. 3cm hoch in den Becher gefüllt. Gelegentlich wurden Fallen durch Wild ausgegraben, was jedoch nicht zu einer wesentlichen Beeinflussung der Ergebnisse führt, da dies selten auftrat und auf allen Flächen gleichermaßen zu beobachten war.

Die Leerung erfolgte von April 1992 bis April 1994 ganzjährig in 14-tägigem Abstand während der Vegetationsperiode, außerhalb dieser in 4-wöchigem Abstand.

Die notwendige Fallenanzahl zur hinreichenden Beschreibung der Carabidenarten eines Standortes wird auch in neuerer Zeit immer wieder diskutiert. Ich habe mich in der Festlegung der Fallenzahl BARNDT (1976) angeschlossen, der 5 Fallen als ausreichend zur Beschreibung des Carabidenspektrums erachtet, wenn der Versuch sich über 12 Monate erstreckt. Das Fangergebnis liefert die Aktivitätsdichte der Carabidenarten. Bei Beibehaltung eines einheitlichen Versuchsaufbaus mit konstant eingehaltenen Faktoren wie Größe, Abstand und Fallenanzahl sind Vergleiche zwischen verschiedenen, ähnlich strukturierten Flächen innerhalb des gleichen Fangzeitraumes zulässig (ADIS 1979). Diese Bedingungen wurden bei der vorliegenden Studie alle erfüllt.

Die Determination der Carabiden erfolgte nach FREUDE, HARDE & LOHSE (1976). Kritische Individuen wurden freundlicherweise durch Herrn Dr. P. Schnitter (Halle) nachbestimmt. Arten der Gattung *Amara* bestimmte Herr Dr. F. Hieke (Berlin) und Larven von Laufkäfern wurden durch Herrn Dr. E. Arndt (Leipzig) determiniert. Diesen genannten Herren sei an dieser Stelle mein besonderer Dank ausgesprochen.

Als bewährte Methode zum Sammeln von Zikaden fand die Streifnetz-Keschermethode Anwendung (MÜLLER et al. 1978). Damit ist eine repräsentative Erfassung des Arteninventars der Krautschicht möglich, der Zeitaufwand im Gelände ist relativ gering, die Proben sind leicht über die gesamte Vegetationsperiode entnehmbar und sie gestattet wegen des schnellen Beprobens einen Vergleich benachbarter Untersuchungsflächen. TÖRMÄLÄ (1981) verglich 5 Sammelmethoden und gelangte zu dem Ergebnis, daß mit der Keschermethode ein hoher Teil des vorhandenen Artenspektrums erfaßt wird. Die bodenlebenden Arten sind jedoch stark unterrepräsentiert und es werden überproportional viele adulte Männchen gefangen. Aus diesem Grund wurden aus den Barberfallen ebenfalls Zikaden aussortiert, womit die bodenlebenden Zikadenarten gut erfaßt werden konnten. Wegen der Verschiedenartigkeit in Zusammensetzung und Höhe der Bodenvegetation in der Kiefernkatena sind die Fangergebnisse jedoch trotz standardisierter Methode differenziert zu bewerten, was vor allem die quantitative Auswertung betrifft. Streifnetzfänge sind neben der Höhe der Vegetation außerdem von der Aktivität der

Arthropoden und damit von der Witterung oder dem aktuellen Nahrungsangebot abhängig (LEWIS & TAYLOR 1964).

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von April 1992 bis April 1994, wobei die Kescherfänge nur innerhalb der Vegetationsperiode stattfanden. Die Fänge in der Katena wurden je nach Witterungsverhältnissen in 8 bis 14-tägigen Abstand zwischen 8 und 16Uhr durchgeführt, wobei nur an regenfreien Tagen gekeschert wurde.

1992 erfolgte das Sammeln in der Krautschicht nach der quantitativen Keschermethode (WITSACK 1975), wobei auf engen Bodenkontakt geachtet wurde. Dazu wurden 25 Doppelschläge in einer Linie hintereinander getätigt, so daß kein Teil der Fläche doppelt bekeschert wurde. Der Öffnungsdurchmesser des Keschers betrug 30cm, der Beutel bestand aus Stoff und die Länge betrug 50cm. Nach Verdrillen des Beutels wurden sämtliche Individuen mittels Essigsäureethylester betäubt und anschließend in Ethanol (70%) gegeben. Im Labor erfolgte die Sortierung der Fänge. Da es bei den vorliegenden Untersuchungen hauptsächlich auf den Artnachweis ankam, erfolgte das Besammeln der Zikaden 1993 nach der qualitativen Methode.

Hierzu erfolgt das Abkeschern der Vegetation in Kraut-, Strauch- und Baumschicht. Der Kescher bestand aus Gaze, der Beutel war 35cm lang, der Öffnungsdurchmesser betrug wieder 30cm. Die mit dem Kescher gesammelten Tiere wurden mit dem Exhaustor, im Kescher von oben beginnend, nach unten zum Netzgrund hin abgesammelt, um die beweglicheren Tiere zuerst zu erfassen. Anschließend wurden die Tiere mittels Essigsäureethylester getötet und in Gläschen überführt. Diese Methode hat auch den Vorteil, daß im Gelände nur die zu bearbeitende Gruppe besammelt wird und die anderen Tiere sofort nach Absammeln der Zikaden freigelassen werden können.

Die Bestimmung der Zikaden erfolgte vor allem nach OSSIANNILSON (1978, 1981, 1983), RIBAUT (1936, 1952), GIUSTINA (1989) und LE QUESNE (1965, 1969, 1981). Alle Zikaden wurden von Prof. Dr. R. Remane (Marburg) auf die Richtigkeit ihrer Determination hin überprüft, dem ich dafür herzlich danke.

Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach Braun-Blanquet auf einer Fläche von 20x20m. Mit Hilfe des Computerprogramms "Flora-D" (FRANK & KLOTZ 1990) wurden diese Aufnahmen qualitativ und quantitativ ausgewertet und die zugehörigen ökologischen Zeigerwerte errechnet. Die Nomenklatur richtete sich nach ROTHMALER et al. (1990).

5. Ergebnisse Zikaden

Die in der Insektengruppe der Zikaden vereinten, fast ausschließlich phytophagen Taxa sind in Mitteleuropa mit rund 800 Arten (BRD 600 Arten) vertreten und auf fast alle gefäßpflanzenbestandenen Lebensräume verteilt. In vielen dieser Lebensräume spielen sie infolge oft hoher Individuendichte eine erhebliche Rolle im Ökosystem. Dank der mehr oder weniger weitreichenden Spezialisierung vieler Arten auf bestimmte Nährpflanzentaxa haben unterschiedliche Biotoptypen oft deutlich verschiedene Artensets von Zikaden.

Darüber hinaus werden die in Form der einzelnen Pflanzentaxa angebotenen "ökologischen Lizenzen" sehr unterschiedlich intensiv von Zikadentaxa genutzt: Neben Pflanzentaxa mit artenreichen Zikadengilden gibt es solche, die nicht einmal von extrem polyphagen Zikadentaxa besiedelt werden - ein direkter Zusammenhang zwischen der Zahl der Pflanzen- und derjenigen der Zikadenarten ist also nicht gegeben (REMANE & REIMER 1989). Zudem spielt für viele Zikaden nicht nur das Vorhandensein von einem oder mehreren ihrer Nährpflanzentaxa eine Rolle, sondern auch die Ausprägung abiotischer Faktoren wie Lichtintensität, Jahrestemperaturverlauf u.ä.. Dennoch scheint die qualitative (und innerhalb gewisser Grenzen auch quantitative) Zusammensetzung der Zikadenbestände eines Biotops eine mehr oder weniger deutliche Indikatorfunktion zu zeigen (HILDEBRANDT 1990), zumal manche Zikadentaxa offenbar bereits auf Veränderungen in der "Physiologie" ihrer Nährpflanzen reagieren (BORNHOLDT & REMANE 1993).

Die letztgenannten Untersuchungen zeigen, daß Zikaden offenbar recht gut zur Beschreibung von Habitatqualitäten geeignet sind, da sie auf Änderungen des Biotopzustandes auf verschiedene Weise reagieren können (Abb.21): Eine Optimierung der für die entsprechende Art relevanten Bedingungen kann zu erhöhten Nachkommenzahlen führen. Andere Arten sind in der Lage, die Wirtspflanze zu wechseln, um so auf ein verändertes Nährpflanzenangebot anzusprechen. Bei brachypteren Formen kann eine Verschlechterung der für diese Arten relevanten Bedingungen zur Ausbildung langflügeliger Formen führen, so daß die Population in der Lage ist auszuwandern und so den schlechteren Umweltbedingungen auszuweichen. Populationen monophager Arten erlöschen zumeist bei Verschwinden der Nährpflanze im Gebiet bzw. wandern ebenfalls aus, während neu angesiedelte Wirtsarten eine Einwanderung der auf ihnen lebenden Taxa ermöglichen.

Die vorliegende Arbeit untersucht, wie weit Verschiedenheiten in den Artensets der Zikaden in unterschiedlich stark immissionsbeeinflußten Standorten, besonders der Dübener Heide, existieren, und ob derartige Unterschiede mit anderen ökologischen Faktoren (Pflanzenarten, Abundanzen bestimmter Pflanzenarten) korrelierbar sind. Außerdem sollte geklärt werden, ob sich eine Beziehung zwischen der Stärke der Immissionen einer- und dem Vorkommen und der Häufigkeit von Zikadenartenbeständen andererseits wahrscheinlich machen läßt.

Die Darstellung und Auswertung der Ergebnisse erfolgte nach vier Gesichtspunkten: Als erstes wurden alle in der Katena nachgewiesenen Zikadenarten und deren Häufigkeiten in die Auswertung einbezogen. Damit können Aussagen für das Gesamtgebiet Dübener Heide getroffen werden. Um jedoch auf einen eventuellen Einfluß der Immissionsstärke einzugehen, die von Untersuchungsfläche zu Untersuchungsfläche deutlich variiert, erfolgte ebenfalls eine flächenbezogene Auswertung der nachgewiesenen Arten. Zur Klärung der Frage der bioindikativen Eignung von Zikaden bot sich der Vergleich der Artenzusammensetzung verschiedener Schadzonen an. Dabei erfolgte eine Auswertung jeweils aller in der jeweiligen Schadzone vorkommenden Arten, um einen eventuellen Immissionseinfluß auf das Vorkommen und die ökologischen Ansprüche von Zikadenarten nachzuweisen. Da einige Arten nur in jeweils einer Schadzone nachgewiesen werden konnten (diese sollen im weiteren Teil der Arbeit vereinfacht als "Schadzonenspezialisten" benannt werden), erfolgte desweiteren eine "Spezialisten"bezogene Auswertung. Damit können besondere Einnischungen und Anpassungen von Arten an bestimmte Immissionsstärken sichtbar werden.

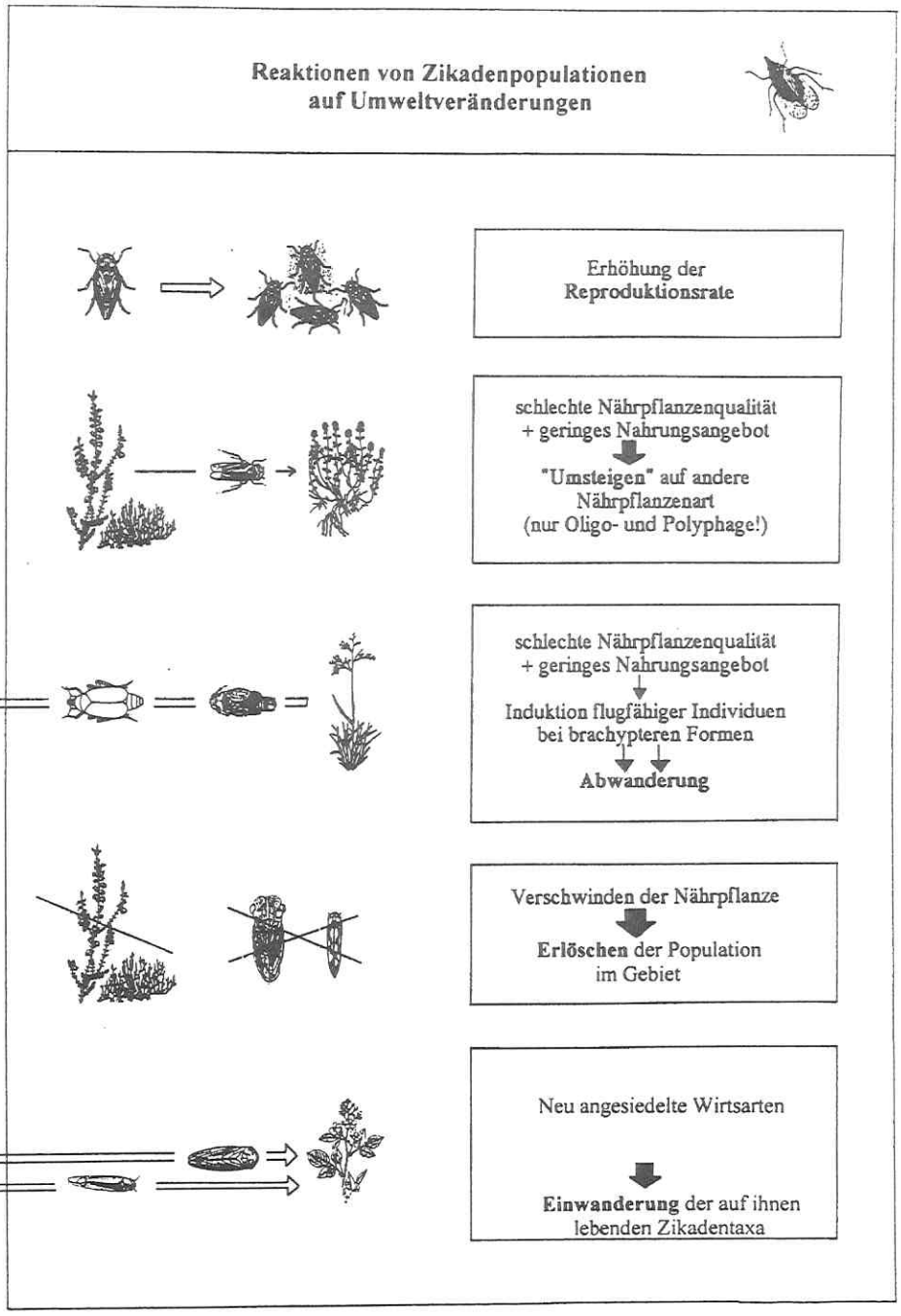


Abb.21: Reaktionen von Zikadenpopulationen auf Umweltveränderungen

5.1. Arteninventare und Dominanzstrukturen

Kiefernforste gelten im allgemeinen als sehr artenarm. Obwohl die Kiefer selber in Mitteleuropa nur von 4-5 Zikadenarten besiedelt wird, kommt ihr eine zusätzliche Bedeutung als Überwinterungsort für die Adulten mehrerer laubholzbesiedelnder Zikadentaxa zu. Die Rolle der Kiefer als "Übersommerungsort" ist dagegen in Mitteleuropa nur gering ausgeprägt. Viele der Arten, die nachgewiesen werden konnten, sind für Kiefernforste mehr oder weniger typisch, manche von ihnen sind allerdings nur aufgrund der Pflanzentaxa der Niedervegetation anwesend. Auf den 8 Untersuchungsfläche der Kiefernkatena konnten insgesamt 75 Arten nachgewiesen werden. Eine Zusammenfassung der Fangergebnisse von 1992 bis 1994 liefert Tabelle 9.

Tabelle 10 zeigt die Dominanzen und den Dominanzindex für die verschiedenen Untersuchungsflächen. Der Dominanzindex d als Dominanzwert der häufigsten Art wird von den Arten *Elymana sulphurella* (D1), *Errastunus ocellaris* (D2), *Arthaldeus arenarius* (Flächen D3, D5, D6, D8), , und *Dikraneura variata* (D7) gebildet. Die Dominanzstrukturen der Zikaden für die einzelnen Flächen der Katena sind in Abbildung 22 dargestellt. Dabei sind nur die Hauptarten aufgeführt, also Arten, die eine relative Häufigkeit von mehr als 3,2 % aufweisen (STÖCKER & BERGMANN 1977), bzw. die 5 häufigsten Arten. MÜHLENBERG (1989) zieht zur Habitatbewertung neben Artenzahl und Eveness die Dominanzstruktur der 5 häufigsten Arten heran.

Die Mannigfaltigkeit einer Organismengemeinschaft ist sowohl von der Artenzahl selber als auch von der Verteilung der Individuen auf die Arten abhängig. Eine größere Mannigfaltigkeit kann aufgrund der höheren Artenzahlen für die Flächen D1 bis D3 angegeben werden. Eine sehr gleichmäßige Verteilung der Individuen auf die Arten ist auf den Flächen D1, D4, D6 und D8 zu finden. Von der Dominanzstruktur kann demzufolge kaum auf einen Immissionseinfluß geschlossen werden, da gleichmäßige Individuenverteilungen in allen Schadzonen vorkommen. Eine hohe Artenzahl und eine gleichmäßige Verteilung der Individuenhäufigkeit war lediglich auf der am stärksten schadstoffbelasteten Fläche D1 zu finden. Hier wäre demzufolge die größte Mannigfaltigkeit im Vergleich zu allen anderen Flächen gegeben.

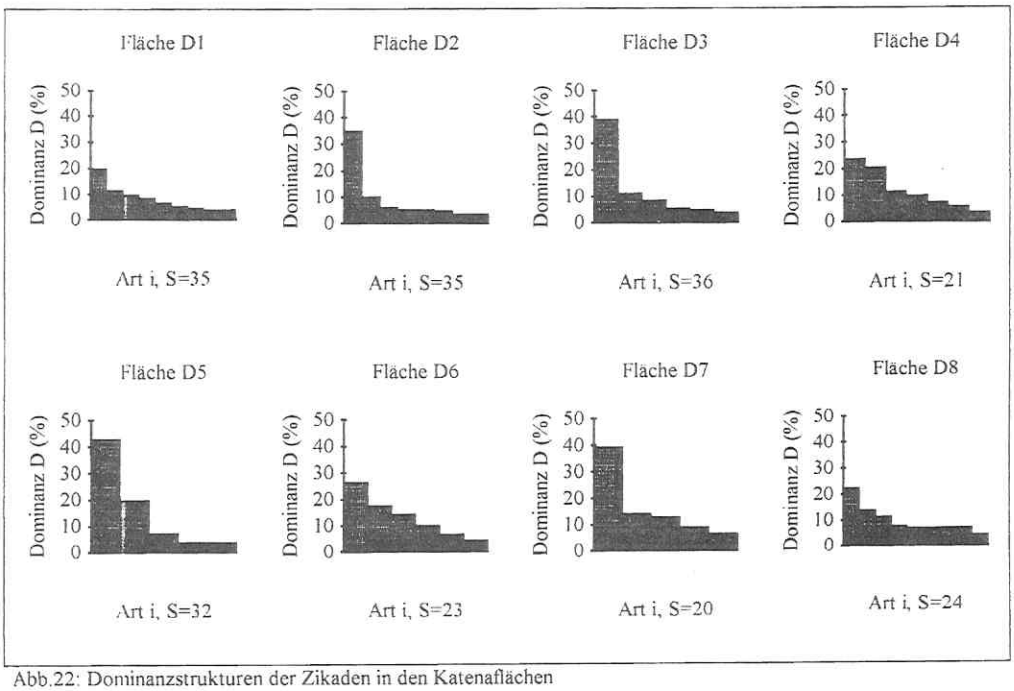


Abb.22: Dominanzstrukturen der Zikaden in den Katenaflächen

Tab.9: Arteninventar an Zikaden in der Kiefernkatena (1992-1994)

Art / Fläche	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	Summe
Schadzone	1	1	1	2	2	2	0	0	D1-D8
Cixiidae									
Cixius nervosus			0,1	0,1					2
Tachycixius pilosus		1,1	0,2						4
Delphacidae									
Stenocranus major	0,1	2,0	0,1						4
Eurysula lurida	1,1	2,3	8,8		3,9	3,9	2,1	4,6	57
Stiroma affinis				1,2	0,1	0/1 ?	0,3		8
Megadelphax sordidulus	1,0								1
Laodelphax striatellus	1,1	1,0	0,1					2,0	6
Hyledelphax elegantulus	4,9	0,4	1,5	0,4	0,9	0,4	3,19	0,10	72
Mirabella albifrons		0,5	5/15+1?				0,1	0,1	28
Muellerianella extrusa					0,1	1,1	1?/1	0,2	7
[Muellerianella spec.]								0,1	1
Kosswigianella exigua						0,1		2,0	3
Criomorphus albomarginatus	0,1								1
Javesella discolor							0,1		1
Javesella pellucida	0,5	3,5	0,2		1,1	1,0	0,1	1,1	21
[Javesella spec. indet.]	0,1		0,1			0,1			3
Cercopidae									
Cercopis vulnerata	0,1								1
Neophilaenus exclamationis		1,2							3
Neophilaenus lineatus		0,1				1,0		0,3	5
Aphrophora alni	1,2	0,3			1,0		0,3	4,6	20
Membracidae									
Centrotus cornutus							0,1	0,1	2
Cicadellidae									
Macropsis fuscula	2,3	0,7		12,17	2,3	0,1	4,6	4,6	67
Agallia brachyptera			1,1			0,1			3
Anaceratagallia ribauti				1,0					1
Iassus lanio		0,1							1
Aphrodes makarovi	1,0	1,0		0,1	1,0				4
Anoscopus albifrons		1,0	1,0				3,0	1,0	6
Anoscopus flavostriatus	1,0		7,0	1,0	20,2			1,0	32
Anoscopus serratulae		0,1							1
[Anoscopus spec. indet.]			0,1		0,1				2
Evacanthus acuminatus	0,1								1
Alebra albostriella	2,1	0,1							4
[Alebra spec. parasit.]		1,0							1
Dikraneura variata		0,2	0,1	3,9	0,12	2,4	19,42	10,6	110
Forcipata forcipata					1,0				1
[Forcipata spec.]								0,2	2
Empoasca affinis			1,0		1,0		1,0		3
Empoasca decipiens	7,1	1,0	2,0	3,0	2,0				16
Empoasca vitis	3,3	3,5	2,0	3,0	1,0	1,0	1,1		23
[Empoasca spec.]	0,10	0,6	0,4	0,10	0,1			0,4	35
Kybos betulicola		1,0							1
Chlorita paolii	1,0								1
Ribautiana tenerrima	1,0	0,1							2
Eurhadina concinna	0,1	0,1							2
Eurhadina pulchella	2,1	0,1							4
Eurhadina ribauti	0,1								1
Eupteryx atropunctata		0,1			0,3			0,1	5
Eupterx florida				1,0					1
Eupteryx stachydearum				1?	3,1				5

Tab.9: Forts.

Art / Fläche	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	Summe
Schadzone	1	1	1	2	2	2	3	3	D1-D8
Eupteryx tenella				1,0					1
Aguriahana germari					1,0				1
Zygina angusta	8,10	0,1	0,1	6,8	1,3	1,0			39
Zygina flammigera	1,0		0,1						2
Zygina hyperici			0,1						1
Zygina nigritarsis			0,1						1
Zygina suavis			0,1						1
Grypotes puncticollis				1,1	0,3	1,0	2,1	1,0	10
Balclutha calamagrostis			1,0			0,1			2
Balclutha punctata	1,6	1,0	2,2	5,4	1,4		7,13	2,4	52
Balclutha spec.	1,7	3,3	2,2	10,6	5,7	7,10	43,41	10,19	176
Macrosteles cristatus					1,0				1
Recilia coronifera	0,2		1,0		4,6	1,0			14
Allygus mixtus		0,2	0,1						3
Allygidius atomarius	0,1								1
Allygidius commutatus	1,0		0,1		2,1	1,0		0,1	7
Rhopalopyx preyssleri			1,0						1
Paluda flaveola		1,1			0,2				4
Elymana sulphurella	14,17	7,2	2,4	5,20	26,36	6,7	2,1	3,8	160
Cicadula persimilis	0,1								1
Mocydiopsis attenuata			0,1						1
Mocydia crocea	1,5		1,2						9
Speudotettix subfusculus	0,1		0,1		1,0	0,2			5
Thamnotettix confinis			0,1						1
Macustus grisescens						1,0			1
Streptanus marginatus			1,0	0,1					2
Psammotettix alienus		0,1			0,1				2
Errastunus ocellaris		21,32	5,5	2,1	1,1	0,1	0,1		70
Jassargus allobrogicus	1,1	1,0	1,8		3,0	1,15	7,7	6,14	65
Jassargus flori	11,4	1,3	3,1	0,1	2,1	0,1		0,1	29
Arthaldeus arenarius		7,8	23,51	2,5	58,76	10,14	1,0	16,16	287
Arthaldeus pascuellus	7,3	0,1							11
Mocuellus metrius	1,0								1
Artenzahl	35	35	36	21	31	23	20	22	75

Angabe Individuenhäufigkeit: Männchen, Weibchen

Tab.10: Dominanzen der Zikaden in der Kiefernkatena

Fläche	D1		D2		D3		D4		D5		D6		D7		D8	
	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%
Cixiidae																
Cixius nervosus	0		0		1	0,53	1	0,81	0		0		0		0	
Tachycixius pilosus	0		2	1,32	2	1,05	0		0		0		0		0	
Delphacidae																
Stenocranus major	1	0,63	2	1,32	1	0,53	0		0		0		0		0	
Eurysula lurida	2	1,27	5	3,29	16	8,42	0		12	3,83	9	9,89	3	1,92	10	6,94
Stiroma affinis	0		0		0		3	2,44	1	0,32	1	1,10	3	1,92	0	
Megadelphax sordidulus	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Laodelphax striatellus	2	1,27	1	0,66	1	0,53	0		0		0		0		2	1,39
Hyledelphax elegantulus	13	8,23	4	2,63	6	3,16	4	3,25	9	2,88	4	4,40	22	14,10	10	6,94
Mirabella albifrons	0		5	3,29	21	11,05	0		0		0		1	0,64	1	0,69
Muellerianella extrusa	0		0		0		0		1	0,32	2	2,20	2	1,28	2	1,39
Koswigianella exigua	0		0		0		0		0		1	1,10	0		2	1,39
Criomorphus albomarginatus	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Javesella discolor	0		0		0		0		0		0		1	0,64	0	
Javesella pellucida	5	3,16	8	5,26	2	1,05	0		2	0,64	1	1,10	1	0,64	2	1,39
Cercopidae																
Cercopis vulnerata	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Neophilaenus exclamationis	0		3	1,97	0		0		0		0		0		0	
Neophilaenus lineatus	0		1	0,66	0		0		0		1	1,10	0		3	2,08
Aphrophora alni	3	1,90	3	1,97	0		0		1	0,32	0		3	1,92	10	6,94
Membracidae																
Centrotus cornutus	0		0		0		0		0		0		1	0,64	1	0,69
Cicadellidae																
Macropsis fuscula	5	3,16	7	4,61	0		29	23,58	5	1,60	1	1,10	10	6,41	10	6,94
Agallia brachyptera	0		0		2	1,05	0		0		1	1,10	0		0	
Anaceratagallia ribauti	0		0		0		1	0,81	0		0		0		0	
Iassus lanio	0		1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Aphrodes makarovi	1	0,63	1	0,66	0		1	0,81	1	0,32	0		0		0	
Anoscopus albifrons	0		1	0,66	1	0,53	0		0		0		3	1,92	1	0,69
Anoscopus flavostriatus	1	0,63	0		7	3,68	1	0,81	22	7,03	0		0		1	0,69
Anoscopus serratulae	0		1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Evacanthus acuminatus	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Alebra albostriella	3	1,90	1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Dikraneura variata	0		2	1,32	1	0,53	12	9,76	12	3,83	6	6,59	61	39,10	16	11,11
Forcipata forcipata	0		0		0		0		1	0,32	0		0		0	
Empoasca affinis	0		0		1	0,53	0		1	0,32	0		1	0,64	0	
Empoasca decipiens	8	5,06	1	0,66	2	1,05	3	2,44	2	0,64	0		0		0	
Empoasca vitis	6	3,80	8	5,26	2	1,05	3	2,44	1	0,32	1	1,10	2	1,28	0	
Kybos betulicola	0		1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Chlorita paolii	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Ribautiana tenerrima	1	0,63	1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Eurhadina concinna	1	0,63	1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Eurhadina pulchella	3	1,90	1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Eurhadina ribauti	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Eupteryx atropunctata	0		1	0,66	0		0		3	0,96	0		0		1	0,69
Eupterx florida	0		0		0		1	0,81	0		0		0		0	
Eupteryx stachydearum	0		0		0		1	0,81	4	1,28	0		0		0	
Eupteryx tenella	0		0		0		1	0,81	0		0		0		0	
Aguriahana germari	0		0		0		0		1	0,32	0		0		0	
Zygina angusta	18	11,39	1	0,66	1	0,53	14	11,38	4	1,28	1	1,10	0		0	
Zygina flammigera	1	0,63	0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Zygina hyperici	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Zygina nigritarsis	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	

Tab.10: Forts.

Fläche	D1		D2		D3		D4		D5		D6		D7		D8	
	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%	N	D%
Zygina suavis	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Grypotes puncticollis	0		0		0		2	1,63	3	0,96	1	1,10	3	1,92	1	0,69
Balclutha calamagrostis	0		0		1	0,53	0		0		1	1,10	0		0	
Balclutha punctata	7	4,43	1	0,66	4	2,11	9	7,32	5	1,60	0		20	12,82	6	4,17
Macrosteles cristatus	0		0		0		0		1	0,32	0		0		0	
Recilia coronifera	2	1,27	0		1	0,53	0		10	3,19	1	1,10	0		0	
Allygus mixtus	0		2	1,32	1	0,53	0		0		0		0		0	
Allygidius atomarius	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Allygidius commutatus	1	0,63	0		1	0,53	0		3	0,96	1	1,10	0		1	0,69
Rhopalopyx preyssleri	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Paluda flaveola	0		2	1,32	0		0		2	0,64	0		0		0	
Elymana sulphurella	31	19,62	9	5,92	6	3,16	25	20,33	62	19,81	13	14,29	3	1,92	11	7,64
Cicadula persimilis	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Mocydiopsis attenuata	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Mocydia crocea	6	3,80	0		3	1,58	0		0		0		0		0	
Speudotettix subfusculus	1	0,63	0		1	0,53	0		1	0,32	2	2,20	0		0	
Thamnotettix confinis	0		0		1	0,53	0		0		0		0		0	
Macustus grisescens	0		0		0		0		0		1	1,10	0		0	
Streptanus marginatus	0		0		1	0,53	1	0,81	0		0		0		0	
Psammotettix alienus	0		1	0,66	0		0		1	0,32	0		0		0	
Errastunus ocellaris	0		53	34,87	10	5,26	3	2,44	2	0,64	1	1,10	1	0,64	0	
Jassargus allobrogicus	2	1,27	1	0,66	9	4,74	0		3	0,96	16	17,58	14	8,97	20	13,89
Jassargus flori	15	9,49	4	2,63	4	2,11	1	0,81	3	0,96	1	1,10	0		1	0,69
Arthaldeus arenarius	0		15	9,87	74	38,95	7	5,69	134	42,81	24	26,37	1	0,64	32	22,22
Arthaldeus pascuellus	10	6,33	1	0,66	0		0		0		0		0		0	
Mocuellus metrius	1	0,63	0		0		0		0		0		0		0	
Artenzahl S	35		35		36		21		32		23		20		24	
Individuenzahl N	158		152		190		123		313		91		156		144	
Dominanzindex d		19,62		34,87		38,95		23,58		42,81		26,37		39,10		22,22

5.2. Artenzahlen

Die höchsten Artenzahlen an Zikaden konnten in den stark immissionsbeeinflußten Standorten D1-D3 nachgewiesen werden (Abb.24). Anhand der Zikadenartenzahl läßt sich daher die Schadzone 1 (stark immissionsbelastet) sehr gut abgrenzen. Die Artenzahlen der Vegetation sind ebenfalls in der Schadzone 1 am höchsten und sinken mit zunehmender Entfernung vom Emittenten (Abb.23). Damit ist eine ungefähre Übereinstimmung zwischen den Artenzahlen der phytophagen Zikaden und denen ihrer Wirtspflanzen gegeben. Die (vergleichsweise zu den geringeren Artenzahlen der Vegetation) hohen Artenzahlen an Zikaden auf den Flächen D2, D3 und vor allem D5 resultieren offenbar daraus, daß zwar weniger Wirtspflanzenarten vorkommen, diese jedoch sehr gut nutzbar für die Zikadentaxa sind.

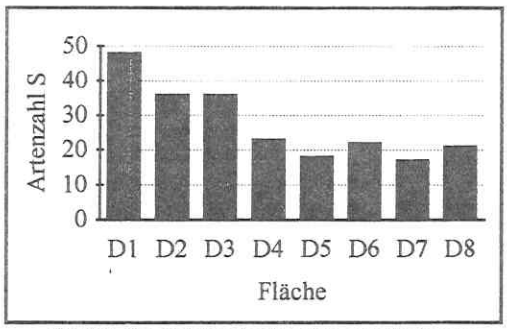


Abb.23: Artenzahlen der Vegetation in der Katena

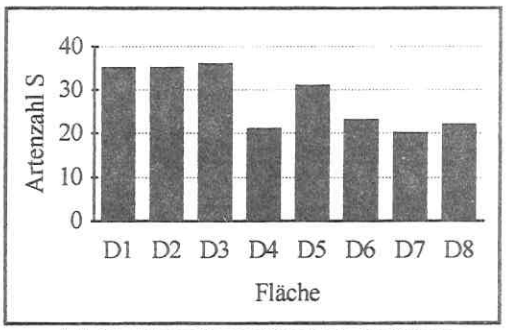


Abb.24: Artenzahlen an Zikaden in der Katena

Wie Tabelle 11 zeigt, konnten 39 Zikadenarten in nur jeweils einer Schadzone nachgewiesen werden ("Schadzonenspezialisten"). Dabei ist jedoch nochmals zu bemerken, daß es sich nicht um eine echte Bindung der Zikaden an Immissionsstärken handelt, sondern lediglich in dieser Untersuchung eine Beschränkung ihres Vorkommens auf eine Schadzone nachgewiesen wurde. Es sind neben diesen Schadzonenspezialisten auch die Arten aufgeführt, welche in allen drei Schadzonen vorkamen.

Die meisten Schadzonenspezialisten waren in der Schadzone 1 zu finden (29 Arten), während die gering belastete Zone 0 lediglich 2 an diese Zone gebundene Arten aufweist. Offenbar hängt dies mit einem besseren Nährpflanzenangebot in der Schadzone 1 zusammen. Da die Schadzone 1 ohnehin ein reicheres Arteninventar in der Vegetation aufweist, ist zu erwarten, daß auch ein größerer Zikadenartenreichtum vorhanden ist. Allerdings hoben sich die Spezialistenzahlen der einzelnen Schadzonen gravierend voneinander ab.

Setzt man die Anzahl der Schadzonenspezialisten zur Gesamtartenzahl der jeweiligen Schadzone ins Verhältnis, ergibt sich der Prozentsatz an Spezialisten pro Schadzone (Abb.25). Der größte Prozentsatz war in Schadzone 1 (47,5%) zu finden. Demnach tritt rund die Hälfte aller in der Schadzone 1 (Flächen D1 bis D3) gefangenen Zikadenarten ausschließlich in dieser Schadzone auf, während es von den 27 Arten in der Schadzone 0 nur 2 an diese Zone "gebundene" Arten gibt.

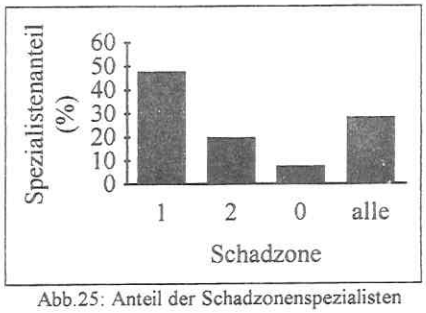


Abb.25: Anteil der Schadzonenspezialisten

Tab.11: Korrelation von Zikadenarten mit Schadzonen

Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0	in allen Schadzonen
Tachycixius pilosus	*Anaceratagallia ribauti*	*Javesella discolor*	*Eurysula lurida*
Stenocranus major	*Forcipata forcipata*	*Centrotus cornutus*	*Laodelphax striatellus*
Megadelphax sordidulus	*Eupteryx florida*		*Hyledelphax elegantulus*
Criomorphus albomarginatus	*Eupteryx stachydearum*		*Mirabella albifrons*
Cercopis vulnerata	*Eupteryx tenella*		*Javesella pellucida*
Neophilaenus exclamationis	*Aguriahana germari*		*Neophilaenus lineatus*
Iassus lanio	*Macrosteles cristatus*		*Aphrophora alni*
Anoscopus serratulae	*Macustus grisescens*		*Macropsis fuscula*
Evacanthus accuminatus			*Anoscopus albifrons*
Alebra albostriella			*Anoscopus flavostriatus*
Kybos betulicola			*Dikraneura variata*
Chlorita paolii			*Empoasca affinis*
Ribautiana tenerrima			*Empoasca vitis*
Eurhadina concinna			*Eupteryx atropunctata*
Eurhadina pulchella			*Balclutha punctata*
Eurhadina ribauti			*Allygidius commutatus*
Zygina flammigera			*Elymana sulphurella*
Zygina hyperici			*Errastunus ocellaris*
Zygina nigritarsis			*Jassargus allobrogicus*
Zygina suavis			*Jassargus flori*
Allygus mixtus			*Arthaldeus arenarius*
Allygidius atomarius			
Rhopalopyx preyssleri			
Cicadula persimilis			
Mocydiopsis attenuata			
Mocydia crocea			
Thamnotettix confinis			
Arthaldeus pascuellus			
Mocuellus metrius			
29 Arten (von 61)	8 Arten (von 41)	2 Arten (von 27)	21 Arten (von75)

5.3. Diversität und Eveness

Abbildung 26 veranschaulicht die Diversitätswerte innerhalb der Katena. Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten sinken die Diversitätswerte. Die höchsten Diversitäten waren demnach auf den stärker immissionsbeeinflußten Flächen zu finden, während die weniger belasteten Flächen niedrigere Diversitätswerte aufweisen.

Die Darstellung der Evenesswerte (Abb.27) ergab keinen Gradienten, da die Werte der einzelnen Flächen in etwa gleich hoch liegen. Der höchste Wert wurde für die Fläche D1 ermittelt.

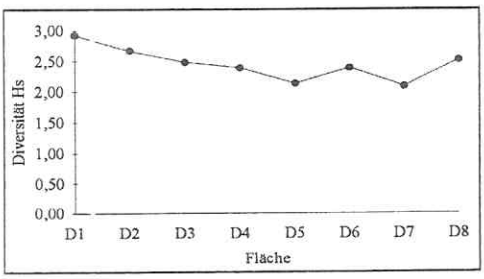


Abb.26: Diversitäten (Hs) der Zikaden in der Katena

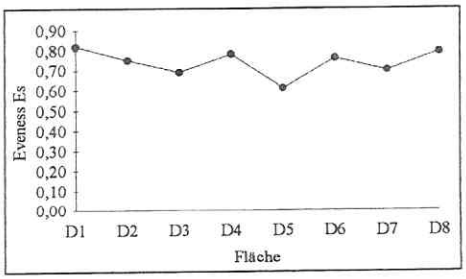


Abb.27: Eveness (Es) der Zikaden in der Katena

5.4. Faunenähnlichkeit

Zur Beschreibung der Ähnlichkeit verschiedener Tiergemeinschaften werden verschiedene Indices verwendet. Der JACCARD-Index dient der Beschreibung der Artenidentität verschiedener Flächen. Dabei werden nur die Artenzahlen, nicht aber die Aktivitätsdichten berücksichtigt. Aus diesem Grunde wurden in den vorliegenden Untersuchungen auch die Dominanzidentitäten berechnet (RENKONEN-Zahl), welche die Übereinstimmung der Dominanzverhältnisse von Artengemeinschaften prüft und damit auch Quantitäten berücksichtigt. Das Produkt beider Indices ist der Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN (WAINSTEIN 1967). Dieser berücksichtigt demzufolge gemeinsame Arten der untersuchten Flächen und deren Häufigkeiten. Allen drei Indices ist gemeinsam, daß höhere Werte größere Ähnlichkeiten bedeuten.

Ein Wechsel der Artenzusammensetzung kann ebenfalls durch die Turnover-Rate angegeben werden. In die Betrachtung gehen allerdings nur An- bzw. Abwesenheit von Arten ein. Alle Formeln wurden bei MÜHLENBERG (1989) entnommen.

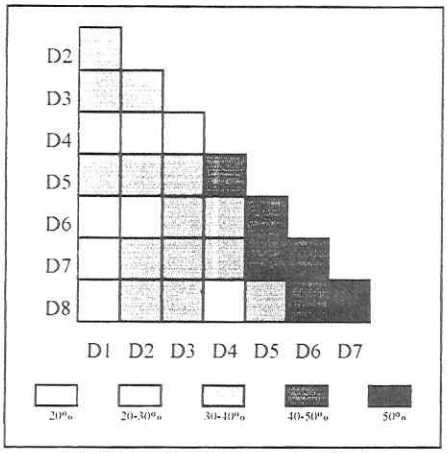


Abb.28: JACCARD-Index der Zikaden

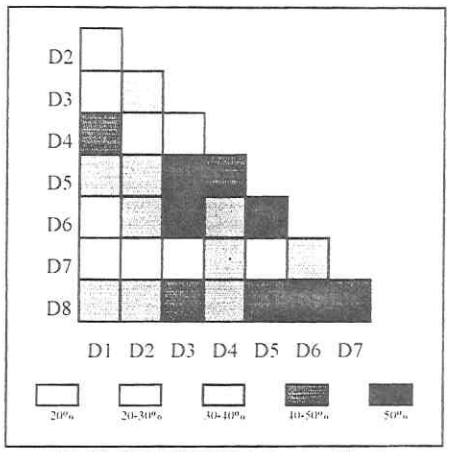


Abb.29: RENKONEN-Index der Zikaden

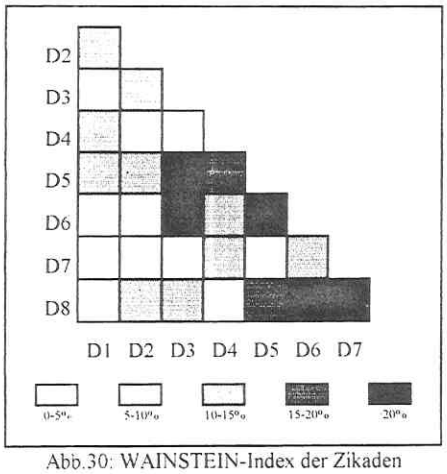


Abb.30: WAINSTEIN-Index der Zikaden

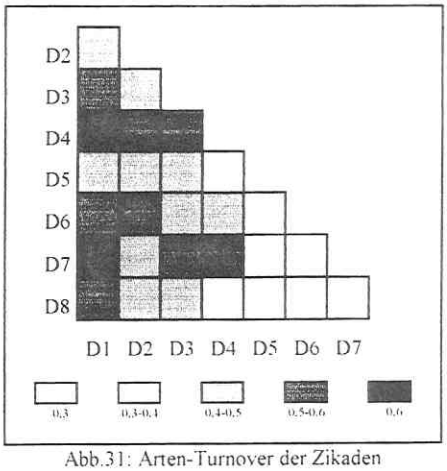


Abb.31: Arten-Turnover der Zikaden

Die Berechnung des JACCARD-Indexes ergab einen klaren Gradienten, der nach den bisherigen Befunden im Zusammenhang mit dem Immissionseinfluß steht (Abb.28). In Emittentennähe

sind im Vergleich zu den emittentenfernen Flächen geringere Identitätswerte zu ermitteln. Dies bedeutet, daß sich diese Flächen trotz geringer Entfernung bezüglich des Arteninventars deutlich voneinander unterscheiden. Auf emittentenfernen Standorten sind hingegen die Ähnlichkeiten benachbarter Flächen größer. Auch weiter voneinander entfernte Flächen weisen noch große Übereinstimmungen im Arteninventar auf. Größere Artenidentitäten konnten für die Schadzonen 2 und 0 ermittelt werden.

Die Berechnung der Dominanzidentität liefert keinen Anhaltspunkt für einen Immissionsgradienten, der sich auf die Zikadenpopulationen auswirkt (Abb.29). Der RENKONEN-Index zeigt hohe Werte (und damit hohe Ähnlichkeiten) sowohl zwischen benachbarten als auch zwischen weit entfernten Flächen. Die höchsten Werte konnten nur für benachbarte emittentenferne Standorte gefunden werden.

Der WAINSTEIN-Index bestätigt die Ergebnisse der Artenidentität (Abb.30). Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten nimmt die Ähnlichkeit benachbarter Flächen zu. Die größten Ähnlichkeiten traten auf den weniger immissionsgeschädigten Flächen auf. Auch hier war für emittentenferne Flächen zu beobachten, daß zwischen weiter voneinander entfernten Standorten größere Ähnlichkeiten auftraten.

Die Turnover-Werte stimmen in der Aussage mit dem JACCARD-Index überein (Abb.31). Niedrige Werte wurden für die emittentenfernen Standorte ermittelt, während ein maßgeblicher Artenwechsel zwischen emittentennahen Standorten stattfand und insbesondere zwischen der Fläche D1 und den anderen Katenaflächen. Zwischen emittentenfernen Flächen kam es kaum zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung, selbst wenn sie weiter voneinander entfernt lagen.

Neben den bisher beschriebenen zoozönologischen Charakteristika sollen im nachfolgenden die ökologischen Charakteristika ausgewertet werden. Damit sind ökologische Parameter wie Hibernationsverhalten, Voltinismus oder die Besiedlung bestimmter Vegetationsschichten der einzelnen Arten erfaßt und können u.U. zur Bewertung von Habitatqualitäten mit herangezogen werden. Tabelle 12 faßt die Lebensformtypen aller im Immissionsgradienten nachgewiesenen Zikadenarten zusammen. Dazu ist zu bemerken, daß die Angaben dazu in der Literatur z.T. stark voneinander abweichen. Aus diesem Grund sollte die Auflistung nicht als endgültig angesehen werden. Bei der Zuordnung zur Phagieklasse handelt es sich um regionale Einnischungen, die speziell für das Untersuchungsgebiet der Dübener Heide Gültigkeit besitzen.

Tab.12: Lebensformtypen aller nachgewiesenen Zikadenarten im Immissionsgradienten

Art	Hibernation	Voltinismus	besied.Veget.schicht	Phagieklasse
Cixiidae				
Cixius nervosus	L	U	W	P
Tachycixius pilosus	L	U	W	P
Delphacidae				
Stenocranus major	I	U	N	M
Eurysula lurida	L	B	N	M
Stiroma affinis	L	U?	N	P?
Megadelphax sordidulus	L	B	N	O
Laodelphax striatellus	L	B	N	O (P?)
Hyledelphax elegantulus	L	B	N	O
Mirabella albifrons	L	B	N	M
Muellerianella extrusa	E	B	N	M
Kosswigianella exigua	L	B	N	O
Criomorphus albomarginatus	L	B	N	P
Javesella discolor	L	U	N	P
Javesella pellucida	L	B (P)	N	O (P?)
Cercopidae				
Cercopis vulnerata	L	U?	N	P
Neophilaenus exclamationis	E	U	N	O
Neophilaenus lineatus	E	U	N	O (P)
Aphrophora alni	E	U	W	P
Membracidae				
Centrotus cornutus	L	U (S)	W	P

Tab.12: Forts.

Art	Hibernation	Voltinismus	besied.Veget.schicht	Phagieklasse
Cicadellidae				
Macropsis fuscula	E	U?	B/S?	M
Agallia brachyptera	E	U	N	O
Anaceratagallia ribauti	I	B?	N	P?
Iassus lanio	E	U	B/S?	M
Aphrodes makarovi	E	U	N	P
Anoscopus albifrons	E	U	N	P
Anoscopus flavostriatus	E	U	N	P
Anoscopus serratulae	E	U	N	P
Evacanthus acuminatus	E	U	N	P
Alebra albostriella	E	U	B/S	M
Dikraneura variata	I	B (U)	N	O
Forcipata forcipata	E	B (P?)	N	P?
Empoasca affinis	E	P	N	P
Empoasca decipiens	E	P	N (B/S)	P
Empoasca vitis	I	B	B/S (N)	P
Kybos betulicola	E	B	B/S	M
Chlorita paolii	E	P	N	O
Ribautiana tenerrima	E	B (P?)	B/S	P
Eurhadina concinna	E	U?	B/S	P
Eurhadina pulchella	E	U	B/S	M
Eurhadina ribauti	E	U?	B/S	P
Eupteryx atropunctata	E	P	N	P
Eupterx florida	E	B (P?)	N	O
Eupteryx stachydearum	E	B (P?)	N	O
Eupteryx tenella	E	B (P?)	N	M
Aguriahana germari	E (I)	B (P?)	B/S	M
Zygina angusta	I	U (B?)	B/S	P
Zygina flammigera	I	U (B?)	B/S	O
Zygina hyperici	E	B (P?)	N	M
Zygina nigritarsis	I	U?	B/S	O
Zygina suavis	I	B	B/S	O (P?)
Grypotes puncticollis	E	U	B/S	M
Balclutha calamagrostis	I	U	N	M
Balclutha punctata	I	U	N	O
Macrosteles cristatus	E	B (P?)	N	P
Recilia coronifera	E	B	N	O
Allygus mixtus	E	U	W	P
Allygidius atomarius	E	U	B/S	O
Allygidius commutatus	E	U	B/S (N)	P
Rhopalopyx preyssleri	E	B	N	O
Paluda flaveola	E	U	N	O
Elymana sulphurella	E	U	N	O
Cicadula persimilis	E	B	N	M
Mocydiopsis attenuata	I	U	N	O
Mocydia crocea	I	U	N	O
Speudotettix subfusculus	L	U	W	P
Thamnotettix confinis	L	U	W	P
Macustus grisescens	L	U	N	P
Streptanus marginatus	L	U	N	O (P?)
Psammotettix alienus	E	B (P?)	N	O (P?)
Errastunus ocellaris	E	B (P)	N	O
Jassargus allobrogicus	E	B	N	M
Jassargus flori	E	B	N	O
Arthaldeus arenarius	E	U	N	M
Arthaldeus pascuellus	E	B	N	O
Mocuellus metrius	E	B	N	M

(nach OSSIANILSSON 1978, 1981, 1983; REMANE 1987,mdl.; SCHIEMENZ 1987, 1988, 1990)

E...Eiüberwinterer
L...Larvalüberwinterer
I....Imaginalüberwinterer

S....Semivoltin
U....Univoltin
B....Bivoltin
P.....Polyvoltin

N.....Besiedler der Niedervegetat.
B/S...Besiedler der Baum und Strauchschicht
W.....Stratenwechsler

M...Monophag
O....Oligophag
P....Polyphag

5.5. Hibernation

Eine Einnischung von Zikaden in die vorhandenen ökologischen Gegebenheiten kann in mehrerlei Hinsicht erfolgen. Eine der möglichen Formen ist die Überwinterungsart, wobei die Hibernation als Imago, Larve oder Ei stattfinden kann. Für die meisten Arten ist die Überwinterungsform bekannt, sie scheint auch innerhalb der Art relativ stabil zu sein. Dabei kann es bei einigen Arten mehrere Formen der Überwinterung geben (beispielsweise als Imago oder als Larve). In Mitteleuropa ist die Hibernation im Eistadium wahrscheinlich die häufigste Überwinterungsform, was auf eine Anpassung an den regelmäßigen Sommer-Winter-Rhythmus rückschließen läßt. Das Eistadium stellt offenbar eine relativ robuste Form der Entwicklungsstadien dar. Nur in ihr ist die bei vielen Arten nachgewiesene Möglichkeit gegeben, bei Wassermangel, sei es durch Frostperioden oder Sommerdürre, eine hygrische Quieszenz zu durchlaufen (WITSACK 1985).

Innerhalb der Katena kam es zu dem in Abbildung 32 wiedergegebenen Ergebnis. Der Hauptteil an Zikaden im Immissionsgradienten (60%) überwintert im Eistadium. Der hohe Prozentsatz von im Eistadium überwinternden Arten dürfte ziemlich genau den Verhältnissen im gesamten Mitteleuropa entsprechen, wohingegen im Mittelmeerraum wahrscheinlich ein prozentual höherer Anteil der Arten als Larve oder Adulte überwintert (REMANE, mdl.).

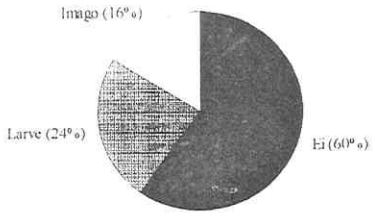


Abb.32: Hibernationstypen der nachgewiesenen Zikadenarten in der Katena

Die Betrachtung der einzelnen Flächen im Immissionsgradienten läßt nicht auf einen Einfluß der Immissionsstärke auf das Überwinterungsverhalten schließen (Abb.34). In allen Flächen beträgt der Anteil der Eiüberwinterer rund 50%. Verschiedentliche Abweichungen korrelieren nicht mit zu- bzw. abnehmender Immissionsbelastung, sondern treten in allen Schadzonen auf.

Die Betrachtung der "Schadzonenspezialisten" bestätigt die bisherigen Ergebnisse (Tab.13, Abb.33). Am häufigsten findet eine Überwinterung findet im Eistadium statt. Da die Schadzonen 2 und 0 nur eine geringe Artenzahl aufweisen, wird auf deren graphische Darstellung und Interpretation der Ergebnisse verzichtet.

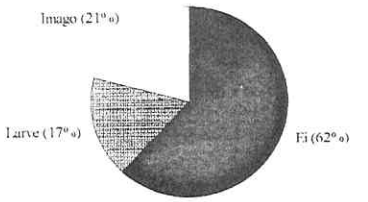


Abb.33: Verteilung der Hibernationstypen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

Tab.13: Hibernationstypen der Schadzonenspezialisten

	Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0
Eiüberwinterer	18	6	0
Larvalüberwinterer	5	1	0
Imaginalüberwinterer	6	1	2

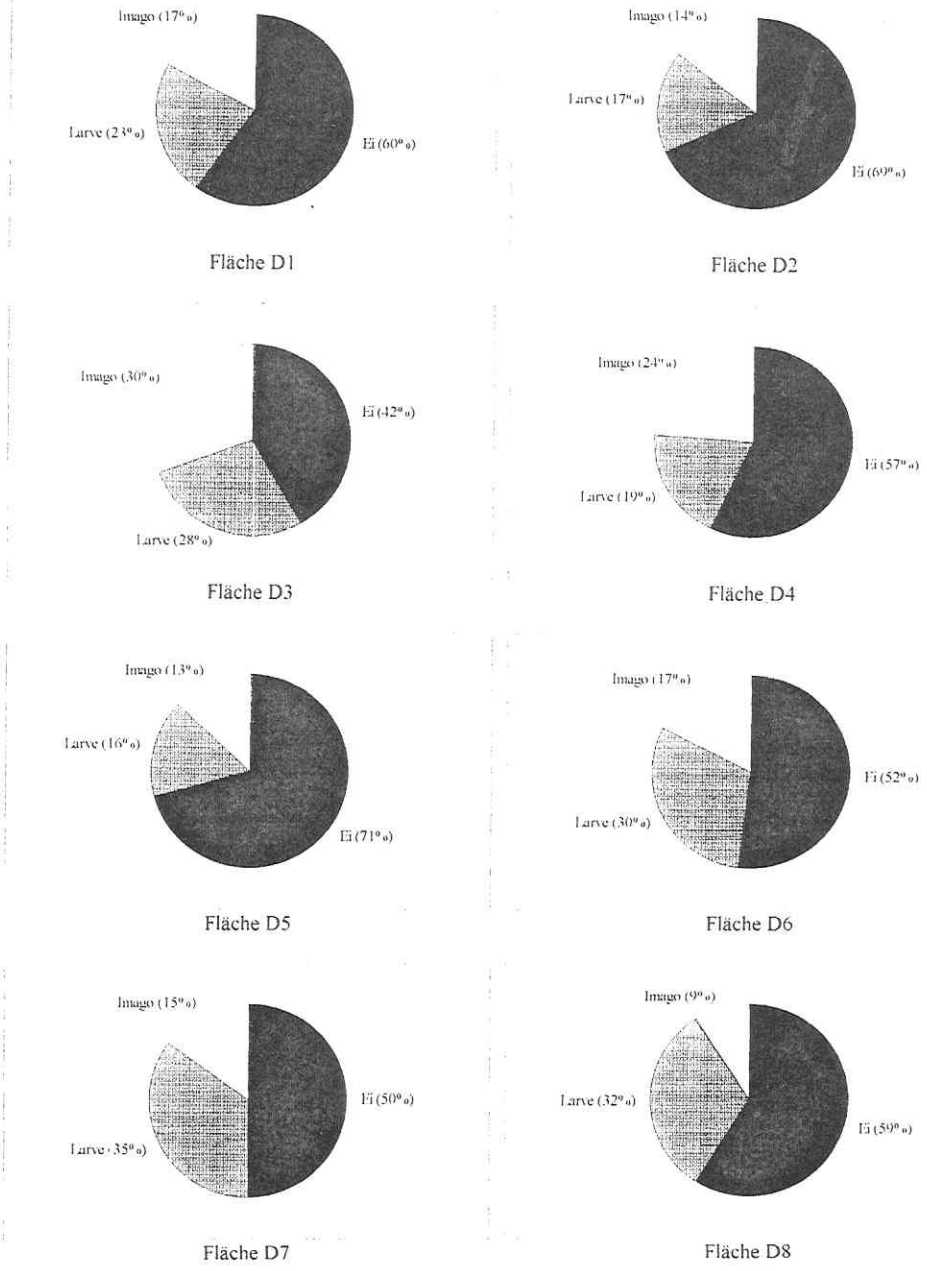


Abb.34: Verteilung der Hibernationstypen der Zikadenarten in den Flächen der Katena (1992-94)

Der Vergleich der Hibernationsformen unter Berücksichtigung aller in der jeweiligen Schadzone vorkommenden Arten ergab keine deutlichen Unterschiede zwischen den Schadzonen (Abb.35a-c). In allen Zonen findet am häufigsten eine Überwinterung im Eistadium statt. In der am geringsten geschädigten Zone 0 traten geringfügig mehr Larvalüberwinterer auf.

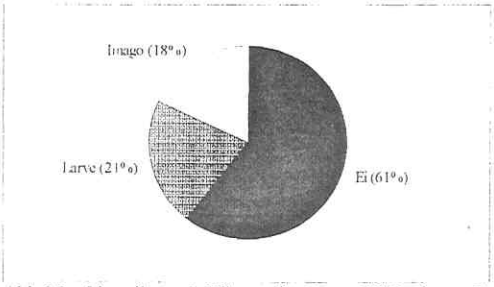


Abb.35a: Verteilung d. Hibernationstypen (Schadzone 1)

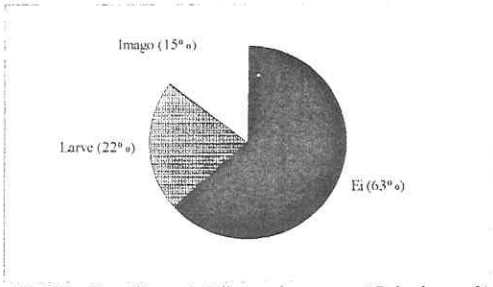


Abb.35b: Verteilung d. Hibernationstypen (Schadzone 2)

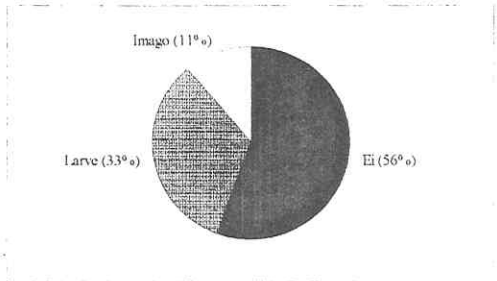


Abb.35c: Verteilung d. Hibernationstypen (Schadzone 0)

5.6. Voltinismus

Je nach Taxon unterschiedlich ist die Zahl der Generationen, die die einzelnen Zikadentaxa pro Jahr vollenden. Im selben Biotop kann es Arten geben, die eine mehrjährige Entwicklungsdauer haben (semivoltin), solche, die pro Jahr einen Entwicklungszyklus vollenden (univoltin), sowie jene, die zwei (bivoltin) oder mehr Generationen pro Jahr zustande bringen (polyvoltin). In einigen Fällen scheint die Größe der Art in Beziehung zur Entwicklungsdauer zu stehen, in anderen offenbar spezielle Ernährungsgewohnheiten bzw. Nahrungsqualitäten. Manche Arten zeigen einen durch klimatisch unterschiedliche Jahre nicht beeinflußbaren Generationsablauf, bei anderen hingegen hängt die Generationszahl pro Jahr von der geographischen bzw. orographischen Lage des Lebensraumes oder sogar vom Klimaverlauf des entsprechenden Jahrs ab.

Abbildung 36 veranschaulicht die Verteilung der Zikadenarten auf die verschiedenen Formen des Voltinismus innerhalb der Kiefernkatena. Das Überwiegen univoltiner Arten (54%) entspricht den Verhältnissen in Mitteleuropa.

Auch die Betrachtung der Einzelflächen (Abb.37) läßt keinen Immissionseinfluß auf die Generationenzahlen erkennen.

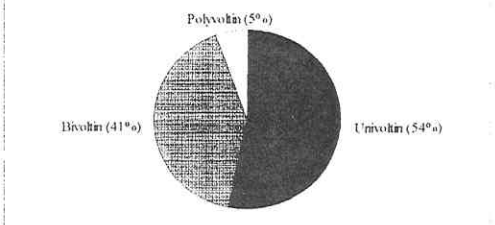


Abb.36: Generationenzahlen der nachgewiesenen Zikadenarten in der Katena

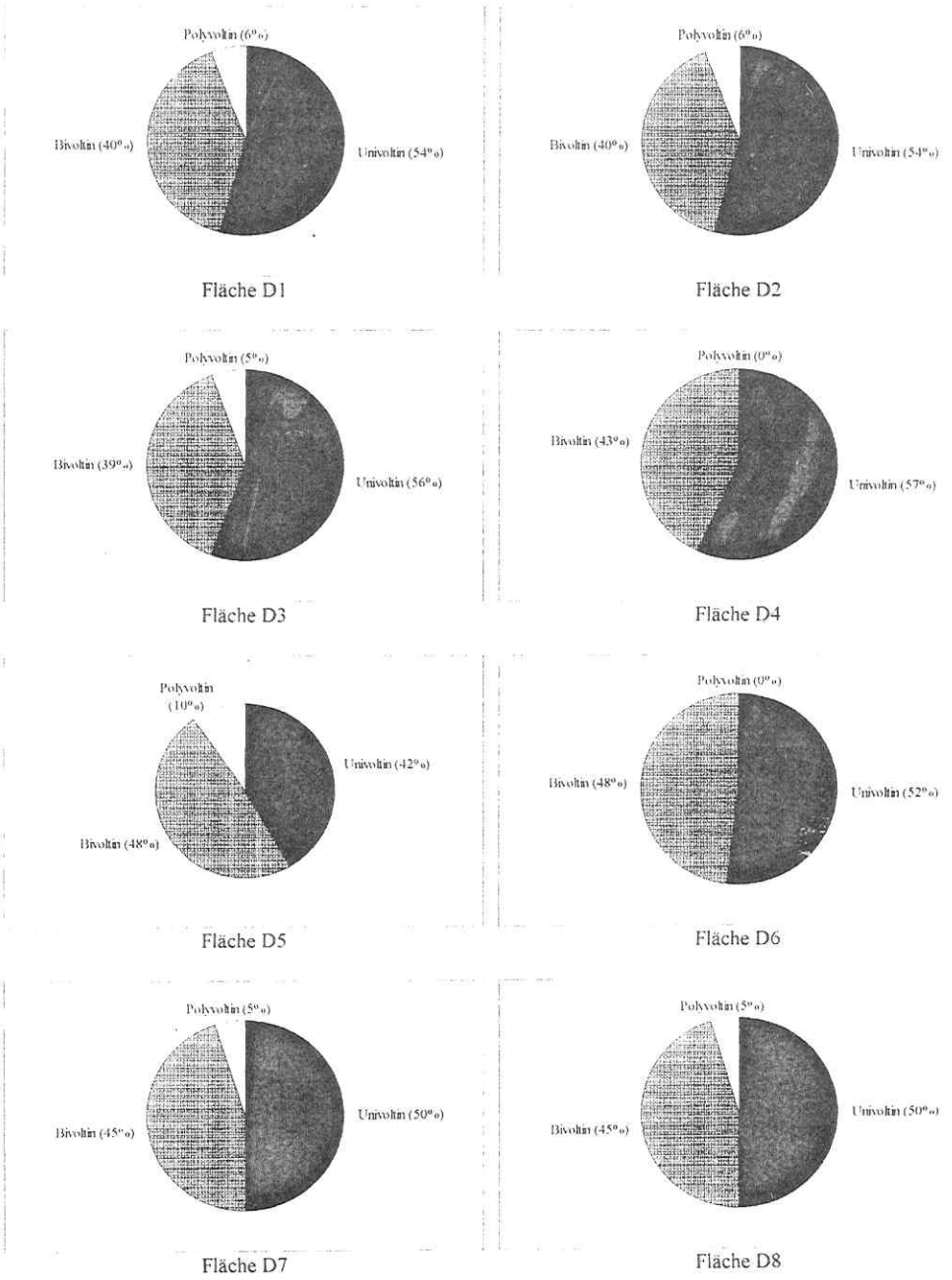


Abb.37: Verteilung der Voltinismustypen der Zikadenarten in den Flächen der Katena (1992-94)

Univoltine Arten überwiegen auf allen Flächen mehr oder weniger deutlich, wobei in den stärker immissionsbelasteten Flächen D1-D3 geringfügig mehr univoltine Arten als auf den anderen Flächen vorkamen.

In der Betrachtung jeweils aller in der entsprechenden Schadzone vorkommenden Arten (Abb.38a-c) kommt es in den Zonen 2 und 0 zu einer Gleichverteilung von univoltinen und bivoltinen Arten. Polyvoltine Arten traten in allen Schadzonen nur in sehr geringem Maße auf. In der Schadzone 1 traten abweichend zu den anderen Schadzonen deutlich mehr univoltine Arten auf. Ob ein Zusammenhang zur Immissionslage besteht, ist sehr fraglich, es wäre lediglich denkbar, daß eine größere Umweltbelastung dazu führt, daß sich eher Arten mit lediglich einer Generation im Jahr durchsetzten.

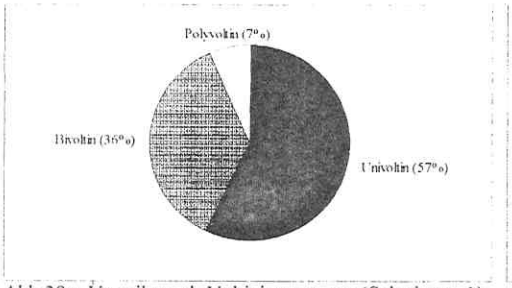


Abb.38a: Verteilung d. Voltinismustypen (Schadzone 1)

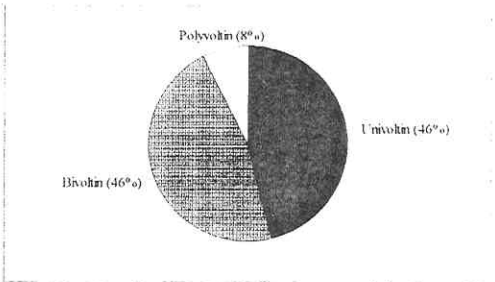


Abb.38b: Verteilung d. Voltinismustypen (Schadzone 2)

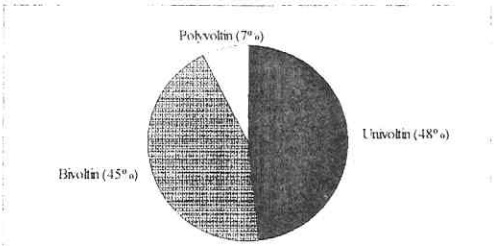


Abb.38c: Verteilung d. Voltinismustypen (Schadzone 0)

Während in der Gesamtkatena univoltine und bivoltine Arten zu etwa gleichen Teilen auftreten, gibt es bei den Schadzonenspezialisten, ähnlich wie bei Einbezug aller in der Zone nachgewiesenen Arten, in der Schadzone 1 einen deutlichen Überhang an univoltinen Arten (Abb.39). Auch hier soll wegen der geringen Artenzahl in den Schadzonen 2 und 0 auf eine Interpretation verzichtet werden, wobei auf den Fakt hingewiesen wird, daß die Schadzone 2 im Gegensatz zu Schadzone 1 fast ausschließlich bivoltine Arten beherbergt (Tab.14).

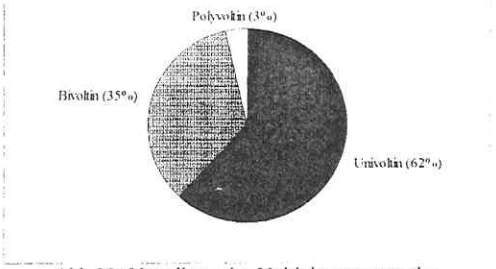


Abb.39: Verteilung der Voltinismustypen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

Tab.14: Voltinismustypen der Schadzonenspezialisten

	Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0
Univoltin	18	1	2
Bivoltin	10	7	0
Polyvoltin	1	0	0

5.7. Besiedlung verschiedener Vegetationsschichten

Fast alle einheimischen Zikadenarten lassen sich einer Vegetationsschicht zuordnen, in der sie die Individualentwicklung durchlaufen. Einige wenige Arten wechseln während ihrer Entwicklung mehr oder weniger vollständig von einem Stratum in ein anderes (Stratenwechsler). Bei diesen Stratenwechslern handelt es sich einerseits um Arten, deren Larven in Bodenhohlräumen an Pflanzenwurzeln saugen (Cixiidae, Cercopidae) und die als Adulte entweder in die Niedervegetation oder sogar die Strauch- und Baumschicht aufsteigen, andererseits um Arten, deren Larven in der Niedervegetation aufwachsen, deren Adulte dann aber (bei manchen Taxa nur fakultativ, bei anderen mehr oder weniger regelmäßig) in der Strauch- und Baumschicht leben. Zur Eiablage kehren die Weibchen dieser Stratenwechsler oft wieder in die Niedervegetation zurück. Viele Besiedler der Strauch- und Baumschicht ziehen sich bei winterlichen Frostperioden in die bodennahen Bereiche zurück. Einige Taxa sind so eurytop, daß sie sich sowohl an Pflanzen der Niedervegetation als auch der Baum- und Strauchschicht entwickeln können (beispielsweise *Empoasca vitis*).

Wie aus Abbildung 40 ersichtlich wird, leben mit 68% die meisten Arten der Kiefernkatena in der Niedervegetation.

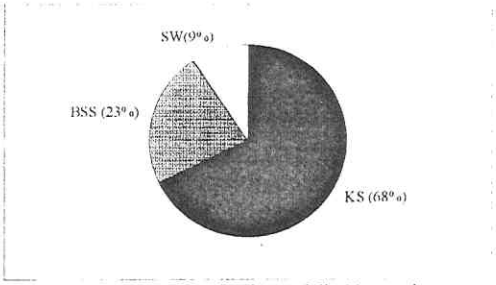


Abb.40: Verteilung der Zikaden auf die Vegetationsschichten in der Katena (KS: Krautschicht, BSS: Baum-u. Strauchschicht, SW: Stratenwechsler)

Abbildung 42 widerspiegelt die Verteilung der Zikadenarten auf die verschiedenen Vegetationsschichten in den einzelnen Flächen des Immissionsgradienten. In allen Flächen überwiegen Besiedler der Niedervegetation, wobei deren Anteil mit abnehmender Immission zunimmt. Besiedler der Baum- und Strauchschicht sind in den stark geschädigten Flächen stärker vertreten, während ihr Anteil mit abnehmender Immission abnimmt. Der Anteil der Stratenwechsler ist in allen Flächen etwa gleich hoch.

Auch die Betrachtung der Schadzonenspezialisten ergab in der Schadzone 1 einen höheren Prozentsatz an Besiedlern der Baum- und Strauchschicht als in den weniger immissionsbeeinflußten Zonen (Abb.41, Abk. siehe Abb.40). Damit zeigt sich in der am stärksten geschädigten Zone 1 nur ein wenig höherer Prozentsatz der Krautschichtbesiedler (52%) im Vergleich zu den Besiedlern der Baum- und Strauchschicht, deren Anteil fast 40% beträgt. In der Schadzone 2 wurden hingegen fast ausschließlich Krautschichtbesiedler nachgewiesen (Tab.15). Wegen der geringen Spezialistenartenzahlen der Schadzonen 2 und 0 soll dieses Ergebnis jedoch nicht weiter diskutiert werden.

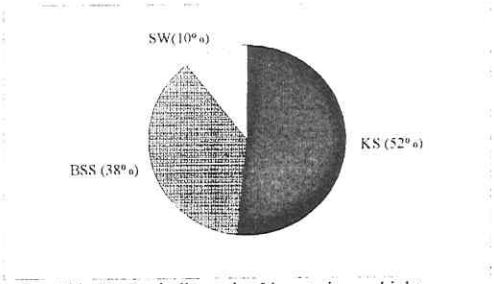


Abb.41: Besiedlung der Vegetationsschichten der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

Tab.15: Besiedlung der Vegetationsschichten der Schadzonenspezialisten

	Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0
Krautschicht	15	7	1
Baum-/Strauchschicht	11	1	0
Stratenwechsler	3	0	1

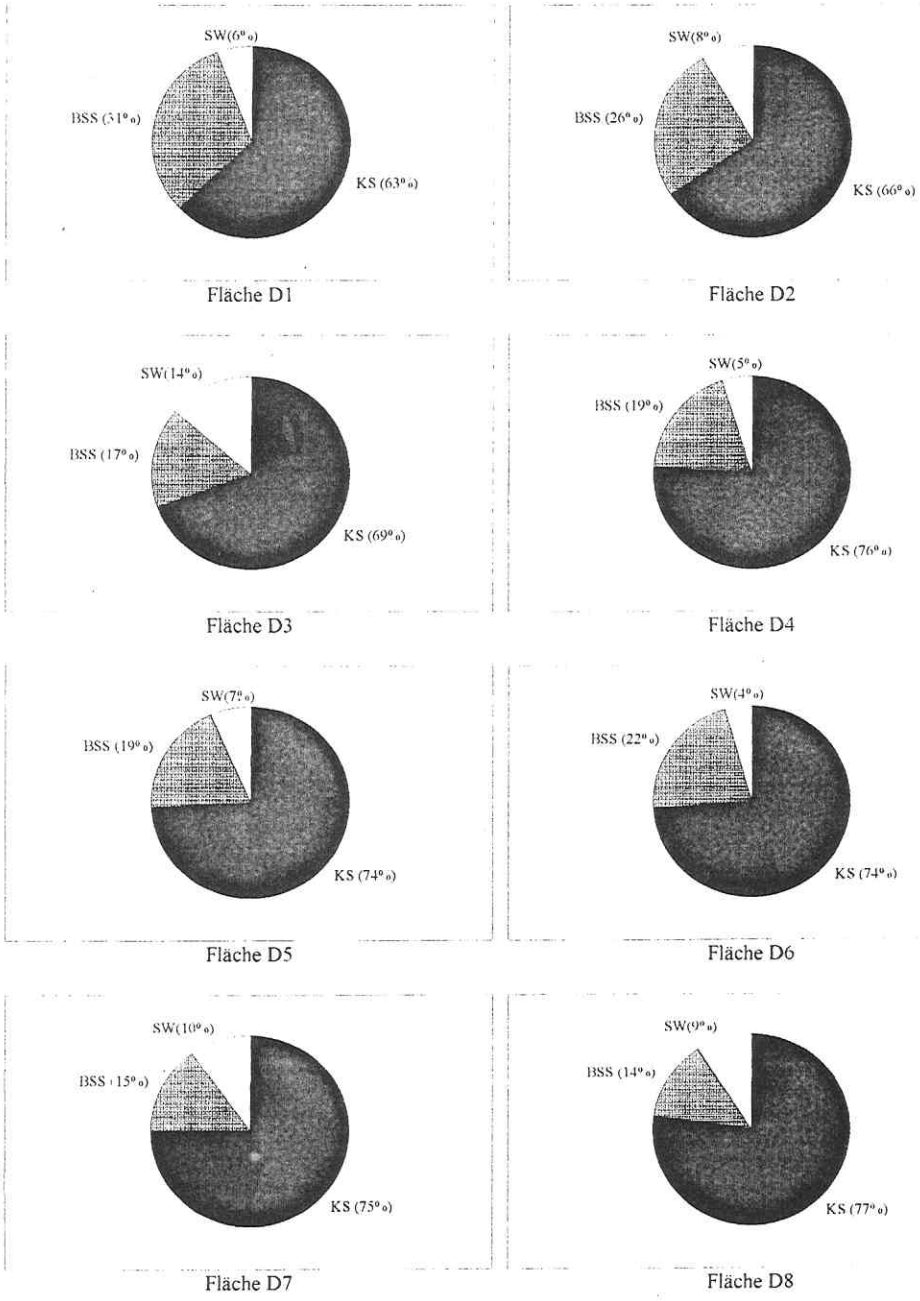


Abb.42: Verteilung der Zikadenarten auf die Vegetationsschichten in den Flächen der Katena (1992-94) (KS: Krautschicht, BSS: Baum-u. Strauchschicht, SW: Stratenwechsler)

Der größte Prozentsatz an Besiedlern der Krautschicht tritt bei Einbeziehung aller in der Schadzone vorgefundenen Arten in den weniger belasteten Zonen auf (Abb.43a-c, Abk. siehe Abb.41). Die Zone 1 besitzt im Vergleich zu den weniger immissionsbeeinflußten Zonen einen verhältnismäßig großen Anteil an Besiedlern der Baum- und Strauchschicht.

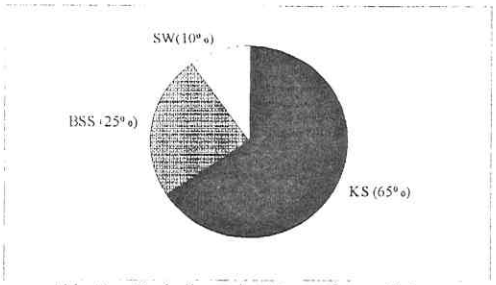


Abb.43a: Besiedlung der Vegetationsschichten (Schadzone 1)

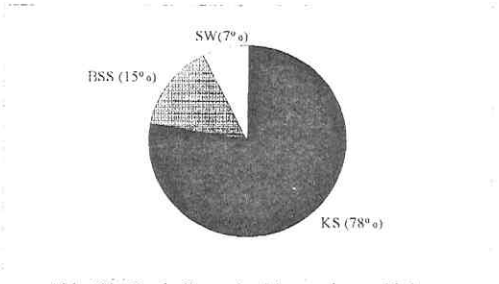


Abb.43b: Besiedlung der Vegetationsschichten (Schadzone 2)

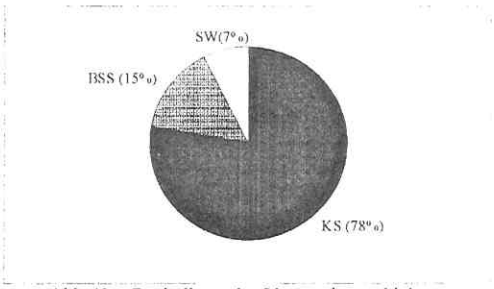


Abb.43c: Besiedlung der Vegetationsschichten (Schadzone 0)

5.8. Phagieverhalten

Obwohl das Wissen um das Ausmaß der Wirtspflanzennutzung für viele Zikadentaxa noch relativ unvollkommen ist, lassen sich bei den meisten Arten Zuordnungen hinsichtlich Zahl und Verwandtschaftsgrad der besiedelten Nährpflanzentaxa vornehmen. Die einzelnen Zikadenarten haben ein sehr unterschiedlich breites Spektrum an Wirtspflanzentaxa, wobei die Zahl der Pflanzentaxa, an denen eine erfolgreiche Larvalentwicklung stattfinden kann, bei vielen Zikadenarten geringer ist als die Zahl der Pflanzentaxa, an denen sich die Adulten für eine gewisse Zeitdauer (z.T. im Zusammenhang mit adulten Dormanzphasen, zur Überwinterung bzw. Übersommerung) ernähren können. Neben lokalen und regionalen Unterschieden nicht nur im Taxon, sondern auch der Taxa-Anzahl genutzter Nährpflanzen, können bei einem Zikadentaxon auch saisonale Veränderungen des Nährpflanzentaxons ("obligate Diözie", VIDANO 1960) oder eine Veränderung der Zahl besiedelter Taxa auftreten. Auch das Problem "nährpflanzenspezifischer Populationen" innerhalb einer Art ist noch weitestgehend ungeklärt.

SCHAEFER & TISCHLER (1983) schlagen die nachfolgende Unterteilung der Phagieklassen vor. Dazu bemerkt werden muß, daß bei der Zuordnung zur Phagieklasse wegen der Nichtobjektivität der Gattungen eine gewisse "Instabilität" vorhanden ist.

Monophage (Nahrungsspezialisten verschiedener Stufen)
1.Grades: eine Wirtsart
2.Grades: einige Arten einer Gattung
3.Grades: alle Arten einer Gattung

Oligophage (Auswahlspezialisten)
1.Grades: Arten aus verwandten Gattungen derselben Familie
2.Grades: Arten aus entfernterer Verwandtschaft mit ähnlichen Inhaltsstoffen

Polyphage
unspezialisiert (zahlreiche Nährpflanzenarten aus unterschiedlichen Verwandtschaftsgruppen)

Die Verteilung auf die verschiedenen Phagieklassen gibt Abbildung 44 wieder. Im gesamten Untersuchungsgebiet machen die polyphagen Arten mit 39% den Hauptanteil aus. Den geringsten Anteil haben Monophage mit 24%. Insgesamt gesehen ist das Verhältnis aller drei Phagieklassen jedoch etwa ausgeglichen.

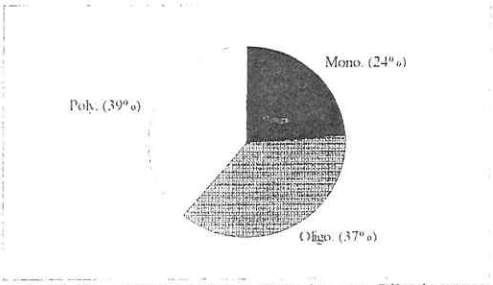


Abb.44: Phagieklassen der nachgewiesenen Zikadenarten in der Katena

Zwischen den Flächen der Katena sind keine deutlichen Verschiebungen des Verhältnisses der Phagieklassen zu erkennen (Abb.46). Der Anteil monophager Arten nimmt mit abnehmender Immission geringfügig zu, der der polyphagen Arten hingegen geringfügig ab. Oligophage Arten nehmen oftmals hohe Prozentzahlen ein.

Wie aus Tabelle 16 ersichtlich ist, ergibt die Zuordnung der Schadzonenspezialisten zu den Phagieklassen ebenfalls keinen Zusammenhang mit der Immissionslage. Erschwerend kommt hinzu, daß an die Schadzonen 2 und 0 nur sehr wenige Arten gebunden sind, so daß diese wiederum vernachlässigt werden müssen. In der Schadzone 1 kommt es, ebenso wie im Gesamtgebiet, fast zu einer Gleichverteilung von Mono-, Oligo- und Polyphagen (Abb.45).

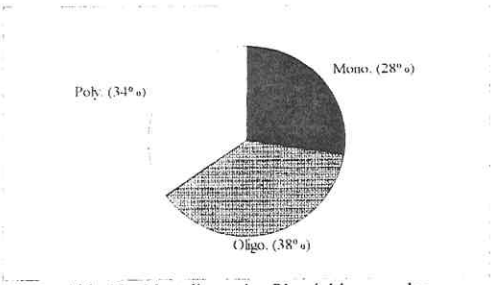


Abb.45: Verteilung der Phagieklassen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

Tab.16: Phagieklassen der Schadzonenspezialisten

	Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0
Monophag	8	2	0
Oligophag	11	2	0
Polyphag	10	4	2

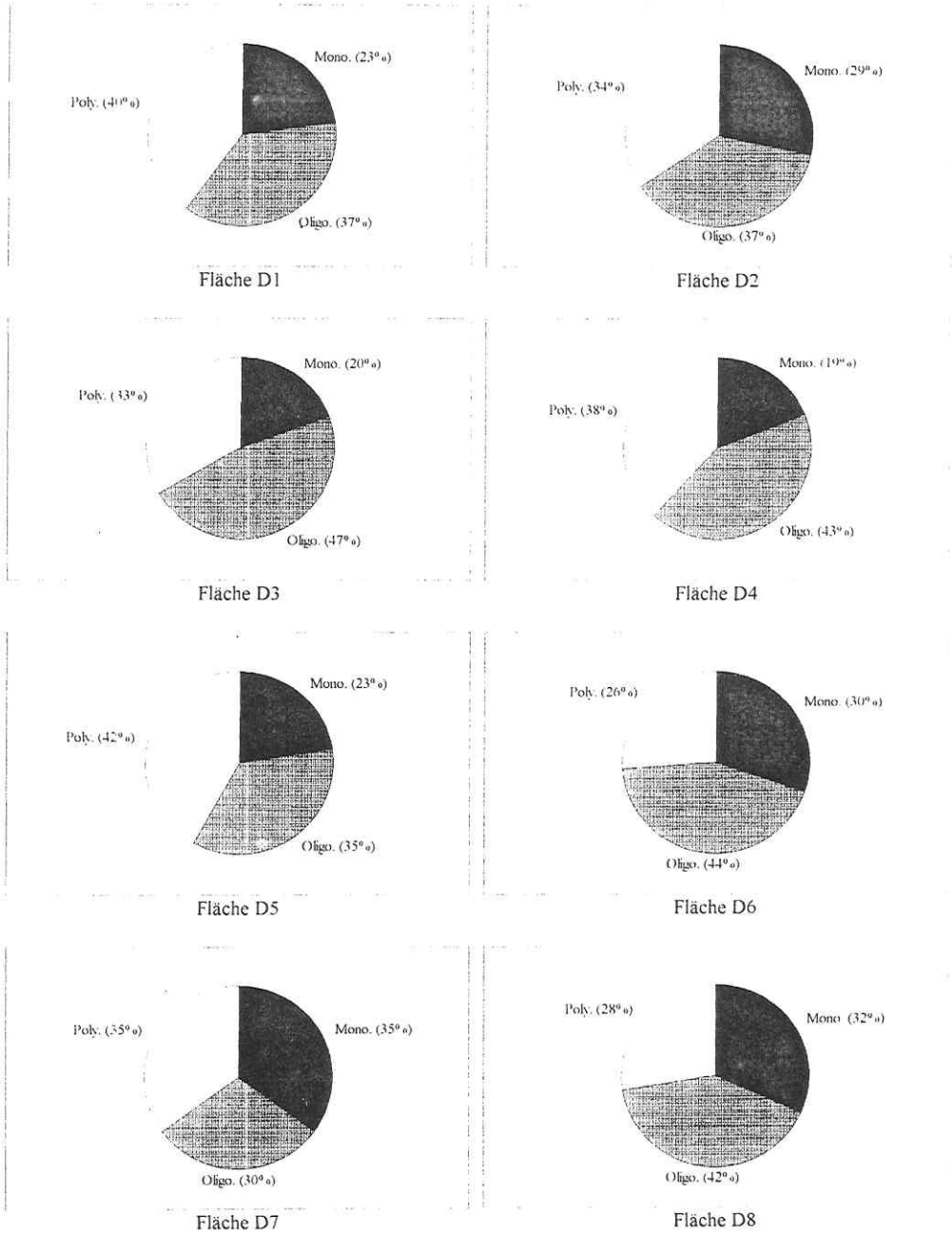


Abb.46: Verteilung der Phagieklassen der Zikadenarten in den Flächen der Katena (1992-94)

In allen drei Schadzonen kommt es zu einer ungefähren Gleichverteilung der Phagieklassen, wobei monophage Arten stets einen etwas geringeren Anteil besitzen. Dies kann jedoch nicht mit der Immissionsbelastung korreliert werden.

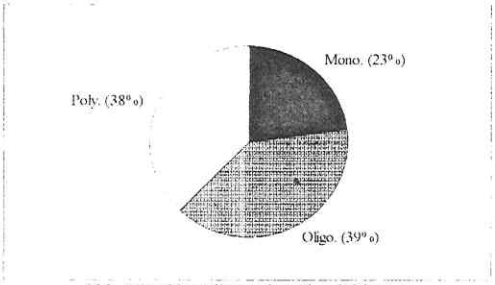


Abb.47a: Verteilung der Phagieklassen (Schadzone 1)

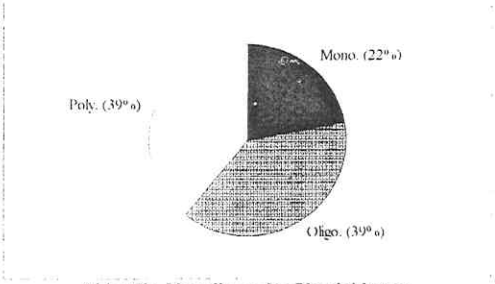


Abb.47b: Verteilung der Phagieklassen (Schadzone 2)

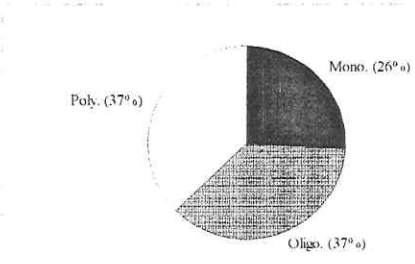


Abb.47c: Verteilung der Phagieklassen (Schadzone 0)

5.9. Nutzung des Nährpflanzenangebotes

Oftmals ist es möglich, erste Bestandsschätzungen der Zikadenartenzahl eines Gebietes aufgrund des Wirtspflanzenangebotes zu machen. Von einer Wirtspflanze im direkten Sinne ist nur zu sprechen, wenn Eier daran abgelegt werden und sich die Larve daran entwickelt. Im herkömmlichen Sinne spricht man von der Wirtspflanze einer Zikadenart auch dann, wenn die Art an der Pflanze saugt und diese als Nahrungsgrundlage nutzen kann. Monophage Pflanzensauger müssen nicht im gesamten Verbreitungsgebiet ihrer Wirtspflanze vorkommen. Eine unterschiedliche Toleranz der beteiligten Arten gegenüber abiotischen Faktoren und die Flexibilität einiger Phytophager, auf andere Wirtspflanzen umzuspringen, verhindern oftmals die Deckung der Areale von Wirtspflanze und deren Phytophagen. In kleinräumigen Arealen fallen diese Faktoren jedoch weniger ins Gewicht und es ist eine fast hundertprozentige Koinzidenz festzustellen.

Grundsätzlich stellt jede Pflanzenart eine ökologische Lizenz dar, die durch Zikaden genutzt werden kann. Die Möglichkeit der Nutzung durch Zikaden wird im Prinzip von deren ökologischen Potenzen bestimmt. Ob im Spezialfall eine Pflanzenart an einem bestimmten Ort genutzt wird, hängt von verschiedenen Parametern ab, unter anderem von ihrem physiologischen Zustand. Dieser ist auch von luftbürtigen Einträgen abhängig. So wäre es denkbar, daß es durch die hier in Teilgebieten extreme Immissionslage zu Veränderungen im Chemismus der Wirtspflanze kommt, so daß die Pflanze für die nutzenden Zikadenarten unbekömmlich wird (lokal leere Wirtspflanze). Im Gegensatz dazu können sonst unbesiedelte Pflanzenarten durch die veränderten Inhaltsstoffe für eine Besiedlung attraktiv werden.

Diese beiden Varianten zeigen ökologische Auswirkungen von Immisionen auf, die eine Vegetationsaufnahme alleine nicht liefern kann. Allerdings ist es nur mit zusätzlichen Experimenten im Labor möglich, diese Veränderungen der Inhaltsstoffe nachzuweisen.

Hier sollte der Versuch unternommen werden, die Vollständigkeit der Zikadengilden der in den Untersuchungsflächen gefundenen Nährpflanzen zu erfassen und zu interpretieren. Dabei war es auch von Interesse, welche Pflanzentaxa überhaupt genutzt wurden, bzw. welche lokal leer waren. Als potentiell vorhandene Zikadenarten sind nur diejenigen aufgeführt, die in der Dübener Heide aufgrund ihrer Areallage zu erwarten sind. Es wurden nur die Pflanzenarten betrachtet, welche nicht generell zikadenleer und deren Gilden bekannt sind. Sehr polyphage Zikadentaxa werden nur bei denjenigen Pflanzentaxa erwähnt, auf denen sie relativ regelmäßig gefunden werden.

1. Besiedler der Baum- und Strauchschicht

Picea abies	O	*Colobotettix morbillosus*	-
	O	*Perotettix pictus*	-
	O	*Pithyotettix abietinus*	-

Keiner der Vertreter der *Picea*-Besiedler wurde im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, was offenbar in der geringen Dichte der Nahrungspflanze begründet liegt. *Picea abies* trat nur auf der Fläche D7 in der Baumschicht mit einem Deckungsgrad bis 5% auf.

Pinus sylvestris	M	*Aphrophora corticea*	-
	M	*Grypotes puncticollis*	+
	M	*Aguriahana germari*	+

Bei 2 von 3 der *Pinus*-Besiedler gelang der Nachweis in der Kiefernkatena. Warum *Aphrophora corticea* bisher nicht nachgewiesen werden konnte, bleibt ungeklärt. Meistenteils halten sich die adulten Tiere in der Kiefernkrone auf, die nicht unmittelbar untersucht wurde. Für deren Larvalentwicklung von Bedeutung ist jedoch in sehr starkem Maße die Niedervegetation, die im Gebiet eventuell nicht die Vorraussetzungen für eine Besiedlung bot.

Fagus sylvatica	P	*Allygus commutatus*	+
	P	*Allygus mixtus*	+
	P	*Empoasca vitis*	+
	P	*Eurhadina concinna*	+
	P	*Fagocyba cruenta*	-
	P	*Fagocyba douglasi*	-
	P	*Speudotettix subfusculus*	+
	P	*Zygina angusta*	+

Fagus sylvatica kommt im Untersuchungsgebiet bis zu einer Artmächtigkeit von 25% vor. Da es sich um eine relativ junge Art handelt, fehlt eine eigene, nahrungsspezialisierte Zikadengilde. Obwohl *Fagocyba cruenta* meist in sehr hohen Dichten auf *Fagus* nachgewiesen werden kann, wurde die Art hier überhaupt nicht gefunden. Eventuell ist die Art an die Baumschicht gebunden. *Fagus sylvatica* ist im Gebiet jedoch nur in der Strauch- und Krautschicht präsent.

Quercus robur	M	*Alebra albostriella*	+
	M	*Eurhadina pulchella*	+
	M	*Eurhadina saageri*	-
	P	*Eurhadina ribauti*	+
	M	*Fagocyba carri*	-
	M	*Iassus lanio*	+
	P	*Ribautiana tenerrima*	+
	P	*Thamnotettix dilutior*	-
	O	*Zygina flammigera*	+

Quercus robur weist im Untersuchungsgebiet fast das vollständige Artenset auf. *Eurhadina saageri* hat in Ostdeutschland bisher lediglich 3 Fundpunkte, wovon alle 3 weiter südlich der Kiefernkatena liegen (SCHIEMENZ 1990). Ähnlich liegt der Fall bei *Fagocyba carri*, für die es bisher 8 Fundorte in Ostdeutschland gibt (ebenfalls alle weiter südlich). *Thamnotettix dilutior* ist im allgemeinen selten.

Betula pendula	O	*Edwardsiana bergmani*	-
	P	*Fagocyba cruenta*	-
	P	*Fagocyba douglasi*	-
	M	*Kybos betulicola*	+
	M	*Linnavuoriana decempunctata*	-
	M	*Oncopsis appendiculata*	-
	M	*Oncopsis flavicollis*	-
	M	*Oncopsis subangulata*	-
	M	*Oncopsis tristis*	-

Obwohl *Betula pendula* in einer Artmächtigkeit bis 50% vorkommt, konnte lediglich eine einzige Zikadenart der Gilde nachgewiesen werden. Hierbei muß hinzugefügt werden, daß *Betula pendula* in den Untersuchungsflächen hauptsächlich in der Strauchschicht verteten ist, da größere Bäume forstlich bedingt entnommen werden. *Kybos betulicola* wurde in der einzigen Fläche (D2), wo *Betula* in der Baumschicht auftritt, gefangen, was zu der Vermutung führt, daß viele Baumbesiedler erst bei einer bestimmten Wuchshöhe der Nährpflanze auftreten. So führt ZWÖLFER (1987) als einen Faktor, der die Besiedlerzahl einer Nährpflanze beeinflußt, die Pflanzengröße an.

Carpinus betulus	P	*Alebra neglecta*	-
	P	*Alebra wahlbergi*	-
	P	*Alnetoidia alneti*	-
	P	*Arboridia ribauti*	-
	P	*Edwardsiana flavescens*	-
	P	*Edwardsiana frustrator*	-
	P	*Empoasca vitis*	+
	P	*Fagocyba cruenta*	-
	P	*Fagocyba douglasi*	-
	M	*Oncopsis carpini*	-
	P	*Ribautiana tenerrima*	+
	P	*Typhlocyba bifasciata*	-
	P	*Zygina angusta*	+
	M	*Zygina griseombra*	-

Bis auf die äußerst polyphagen Arten *Empoasca vitis*, *Ribautiana tenerrima* und *Zygina angusta* konnte keines der Gildenmitglieder von *Carpinus betulus* nachgewiesen werden. Dies könnte auf die geringe Artmächtigkeit von *Carpinus betulus* zurückgeführt werden, zumal *Carpinus* hauptsächlich in der Kraut- und Strauchschicht auftritt, in der Baumschicht jedoch fehlt (bis auf Fläche D2).

Tilia cordata	P	*Aguriahana stellulata*	-
	P	*Alebra wahlbergi*	-
	P	*Alnetoidia alneti*	-
	P	*Edwardsiana hippocastani*	-
	P	*Empoasca vitis*	+
	M	*Pediopsis tiliae*	-
	P	*Zygina tiliae*	-

Tilia cordata tritt im Untersuchungsgebiet nur in der Kraut- bzw. Strauchschicht in den Flächen D3 und D8 auf. Aus diesem Grund fehlen offenbar die *Tilia*-Besiedler (mit Ausnahme der polyphagen *Empoasca vitis*.

Sorbus aucuparia	P	*Empoasca vitis*	+
	P	*Fagocyba douglasi*	-

Obwohl *Sorbus aucuparia* in einer Artmächtigkeit bis 50% vorkommt und über die gesamte Katena verteilt ist, konnte *Fagocyba douglasi* nicht nachgewiesen werden. Eventuell ist hier ein Zusammenhang mit den Standortsbedingungen zu sehen. *Sorbus aucuparia* ist ein Pionierbaum der Mittelgebirge und kommt auf bodensauren, nährstoffarmen Standorten vor. In der Dübener Heide ist *Sorbus aucuparia* standortsfremd, kann sich jedoch an Aufkalkung und Immissionen anpassen. Die veränderte Nährstoffversorgung könnte einer der Gründe für die Nichtbesiedlung durch *Fagocyba douglasi* sein.

Crataegus monogyna	P	*Alebra neglecta*	-
	P	*Alebra wahlbergi*	-
	P	*Alnetoidia alneti*	-
	O	*Edwardsiana crataegi*	-
	P	*Empoasca vitis*	+
	P	*Zygina angusta*	+
	O	*Zygina flammigera*	+

Obwohl *Crataegus monogyna* im Gebiet mit einer Artenmächtigkeit bis zu 5% vorkommt, konnte nur etwa die Hälfte der Zikadengilde nachgewiesen werden. Insbesondere das Fehlen von *Edwardsiana crataegi* ist bisher ungeklärt.

Acer pseudoplatanus	M	*Acericerus heydenii*	-
	M	*Acericerus rotundifrons*	-
	M	*Acericerus vittifrons*	-
	P	*Alebra wahlbergi*	-
	P	*Alnetoidia alneti*	-
	P	*Edwardsiana lethierryi*	-
	M	*Edwardsiana nigriloba*	-
	P	*Empoasca vitis*	+
	M	*Eurhadina untica*	-
	M	*Ossianilssonola callosa*	-

Acer pseudoplatanus tritt auf den Flächen (D1 bis D4) nur mit einer Artmächtigkeit unter 1% auf. Aus diesem Grund war es eher nicht zu erwarten, daß die Zikadengilde nachgewiesen werden kann. Von der entsprechenden Gilde trat bis auf die extrem polyphage Art *Empoasca vitis* keine andere auf.

Cornus sanguinea	P	*Alnetoidia alneti*	-
	P	*Arboridia ribauti*	-
	?	*Edwardsiana diversa*	-
	P	*Empoasca vitis*	+

Obwohl *Cornus sanguinea* in einer Artmächtigkeit bis zu 25% vorkommt, konnte bis auf *Empoasca vitis* keine der Zikadenarten nachgewiesen werden. Bei *Arboridia ribauti* ist der Nachweis allerdings generell mit Schwierigkeiten verbunden.

Frangula alnus	O	*Zygina suavis*	+
	P	*Empoasca vitis*	+

Frangula alnus ist im Untersuchungsgebiet häufig vertreten (6 von 8 Flächen, Artenmächtigkeit bis 5%) und die zugehörigen Zikadenarten konnten beide nachgewiesen werden.

Rhamnus cathartica	O	*Zygina suavis*	+
	P	*Empoasca vitis*	+

Wie bei *Frangula alnus* konnten beide Besiedler nachgewiesen werden. *Rhamnus cathartica* kam im Gebiet mit einer Artmächtigkeit bis zu 5%, jedoch nur auf 2 Flächen, vor.

2. Besiedler der Krautschicht

Pteridium aquilinum	M	*Ditropis pteridis*	-

Ditropis pteridis ist für die Dübener Heide letztmalig 1947 nachgewiesen worden (SCHIEMENZ 1987). Das jetzige Fehlen konnte bisher nicht geklärt werden. *Pteridium aquilinum* kommt allerdings nur auf der Fläche D6 mit einer Artenmächtigkeit von 5% vor.

Urtica dioica	P	*Aphrodes makarovi*	+
	P	*Empoasca pteridis*	-
	P	*Eupteryx aurata*	-
	P	*Eupteryx atropunctata*	-
	P	*Eupteryx calcarata*	-
	M	*Eupteryx cyclops*	-
	M	*Eupteryx urticae*	-
	M	*Macropsis scutellata*	-

Urtica dioica kommt lediglich auf einer Fläche mit einer Artmächtigkeit von weniger als 1% vor. So war auch die *Urtica*-Gilde nicht zu erwarten. Lediglich *Aphrodes makarovi* konnte nachgewiesen werden.

Calluna vulgaris	P	*Erythria aureola*	-
	O	*Ophiola cornicula*	-
	O	*Ophiola russeola*	-
	M	*Ulopa reticulata*	-
	M	*Zygina rubrovittata*	-

Das Fehlen sämtlicher Gildenmitglieder ist wahrscheinlich auf die geringen Bestände an *Calluna vulgaris* zurückzuführen. Nur in einer einzigen Untersuchungsfläche tritt die Art mit einer Artenmächtigkeit von 5% auf. Im Gebiet macht sich die Immissionsbelastung spürbar bemerkbar, da die *Calluna*-Bestände in bodensauren Kiefernwäldern sehr hohe Dichten erreichen, während sie hier fast ganz ausgefallen sind.

Vaccinium myrtillus	O	*Ophiola cornicula*	-
	O	*Ophiola russeola*	-

Vaccinium tritt im Gebiet mit einer Artmächtigkeit bis zu 50% auf. Keines der Gildenmitglieder konnte nachgewiesen werden. Beide Zikadenarten sind jedoch "heliophil", d. h. nur auf offenen Standorten anzutreffen. Im Gebiet ist durch das Kronendach der Baumschicht eine starke Beschattung gegeben, so daß die Zikadenarten wahrscheinlich aus diesem Grunde fehlen.

Agrimonia eupatoria	P	*Dictyophora europaea*	-
	P	*Emelyanoviana mollicula*	-
	P	*Eupteryx atropunctata*	+

Auch *Agrimonia eupatoria* tritt nur auf 2 Flächen (D1 und D2) und mit einer Artenmächtigkeit von lediglich 1% auf. Die einzig nachgewiesene Art (*Eupteryx atropunctata*) der zugehörigen Gilde ist polyphag, wird sich also wahrscheinlich neben *Agrimonia* noch von anderen Arten ernähren.

Rubus idaeus, R. plicatus	P	*Empoasca vitis*	+
	M	*Macropsis fuscula*	+
	P	*Ribautiana tenerrima*	+

Beide *Rubus*-Besiedler kommen in der Katena vor. *Rubus* spp. konnten sich, ähnlich wie *Calamagrostis epigejos*, durch Düngung und starke Konkurrenzkraft gut ausbreiten und dominieren in vielen Beständen. Alle sie besiedelnden Zikadenarten konnten offenbar schnell ihren Wirtspflanzen folgen und starke Populationen entwickeln.

Stachys sylvatica	O	*Eupteryx florida*	+
	O	*Eupteryx stachydearum*	+
	P	*Evacanthus acuminatus*	+

Alle *Stachys*-Besiedler sind im Untersuchungsgebiet nachgewiesen, obwohl *Stachys sylvatica* in den Vegetationsaufnahmen nur auf einer Untersuchungsfläche erscheint, hier allerdings mit einer Artmächtigkeit von 5%.

Brachypodium sylvaticum	M	*Adarrus multinotatus*	-
	O	*Mocydia crocea*	+
	O	*Neophilaenus lineatus*	+
	M	*Ribautodelphax pungens*	-

Obwohl *Brachypodium sylvaticum* im Untersuchungsgebiet häufig auftritt, wurde nur ein Vertreter der Gilde gefangen. Die Ursache hierfür kann zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht geklärt werden. Beide monophage Zikadenarten treten gehäuft auf Trockenrasen auf, bevorzugen also mehr xerotherme Standorte, und besiedeln hier ebenso *Brachypodium pinnatum*. Da diese Gilde bislang wenig untersucht ist, ist auch unklar, ob sie überhaupt beide *Brachypodium*-Arten besiedelt.

Calamagrostis epigejos	P	*Athysanus argentarius*	-
	M	*Arthaldeus arenarius*	+
	M	*Balclutha calamagrostis*	+
	O	*Elymana sulphurella*	+
	O	*Errastunus ocellaris*	+
	M	*Eurysula lurida*	+
	M	*Mirabella albifrons*	+
	O	*Neophilaenus lineatus*	+
	O	*Paluda flaveola*	+
	O	*Streptanus aemulans*	-

Calamagrostis epigejos ist als der typische Besiedler der Niedervegetation in der Kiefernkatena anzusehen. Eine Förderung dieser Art trat durch Düngung und den Eintrag von Nährstoffen über Immissionen ein. Sie kann sich über Flugsamen sehr schnell ausbreiten. Ein weiterer Grund für die Ausbreitung dieser Art ist deren starke Konkurrenzkraft, die sie anderen Arten schnell überlegen werden läßt. An einigen Stellen erreicht *Calamagrostis epigejos* eine Artmächtigkeit von 100%. Sie ist in allen Schadzonen vorhanden. Alle monophagen Zikadenarten konnten nachgewiesen werden, auch die Oligophagengilde ist fast vollständig verteten.

Arrhenatherum elatius	O	*Megadelphax sordidulus*	+
	O	*Neophilaenus lineatus*	+

Beide oligophage Arten konnten nachgewiesen werden, obwohl die Artmächtigkeit von *Arrhenatherum* unter 5% liegt. Dabei ist es denkbar, daß auch andere Nahrungsressourcen durch die Zikadenarten genutzt werden. Ebenso ist es denkbar, daß neben den aufgeführten Zikadentaxa noch andere *Arrhenatherum* als Nahrungsgrundlage nutzen.

Deschampsia cespitosa	M	*Acanthodelphax denticauda*	-
	O	*Arthaldeus pascuellus*	+
	O	*Delphacodes venosus*	-
	M	*Muellerianella brevipennis*	-
	O	*Neophilaenus lineatus*	+
	O	*Paluda flaveola*	+
	O	*Stiroma bicarinata*	-
	O	*Streptanus aemulans*	-
	O	*Streptanus confinis*	-
	O	*Streptanus sordidus*	-
	O	*Verdanus abdominalis*	-

Deschampsia caespitosa konnte nur als äußerst seltene Art im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, woraus offenbar der Nichtnachweis der meisten Zikadenarten, insbesondere der Monophagen, resultiert.

Deschampsia flexuosa	P/O	*Acanthodelphax spinosus*	-
	O	*Balclutha punctata*	+
	P/O	*Delphacodes venosus*	-
	O	*Dikraneura variata*	+
	O	*Hyledelphax elegantulus*	+
	M	*Jassargus allobrogicus*	+
	P	*Javesella discolor*	+
	P/O	*Javesella dubia*	-
	O	*Mocydiopsis parvicauda*	-
	O	*Neophilaenus exclamationis*	+
	O	*Neophilaenus lineatus*	+
	O	*Paluda flaveola*	+
	O	*Psammotettix helvolus*	-
	O	*Streptanus marginatus*	+

Deschampsia flexuosa tritt auf den untersuchten Flächen in einer Artmächtigkeit bis zu 50% auf. Die Zikadengilde konnte relativ vollständig nachgewiesen werden.

Es sollten nun die Nährpflanzen betrachtet werden, die in allen Schadzonen der Katena vorkommen. Geprüft wurde, ob die Besiedler in allen oder nur in einigen Schadzonen auftreten, da dies eventuell Rückschlüsse auf immissionsbedingte Veränderungen in der Nährpflanze gestattet.

Pinus sylvestris	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Aguriahana germari	-	+	-
Aphrophora corticea	-	-	-
Grypotes puncticollis	-	+	+

Grypotes puncticollis und *Aguriahana germari* konnten nur in den weniger geschädigten Flächen nachgewiesen werden. Hier ergibt sich die Frage, ob dies eine Auswirkung der höheren Immissionsbelastung in der stark geschädigten Zone 1 sein könnte.

Betula pendula	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Edwardsiana bergmanni	-	-	-
Fagocyba cruenta	-	-	-
Fagocyba douglasi	-	-	-
Kybos betulicola	+	-	-
Linnavuoriana decempunctata	-	-	-
Oncopsis appendiculata	-	-	-
Oncopsis flavicollis	-	-	-
Oncopsis subangulata	-	-	-
Oncopsis tristis	-	-	-

Das fast vollständige Fehlen der *Betula*-Gilde konnte bislang nicht geklärt werden (siehe auch weiter vorn). Es konnten demzufolge auch keine schadzonenbezogenen Vorkommen festgestellt werden.

Sorbus aucuparia	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Empoasca vitis	+	+	+
Fagocyba douglasi	-	-	-

Auch für die Besiedler von *Sorbus aucuparia* konnte kein schadflächenbezogenes Auftreten festgestellt werden.

Frangula alnus	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Empoasca vitis	+	+	+
Zygina suavis	+	-	-

Bei der geringen Dichte von *Zygina suavis* kann man davon ausgehen, daß die Art auch in den anderen Zonen vorhanden ist, jedoch nicht gefangen werden konnte. *Empoasca vitis* wurde hingegen in allen Schadzonen nachgewiesen.

Rubus idaeus	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Empoasca vitis	+	+	+
Macropsis fuscula	+	+	+
Ribautiana tenerrima	+	-	-

Ribautiana tenerrima wurde nur in der Zone 1 nachgewiesen, obwohl *Rubus idaeus* in allen Flächen mit hoher Artmächtigkeit vorkommt. Eventuell könnte es sich um eine Präferenz besser nährstoffversorgter Pflanzen handeln.

Calamagrostis epigejos	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Athysanus argentatus	-	-	-
Arthaldeus arenarius	+	+	+
Balclutha calamagrostis	+	+	-
Elymana sulphurella	+	+	+
Errastunus ocellaris	+	+	+
Eurysula lurida	+	+	+
Mirabella albifrons	+	-	+
Neophilaenus lineatus	+	+	+
Paluda flaveola	+	+	-
Streptanus aemulans	-	-	-

Calamagrostis epigejos kann hier als Fallbeispiel für die mögliche Auswirkung von Immissionen auf Zikaden angesehen werden, da die Art in allen Schadzonen in hoher Artmächtigkeit vorhanden ist. Die Verbreitung der daran gebundenen Zikaden über ebenfalls alle Zonen läßt nicht den Schluß zu, daß es zu einer verstärkten Besiedlung beispielsweise nährstoffreicherer *Calamagrostis*-Bestände kommt. Das Fehlen von *Balclutha calamagrostis* und *Paluda flaveola* in der Schadzone 0 ist wahrscheinlich auf die ohnehin sehr geringen Populationsdichten zurückzuführen. Man kann also für das Untersuchungsgebiet davon ausgehen, daß die Immissionen sich nicht direkt auf die *Calamagrostis*-besiedelnden Zikaden auswirken und auch keine Veränderung der für sie relevanten Nährpflanzenqualität eintritt.

Deschampsia flexuosa	Zone 1	Zone 2	Zone 0
Acanthodelphax spinosus	-	-	-
Balclutha punctata	+	+	+
Delphacodes venosus	-	-	-
Dikraneura variata	+	+	+
Hyledelphax elegantulus	+	+	+
Jassargus allobrogicus	+	+	+
Javesella discolor	-	-	+
Javesella dubia	-	-	-
Mocydiopsis parvicauda	-	-	-
Neophilaenus exclamationis	+	-	-
Neophilaenus lineatus	+	+	+
Paluda flaveola	+	+	-
Psammotettix helvolus	-	-	-
Streptanus marginatus	+	+	-

Wenn die entsprechende Zikadenart im Gebiet vorkommt, ist sie bei *Deschampsia flexuosa* in der Regel in allen Schadzonen anzutreffen. Dies kann auch mit der Oligophagie einiger Arten der Gilde begründet werden, welche auch andere Taxa nutzen können. Der Nachweis von *Javesella discolor* konnte nur in der Schadzone 0 geführt werden, wobei die Art im Gebiet generell sehr selten ist. *Neophilaenus exclamationis* trat nur in der Schadzone 1 auf. *Paluda flaveola* sowie *Streptanus marginatus* wurden nur in wenigen Individuen nachgewiesen und fehlen wahrscheinlich wegen geringer Dichten in der Schadzone 0.

Der Vollständigkeitsgrad der Zikadengilden der entsprechenden Nährpflanzen ist ein Gradmesser für die biologische Qualität eines Gebietes (in Bezug auf die untersuchte Gruppe) (REMANE & REIMER 1989, FRÖHLICH 1990). Deshalb sollte die Vollständigkeit der Gilden für das Gesamtgebiet und für die entsprechenden Schadzonen geprüft werden.

Auf der Grundlage der im Gebiet vorkommenden Nährpflanzen ergab sich ein Sollartenbestand von 107 Arten. Von diesen 107 potentiell vorhandenen Arten wurden lediglich 40 nachgewiesen, was einem Vollständigkeitsgrad von 37,4% entspricht.

Die Überprüfung der schadzonenbezogenen Vollständigkeit der Zikadengilden der in allen Schadzonen vorkommenden Nährpflanzen ergab folgendes Bild: 7 Pflanzenarten, deren Gilden bekannt sind, kommen in allen drei Schadzonen vor. Diese können von insgesamt 38 Zikadenarten potentiell genutzt werden. In Zone 1 treten davon 60,5% auf, 52,6% in Zone 2 und 44,7% in Zone 0. Dabei wird deutlich, daß mit zunehmender Immissionsbelastung nicht nur die Artenzahl, sondern auch die Vollständigkeit der Gilden zunimmt. Weiterhin ergab die Überprüfung der Gildenvollständigkeit der in allen Zonen vorkommenden Pflanzentaxa folgende mögliche Korrelationen:

1. Pflanzentaxa, die überall auftreten, sind mit der dazugehörigen Zikadengilde mehr oder weniger vollständig besetzt. Nichts deutet auf eine bevorzugte Besiedlung von stark bzw. wenig geschädigten Beständen hin.
2. Pflanzentaxa werden hauptsächlich in weniger geschädigten Zonen von ihren Gilden besetzt (*Pinus sylvestris*), in den stark immissionsgeschädigten Beständen fehlen jedoch Arten der Zikadengilde.

Bemerkenswert erscheint, daß die Art *Philaenus spumarius* trotz ihrer extremen Polyphagie und Eurytopie während des gesamten Untersuchungszeitraumes im Gebiet nicht nachgewiesen werden konnte. Die Art ist eine der häufigsten in Mitteleuropa und kommt in nahezu allen Biotopen vor (SCHIEMENZ 1988). Die Ursachen für ihr Fehlen sind unbekannt.

6. Diskussion zu den Ergebnissen bei Zikaden

Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen von Umweltverunreinigungen auf Insektenpopulationen werden seit etwa 150 Jahren durchgeführt, wobei in den Anfängen angewandte Fragen von Forst- und Landwirtschaft im Vordergrund des Interesses standen (CRAMER 1951). Dabei stellte man meist höhere Abundanzen in mehrbelasteten Gebieten fest, wobei die Ursachen dafür ungeklärt blieben. So gehen viele Autoren von einer durch die Lufteinträge optimaleren Nährstoffversorgung der Nährpflanzen aus, die damit mehr Individuen der Population Lebensmöglichkeiten bieten. DABROWSKA-PROT (1984) begründet einen höheren Artenreichtum mit der Erhöhung der Habitatstrukturkapazität in unter Immissionseinfluß stehenden Biotopen. Der Artenreichtum eines Gebietes ist von mehreren Faktoren abhängig: Hauptfaktor für phytophage Insekten ist die Größe des Areals der Wirtspflanzen. Die Diversität phytophager Insekten wird außerdem stark von der Pflanzenarchitektur bestimmt. Weitere Einflüsse sind die Pflanzenbiochemie und lokale Abundanzen (STRONG et. al. 1984).

Eine der ersten Bestätigungen dafür, daß Lufteinträge die belasteten Pflanzen attraktiver für herbivore Insekten machen können, lieferten HUGHES et al. (1982), indem sie an SO_2-geschädigten Bohnen ein schnelleres Larvenwachstum, höhere Körpergrößen und bessere Überlebenschancen des Mexikanischen Bohnenkäfers (*Epilachna varivestis*) nachwiesen. WARRINGTON (1987) bestätigte dieses Phänomen für an Erbsen saugende Blattläuse. Auch hier nahm mit zunehmender SO_2-Belastung die Reproduktionsrate zu. Pflanzen, die SO_2 ausgesetzt werden, reagieren gewöhnlich mit einer Erhöhung des gesamtverfügbaren Stickstoffs und freier Aminosäuren (COWLING & BRISTOW 1979). So führt man die höheren Wachstumsraten der Insekten in SO_2-belasteten Standorten auf den durch SO_2-induzierten veränderten Stickstoffmetabolismus der Wirtspflanze zurück (WARRINGTON 1987). WHITTAKER (1984) konnte außerdem ein positives feed-back von der an Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) saugenden Typhlocybine *Ossiannilssonola callosa* und ihrer Wirtspflanze feststellen: Durch die durch die Zikade entstandenen winzigen Löcher, die in Häufigkeit und Größe mit Stomata zu vergleichen sind, nimmt die Aufnahme von SO_2 signifikant zu, was zu einer verstärkten Schädigung des Baumes führt. Junge Kiefern, die mit SO_2 begast wurden, wiesen weit höhere Konzentrationen gelöster Aminosäuren auf, was die Autoren auf SO_2-induzierte Proteinhydrolyse zurückführen (MALHOTRA & SARKAR 1979). Veränderungen im Protein- und Aminosäurepool sind bekannte Faktoren, welche auf Wachstum und Reproduktion von Insekten wirken. So ist die Zunahme gelöster Aminosäuren eine gut untersuchte Reaktion auf Trockenstress, der wiederum zu verstärktem Insektenbefall führt.

Inzwischen ist der Kenntnisstand über den Einfluß von Luftschadstoffen soweit fortgeschritten, daß man generell von einer Förderung herbivorer Insekten durch Luftschadstoffe ausgeht (WHITTAKER & WARRINGTON 1990). Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die Veränderung der biochemischen Zusammensetzung der Nährpflanze zurückzuführen (RIEMER & WHITTAKER 1989). Stellvertretend sollen hier nur Kohlenhydrate, Stickstoff (Aminosäuren) und der Wassergehalt genannt sein, die durch Lufteinträge Veränderungen bzw. Umbau erfahren. Die für Zikaden entscheidenden Faktoren sind dabei lösliche Proteine und Aminosäuren (McNEILL & SOUTHWOOD 1978). PRESTRIDGE & McNEILL (1983a) konnten eine Korrelation zwischen dem Verhältnis verschiedener Aminosäuren und dem Auftreten von Zikaden feststellen.

Ergebnisse zu Auswirkungen von Umweltschadstoffen auf Zikadenpopulationen liegen kaum vor, meist wurden Arten, die als Überträger von Pflanzenvirosen fungieren, untersucht. Dabei heben verschiedene Autoren die besondere Eignung von Zikaden als Anzeiger für Umweltveränderungen hervor. MÜLLER (1985) betont gut differenzierte Artengarnituren und statistisch verwertbare Individuenzahlen, sowie deren Beweglichkeit, um auf Biotopänderungen rasch reagieren zu können. Anpassung an veränderte Umweltbedingungen in Form von Industriemelanismus bei *Philaenus spumarius* stellen LEES & STEWART (1987) vor. Sie fanden einen höheren Anteil dunkler Formen der Art in Nähe von mit Kohlestaub hochkontaminierten Flächen in Hafen-

anlagen und führen dies auf direkte Selektion zurück. Untersuchungen von KLIMES et al. (1991) ergaben hingegen eine sehr große Toleranz der Zikaden gegenüber Umweltänderungen.

Wegen des relativ kurzen Untersuchungszeitraumes von 2 Jahren müssen die Ergebnisse dieser Arbeit vorsichtig interpretiert werden, wobei sich trotzdem erste Trends in der Anpassung von Zikaden an Umweltveränderungen erkennen lassen. Im nachfolgenden soll versucht werden, die in Kapitel 5 dargestellten Ergebnisse hinsichtlich der verschiedenen biologischen Einnischungen zu diskutieren.

Artenzahlen

Die Artenzahl eines Gebietes ist in erster Linie von dessen ökologischer Vielfalt abhängig. Bei Phytophagen spielen das Vorhandensein und die Dichte der entsprechenden Nährpflanze die dominierende Rolle. Weiterhin haben Größe und Alter des Gebietes Einfluß auf die Artenzahl. Aufgrund dieser zahlreichen, auf die Zikadenassoziation einwirkenden Faktoren bleibt es schwierig, die Artenzahl zu interpretieren und die tatsächlichen Einflußgrößen herauszukristallisieren.

Arten- und Individuenzahlen sind im Gesamtuntersuchungsgebiet relativ gering. Oftmals sind die Arten nur in einzelnen Exemplaren nachgewiesen. Dies war, ausgehend von der Vegetation der Aufnahmeflächen, zu erwarten, macht jedoch die Auswertung und Interpretierbarkeit der Fangergebnisse sehr schwer. Kiefernforste sind im allgemeinen durch geringe Arten- und Individuenzahlen an Zikaden gekennzeichnet. Die Kiefer selber weist nur eine relativ kleine Gilde auf. Die weiteren Besiedlerzahlen ergeben sich aus der Anzahl anderer Baumarten und der Arten der Niedervegetation. Die Ergebnisse der geringer belasteten Flächen stimmen gut mit den Fangzahlen von SCHIEMENZ (1964) überein, der in einem Kiefern-Fichten-Forst mit einer vergleichbaren Kraut- und Strauchschicht 31 Zikadenarten nachweisen konnte. Dessen Untersuchungsflächen waren keiner erwähnenswerten Umweltbelastung ausgesetzt, während im Untersuchungsgebiet Dübener Heide durch die Lufteinträge bereits Veränderungen in der Vegetationsstruktur und damit im Nahrungsangebot für die Zikaden eintraten, was sich in höheren Artenzahlen auf den stark immissionsbelasteten Flächen ausdrückt.

Im Immissionsgradienten der Dübener Heide war mit abnehmender Immission ebenfalls eine Abnahme der Artenzahlen zu verzeichnen. Diese abnehmende Artenzahl an Zikaden in der Katena liegt offenbar in der ebenfalls abnehmenden Artenzahl in der Vegetation begründet. Der größere Artenreichtum der Vegetation auf den stark immissionsbeeinflußten Flächen kann als größeres raumstrukturelles und trophisches Angebot für die Zikaden gewertet werden. Die relativ geringe Artenzahl auf Fläche D4 ist eventuell auf das geringere Alter des Bestandes zurückzuführen. Der direkt benachbarte ältere Bestand (D5) bietet offensichtlich durch die hochwüchsigen *Calamagrostis epigejos*-Bestände einer größeren Zahl an Zikaden Lebensmöglichkeiten. Andererseits unterscheiden sich die Bestände D1-D3 trotz des deutlichen Altersunterschiedes nicht in der Artenzahl. Hier wäre eine optimale Nährstoffversorgung durch die eingetragenen Flugaschen denkbar, die den Altersunterschied der Bestände überdeckt.

Mehrere Autoren konnten belegen, daß sich die bessere Nährstoffversorgung der Wirtspflanze positiv auf die Überlebenschance, das Größenwachstum und die Fruchtbarkeitsrate bei Zikaden auswirken (VINCE et al. 1981, METCALFE 1970, DENNO & RODERICK 1990). Zur Messung des Nährstoffgehaltes der Wirtspflanze wird der Stickstoffgehalt bestimmt, da dieser Grundbaustein der Aminosäuren ist und sehr leicht und sicher bestimmt werden kann (WALOFF 1980). Die bevorzugte Kolonisation und das verstärkte Auftreten an nährstoffreicheren Pflanzen äußert sich dann in einem schnelleren Populationswachstum und einer größeren Population (PRESTRIDGE 1982, WALOFF 1980). Die zunehmende Konzentration an organischem Stickstoff in Blättern und Phloem der Wirtspflanze, die durch Düngung bzw. eine hohe Schadstoffbelastung der Luft mit NO_2 hervorgerufen wird, erhöht deutlich die Nahrungsqualität für herbivore Insekten. PORT (1981) fand ebenfalls eine positive Korrelation zwischen dem höheren Stickstoffgehalt der Nährpflanze und der dadurch erhöhten Individuenzahl an Zikaden an Straßenrändern vielbefahrener Straßen. Er legte dabei eine Trasse von der Straße weg in geringer belastete

Bereiche und stellte eine abnehmende Individuenzahl mit zunehmender Entfernung von der Straße fest. Untersuchungen von MORRIS (1992) in gedüngten und gekalkten Parkanlagen hingegen zeigen eine negative Korrelation von behandelten Flächen und der Individuenzahl: Ungedüngte Rasenstücke wiesen höhere Individuenzahlen auf. MÜLLER (1985) verzeichnet eine Reduktion der Artenzahl in einem allerdings extrem stark immissionsbelasteten Gebiet als Folge einer direkten Staubbelastung bzw. indirekt durch Umwandlung des Substrats und einem damit verbundenen Vegetationswandel. Durch unmittelbare Nähe seiner Testflächen zu einem Düngemittelwerk ging mit der hohen Belastung ein extremer Pflanzenartenrückgang einher. Damit verbunden war der Ausfall der entsprechenden Zikadengilden. ACHTZIGER et al. (1992) belegen eine Abnahme des Artenreichtums nach Eutrophierung von Feldrainen. Hier wurde ebenfalls in einem Gradienten gearbeitet. REMANE & REIMER (1989) beschreiben höchste Artenzahlen in Sukzessionen ehemals forstwirtschaftlich bearbeiteter Bereiche. ANDRZEJEWSKA (1976) belegt eine Zunahme der Individuenzahlen, jedoch eine Abnahme der Artenzahlen nach Mineraldüngung, und damit einer Nährstoffzufuhr, in Wiesenkomplexen. CHERILL & RUSHTON (1993) begründen die höheren Artenzahlen von Zikaden in kalkhaltigeren Standorten mit höheren Deckungsgraden und höheren Artenzahlen in der Krautschicht. Der Effekt der positiven bzw. negativen Korrelation der Häufigkeit von Zikadenarten und dem Nährstoffeintrag im Gebiet wird von BORNHOLDT & REMANE (1993) in einem Nährstoffgradienten in Halbtrockenrasen beschrieben. Bei deren Untersuchungen wurde die Eignung einzelner Zikadenarten als Indikator hervorgehoben, da diese schon auf den veränderten Nährstoffgehalt ihrer Futterpflanze reagieren, bevor diese aufgrund der für sie nunmehr schlechteren Biotopqualität ausfällt. Verschiebungen in Häufigkeit und Artenzusammensetzung von Phytophagenkomplexen nach anthropogenen Eingriffen werden weiterhin von REMANE (1958), EMMRICH (1966), SCHÄLLER (1985), ANDRZEJEWSKA (1978), BÄHRMANN (1989), HILDEBRANDT (1990) und NOVOTNY (1991a). Diese werden teilweise auf Veränderungen des Pflanzenartenbestandes (Präsenzen und Abundanzen der Nährpflanzen), aber auch auf den physiologischen Zustand der Nährpflanze zurückgeführt. Unter Zuhilfenahme herbivorer Insekten kann die Belastung eines Gebietes besser eingeschätzt werden, da die physiologischen Veränderungen an der Nährpflanze zumindest in den ersten Stadien unsichtbar bleiben, während Veränderungen in Arten- und Individuenzahl der Besiedler schnell erfaßt werden können (TRUMBLE & HARE 1989).

Die höheren Artenzahlen in Schadzone 1 sind offenbar auf die Aufkalkung des Bodens durch eingetragene Flugaschen und die damit verbundene Einwanderung von Laubwaldarten in die Krautschicht zurückzuführen. Ebenfalls förderlich für eine reichhaltigere Krautschicht war die Düngung mit der Förderung stickstoffliebender Arten und die Immission von SO_2 mit der damit verbundenen Auflichtung. Bereits LUX (1964) stellte in verschieden stark immissionsbeeinflußten Flächen der Dübener Heide unterschiedliche Artenzahlen der Vegetation fest. Danach nahm die Artenzahl mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ab. Auch FEILER (1971) bestätigte, daß sich in stärker immissionsgeschädigten Beständen eine artenreichere und anspruchsvollere Vegetation etablieren konnte. Über zusätzlich angesiedelte Pflanzenarten können weitere, mit diesen assoziierte Zikadenarten ausreichende Lebensbedingungen finden. Das verbesserte Nährpflanzenangebot führt in diesem Fall zu einem reichhaltigeren Arteninventar an Zikaden.

Dieser Effekt der Erhöhung des Artenreichtums mit zunehmender Habitatdiversität wird u.a. von WARD (1977) und NOVOTNY (1990) beschrieben. Auch BROWN et al. (1992) messen der Pflanzenarchitektur eine größere Bedeutung für die Zikadenbesiedlung bei als der Pflanzenartenzusammensetzung. KOPETZ & KÖHLER (1991) belegen eine Erhöhung der Gesamtarten- und Individuenzahlen von Arthropodenassoziationen (u.a. auch von Zikaden) nach zunehmender Verbuschung. Auch LAWTON (1983) beobachtete einen Einfluß der Pflanzenarchitektur auf Diversität und Artenreichtum phytophager Insekten. WHITTAKER (1969) kommt letztendlich zu dem Ergebnis, daß sowohl botanische als auch strukturelle Diversität den Artenreichtum an Zikaden eines Gebietes bedingen. Hinzuzufügen wäre, daß dabei wesentlich ist, welche Pflanzentaxa vorkommen, da "leere" oder "nichtbesetzte" Arten keine trophische Nische für die Zikaden darstellen. Zusammenfassend zu dieser Problematik läßt sich sagen, daß der Einfluß von

Pflanzendichte und Diversität der Vegetation auf Zikadenpopulationen noch nicht endgültig abgeklärt werden konnte. Festzustehen scheint der Zusammenhang von geringeren Kolonisationsraten und Abundanzen der Zikaden in gemischten Beständen im Vergleich zu Reinbeständen der Wirtspflanze (LAMP et al. 1984, DENNO & RODERICK 1990).

Eine Zusammenstellung von Schadzonenspezialisten ergab den höchsten Prozentsatz von an eine einzige Zone gebundenen Zikadenarten in der am stärksten geschädigten Zone 1. In dieser Zone kommen auch die meisten Pflanzenarten vor. Die Errechnung des prozentualen Anteils an Schadzonenspezialisten pro Schadzone ergab etwa 50% in der Zone 1, während die anderen Zonen sehr geringe Prozentzahlen an Schadzonenspezialisten aufweisen. Dies demonstriert in erster Linie eine Abweichung in den immissionsveränderten gegenüber den weniger gestörten Flächen. Von einer Anpassung an die Immissionslage kann man jedoch nicht ausgehen, eher von einer Bindung der in der Schadzone 1 vorkommenden Pflanzen- und Zikadenarten. Dabei scheinen hier laubholzbesiedelnde Zikaden gute Etablierungsmöglichkeiten zu besitzen, da diese die hohen Artenzahlen bewirken.

Veränderungen im Artenbestand nach Umweltänderungen (wie in diesem Fall der zunehmende Immissionseinfluß) können in zwei Stufen erfolgen:

1. Der ursprüngliche Artenbestand verarmt, bleibt jedoch in Restbeständen für das Gebiet erhalten.
2. Der ursprüngliche Artenbestand wird vollständig ausgelöscht, an dessen Stelle treten Arten anderer ökologischer Ansprüche.

Die Zusammensetzung der Arten in den Kiefernforsten der Dübener Heide deutet auf eine Einwanderung zusätzlicher Arten hin. So ist zu erklären, daß in den Flächen mit erhöhtem Laubholzanteil (Schadzone 1) die entsprechenden Artensets der Laubholzarten und der Kiefernforste anzutreffen sind. In der Dübener Heide existieren Restbestände der ursprünglichen natürlichen Vegetation (an denen die "alteingesessenen" Zikaden leben), von denen ausgehend eine Ausbreitung möglich wäre.

Man kann davon ausgehen, daß bei einer ungestörten Entwicklung der Kiefernforste ohne forstliche Eingriffe, bald eine Etablierung der ursprünglichen Zikadenarten erfolgen könnte. Dabei übt die Immission mit ihrer aufkalkenden Wirkung einen beschleunigenden Effekt in der Entwicklung zu Laubwaldstandorten aus. In den stark immissionsgeschädigten Beständen ist schon jetzt der Anteil der Laubholzbesiedler höher als in den mehr sauren Kiefernforsten. Zikaden sind offenbar in der Lage, relativ schnell neu entstandene Biotope zu besiedeln, wie NIEDRINGHAUS & BRÖRING 1990 bei der Neubesiedlung von städtischen Grünanlagen nachwiesen.

Eine bessere Nährstoffversorgung führt zu einer verbesserten Futterpflanzenqualität, die attraktiv auf die Zikaden wirken kann (REMANE 1987). Demzufolge müßten in den stärker immissionsbeeinflußten Flächen größere Individuendichten gefunden werden. Der Vergleich der Individuenhäufigkeiten innerhalb der Katena läßt keinen Trend der Bevorzugung bestimmter Schadzonen erkennen, wobei generell sehr geringe Individuenzahlen auftraten, so daß dieses Ergebnis nicht überbewertet werden sollte.

Diversität und Eveness

Innerhalb des Immissionsgradienten kam es mit abnehmender Immissionsstärke zu niedrigeren Diversitätswerten. Für die stark immissionsbelasteten Flächen wurden die höchsten Diversitätswerte berechnet. Hierfür sind die höheren Artenzahlen verantwortlich, da die Diversität mit zunehmender Artenzahl bzw. gleichmäßigerer Verteilung der Individuen auf die Arten ansteigt. Nach LAWTON (1983) wird die Diversität von Zikadengemeinschaften hauptsächlich durch die Pflanzenarchitektur beeinflußt. Die stärker belasteten Gradientenflächen weisen offensichtlich eine für die Zikaden reicher gegliederte Architektur auf, so daß sich mehr Arten ansiedeln kön-

nen. Diese verschiedenartige Pflanzenarchitektur resultiert aus der besseren Nährstoffversorgung des Bodens durch die eingetragenen Flugaschen.

Die Eveness zeigt innerhalb der Katena relativ einheitliche Werte, so daß hier kein Gradient abgeleitet werden kann. Dieser Effekt kann durch hohe Artenzahlen, jedoch ohne Gleichverteilung der Individuen auf die Arten, oder durch geringere Artenzahlen, dafür aber mit einer gleichmäßigen Verteilung der Individuen auf die Arten, entstehen.

Faunenähnlichkeit

Einen guten Schluß auf einen Immissionseinfluß auf die Zikadenpopulationen lassen Berechnungen des JACCARD-Index und des Arten-Turnovers zu. Beide Indices lassen hohe Artenwechsel zwischen stark immissionsgestörten Flächen erkennen, während emittentenferne Standorte auch in weiteren Abständen noch gute Übereinstimmungen im Arteninventar zeigen. Dies könnte auf den Immissionseintrag zurückgeführt werden, der zu starken Vegetationsveränderungen auf den stark immissionsbeeinflußten Flächen führte und damit andere Zikadengilden beherbergt. Auf den weniger immissionsgestörten Plätzen ist die Vegetation zwischen benachbarten Flächen sehr ähnlich und damit können sich ähnliche Zikadengilden manifestieren.

Grundsätzlich ist bei allen Indices zu erkennen, daß mit zunehmender Entfernung der Flächen voneinander der Ähnlichkeitswert sinkt. Dies läßt den Schluß auf einen Immissionseinfluß auf Zikaden zu. RENKONEN- und WAINSTEIN-Index filtern jedoch nur die extremen Abweichungen in der Arten- und Individuenzusammensetzung verschiedener Flächen heraus, was zum Teil an den sehr geringen Fangzahlen liegen kann. Im Vergleich aller 4 berechneten Indices scheint der Arten-Turnover-Wert die beste Aussagekraft bezüglich der Faunenähnlichkeit zu besitzen.

Hibernation

In Mitteleuropa stellt der Winter den entscheidenden Einschnitt in den Vegetationskreislauf dar und beeinflußt damit auch das Entwicklungsgeschehen der Zikaden nachhaltig. Viele Arten überstehen diese extremen Änderungen nur in einem bestimmten Entwicklungsstadium; bei den meisten Arten findet sich keine oder nur eine geringe Plastizität in der Hibernationsform.

Eiüberwinterer haben unabhängig von der Strenge des Winters (und anderer Umwelteinflüsse) sehr gute Überlebenschancen, da die Eihülle den besten Schutz vor niedrigen Temperaturen bietet (DENNO et al. 1981). Bei weniger extremen Wintern, wie sie in den Bereichen unter 45° nördlicher Breite vorherrschen, stellt offenbar die Überwinterung als Larve die günstigste Hibernationsform dar, da hier sofort mit Eintritt wärmerer Temperaturen im Frühling das Saugen an den zu diesem Zeitpunkt am nähstoffreichsten Wirtspflanzen beginnen kann (DENNO et al. 1981; PRESTIDGE & McNEIL 1983a).

MÜLLER (1978) fand in ausgeglichenen Standorten (Bachaue) einen höheren Prozentsatz von Larvalüberwinterern als in trockeneren Bereichen mit größeren Mikroklimaschwankungen. Er läßt jedoch offen, ob es sich hierbei bereits um Anpassungserscheinungen handelt. In seinen Untersuchungen nimmt die Anzahl der Larvalüberwinterer mit zunehmender Unbeständigkeit der mikroklimatischen Verhältnisse ab.

In der Katena überwintern 60% aller Zikadenarten im Eistadium, was den mitteleuropäischen Verhältnissen entspricht. Die Betrachtung der einzelnen Flächen innerhalb der Katena ergab stets ein Überwiegen der Eiüberwinterer mit meist über 50%. Dies war auf allen Flächen gleichermaßen zu beobachten. Die Auswertung der Schadzonenspezialisten erbrachte ein ähnliches Ergebnis; hier waren Eiüberwinterer mit 62% enthalten. Die Einbeziehung aller in der jeweiligen Schadzone vorkommenden Zikaden bestätigt diese Ergebnisse. Da man bei der Hibernationsform in erster Linie von einer Anpassung an die Wintertemperaturen ausgehen kann, ist nicht zu vermuten, daß die Hibernationsform eine Anpassung an die Immissionslage darstellt.

Voltinismus

Eine schnelle Generationenfolge sichert die genetische Flexibilität und bewirkt eine höhere Individuendichte. Viele mitteleuropäische Arten bringen im Jahr mehr als eine Generation hervor. Anders als bei der Hibernation kann die Anzahl der Generationen von verschiedenen abiotischen Parametern wie Höhenlage oder Jahresklima (und damit der Länge der Vegetationsperiode) beeinflußt werden. Auch die Nährstoffverfügbarkeit der Wirtspflanze scheint Einfluß auf die Generationenzahl zu besitzen (PRESTIDGE & McNEILL 1983b). Oft erfolgt aus diesem Grunde eine Einpassung der Entwicklungszeit in spezielle Wuchszustände der Nährpflanze. Abnehmende Temperatursummen und kürzere Sommer verzögern die Larvalentwicklung. Ausschlaggebend für die Anzahl der Generationen sind die Temperatursummen des Hochsommers. In unseren Breitengraden gestatten diese in allgemeinen nur die Entwicklung von 1-2 Generationen, während die anderen in den Dormanz induzierenden Kurztag geraten (MÜLLER 1978). Aus diesem Grund vermutet MÜLLER (1978) einen potentiellen Polyvoltinismus der bei uns mono- bzw. bivoltinen Arten. Die Anzahl der Generationen ist also innerhalb der Art nicht stabil, sondern richtet sich nach dem abiotischen Umfeld. So ist die Art *Laodelphax striatellus* in Schweden bivoltin (OSSIANNILSSON 1978), während sie im klimatisch wesentlich begünstigteren Israel jährlich bis zu 8 Generationen hervorbringt (HARPAZ 1972). Es liegen auch Untersuchungen zum Einfluß anthropogener Einflüsse auf die Generationszahl bei Zikaden vor. So beschreibt NOVOTNY (1991a) eine relativ hohe Anzahl bivoltiner Arten in gedüngten und bearbeiteten Wiesen.

Innerhalb der Katena bringen die meisten Arten (54%) eine Generation pro Jahr hervor, sind also univoltin. Auf den einzelnen Flächen überwog stets der Anteil Univoltiner, wobei die Flächen D1-D3 geringfügig mehr Univoltine aufwiesen. Die Betrachtung der Schadzonenspezialisten ergab einen deutlichen Überhang univoltiner Arten (62%) in der am stärksten geschädigten Zone 1. Auch die Einbeziehung aller in der Schadzone 1 vorkommenden Arten ergab einen höheren Prozentsatz univoltiner Arten (57%). Dieses Ergebnis dürfte jedoch eher zufällig sein und sollte nicht auf andere Gebiete übertragen werden. Ein direkter Zusammenhang zur Immissionslage wird kaum bestehen, da auch bei den Generationenzahlen eher klimatische Faktoren regulierend wirken.

Besiedlung verschiedener Vegetationsschichten

Die Entwicklung der meisten Zikadenarten erfolgt in einer Vegetationsschicht, in der sie sich auch meistenteils zur Nahrungsaufnahme aufhalten. In einem Mischwald sollten erwartungsgemäß arborikole Arten den Hauptanteil stellen. Dies war in der Gesamtkatena nicht der Fall, den höchsten Prozentsatz machten mit 68% Krautschichtbesiedler aus. Im Gegensatz zu bodensauren Kiefernforsten mit einer sehr dürftig ausgebildeten Krautschicht ist die Krautschicht in der Dübener Heide sehr artenreich, was auf den Nährstoffeintrag zurückgeführt werden kann (siehe Kap.3.6.). Bei Betrachtung der Besiedlung der verschiedenen Vegetationsschichten lassen sich gut Unterschiede zwischen gestörten und ungestörten Flächen feststellen. Die Auswertung der einzelnen Flächen ergab eine Zunahme der krautschichtbesiedelnden Arten und eine Abnahme der Baum- und Strauchschichtbesiedelnden Arten mit abnehmender Immission.

In der Schadzone 1 kam es bei den Schadzonenspezialisten nahezu zu einer Gleichverteilung von Besiedlern der Kraut- und Strauch- und Baumschicht. Die Einbeziehung der dort angesiedelten Vegetation erklärt das abweichende Verhalten der Zikaden in der immissionsgestörten Fläche: Die Deckungsgrade der Baum- und Strauchschicht der Flächen D1 bis D3 liegen deutlich über denen der anderen Flächen. Damit ist eine größere Besiedlungsfläche vorhanden, die durch die Zikaden genutzt werden kann. Außerdem ist durch das Nebeneinander der verschiedenen Laubholzarten ein größeres Strukturangebot gegeben, was auf den Flächen reiner Kiefernmonokulturen fehlt.

Die Auswertung aller in den jeweiligen Schadzonen vorkommenden Zikadenarten stützt dieses Ergebnis; auch hier ist der Prozentsatz der Baum- und Strauchschichtbesiedler in der Schadzone 1 am höchsten.

Diese Ergebnisse könnten eine vorsichtige Prognose zur Eignung von Zikaden zur Habitatbewertung zulassen. Die ursprünglich natürliche Vegetation der Dübener Heide waren Eichen-Hainbuchen- und Buchenwälder durchmischt mit Eiche. Durch den Immissionseintrag kam es zu einem Nährstoffeintrag, der sich neben einer sehr gut entwickelten Krautschicht in der Entwicklung einer reichhaltigen Baum- und Strauchschicht äußerte, die die eigentlichen Kiefernwaldarten verdrängt. So haben wir es in der stark immissionsgeschädigten Zone 1 mit einer ursprünglicheren Vegetation der Dübener Heide zu tun als dies in den emittentenferneren Flächen mit artenarmen Kiefernforsten der Fall ist. Die Immission führt zu einer Beschleunigung der Einwanderung ursprünglicher Laubwaldarten, die wiederum Nahrungsgrundlage für die entsprechenden Zikadengilden sind. Der hohe Prozentsatz an Niedervegetationsbesiedlern deutet demzufolge auf eine Veränderung der Flächen und eventuell eine Entwicklung zu naturnäheren Standorten hin. Durch den Immissionseinfluß konnten sich hier eine artenreiche Kraut- und Strauchschicht, sowie auch eine Baumschicht 2, spontan entwickeln. Die Baumschicht 1 wird weiterhin von der Kiefer gebildet, die forstlich bedingt angepflanzt wurde.

Phagieverhalten

Spezialisierungen von Arten können auch in der Wahl des Futters erfolgen: Zikaden ernähren sich zwar ausschließlich phytophag, können sich dabei jedoch auf einzelne Futterpflanzen oder auf ganze Gruppen beschränken bzw. ausdehnen. Dabei ist nicht immer gesagt, daß eurytope, d.h. polyphage Arten aufgrund ihres weiten Wirtspflanzenspektrums im ökologischen Vorteil sind. Polyphage Arten sind meist Erstbesiedler neugeschaffener Habitate, da sie aufgrund ihrer weiten trophischen Potenz viele Pflanzenarten als Nahrungsgrundlage nutzen können (STRONG et al. 1984). Monophage jedoch können aufgrund ihrer Spezialisierung Habitate besiedeln, die für Polyphage unerreichbar bleiben. Studien von NOVOTNY (1991b) belegen das Vorherrschen von Spezialisten mit einer begrenzten Verbreitung in ursprünglichen Feuchtgebieten, währenddessen anthropogen veränderte Feuchtgebiete mehr polyphage Arten mit einer großflächigen geographischen Verbreitung aufwiesen. Erstbesiedler in durch Düngung veränderten Wiesenkomplexen (NOVOTNY 1991a) waren ebenfalls polyphage Arten. Auch Untersuchungen von KLIMES et al. (1991) an Zikaden neben einem hochgradig anthropogen beeinflußten Tümpel ergaben hohe Anteile polyphager Arten. Auch REMANE (1958) fand nach Kultivierungsmaßnahmen im Grünland einen erhöhten Anteil polyphager Arten. Einwandernde Arten in neugeschaffene Biotope sind jedoch nicht zwangsläufig polyphag, sondern haben auch als Monophage gute Etablierungsmöglichkeiten (DENNO 1993).

Zur Frage der Phagieklasse sei noch angemerkt, daß hierbei oft nur regionale Korrelationen vorliegen, dieselbe Zikadenart also in einem anderen Gebiet andere Pflanzentaxa als Wirtspflanzen nutzen kann. Experimentell bestätigt hat sich zudem, daß im Freiland andere Nährpflanzen genutzt werden als im Labor angeboten wurden. Offensichtlich liegt bei vielen Taxa eine nicht zu festgelegte Abhängigkeit von der Wirtspflanze vor.

Im Gesamtuntersuchungsgebiet nehmen polyphage Arten mit 39% den Hauptanteil ein. 24% aller in der Katena vorkommenden Zikaden leben monophag. Die Einzelbetrachtung der Flächen ergab ein minimales Überwiegen polyphager Arten auf den stark belasteten Flächen, wobei deren Anteil mit abnehmender Immission geringfügig abnimmt. Dagegen nimmt der Anteil mono- und oligophager Arten mit abnehmender Immission etwas zu.

Die Betrachtung der Schadzonenspezialisten ergab keinen Überhang von Polyphagen in den durch Aufkalkung des Bodens relativ "neugeschaffenen" Habitaten der Zone 1, wobei man nur unter Vorbehalt von "neugeschaffenen" Habitaten in den stark geschädigten Zonen sprechen kann, da die Veränderungen langsam vonstatten gehen, anders als beispielsweise bei Brand, Abholzung oder Erdrutsch. Alle drei Phagieklassen kamen in etwa gleicher Häufigkeit vor. Auch die Auswertung jeweils aller in der Schadzone vorkommenden Arten ergab ein ausgeglichenes Verhältnis der drei Phagieklassen. Nach den gewonnenen Ergebnissen kann man nicht von einem Immissionseinfluß auf das Phagieverhalten ausgehen.

Nutzung des Nährpflanzenangebotes

Da Zikaden einen großen Teil ihres Lebens bzw. den gesamten Lebenszyklus an der Nährpflanze verbringen, stellt diese die eigentliche Lebensgrundlage für die Zikade dar. Neben der Nutzung als Nahrung erfolgt auch die Eiablage in oder an der Pflanze. Daher spricht man bei jeder Nährpflanze eines Gebietes von einer "Ökologischen Lizenz", die genutzt werden kann (OSCHE 1972). Die Nutzung des Nährpflanzenangebotes versprach daher eine gute Möglichkeit, Aussagen zum Zustand des Gebietes und zu Auswirkungen der Immission auf Zikaden zu treffen, denn hierbei sind direkte Abhängigkeiten in der Futteraufnahme vom physiologischen Zustand der Pflanze oder ihrem Nährwert zu erwarten.

Der Vollständigkeitsgrad der Zikadengilden ist ein Gradmesser für die biologische Qualität eines Gebietes (REMANE & REIMER 1989). Die Gründe für die Nichtbesiedlung sind sehr vielschichtig. So kann es zu Verschiebungen im Nährstoffgehalt der Pflanze kommen oder der Chemismus verändert sein, der zu einer Veränderung der Inhaltsstoffe führt, so daß eine Besiedlung für die Zikade unattraktiv wird. Ebenso kann der Zeitraum für die Besiedlung zu kurz sein, was gerade in neuen Habitaten oftmals Grund für eine Nichtbesiedlung ist. Auch geringe Populationsstärken der Nährpflanze sind oft Grund für eine Nichtbesiedlung.

Bei der Beurteilung der Vollständigkeit der Zikadengilden ist im untersuchten Gebiet zu beachten, daß die Flächen in vielerlei Hinsicht beeinflußt wurden. Die markantesten sind die Aufforstung mit der Kiefer sowie extreme Immissionen, die zu drastischen Veränderungen in der Vegetation geführt haben. So können trotz vorhandener Nährpflanze die Zikadengilden fehlen, in anderen Fällen kommen die entsprechenden Zikadengilden vor, obwohl die Nährpflanze nur in sehr geringen Dichten anzutreffen ist.

Nicht unbeachtet bleiben sollte in diesem Zusammenhang die Tatsache, daß neben den Vegetationsaufnahmen, die nur auf einem Teil (20 x 20 m) der jeweiligen Testfläche erhoben wurden, auf der Testfläche noch andere Pflanzenarten vorkommen, die mit der Vegetationsaufnahme nicht erfaßt wurden. An diesen leben ebenfalls Zikaden. Da das Keschern in der gesamten Testfläche erfolgte, wurden dementsprechend diese Pflanzenarten mit abgekeschert und deren Zikadengilden erfaßt. So ist das Auftreten monophager Zikadenarten, deren Wirtsflanzen in den Vegetationsaufnahmen nicht auftauchen, zu erklären. In die Fehlerbetrachtung einbezogen werden muß gleichfalls der Randeffekt durch Pflanzenarten, die unmittelbar neben den Testflächen vorkommen (ANDRZEJEWSKA 1984). Deren Zikadengilden werden ebenfalls auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen, da ständig Wanderbewegungen (Immigration) vorhanden sind.

In der Katena liegt der Vollständigkeitsgrad bei nur knapp 40%. Das bedeutet, daß viele Nahrungsnischen unbesetzt bleiben und belegt eine möglicherweise sehr geringe biologische Qualität des Gebietes. Diese liegt jedoch nur zum Teil in der Immissionslage begründet, da Kiefernforste als Monokulturen generell nur sehr wenigen Arten Lebensraum bieten und die Krautschicht sehr spärlich entwickelt ist. Die vorhandene Vegetation wird in dem untersuchten Immissionsgradienten nur in sehr geringem Maße durch Zikaden genutzt. Leider liegen zur vollständigen Klärung dieser Frage keine Daten aus immissionsunbeeinflußten Kiefernforsten vor. Interessant wäre dabei, ob es auch ohne Immissionseinfluß zu einer so geringen Nutzung des Nährpflanzenangebotes kommt.

Zur Fehlerbetrachtung sollte noch hinzugefügt werden, daß in den Sollartenbestand nur die Gildenmitglieder der nachgewiesenenen Pflanzentaxa eingegangen sind. Theoretisch im Gebiet anwesend sind jedoch außerdem viele polyphage Arten, die nicht bestimmten Pflanzentaxa zuzuordnen sind und demzufolge zusätzlich zu den erwarteten Arten auftreten, was auch der Fall war.

Wie bereits in Kapitel 5.9. dargestellt wurde, lassen sich bei Auswertung der Vollständigkeit der Zikadengilden von Pflanzenarten, welche in allen drei Schadzonen vorkommen, zumindest Trends in der Anpassung erkennen. Danach nimmt mit zunehmender Immissionsbelastung die Vollständigkeit der Zikadengilden zu. Auf stark belasteten Flächen waren die Artensets am vollständiger als auf den weniger belasteten Standorten. Damit kann wiederum von einem eher po-

sitiven Effekt der Immission auf Zikadenvorkommen ausgegangen werden, wobei diese Wirkung auch hier wieder indirekt über die Vegetation erfolgt.

Generell gestatten die gewonnenen Ergebnisse keine verallgemeinernden Aussagen. Unterschiedliche Anpassungsmechanismen können die Ursache für die verschiedenen Einnischungen der Zikaden sein. Nur artspezifische Untersuchungen, die im Rahmen dieser Arbeit noch nicht erfolgen konnten, geben darüber Aufschluß. Mit großer Wahrscheinlichkeit gibt es jedoch keine direkten Auswirkungen von Immissionen auf Zikadenvorkommen, sondern eher indirekte, die über die Wirtspflanze erfolgen.

7. Ergebnisse Laufkäfer

Wohl kaum eine Gruppe unter den Insekten ist besser untersucht als die der Carabiden, was auf die gute Bestimmbarkeit und leichte Fängigkeit zurückzuführen ist. Da genügend Literatur zu dieser Gruppe vorliegt, können leicht Vergleiche zu eigenen Erhebungen gezogen werden. Auch die Biologie der Arten ist relativ gut untersucht und die ökologischen Ansprüche können, zumindest für viele mitteleuropäische Arten, angegeben und zur Auswertung herangezogen werden.

Die zum größten Teil räuberisch lebenden Carabiden stehen als Konsumenten zweiter Ordnung am hinteren Teil der Nahrungskette. Damit tut sich die Frage auf, ob auch auf dieser Ebene Anpassungen an veränderte Umweltbedingungen nachzuweisen sind. Bekannt ist die starke Bindung an mikroklimatische Gegebenheiten, die Carabiden als Indikatorgruppe attraktiv macht. In der Literatur wird meist ein indirekter Effekt von Immissionen auf Laufkäfer diskutiert; direkte Effekte konnten selten beobachtet werden (HELIÖVAARA & VÄISÄNEN 1993).

Zur Klärung dieser Frage wurden die Untersuchungen, wie bei den Zikaden, im Immissionsgradienten der Dübener Heide durchgeführt. Mikroklimatische Gradienten scheinen keine größere Rolle zu spielen (siehe Kap.3.5.), so daß bei Veränderungen in Artenspektrum und Häufigkeit der Laufkäfer von einer Reaktion auf die Immissionslage ausgegangen werden kann. Zusätzlich konnten Fangdaten aus den 70er Jahren, welche auf den gleichen Untersuchungsflächen gewonnen wurden, in die Auswertung einbezogen werden, um einen zeitlichen Entwicklungstrend herauszuarbeiten.

Außerdem liegen Ergebnisse eines großräumigeren Immissionsgradienten vor. Damit sollte geklärt werden, ob es auch auf weiten Entfernungen ähnliche Reaktionen der Carabiden auf Immissionen gibt und inwiefern die Ergebnisse der weniger belasteten Flächen der Dübener Heide mit denen unbelasteter Gebieten übereinstimmen. Zusätzlich wurden auf verschiedenen Laubwaldstandorten der Dübener Heide Daten erhoben, um zu sehen, welche Carabidenarten in diesen für die Dübener Heide ursprünglichen Standorten vorkommen und damit ein Potential für die Ausbreitung von hier aus darstellen.

7.1. Laufkäfer im Immissionsgradienten Dübener Heide

Die Untersuchungen an Carabiden wurden in Kiefernforsten der Dübener Heide durchgeführt. Die Fallenstandorte befanden sich auf den gleichen Flächen, auf denen die Zikadenfänge erfolgten. Die Auswertung der Fänge erfolgte analog zu den Zikaden nach zoozönologischen Charakteristika, welche Arteninventar, Dominanzstrukturen, Artenzahlen, Aktivitätsdichten, Diversität, Eveness und die Faunenähnlichkeit umfassen und andererseits nach ökologischen Charakteristika, zu denen Habitatansprüche, Fortpflanzungsverhalten, Größe und Phänologie gehören. Diese Parameter wurden innerhalb des räumlichen Immissionsgradienten und im zeitlichen Vergleich betrachtet. Dabei fand in Anlehnung an die Auswertung der Zikaden innerhalb des räumlichen Gradienten eine flächenbezogene und eine schadzonenbezogene Auswertung statt.

7.1.1. Arteninventare und Dominanzstrukturen

Räumlicher Gradient

Für die Kiefernkatena konnten in den Jahren 1992 bis 1994 insgesamt 32 Carabidenarten in 5673 Individuen nachgewiesen werden. Tabelle 17 faßt die Fangergebnisse zusammen. Es lag keine Gleichverteilung der Arten und deren Häufigkeiten vor, sondern einige wenige Arten kamen in hohen Individuenzahlen vor. Dies sind Waldarten, und damit Arten, wie sie für gewöhnlich in Kiefernforsten nachgewiesen werden können. Keine der nachgewiesenen Arten stellte damit eine Besonderheit dar.

Tabelle 17 stellt zusätzlich die Dominanzen der Carabiden auf den verschiedenen Untersuchungsflächen dar. Da die Aktivitätsdichte sowohl von der realen Dichte der Art als auch von ihrer lokomotorischen Aktivität abhängt, ist die Dominanz im Sinne der von TISCHLER (1949) und BALOGH (1958) definierten Aktivitätsdominanz zu verstehen. Auf allen Flächen, ausgenommen Fläche D1, stellt *Abax parallelipipedus* als eudominante Art (auf Fläche D6 nur dominant) die häufigste Art. Auf Fläche D1 ist hingegen *Carabus nemoralis* die häufigste Art. Auffallend ist hierbei, daß *Abax parallelipipedus* auf der am stärksten immissionsbelasteten Fläche in nur einem Individuum auftrat, welches als verdriftet betrachtet werden kann. Die Art ist eine an Waldklima angepaßte Art, welche offensichtlich auf der Fläche D1 nicht das erforderliche Mikroklima vorfindet. Wie sich bei den Mikroklimamessungen abzeichnete, ist eben dieser Fläche D1 eine Sonderstellung zuzuordnen, da nur hier ein relativ gedämpfter Klimagang zu verzeichnen war. *Carabus nemoralis* hingegen ist stark eurytop und kann sich dementsprechend in nahezu allen Bereichen ansiedeln. Hier findet sich ein erster Anhaltspunkt, der Fläche D1 eine Sonderstellung zuzuordnen. Der Dominanzindex steigt zur Mitte der Katena hin an und fällt ab Fläche D6 stark ab. Im mittleren Teil der Katena (Schadzone 2) stellt also die häufigste Art mit rund 70% Anteil den Hauptteil der Carabidengesellschaft.

Tab.17: Artenliste, Aktivitätsdichten und Dominanzen der Carabiden in der Dübener Heide 1992-94

Fläche	D 1		D 2		D 3		D 4		D 5		D 6		D 7		D 8		D1-D8
Indiv.zahl N/Dominanz D(%)	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N	D	N
Abax parallelipipedus	1	1,19	99	**39,29**	743	**80,41**	553	**70,81**	735	**69,47**	253	**24,26**	284	**41,70**	295	**34,71**	2963
Abax parallelus	0		0		0		3	0,38	9	0,85	27	2,59	54	7,93	20	2,35	113
Amara familiaris	3	3,57	0		0		0		0		0		0		0		3
Amara lunicollis	1	1,19	0		1	0,11	0		0		0		0		0		2
Amara plebeja	0		1	0,40	0		0		0		0		0		0		1
Amara similata	1	1,19	0		0		0		0		0		0		0		1
Calathus fuscipes	2	2,38	0		0		0		0		0		0		0		2
Carabus cancellatus	0		0		0		0		0		0		0		3	0,35	3
Carabus convexus	13	15,48	2	0,79	3	0,32	9	1,15	38	3,59	9	0,86	14	2,06	107	12,59	195
Carabus coriaceus	0		0		1	0,11	0		0		0		23	3,38	8	0,94	32
Carabus glabratus	0		0		1	0,11	0		0		220	21,09	0		0		221
Carabus hortensis	1	1,19	8	3,17	0		9	1,15	0		187	17,93	30	4,41	104	12,24	339
Carabus nemoralis	39	**46,43**	95	37,70	134	14,50	114	14,60	201	19,00	157	15,05	26	3,82	108	12,71	874
Carabus violaceus	0		0		28	3,03	54	6,91	33	3,12	162	15,53	220	32,31	156	18,35	653
Cychrus caraboides	3	3,57	6	2,38	0		2	0,26	2	0,19	0		0		0		13
Demetrias monostigma	0		0		1	0,11	1	0,13	0		0		0		0		2
Harpalus latus	1	1,19	0		1	0,11	1	0,13	0		0		0		0		3
Harpalus luteicornis	2	2,38	4	1,59	0		1	0,13	0		0		0		0		7
Harpalus quadripunctatus	1	1,19	3	1,19	0		0		0		0		0		1	0,12	5
Leistus ferrugineus	1	1,19	1	0,40	0		1	0,13	0		0		0		0		3
Leistus rufomarginatus	0		0		0		2	0,26	0		0		0		0		2
Notiophilus biguttatus	0		0		0		3	0,38	0		0		0		0		3
Notiophilus palustris	0		0		0		0		1	0,09	0		0		0		1
Panagaeus bipustulatus	0		0		1	0,11	0		0		0		0		0		1
Poecilus cupreus	0		0		0		0		3	0,28	0		0		1	0,12	4
Pterostichus melanarius	2	2,38	0		0		0		0		0		0		0		2
Pterostichus niger	0		30	11,90	8	0,87	22	2,82	27	2,55	27	2,59	21	3,08	43	5,06	178
Pterostichus oblongopunctatus	11	13,10	2	0,79	1	0,11	5	0,64	7	0,66	1	0,10	8	1,17	3	0,35	38
Pterostichus strenuus	0		1	0,40	0		0		0		0		0		0		1
Stomis pumicatus	0		0		0		0		0		0		1	0,15	0		1
Syntomus truncatellus	0		0		1	0,11	0		0		0		0		0		1
Trechus quadristriatus	2	2,38	0		0		1	0,13	2	0,19	0		0		1	0,12	6
Artenzahl S	16		12		13		16		11		9		10		13		32
Individuenzahl N	84		252		924		781		1058		1043		681		850		5673
Dominanzindex d		46,43		39,29		80,41		70,81		69,47		24,26		41,70		34,71	

Die Dominanzstrukturen der Laufkäfergesellschaften der verschiedenen Flächen sind in Abbildung 48 dargestellt. Dabei sind wiederum nur die Hauptarten bzw. die 5 häufigsten Arten aufgeführt (siehe Kap.5.1.). Die Mannigfaltigkeit einer Organismengemeinschaft ist sowohl von der Artenzahl selber als auch von der Verteilung der Individuen auf die Arten abhängig (MÜLLER 1984). Höhere Artenzahlen der Flächen D1 und D4 bedeuten dementsprechend eine höhere Mannigfaltigkeit. Die Fläche D6 weist aufgrund ihrer gleichmäßigen Individuenverteilung eine ebenfalls große Mannigfaltigkeit auf. Eine hohe Artenzahl und eine relativ gleichmäßige Individuenverteilung war nur auf der am geringsten immissionsbelasteten Fläche D8 zu verzeichnen.

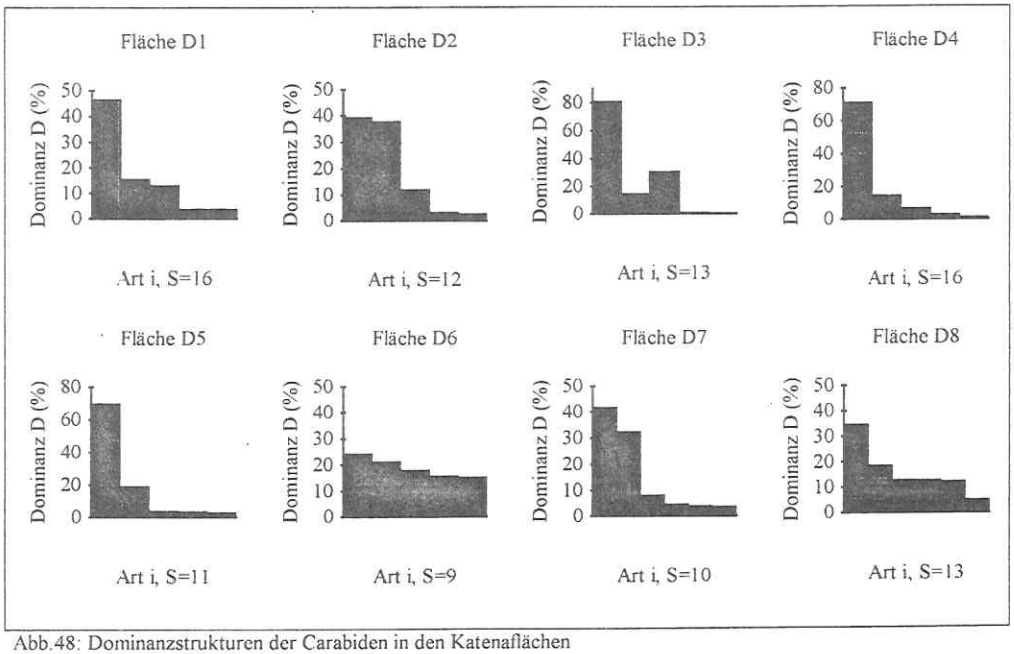


Abb.48: Dominanzstrukturen der Carabiden in den Katenaflächen

Zeitlicher Vergleich

Tabelle 18 beinhaltet die Gegenüberstellung der Fangdaten aus den 70er Jahren und der aktuellen Daten. Ein direkter Vergleich der Individuenzahlen ist dabei nicht möglich, da von den Jahren 1977-79 keine Ganzjahresuntersuchungen vorliegen und mit unterschiedlichen Fallenzahlen gearbeitet wurde. 1977 wurde von April bis Oktober mit 4 Fallen gearbeitet, während 1978 und 1979 mit 8 Fallen gefangen wurde. Die Untersuchungen 1992 bis 1994 erfolgten hingegen ganzjährig mit 5 Fallen. Trotzdem kann man mit Vorsicht von Trends in den Populationsentwicklungen einzelner Arten sprechen.

Während 1977-79 38 Arten nachgewiesen werden konnten, sind es bei den jetzigen Untersuchungen nur noch 31 [eine für die Flächen neue Art (*Notiophilus palustris*) wurde auf der erst 1992 eingerichteten Fläche D5 gefangen, die nicht zeitlich verglichen werden kann]. Die Individuenzahlen sind in etwa gleich, sollen jedoch wegen obengenannter Gründe nicht mit betrachtet werden.

Tab.18: Artenliste und Dichten der Carabiden in der Dübener Heide 1977-79 und 1992-94

Fläche	D1		D2		D3		D4		D6		D7		D8		D1-D8	
Jahre bis	79	94	79	94	79	94	79	94	79	94	79	94	79	94	79	94
Abax parallelipipedus	14	1	211	99	441	743	193	553	403	253	415	284	126	295	1803	2228
Abax parallelus					26		40	3	61	27	98	54	48	20	273	104
Agonum gracilipes					1										1	0
Amara aulica			6												6	0
Amara communis	1														1	0
Amara familiaris	5	3			1		1						1		8	3
Amara lunicollis		1				1			1						1	2
Amara plebeja				1											0	1
Amara similata	2	1													2	1
Bembidion lampros					1										1	0
Calathus erratus	1		1												2	0
Calathus fuscipes	5	2	20		7		1						4		37	2
Calathus piceus	11														11	0
Carabus cancellatus							1							3	1	3
Carabus convexus	20	13		2	2	3	6	9	40	9	1	14	4	107	73	157
Carabus coriaceus						1						23		8	0	32
Carabus glabratus						1			15	220					15	221
Carabus hortensis	58	1	1	8	11		5	9	129	187	71	30	42	104	317	339
Carabus nemoralis	285	39	81	95	209	134	159	114	143	157	58	26	12	108	947	673
Carabus violaceus	1		2		58	28	20	54	187	162	246	220	202	156	716	620
Cychrus caraboides	24	3	3	6	2		1	2							30	11
Demetrias monostigma						1		1							0	2
Dromius agilis									1						1	0
Harpalus aeneus					1										1	0
Harpalus anxius	1														1	0
Harpalus latus	1	1	1		2	1	12	1	6						22	3
Harpalus luteicornis	11	2	1	4			6	1					1		19	7
Harpalus quadripunctatus	3	1		3	1		11							1	15	5
Harpalus rufipes	1						1								2	0
Harpalus tardus	4														4	0
Leistus ferrugineus	38	1	19	1	3		29	1							89	3
Leistus rufomarginatus	5							2							5	2
Nebria brevicollis	5				27		11		1		11		16		71	0
Notiophilus biguttatus	11				1		1	3	1		4		17		35	3
Notiophilus aquaticus													1		1	0
Notiophilus hypocrita													4		4	0
Panagaeus bipustulatus						1									0	1
Poecilus cupreus	1		1											1	2	1
Pterostichus melanarius		2													0	2
Pterostichus niger	3		77	30	162	8	7	22	58	27	15	21	58	43	380	151
Pterostichus oblongopunctatus	97	11	1	2	29	1	22	5	1	1	1	8	9	3	160	31
Pterostichus strenuus				1											0	1
Stomis pumicatus												1			0	1
Syntomus truncatellus						1									0	1
Synuchus nivalis	1														1	0
Trechus quadristriatus	4	2					1	1						1	5	4
Individuenzahl N	613	84	425	252	985	924	528	781	1047	1043	920	681	545	850	5063	4615
Artenzahl S	27	16	14	12	19	13	20	16	14	9	10	10	15	13	38	31

Kiefernforste sind hinsichtlich ihrer Laufkäferfauna sehr artenarm. Durch immissionsbedingte Aufkalkung kam es in den 70er Jahren offensichtlich zu einer Erhöhung der Artenzahl. Nach Wegfall der starken Immissionen und einer dadurch verminderten Aufkalkung scheint sich nun wieder eine artenärmere Carabidenfauna zu etablieren. Dabei findet nicht nur ein Ausfall von Arten, sondern auch ein Artenwechsel statt. 15 Arten konnten bei den jetzigen Untersuchungen nicht mehr gefangen werden und 9 Arten sind neu für die Flächen nachgewiesen worden. Tabelle 19 faßt diese Arten zusammen:

Tab.19: Artenwechsel von Carabiden bei nachlassender Immission

nur 1977-79 nachgewiesen	nur 1992-94 nachgewiesen
Agonum gracilipes	*Amara plebeja*
Amara aulica	*Carabus coriaceus*
Amara communis	*Demetrias monostigma*
Bembidion lampros	*Notiophilus palustris*
Calathus erratus	*Panagaeus bipustulatus*
Calathus piceus	*Pterostichus melanarius*
Dromius agilis	*Pterostichus strenuus*
Harpalus aenaeus	*Stomis pumicatus*
Harpalus anxius	*Syntomus truncatellus*
Harpalus rufipes	
Harpalus tardus	
Nebria brevicollis	
Notiophilus aquaticus	
Notiophilus hypocrita	
Synuchus nivalis	

Arten, die nur in sehr geringen Individuenzahlen nachgewiesen wurden, sollen vorerst aus der Betrachtung herausgenommen werden.

Bei den aktuellen Untersuchungen ***nicht mehr nachgewiesen*** werden konnten u.a. *Calathus piceus* und *Nebria brevicollis*. Dabei kann aufgrund der Fangzahlen aus den 70er Jahren von starken Populationen ausgegangen werden, die offenbar zusammengebrochen sind.

Calathus piceus ist eine stenotope Waldart, die nur auf der am stärksten belasteten Fläche D1 vorkam. Die Population ist von dieser Fläche verschwunden, da vielleicht Raumwiderstand oder Mikroklima nicht mehr optimale Bedingungen boten. Offensichtlich konnte die Art nur in hoch immissionsbelasteten Gebieten optimale Lebensbedingungen vorfinden. BARNDT (1976) erwähnt bei dieser Art einen Massenwechsel, der auch bei den aktuellen Untersuchungen nicht auszuschließen ist. Die Art wird oft in Hainbuchenstandorten gefangen; eventuell bot Standort D1 ähnliche mikroklimatische Bedingungen an.

Nebria brevicollis ist ebenfalls eine Waldart, jedoch eurytop. Diese Art kam in der Gesamtkatena in allen Schadzonen vor, zeigte also in ihrem Vorkommen kein Gebundensein an eine bestimmte Entfernung vom Emittenten. Bei den aktuellen Untersuchungen konnte die Art jedoch nicht mehr nachgewiesen werden. Dies deutet auf Veränderungen im Gesamtgebiet hin.

Neu für die Katena nachgewiesen wurde *Carabus coriaceus*. Die Art ist eine eurytope Waldart. Sie konnte nur auf den am weitesten vom Emittenten entfernten Standorten gefangen werden, was auf ein Meiden immissionsbelasteter Standorte hindeutet. Da die Art erst bei den jetzigen Untersuchungen gefunden wurde, könnten der Immissionsrückgang und damit verbundene mikroklimatische Veränderungen Ursache für die Besiedlung sein.

Weiterhin sollen an dieser Stelle diejenigen Arten betrachtet werden, welche ***drastische Zunahmen bzw. einen Rückgang der Individuenzahlen*** aufweisen. Dabei wurde berücksichtigt, daß sowohl unterschiedlich lange Untersuchungszeiträume als auch verschiedene Fallenzahlen vorlagen.

Abax parallelipipedus verzeichnet eine starke Zunahme der Individuenzahlen. Es handelt sich um eine Waldart, die sich offenbar bei nachlassender Immission gut entwickeln konnte. Auffallend ist die Verbreitung innerhalb der Katena. In den am stärksten immissionsgeschädigten Flächen D1 und D2 wurde die Art nur in minimalen Individuenzahlen angetroffen. Diese Flächen weichen demzufolge stark in den mikroklimatischen oder raumstrukturellen Eigenschaften von den anderen Flächen ab, so daß *Abax parallelipipedus* keine stabilen Populationen mehr erhalten kann. Da auch bei den Fängen der 90er Jahre die Art in den stark geschädigten Flächen in ihrer Populationsstärke nicht zunahm, ist davon auszugehen, daß diese Fläche aufgrund ihrer vegetationskundlichen und mikroklimatischen Abweichungen nicht die optimalen Lebensbedingungen für *Abax parallelipipedus* bietet.

Bei *Abax parallelus*, ebenfalls einer Waldart, ist ein anderer Entwicklungstrend zu erkennen. Auf allen Flächen trat ein konstanter Rückgang in den Individuenzahlen auf. Auf diese Art könnte die Immission positiv auf die Populationsentwicklung eingewirkt haben. Dies könnte durch die pH-Wert-Verschiebung, mikroklimatische Veränderungen oder den veränderten Raumwiderstand ausgelöst werden.

Calathus fuscipes ist eine Feldart, wird in ihrem Vorkommen auch an Waldrändern nachgewiesen und weist mit abnehmender Immissionsstärke einen Individuenrückgang auf. Dies ist sowohl zum Zeitpunkt starker Immission (70er Jahre) innerhalb der Katena als auch bei der zeitlichen Entwicklung zu beobachten. In den 70er Jahren nahm die Individuenzahl innerhalb der Katena mit abnehmender Immission ab. Bis zu den heutigen Untersuchungen ist ebenfalls ein Rückgang in den Individuenzahlen zu beobachten. Bei den aktuellen Untersuchungen kommt die Art nur noch auf der emittentennächsten Fläche vor. Zu prüfen wäre, ob die Art in einigen Jahren in ihrem Vorkommen auf den Untersuchungsflächen ganz ausfällt.

Anders verhält sich *Carabus convexus*, eine Feldart, die eine deutliche Zunahme in der zeitlichen Entwicklung zeigt. Auch innerhalb des Immissionsgradienten nimmt die Art mit abnehmender Immission zu, so daß man von einer Förderung der Art bei abnehmender Immission ausgehen kann.

Carabus glabratus kam in beiden Untersuchungszeiträumen fast ausschließlich auf der Fläche D6 vor. Der Grund hierfür können mikroklimatisch günstige Bedingungen auf dieser Fläche sein. Ob der starke Anstieg der Individuenzahlen durch den Immissionsrückgang zu erklären ist, konnte jedoch nicht belegt werden.

Ein ebenfalls drastisches Anwachsen der Individuenzahlen ist bei *Carabus hortensis* zu verzeichnen. Es handelt sich um eine Waldart, die bevorzugt in den weniger immissionsbelasteten Flächen auftrat und in diesen ein Anwachsen der Populationsstärke zeigt.

Bei den stark eurytopen Arten *Carabus nemoralis* und *Carabus violaceus* ist eine Zunahme der Individuenzahlen gegeben. Beide Arten kamen auf allen Flächen vor. Hierbei wird es sich wahrscheinlich um natürliche Populationsschwankungen handeln. RINK (1990) fand einen Rückgang der Aktivitätsdichten nach Düngungsmaßnahmen. Dabei handelt es sich jedoch um Untersuchungen, die unmittelbar nach der Düngung erfolgt waren. Bei den Ergebnissen für die Dübener Heide handelt es sich um Aufkalkungen, die über Jahrzehnte erfolgten. FREITAG et. al. (1973) fanden eine Zunahme der Individuenzahlen von *Carabus nemoralis* mit zunehmender Entfernung von einer Papierfabrik. Die Art reagierte damit deutlich negativ auf die luftbürtigen Immissionen. Ungeklärt blieb, welcher der emittierten Schadstoffe den Populationsrückgang hervorrief.

Cychrus caraboides zeigt einen Rückgang der Individuenzahlen. Diese Waldart kam ausschließlich auf den stark immissionsgeschädigten Flächen vor. Der Rückgang der Individuenzahlen ist eventuell über die Nahrungskette erklärbar. *Cychrus caraboides* lebt räuberisch von Gehäuse- und Nacktschnecken. Die Mehrzahl der Landschneckenarten gedeiht auf Kalkboden bes-

ser, während auf sehr sauren Böden nur wenige Arten vorkommen. Dies ist auf den Kalkgehalt des Bodens zurückzuführen, der für den Gehäuseaufbau benötigt wird. Das individuenreiche Vorkommen von *Cychrus caraboides* läßt auf ein gutes Nahrungsangebot - in diesem Falle Schnecken - schließen. Diese konnten sich offenbar durch den hohen Kalkeintrag durch Flugaschen gerade in diesem Gebiet gut entwickeln, was das gehäufte Auftreten dieser Laufkäferart erklären würde.

Leistus ferrugineus als Feldart nimmt in den Individuenzahlen stark ab. Die Art ist häufig im Heide-Kiefernwald anzutreffen. Sie dringt in lichte und trockene Waldstandorte ein. Der Verbreitungsschwerpunkt lag in beiden Untersuchungszeiträumen in den am stärksten geschädigten Flächen. Das Zurückgehen der Individuenzahlen könnte auf die verringerte Emission und das damit verbundene stärkere Schließen der Kraut- und vor allem Strauchschicht zurückzuführen sein.

Notiophilus biguttatus und *Pterostichus niger* als eurytope Arten zeigen einen Rückgang der Individuenzahlen. *Notiophilus biguttatus* kommt in allen Wäldern vor, wobei nasser Boden und starke Laubstreuschicht gemieden werden. *Pterostichus niger* liebt feuchtere Standorte. Beide Vorkommen sind nicht an bestimmte Immissionsstärken gebunden. Vermutet werden könnte, daß die insgesamt für die Dübener Heide nachlassende Immission Grund für den Rückgang beider Arten ist. Möglich wäre auch eine Reaktion auf die erhöhte Streuakkumulation durch die stärker entwickelte Kraut- und Strauchschicht.

Gleiches kann für *Pterostichus oblongopunctatus* vermutet werden, wobei es sich hier im Gegensatz zu den beiden vorher genannten Arten um eine Waldart handelt. Sie lebt bevorzugt in Buchenwäldern mit starker Laubstreuschicht. RINK (1990) fand einen Rückgang der Art nach Düngung. Auch hier handelte es sich jedoch um sehr kurzräumige Untersuchungen und Reaktionen.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß sowohl Wald- als auch Feld- und eurytope Arten durch Immission indirekt gefördert oder gehemmt werden können. Tabelle 20 faßt diejenigen Arten zusammen, die in ihrem Auftreten mit einer wechselnden Immissionsstärke korreliert werden könnten. Fett hervorgehoben wurden die Arten, die möglicherweise als Indikator geeignet sind. Bei den nicht hervorgehobenen Arten sind eher auch natürliche Populationsschwankungen möglich. Noch einmal hervorgehoben werden soll an dieser Stelle, daß es sich bei dieser Aufstellung um lokal erhobene Ergebnisse handelt, die nicht in jedem Fall verallgemeinert werden können.

Tab.20: Förderung bzw. Hemmung im Auftreten von Carabidenarten durch Immission

Förderung durch Immission	Hemmung durch Immission
Abax parallelus	***Abax parallelipipedus***
Calathus fuscipes	***Carabus convexus***
Calathus piceus	***Carabus coriaceus***
Cychrus caraboides	*Carabus hortensis*
Leistus ferrugineus	
Nebria brevicollis	
Notiophilus biguttatus	
Pterostichus niger	
Pterostichus oblongopunctatus	

7.1.2. Artenzahlen und Aktivitätsdichten

Hohe Artenzahlen werden im allgemeinen als Anzeiger für hohe Nischenvielfalt und damit mannigfaltige und stabile Ökosysteme betrachtet. Niedrige Artenzahlen (z.B. in Extrembiotopen) müssen jedoch nicht zwangsläufig das Gegenteil bedeuten. So sollte man die Beurteilung von Artenzahlen stets im Zusammenhang mit dem jeweiligen Biotoptyp sehen. Im vorliegenden Fall konnten Vergleiche von zeitlich versetzten Untersuchungen auf gleichen Flächen und zeitlich gleichen Untersuchungen auf räumlich verschiedenen Flächen gezogen werden. Dies macht den Vergleich der Artenzahlen einfacher als z.B. zwischen verschiedenartigen Biotopen.

Kiefernforste gelten als artenarm, was die Laufkäferfauna betrifft. Die Artenzahlen der Katena liegen zwischen 9 und 16 Arten (Abb.49). Am artenreichsten sind die Flächen D1 und D4 mit 16 Laufkäferarten; am artenärmsten die Fläche D6 mit 9 Arten. Bemerkenswert scheint dabei die hohe Artenzahl der am stärksten immissionsbelasteten Fläche D1. Offenbar konnten sich hier andere bzw. zusätzliche Arten etablieren, was an einem veränderten Mikroklima bzw. Raumwiderstand liegen könnte. Im zeitlichen Vergleich war auf allen Katenaflächen ein Artenrückgang zu verzeichnen (Abb.49). Am stärksten war die Fläche D1 betroffen, wo ein Rückgang von 27 auf 16 Arten stattfand.

Anders liegen die Verhältnisse bei den Aktivitätsdichten (Abb.50). Hierzu muß bemerkt werden, daß hohe Fangzahlen einer Art auf ein häufiges Vorkommen schließen lassen; von geringen Fangzahlen kann aber nicht auf ein seltenes Vorkommen geschlossen werden. Diese Ergebnisse sind methodenbedingt, die von Aktivitätsdauer, Aktivitätsintensität und Aktivitätsradius abhängen (BARNDT 1976). Wie bereits ausgeführt wurde, können die Aktivitätsdichten jedoch hier nicht direkt verglichen werden.

Um ein Zehnfaches geringere Aktivitätsdichten als auf den anderen Flächen kommen auf den stark immissionsbelasteten Flächen D1 und D2 (Schadzone 1) vor. Die hohen Aktivitätsdichten der Flächen D3-D5 werden hauptsächlich durch *Abax parallelipipedus* gestellt. Die Art ist eine typische Waldart, welche offensichtlich auf den stark immissionsbelasteten Flächen keine optimalen Lebensbedingungen mehr findet. Die deutlich höchsten Aktivitätsdichten sind in der Schadzone 2 vorzufinden. Im Immissionsgradienten ist mit zunehmender Entfernung von der Immissionsquelle zunächst ein Anstieg der Aktivitätsdichten zu erkennen, die jedoch auf geringer belasteten Standorten wieder abnimmt. Der gleiche Trend war, mit Ausnahme der Fläche D3, die sehr hohe Aktivitätsdichten aufwies, bei den Untersuchungen der 70er Jahre gefunden worden (Abb.50).

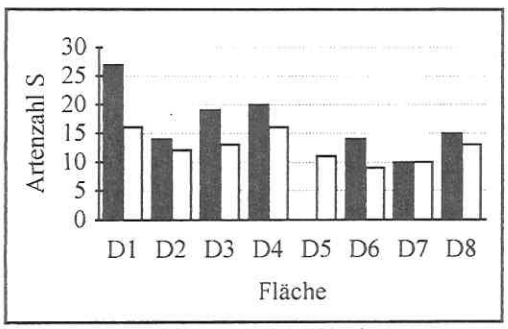


Abb.49: Artenzahlen der Carabiden in der Katena (grau: 1977-79, weiß: 1992-94)

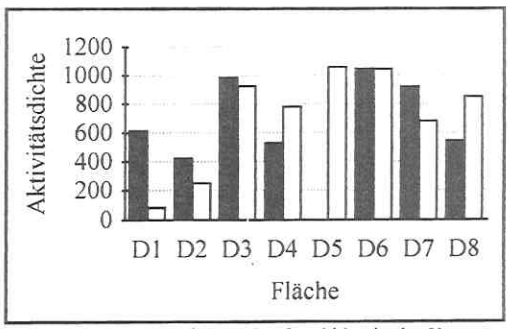


Abb.50: Aktivitätsdichten der Carabiden in der Katena (grau: 1977-79, weiß: 1992-94)

Wie bereits bei den Zikaden sollten auch Laufkäfer auf ihre bioindikative Eignung hin geprüft werden, indem "Schadzonenspezialisten" (treten nur in einer Schadzone auf) und ihre ökologischen Ansprüche verglichen werden. Auch bei den Laufkäfern finden sich Arten, welche in ihrem Vorkommen an lediglich eine Schadzone "gebunden" sind und andere, die in allen Zonen vorkommen bzw. ein indifferentes Verbreitungsbild zeigen. Wie bei der Auswertung der Zikaden erfolgt die Auswertung einmal nach allen in der Schadzone vorkommenden Arten und einmal nach Schadzonenspezialisten. Tabelle 21 faßt die Schadzonenspezialisten und Generalisten zusammen.

Tab.21: Korrelation von Laufkäferarten mit Schadzonen

Schadzone 1	Schadzone 2	Schadzone 0	in allen Schadzonen
Amara familiaris *Amara lunicollis* *Amara plebeja* *Amara similata* *Calathus fuscipes* *Panag. bipustulatus* *Pterost. melanarius* *Pterostichus strenuus* *Syntomus truncatellus*	*Leist. rufomarginatus* *Notiophilus biguttatus* *Notiophilus palustris*	*Carabus cancellatus* *Stomis pumicatus*	*Abax parallelipipedus* *Carabus convexus* *Carabus coriaceus* *Carabus hortensis* *Carabus nemoralis* *Carabus violaceus* *Harp. quadripunct.* *Pterostichus niger* *Pter. oblongopunct.* *Trech. quadristriatus*
9 Arten (von 25)	3 Arten (von 19)	2 Arten (von 14)	10 Arten (von 32)

In der Katena kommen 14 Arten von insgesamt 32 in nur einer einzigen Schadzone vor. Die meisten Schadzonenspezialisten waren, wie auch bei den Zikaden, in der Schadzone 1 zu finden, während die gering belastete Zone 0 nur 2 Spezialisten aufweist. Die hohe Spezialistenzahl der Zone 1 kann bei den Laufkäfern (als Räuber) jedoch nicht in erster Linie auf den Artenreichtum der Vegetation zurückgeführt werden, sondern muß andere Ursachen haben. Ein Punkt kann die insgesamt höhere Artenzahl in dieser Schadzone sein.

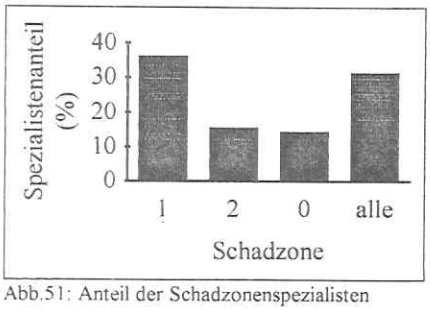


Abb.51: Anteil der Schadzonenspezialisten

Auffällig ist der hohe Anteil von Carabidenarten, die über alle Zonen verteilt sind. Offenbar kann hier nicht von einem Einfluß der Immission ausgegangen werden, da die Arten sonst eine andere Verbreitung zeigen würden. Abbildung 51 zeigt den Anteil der Schadzonenspezialisten an der Gesamtartenzahl pro Schadzone. Den größten Prozentsatz nehmen mit 36% die Spezialisten in der Zone 1 ein.

7.1.3. Diversität und Eveness

In Abbildung 52 sind die Diversitäten beider Untersuchungszeiträume wiedergegeben. Betrachtet man die Diversitäten der 70er Jahre, läßt sich kein Zusammenhang von Diversität und Abstand von der Immissionsquelle herstellen (STUBBE 1980). Bei den aktuellen Untersuchungen ergab sich ein Kurvenverlauf der Diversitäten, der einer umgedrehten Gaußkurve ähnelt. Dies bedeutet für die Katena, daß die höchsten Diversitäten sowohl auf den am stärksten immissionsgeschädigten Flächen, als auch auf den am wenigsten geschädigten Flächen auftraten. Im Vergleich beider Untersuchungszeiträume sind die Werte der entsprechenden Fläche stets

ähnlich, ausgenommen die Flächen in der Mitte der Katena. Hier war ein starkes Absinken der Diversität seit 1979 zu beobachten.

In der Mitte der Katena wurde bei der vorliegenden Untersuchung eine Doppelfläche angelegt. Falls es zu deutlichen Abweichungen im Arteninventar beider Flächen käme, müßten andere Ursachen als die Immission dafür verantwortlich sein, denn die Flächen liegen unmittelbar nebeneinander und sind damit einer gleichen Immissionsstärke ausgesetzt. Wie in Kapitel 3.3. bereits ausgeführt wurde, kommt es jedoch, wahrscheinlich altersbedingt, zu einer sehr unterschiedlichen Akkumulation der Schadstoffe im Bestand, so daß D5 um ein Vielfaches höhere Belastungswerte zeigt. Die Diversitäten beider Flächen sind nahezu gleich hoch. Trotz unterschiedlicher Belastung kommt es also nicht zu solchen Veränderungen in der Carabidenzönose, die sich auf die Diversität auswirken.

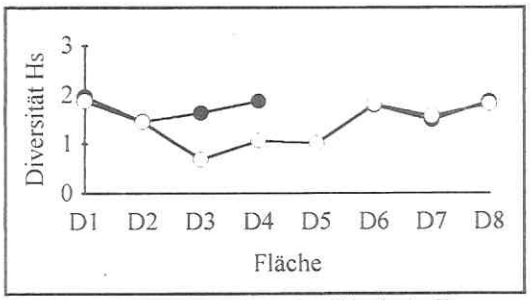


Abb.52: Diversitäten (Hs) der Carabiden in der Katena (grau: 1977-79, weiß: 1992-94)

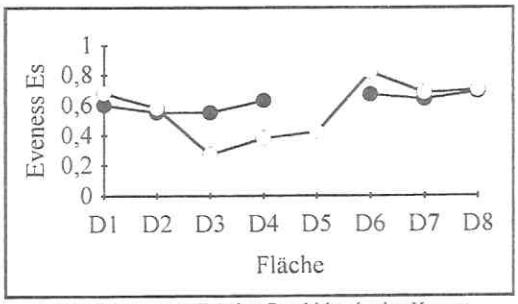


Abb.53: Eveness (Es) der Carabiden in der Katena (grau: 1977-79, weiß: 1992-94)

Abbildung 53 zeigt die Evenesswerte beider Untersuchungen. In den 70er Jahren war mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ein Ansteigen der Eveness zu verzeichnen. Die neueren Untersuchungen hingegen zeigen ein der Diversität ähnliches Bild: In den mittleren Katenaflächen wurden die geringsten Evenesswerte gefunden, während die Flächen mit sehr hoher und sehr geringer Immissionsbelastung höhere Evenesswerte zeigen. Vergleicht man beide Untersuchungszeiträume, sind bei den neueren Untersuchungen stets höhere Evenesswerte gefunden worden, ausgenommen die Flächen mittlerer Belastungsstärke. Hier trat ein drastisches Absinken der Evenesswerte auf. Die Doppelfläche D4/D5 zeigt, wie bei der Diversität, etwa gleiche Werte.

7.1.4. Faunenähnlichkeit

Die Berechnung der Artenidentität nach JACCARD ergab die größten Übereinstimmungen im Arteninventar auf emittentenfernen Standorten (Flächen D4-D8) (Abb.54a). Diese Flächen weisen ein sehr ähnliches Arteninventar auf. Auf den Flächen D1-D3 hingegen ist die Artenidentität zwischen benachbarten Flächen sehr gering. In Immissionsnähe kommt es also offenbar schon auf kurzen Distanzen zu beträchtlichen Veränderungen im Arteninventar. Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten weisen benachbarte Flächen einen höheren JACCARD-Index auf. Auffällig geringe Artenidentitätswerte zeigt Fläche D1 zu allen anderen Flächen. Offenbar nimmt diese Fläche hinsichtlich ihrer Carabidenarten eine Sonderstellung ein. Der Vergleich der Arten der Doppelfläche D4/D5 erbrachte einen Indexwert von 50%. Obwohl diese Flächen unmittelbar nebeneinander liegen und damit gleichem Immissionseintrag ausgesetzt sind, ist lediglich eine Übereinstimmung von 50% gegeben. Denkbar wäre, daß das unterschiedliche Bestandsalter Grund für die Verschiedenheiten ist.

Die Untersuchungen der 70er Jahre lieferten andere Resultate (Abb.54b). Ähnlich verhielten sich schon zu diesem Zeitpunkt die emittentenfernen Standorte D6-D8 mit hohen Artenidentitäten. Die Werte der Flächen D1-D4 ergeben ein diffuses Bild, was keine Rückschlüsse auf einen

etwaigen Immissionseinfluß zuläßt. Die Ähnlichkeiten benachbarter Flächen waren etwa gleich hoch.

Mit abnehmender Immission seit ca. 15 Jahren traten Veränderungen in den Arteninventaren der Carabiden auf. Während zum Zeitpunkt starker Immission emittentennahe Flächen sehr ähnlich waren, differenziert sich dieses Bild zum heutigen Zeitpunkt. Es tritt offenbar eine Umwandlung der Vegetationsstruktur ein, die Veränderungen der Carabidenzönosen nach sich zieht. Von gravierenden Veränderungen kann man auf Fläche D1 ausgehen.

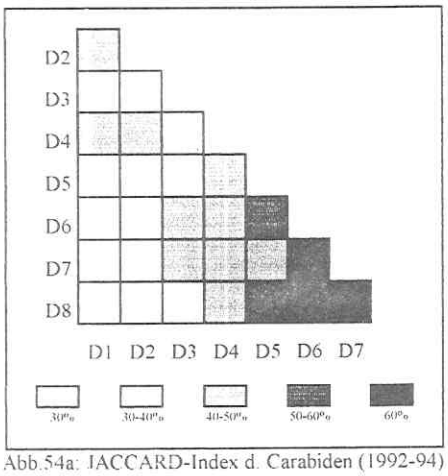


Abb.54a: JACCARD-Index d. Carabiden (1992-94)

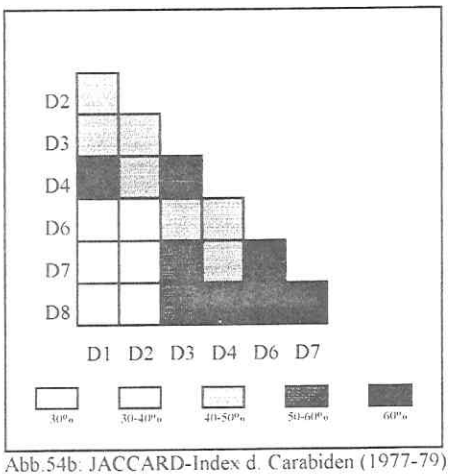


Abb.54b: JACCARD-Index d. Carabiden (1977-79)

Die Dominanzidentitäten (Abb.55a,b) lassen für beide Untersuchungszeiträume keinen Schluß auf einen Immissionseinfluß zu, da die Werte auf allen Flächen innerhalb des Immissionsgradienten stark schwanken. Größere Identitäten sind wieder auf wenig belasteten Flächen gegeben. 1977-79 zeigten benachbarte Flächen größere Ähnlichkeitswerte als weiter voneinander entfernte. Dies konnte bei den aktuellen Daten nicht festgestellt werden. Hier lagen die Dominanzidentitäten insgesamt in ihren Werten unter denen von vor 15 Jahren. Die Doppelfläche zeigte wiederum eine hohe Übereinstimmung.

Auch die Dominanzidentität liefert für Fläche D1 von allen anderen Flächen abweichende Werte. Es kam neben Arten- offenbar auch zu Dominanzverschiebungen.

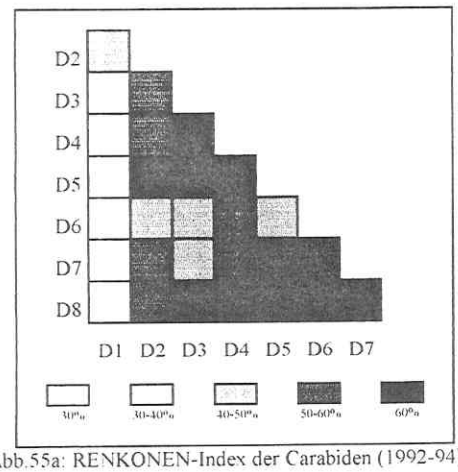


Abb.55a: RENKONEN-Index der Carabiden (1992-94)

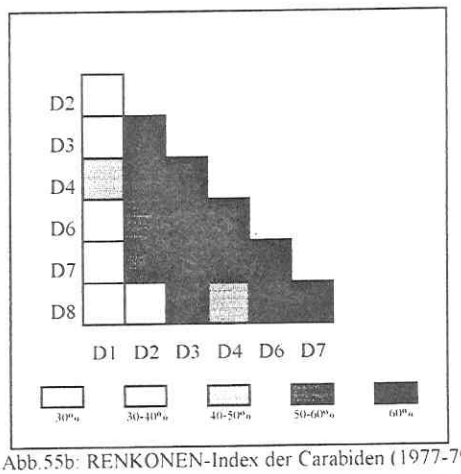


Abb.55b: RENKONEN-Index der Carabiden (1977-79)

Die Berechnung des WAINSTEIN-Indexes führte zu ähnlichen Ergebnissen wie Arten- und Dominanzidentität lieferten (Abb.56a,b). Während 1977-79 benachbarte Flächen die höchsten Ähnlichkeiten zeigten, veschiebt sich dies bei den aktuellen Untersuchungen. Hier sind die höchsten Übereinstimmungen nur für emittentenferne Standorte errechnet worden. Gute Übereinstimmungen zeigt die Doppelfläche D4/D5. Deutlich andere Arten- und Dominanzverhältnisse können für die Fläche D1 angegeben werden.

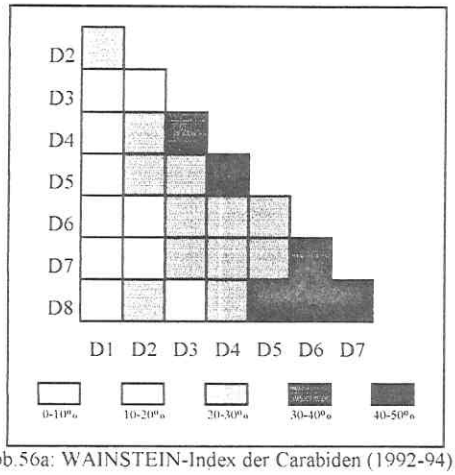


Abb.56a: WAINSTEIN-Index der Carabiden (1992-94)

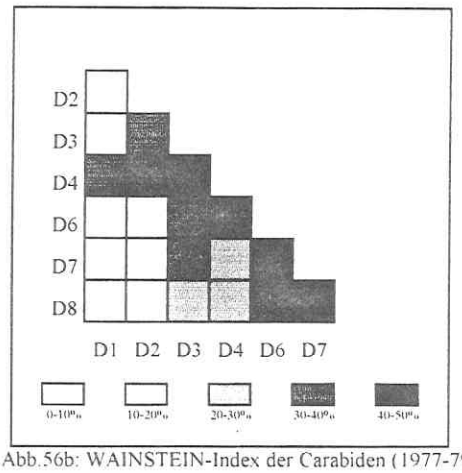


Abb.56b: WAINSTEIN-Index der Carabiden (1977-79)

Auch die Ermittlung des Arten-Turnover bestätigt die vorherigen Ergebnisse (Abb.57a,b). Sehr geringe Turnover-Werte waren 1977-79 auf benachbarten Flächen gefunden worden. Die größten Diskrepanzen zeigten die am weitesten voneinander entfernten Standorte. Bei den aktuellen Untersuchungen zeigt die Fläche D1 im Vergleich mit anderen Flächen die höchsten Turnover-Werte. Die anderen Flächen der Katena zeigen Werte, die keinen Gradienten erkennen lassen.

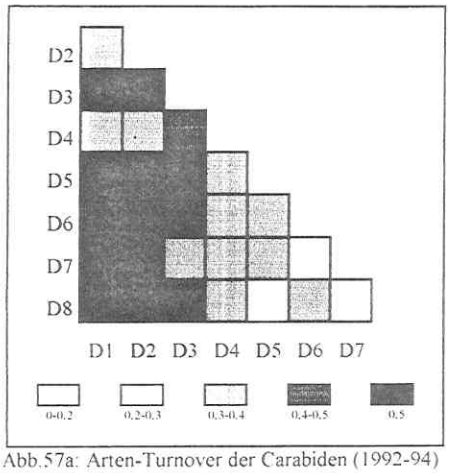


Abb.57a: Arten-Turnover der Carabiden (1992-94)

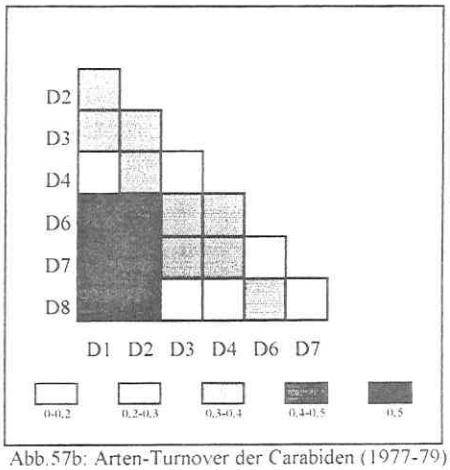


Abb.57b: Arten-Turnover der Carabiden (1977-79)

Es wurden außerdem die Ähnlichkeitswerte für die einzelnen Flächen im Vergleich beider Untersuchungszeiträume ermittelt (Abb.58a,b), um Veränderungen der einzelnen Flächen im Zeitverlauf zu erfassen. Innerhalb des Immissionsgradienten kam es mit zunehmender Entfernung vom Emittenten zu höheren Ähnlichkeiten. Die am wenigsten belasteten Flächen zeigen dementsprechend die geringsten Verschiebungen in den Arten- und Dominanzverhältnissen im Zeitverlauf. Zu starken Veränderungen kam es auf den stärker belasteten Flächen. Ausnahme ist jedoch die Fläche D8, die ebenfalls starke Faunenveränderungen aufweist.

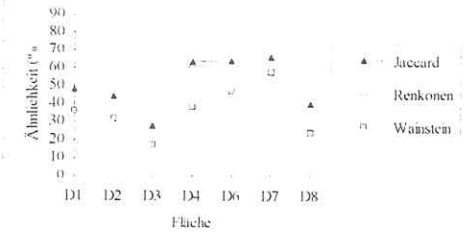


Abb.58: Ähnlichkeiten der Flächen zwischen verschiedenen Zeiträumen bei Carabiden

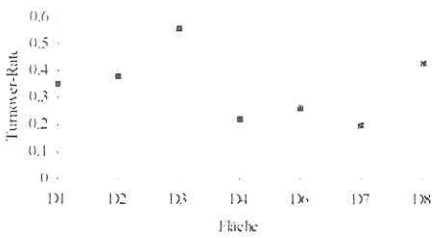


Abb.59: Turnover der Flächen zwischen verschiedenen Zeiträumen bei Carabiden

Neben den zoozönologischen Charakteristika, die vorwiegend Arten- und Individuenzahlen auswerten und beschreiben, sollen im folgenden auch die ökologischen Ansprüche der Arten in die Auswertung eingehen, da diese ebenfalls wichtige Informationen zu den Habitateigenschaften liefern können.

Unabhängig von abiotischen Standortbedingungen und der pflanzensoziologischen Zugehörigkeit eines Waldbestandes existieren für die Besiedlung der Fauna relevante Qualitäten wie Bestandsgröße, Reifegrad oder Waldklima, die entscheidend für Vorkommen oder Fehlen der Carabidenarten sind. Mit zunehmendem Reifegrad eines Waldes nimmt beispielsweise der Anteil flugfähiger und kleiner Laufkäferarten zugunsten von großen, nicht flugfähigen Arten ab. Zur Beurteilung eines Waldklimas außerdem sind der Anteil typischer Waldarten, die durchschnittliche Körpergröße und der Anteil herbstbrütender Arten maßgebend (RIECKEN 1992). Diese Eigenschaften der Carabiden wurden geprüft.

Die Einteilung zu den verschiedenen Lebensformtypen erfolgte nach KOCH (1989), LARSSON (1939), THIELE (1977), LINDROTH (1985, 1986), DESENDER (1986) und FREUDE et al. (1976). Die Zuordnung kann nicht immer eindeutig erfolgen und variiert bei einigen Arten aufgrund regionaler Unterschiede stark in der Literatur. Aus diesem Grund sollte die Zuordnung zu den verschiedenen Lebensformtypen (Tabelle 22) nicht als allgemeingültig angesehen werden.

Tab.22: Lebensformtypen aller nachgewiesenen Carabidenarten im Gradienten

	Habitataffinität	Brutverhalten	Größe
Abax parallelipipedus	W	I/H	G
Abax parallelus	W	F	K
Agonum gracilipes	**E**	**F**	**K**
Amara aulicula	**F**	**H**	**G**
Amara communis	**E**	**F**	**K**
Amara familiaris	E/F	F	K
Amara lunicollis	E/F	F	K
Amara plebeja	E	F	K
Amara similata	E/F	F	K
Bembidion lampros	**F**	**F**	**K**
Calathus erratus	**F**	**H**	**K**
Calathus fuscipes	F/E	H	G
Calathus piceus	**W**	**H**	**K**
Carabus cancellatus	F	F	G
Carabus convexus	F	F	G
Carabus coriaceus	E/W	H	G
Carabus glabratus	W	H	G
Carabus hortensis	W	H	G
Carabus nemoralis	E/W	F	G
Carabus violaceus	E/W	H	G
Cychrus caraboides	W	H	G
Demetrias monostigma	F	F	K
Dromius agilis	**W**	**F**	**K**
Harpalus aeneus	**E**	**F**	**G**
Harpalus anxius	**E**	**F**	**K**
Harpalus latus	E	H	K
Harpalus luteicornis	W	F	K
Harpalus quadripunctatus	W	F	K
Harpalus rufipes	**E**	**H**	**G**
Harpalus tardus	**F**	**F**	**K**
Leistus ferrugineus	F	H	K
Leistus rufomarginatus	W	H	K
Nebria brevicollis	**W**	**H**	**G**
Notiophilus aquaticus	**F**	**H**	**K**
Notiophilus biguttatus	W	F	K
Notiophilus hypocrita	**F**	**H**	**K**
Notiophilus palustris	E	F	K
Panagaeus bipustulatus	E/F	F	K
Poecilus cupreus	F	F	G
Pterostichus melanarius	E	H	G
Pterostichus niger	E/W	H	G
Pterostichus oblongopunctatus	W	F	K
Pterostichus strenuus	E	F	K
Stomis pumicatus	F/E	F	K
Syntomus truncatellus	F	F	K
Synuchus nivalis	**F**	**H**	**K**
Trechus quadristriatus	F	H	K

W..Waldart
F...Feldart
E...Eurytope Art

F...Frühjahrsbrüter
H...Herbstbrüter
I... Indifferente Brüter

G...>10mm
K...<10mm

(**Fett hervorgehoben** wurden die Arten, die nur 1977-79 nachgewiesen wurden)

7.1.5. Habitataffinität

Carabiden können nach ihrem von ihnen vorzugsweise bewohnten Biotoptypen grob in drei Klassen eingeteilt werden. Dies sind Wald-, Feld- und eurytope Arten. Waldarten sind dunkel- und feuchtigkeitspräferent, wohingegen Feldarten licht- und trockenheitsliebend sind. Eurytope sind in ihrem Vorkommen an keine dieser Eigenschaften gebunden. Möglicherweise korrelieren bestimmte Habitatpräferenzen mit bestimmten Belastungsstärken. Wäre dies der Fall, könnte man von einem Einfluß der Immissionsstärke auf Laufkäfergesellschaften ausgehen.

Es sollten die prozentualen Anteile von Wald-, Feld- und eurytopen Arten der verschiedenen Untersuchungsjahre miteinander verglichen werden. Im Gesamtgebiet der Dübener Heide sind nach 15 Jahren keine Verschiebungen der Anteile von Feld- und Waldarten erkennbar. In beiden Untersuchungszeiträumen ist ein annähernd gleicher Anteil von Wald- und Feldarten gegeben, während eurytope Arten die Minderheit bilden (Abb.60a,b).

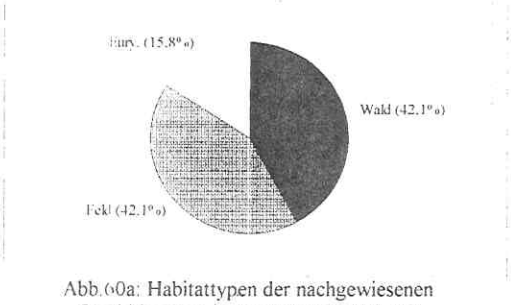


Abb.60a: Habitattypen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1977-79)

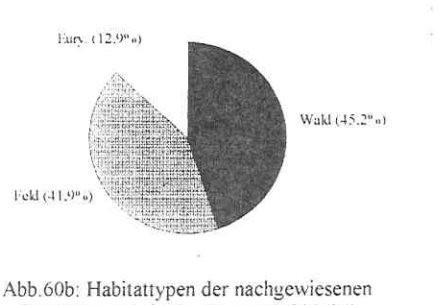


Abb.60b: Habitattypen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1992-94)

Abbildung 62 zeigt die Verteilung von Wald- und Feldarten in den einzelnen Untersuchungsflächen von beiden Untersuchungszeiträumen. Es geht hervor, daß die Habitatpräferenzen innerhalb der Katena keinen eindeutigen Gradienten erkennen lassen. Bis auf die Fläche D1 ist stets der Anteil an Waldarten deutlich höher als der der Feldarten. Der relative Anteil der Waldarten ist auf den Flächen D6-D8 am höchsten. Dies sind die weniger veränderten Waldstücke. Hier ist offenbar das Mikroklima geeigneter für feuchtigkeits- und dunkelheitspräferente Waldarten. In den stärker immissionsbeeinflußten Flächen D1-D5 war der Anteil der Feldarten höher als in den weniger beeinflußten Flächen D6-D8.

Abbildung 61 beschreibt das Verhältnis von Wald-, Feld- und eurytopen Arten der Schadzonenspezialisten in der Schadzone 1. Da die Schadzonen 2 und 0 lediglich 3 bzw. 2 Spezialistenarten aufweisen, sollen diese im weiteren Verlauf nicht diskutiert werden.

Auffallend in der Schadzone 1 ist der hohe Prozentsatz an Feldarten, was wiederum auf trockenere, hellere Standorteigenschaften schließen läßt. Dies kann auf die Aufkalkung durch Flugasche zurückgeführt werden. Die Habitatansprüche der Schadzonenspezialisten können möglicherweise mit der Immissionsstärke korreliert werden.

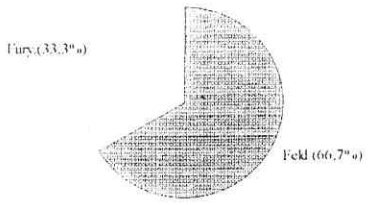


Abb.61: Verteilung der Habitattypen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

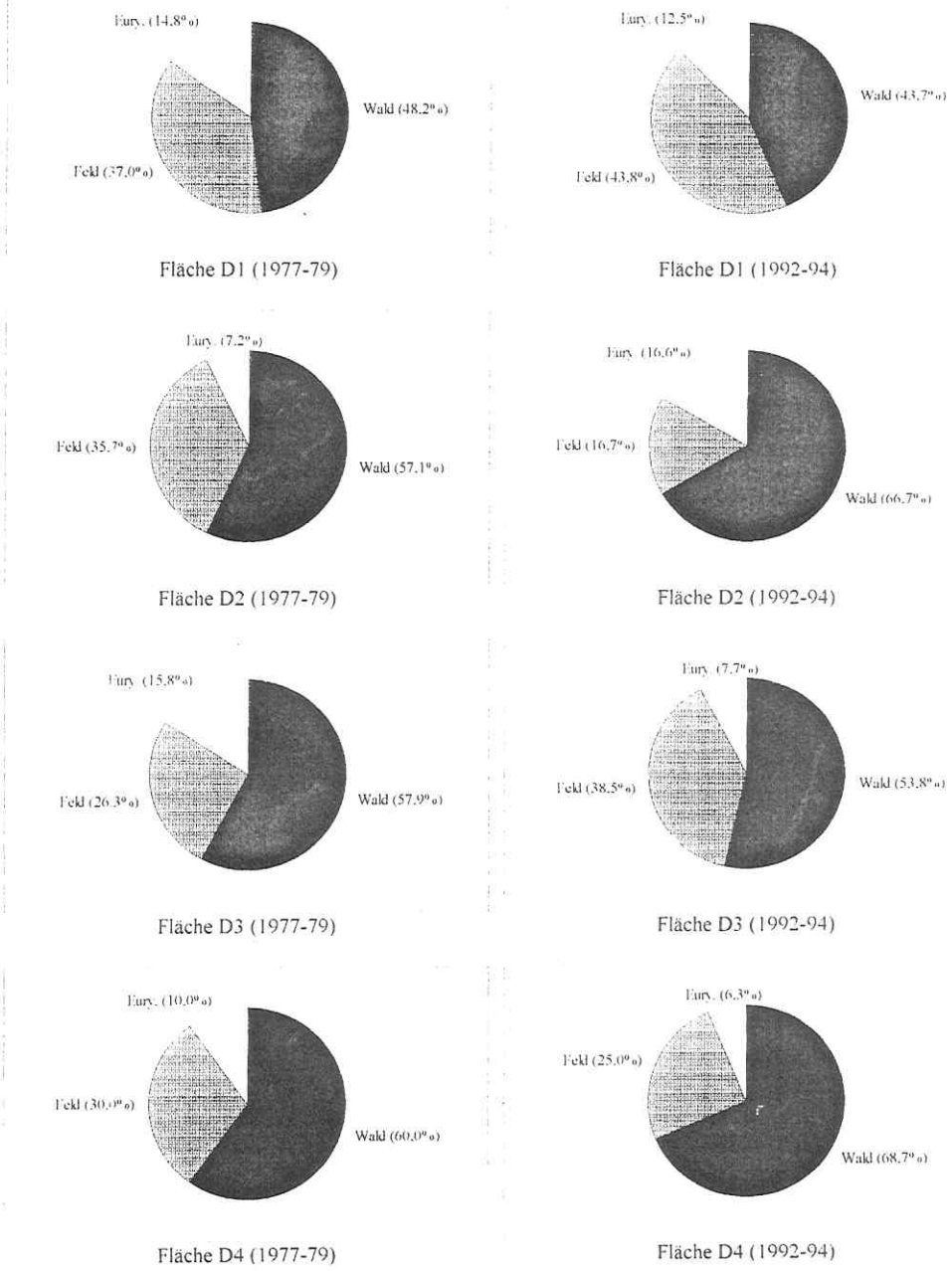
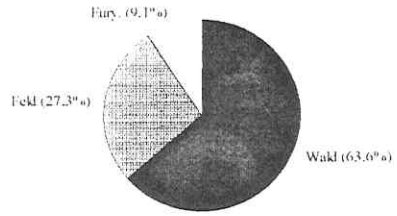


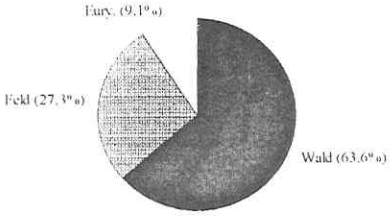
Abb.62: Verteilung der Habitattypen der Carabidenarten in den Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94)

Keine Daten

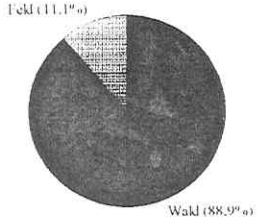
Fläche D5 (1977-79)



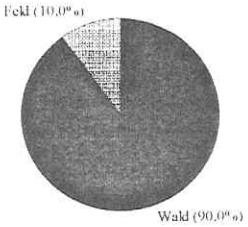
Fläche D5 (1992-94)



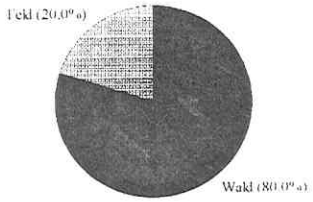
Fläche D6 (1977-79)



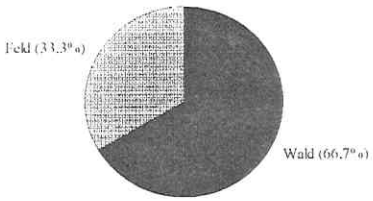
Fläche D6 (1992-94)



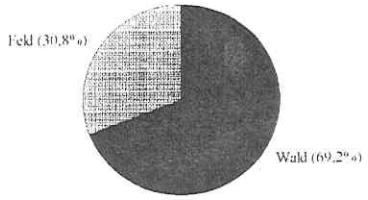
Fläche D7 (1977-79)



Fläche D7 (1992-94)



Fläche D8 (1977-79)



Fläche D8 (1992-94)

Abb.62 (Forts.): Verteilung d. Habitattypen d. Carabidenarten in den Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94)

Bei der schadzonenbezogenen Auswertung wurden dann alle in der Schadzone vorkommenden Arten betrachtet. Während in Schadzone 1 das Verhältnis von Wald- und Feldarten nahezu ausgeglichen ist, verschiebt es sich mit zunehmender Entfernung vom Emittenten zugunsten der Waldarten (Abb.63a-c). Der höchste Anteil von Waldarten konnte auf der am wenigsten immissionsbeeinflußten Zone 0 nachgewiesen werden. Die Ursache hierfür ist wohl in dem dunkleren und feuchteren Mikroklima zu suchen.

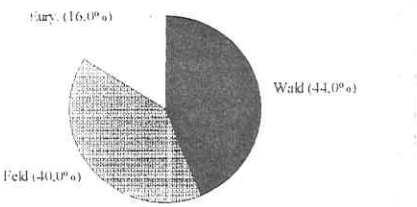


Abb.63a: Verteilung der Habitattypen (Schadzone 1)

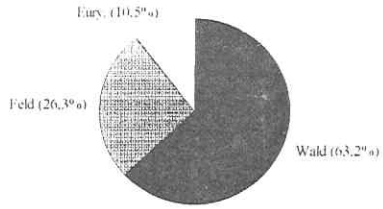


Abb.63b: Verteilung der Habitattypen (Schadzone 2)

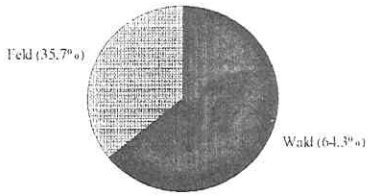


Abb.63c: Verteilung der Habitattypen (Schadzone 0)

7.1.6. Entwicklungstypen

Der Anteil der verschiedenen Entwicklungstypen der Carabiden kann ebenfalls Hinweise auf Biotopeigenschaften liefern. Man unterscheidet Frühjahrs- und Herbstbrüter, sowie Arten, die einen instabilen Reproduktionszyklus zeigen. LARSSON (1939) untersuchte eingehend dieses Verhalten an Carabiden. Da die angegebenen Jahreszeiten für Schweden von den Fortpflanzungszeiten mitteleuropäischer Laufkäferarten mitunter erheblich abweichen, schlägt LINDROTH (1949) vor, die Frühjahrsbrüter als Imaginalüberwinterer und die Herbstbrüter als Larvalüberwinterer zu bezeichnen.

Imaginalüberwinterer benötigen für ihre Entwicklung einen warmen Sommer, während die Wintertemperatur die Arealbegrenzung bestimmt. Die wärmsten Monate stehen somit für die Larvalentwicklung zur Verfügung. Der Anteil von Frühjahrsbrütern nimmt zum Kontinentalklimabereich hin zu. Larvalüberwinterer hingegen sind an milde Winter für ihre larvale Entwicklung gebunden. Sie überwiegen anteilmäßig im ozeanischen Bereich.

Abbildung 64(a,b) zeigt das Verhältnis von Frühjahrs- und Herbstbrütern der verschiedenen Untersuchungszeiträume für das Gesamtgebiet. Im Zeitraum der höheren Immissionsbelastung (1977-79) ist das Verhältnis von Frühjahrs- und Herbstarten ausgeglichen. Bei den aktuellen Untersuchungen hingegen ist der Anteil der Frühjahrsarten deutlich angestiegen.

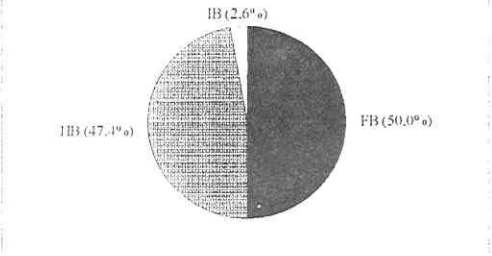


Abb.64a: Entwicklungstypen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1977-79) (FB: Frühjahrsbrüter, HB: Herbstbrüter, IB: Indifferente Brüter)

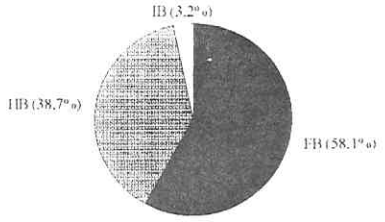


Abb.64b: Entwicklungstypen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1992-94) (FB: Frühjahrsbrüter, HB: Herbstbrüter, IB: Indifferente Brüter)

Abbildung 66 zeigt die Anteile der Entwicklungstypen in den einzelnen Untersuchungsflächen im Vergleich beider Untersuchungszeiträume. Bei den aktuellen Untersuchungen dominieren auf allen Flächen die Frühjahrsbrüter bzw. entsprachen dem Anteil der Herbstbrüter. Eine Zunahme des Anteils der Frühjahrsbrüter seit 1979 konnte vor allem in den stärker geschädigten Flächen D1 und D2 beobachtet werden. In den anderen Schadzonen ist der Anteil von Frühjahrs- und Herbstbrütern in etwa gleich geblieben.

Betrachtet man alle in der jeweiligen Schadzone vorkommenden Arten, so ist in allen Schadzonen das Verhältnis von Frühjahrs- zu Herbstbrütern nahezu ausgewogen, so daß nicht von einem Einfluß der Immission auf das Brutverhalten auszugehen ist (Abb.65a-c). In der Schadzone 0 ist der Anteil an Frühjahrsbrütern geringfügig höher als der der Herbstbrüter.

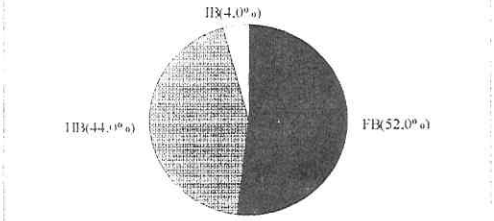


Abb.65a: Verteilung der Entwicklungstypen (Schadzone 1)

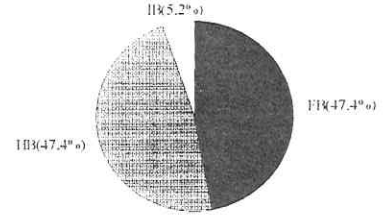


Abb.65b: Verteilung der Entwicklungstypen (Schadzone 2)

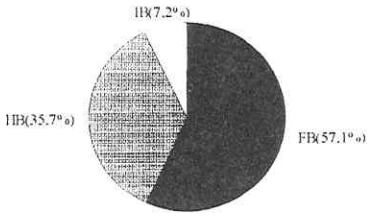
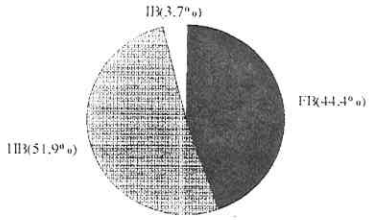
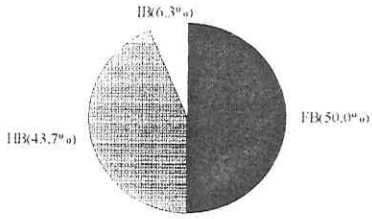


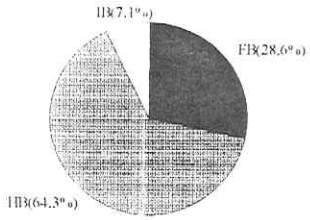
Abb.65c: Verteilung der Entwicklungstypen (Schadzone 0) (Abk. siehe Abb.64))



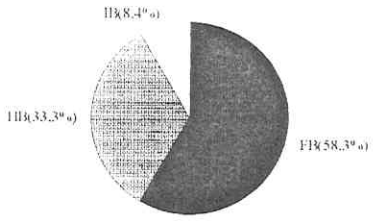
Fläche D1 (1977-79)



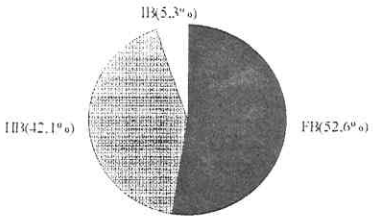
Fläche D1 (1992-94)



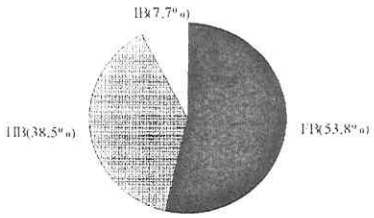
Fläche D2 (1977-79)



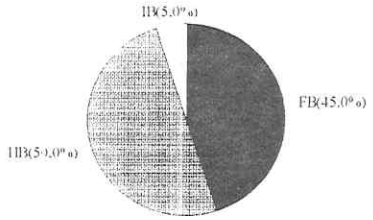
Fläche D2 (1992-94)



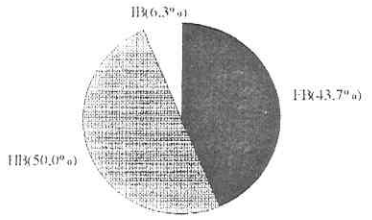
Fläche D3 (1977-79)



Fläche D3 (1992-94)



Fläche D4 (1977-79)



Fläche D4 (1992-94)

Abb 66: Verteilung der Entwicklungstypen der Carabidenarten in den Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94) (FB: Frühjahrsbrüter, HB: Herbstbrüter, IB: Indifferente Brüter)

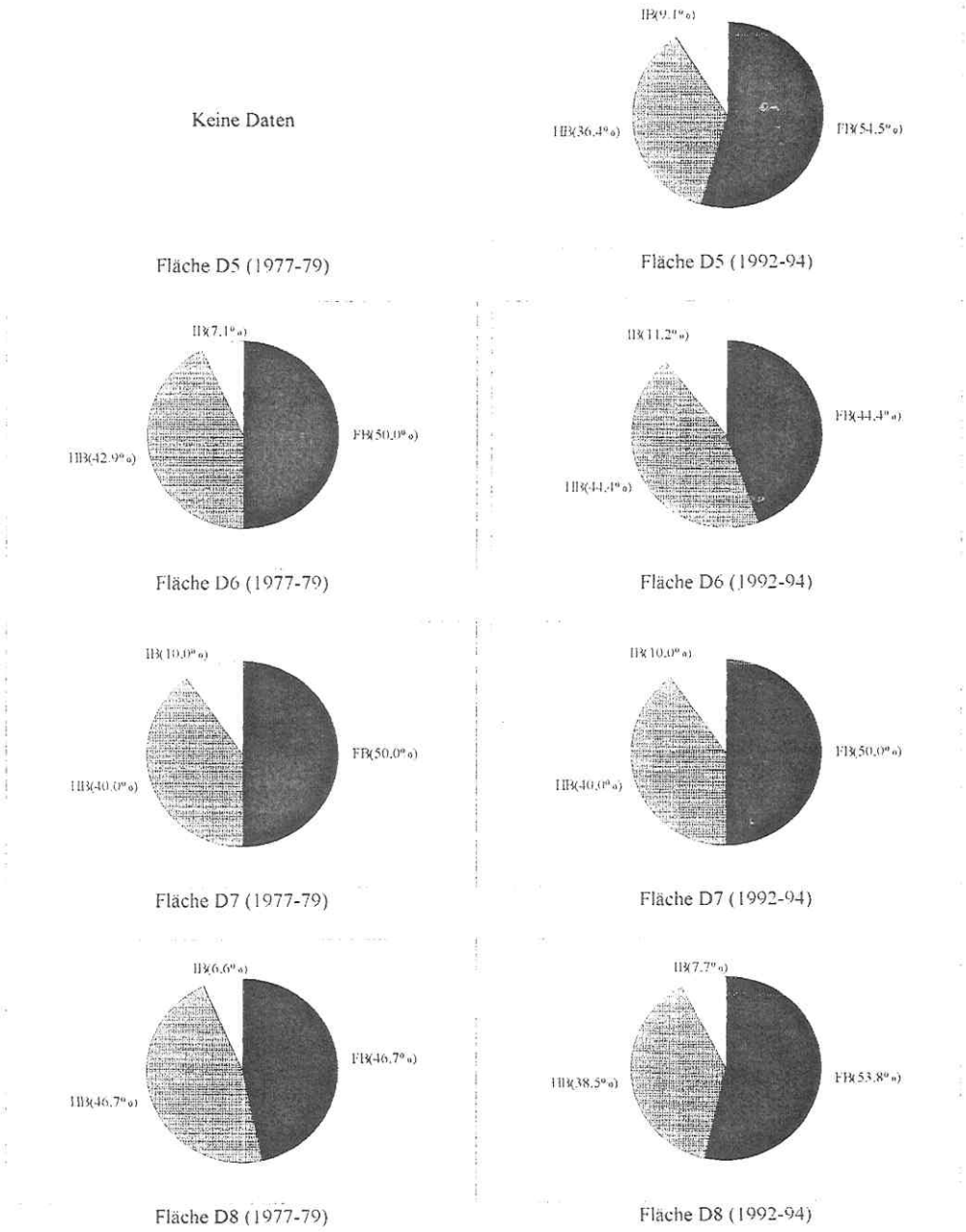


Abb.66 (Forts.): Verteilung d. Entwicklungstypen d. Carabidenarten in d. Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94)

Die Betrachtung der Schadzonenspezialisten ergab ein deutliches Überwiegen des Anteils der Frühjahrsbrüter in der Schadzone 1 (Abb.67).

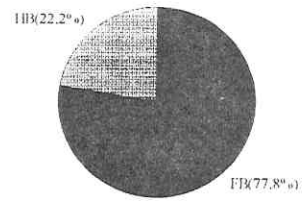


Abb.67: Verteilung der Entwicklungstypen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

7.1.7. Größe

Als drittes ökologisches Merkmal sollte die Größe der Carabiden untersucht werden. Es erfolgte hierbei in Anlehnung an THIELE (1968) nur die Einteilung in >10mm und <10mm, um Tendenzen in der Größenverteilung herauszuarbeiten.

Das Verhältnis großer zu kleineren Arten im Vergleich beider Untersuchungszeiträume in der Gesamtkatena wird in Abbildung 68 gezeigt. In beiden Untersuchungen überwog der Anteil kleinerer Arten und es kam zu keiner bemerkenswerten Verschiebung in den Größenverhältnissen der Arten.

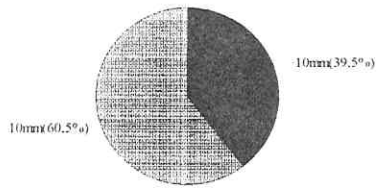


Abb.68a: Größenklassen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1977-79)

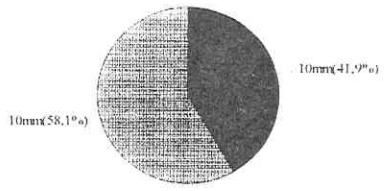
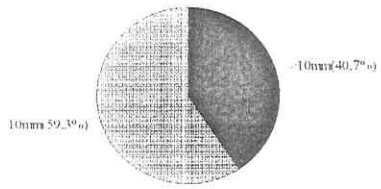


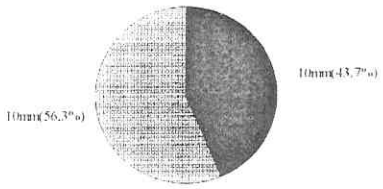
Abb.68b: Größenklassen der nachgewiesenen Carabidenarten in der Katena (1992-94)

Abbildung 69 zeigt das Verhältnis großer zu kleinen Carabiden in den einzelnen Flächen der Katena. Während auf den stärker immissionsgeschädigten Flächen D1 bis D4 kleinere Arten überwogen, traten auf den emittentenferneren Flächen auffallend mehr große Arten auf.

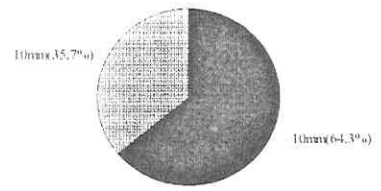
Im zeitlichen Verlauf sind Verschiebungen der Größenverhältnisse auf einzelnen Flächen erkennbar. Auf der Fläche D2 nahm beispielsweise der Anteil größerer Arten deutlich ab, was sich, nicht ganz so eindeutig, auch auf Fläche D4 abzeichnet. Beide Flächen sind einer stärkeren Immissionsbelastung ausgesetzt. In den Flächen D6 und D8 hingegen nahm der Anteil größerer Arten zu.



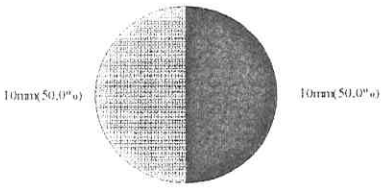
Fläche D1 (1977-79)



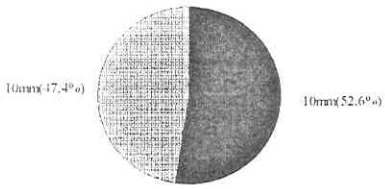
Fläche D1 (1992-94)



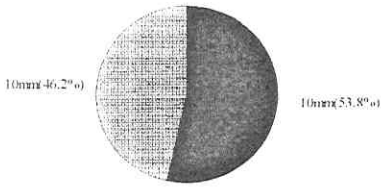
Fläche D2 (1977-79)



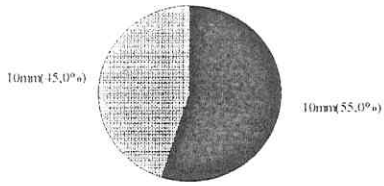
Fläche D2 (1992-94)



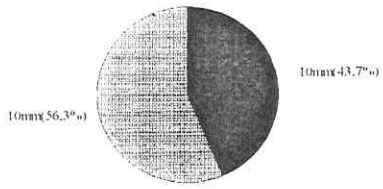
Fläche D3 (1977-79)



Fläche D3 (1992-94)



Fläche D4 (1977-79)

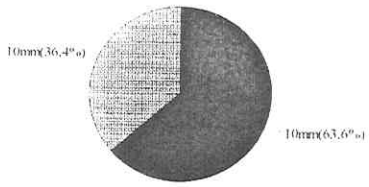


Fläche D4 (1992-94)

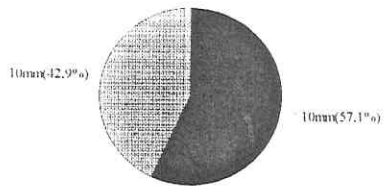
Abb.69: Verteilung der Größenklassen der Carabidenarten in den Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94)

Keine Daten

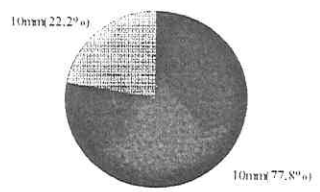
Fläche D5 (1977-79)



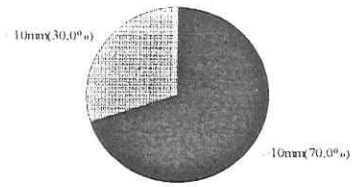
Fläche D5 (1992-94)



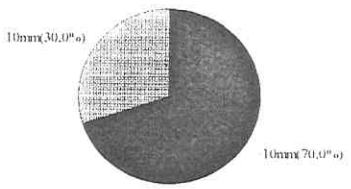
Fläche D6 (1977-79)



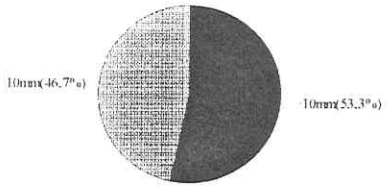
Fläche D6 (1992-94)



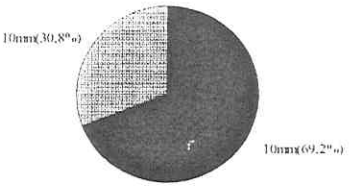
Fläche D7 (1977-79)



Fläche D7 (1992-94)



Fläche D8 (1977-79)



Fläche D8 (1992-94)

Abb.69 (Forts.): Verteilung der Größenklassen der Carabidenarten in den Flächen der Katena (1977-79 und 1992-94)

Betrachtet man alle in den entsprechenden Schadzonen nachgewiesenen Arten (Abb.70a-c), stellt sich ein ausgeglichenes Verhältnis großer und kleiner Arten in den stärker belasteten Zonen 1 und 2 dar. In der Schadzone 0 hingegen überwiegen große Arten.

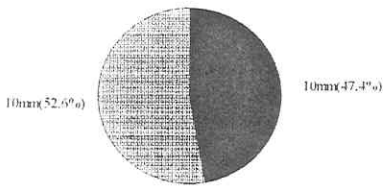


Abb.70a: Verteilung der Größenklassen (Schadzone 1)

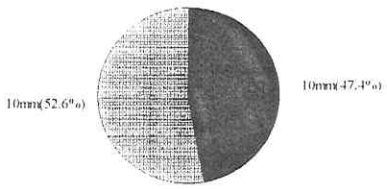


Abb.70b: Verteilung der Größenklassen (Schadzone 2)

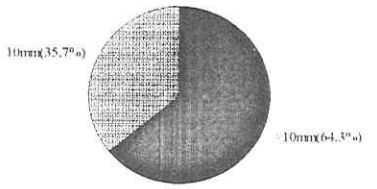


Abb.70c: Verteilung der Größenklassen (Schadzone 0)

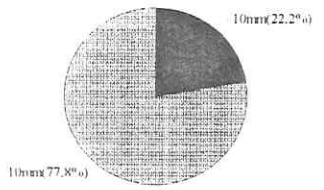


Abb.71: Verteilung der Größenklassen der Schadzonenspezialisten (Schadzone 1)

Bei der Betrachtung der Schadzonenspezialisten war auffällig, daß in der Schadzone 1 ein deutlich größerer Anteil kleiner Arten auftrat (Abb.71).

7.1.8. Phänologie

Ergänzend zu den ökologischen Merkmalen soll die Phänologie für die verschiedenen Flächen betrachtet werden. Dazu wurden die Phänologien aller Arten der jeweiligen Fläche summiert. Es stellten sich dabei deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen heraus (Abb.72).

Die Flächen D1 und D2 zeigen, daß bereits im März eine Laufaktivität zu verzeichnen ist, während auf den anderen Flächen deutliche Peaks erst im Mai zu sehen sind. Auch ist auf den stärker immissionsbelasteten Flächen D1 und D2 noch einmal ein Ansteigen der Laufaktivität im Oktober - November bemerkbar, was auf den übrigen Flächen nicht der Fall ist. Weiterhin fallen die sehr geringen Individuendichten der beiden ersten Flächen ins Auge, die bereits in den vorangegangenen Kapiteln diskutiert wurden.

Bemerkt werden sollte, daß die Phänologien natürlich durch die dominanten Arten bestimmt werden und damit nur eine Übersicht gestatten. Für präzisere Aussagen müßten die Phänologien der einzelnen Arten betrachtet werden.

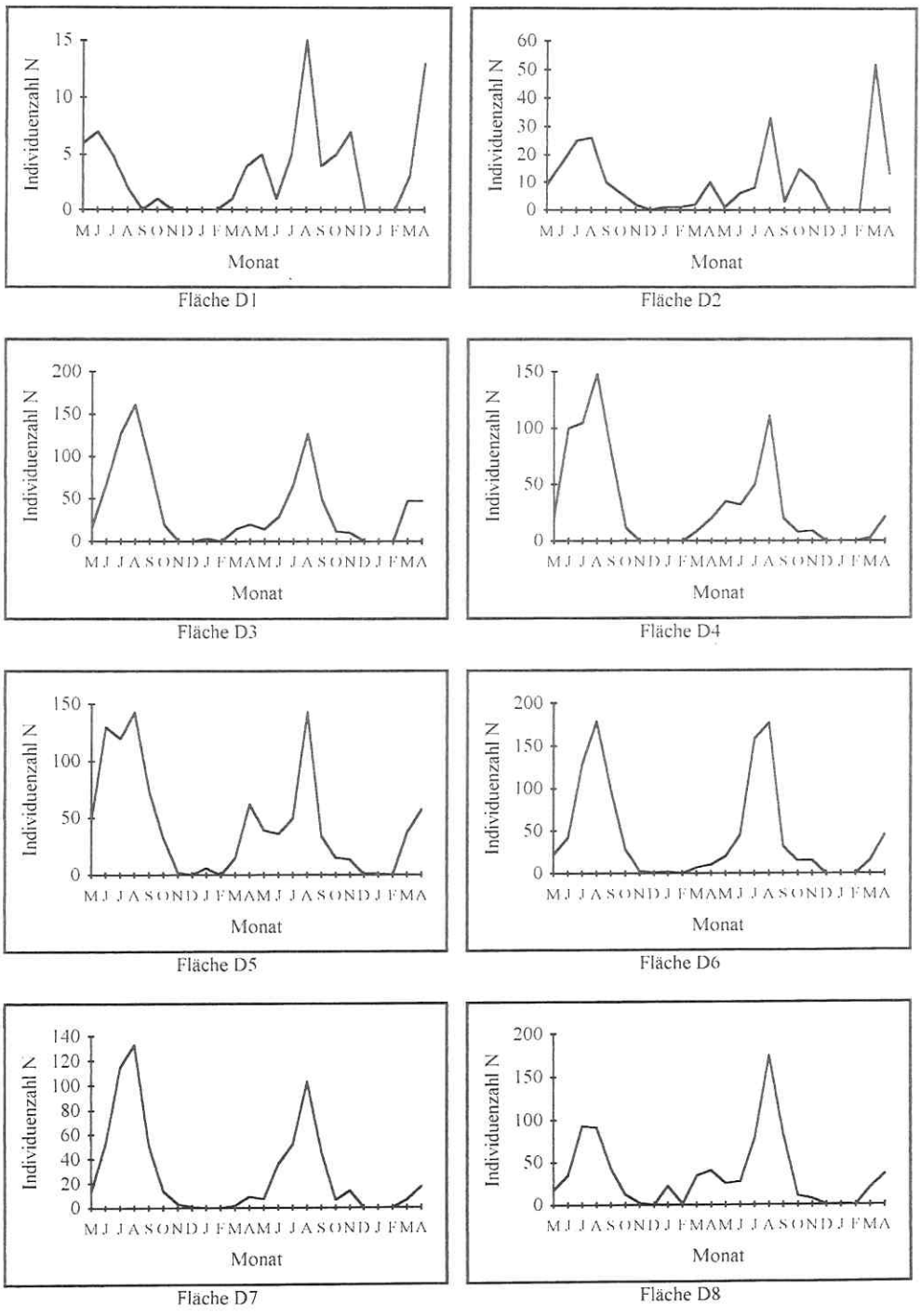


Abb.72: Phänologien der Carabiden auf den Flächen der Katena (1992-94)

7.2. Laufkäfer im großräumigen Immissionsgradienten

Zusätzlich zu dem relativ kleinräumigen Immissionsgradienten in der Dübener Heide erfolgten Untersuchungen an Carabiden in einem Immissionsgradienten, dessen Flächen sich in größerer Entfernung voneinander befanden. Damit sind auch die Belastungsunterschiede in der Immission größer. Es sollte geklärt werden, ob die Reaktionen der Carabiden auf diese größeren Unterschiede ähnlich denen des kleinräumigen Gradienten sind.

7.2.1. Arteninventare und Dominanzstrukturen

Tabelle 23 faßt die nachgewiesenen Carabidenarten und deren Dominanzen zusammen. Die Fänge erfolgten ganzjährig in der Zeit vom 03.06.92 bis 05.05.93. Die nachgewiesenen Arten sind typische Arten der Kiefernwälder und stellen keine faunistische Besonderheit dar. Die häufigste Art wird auf den 3 Standorten verschieden hoher Immissionsbelastung von jeweils verschiedenen Arten repräsentiert (fett hervorgehoben), wobei alle drei Arten eurytope Waldarten sind.

Die Dominanzstrukturen der einzelnen Flächen sind in Abbildung 73 dargestellt. Diese liefern (mit Einschränkungen) eine Aussage zur Mannigfaltigkeit der Organismengemeinschaft. Die höheren Artenzahlen wurden in den Standorten sehr hoher und der geringsten Immissionsbelastung festgestellt (Gossa und Stechlin). Da die Fläche Gossa (höchste Immissionsbelastung) außerdem eine sehr gleichmäßige Individuenverteilung aufweist, kann dieser Standort als der mit der größten Mannigfaltigkeit bezeichnet werden. Damit wiederholt sich das Ergebnis des kleinräumigen Immissionsgradienten, wo ebenfalls auf den am stärksten belasteten Flächen eine höhere Mannigfaltigkeit und höhere Artenzahlen gefunden wurden. Auch hier könnte die hohe Immissionsstärke Ursache für die veränderte Zusammensetzung der Carabidengesellschaft sein.

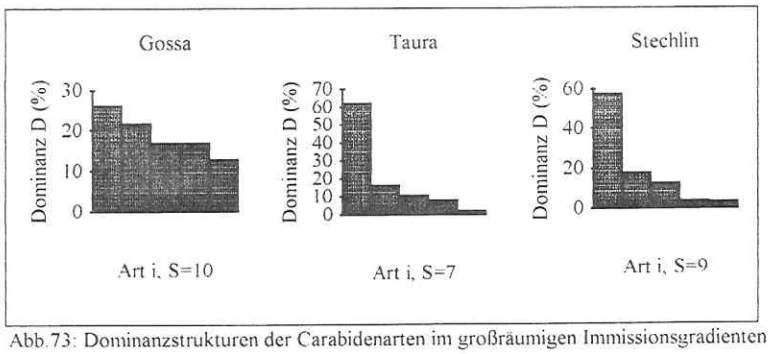


Abb.73: Dominanzstrukturen der Carabidenarten im großräumigen Immissionsgradienten

Tab.23: Artenliste und Dominanzen der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

	Gossa	D (%)	Taura	D (%)	Stechlin	D (%)
Abax ater	46	16,91	12	8,05	8	3,94
Abax parallelus	46	16,91	0		0	
Amara lunicollis	0		1	0,67	1	0,49
Carabus arvensis	0		0		2	0,99
Carabus convexus	4	1,47	92	**61,74**	0	
Carabus coriaceus	0		0		36	17,73
Carabus glabratus	1	0,37	0		0	
Carabus hortensis	6	2,21	0		0	
Carabus nemoralis	71	**26,10**	16	10,74	4	1,97
Carabus violaceus	59	21,69	24	16,11	117	**57,64**
Harpalus quadripunctatus	3	1,10	1	0,67	0	
Leistus rufomarginatus	0		0		2	0,99
Poecilus cupreus	0		3	2,01	0	
Pterostichus niger	35	12,87	0		26	12,81
Pterostichus nigrita	1	0,37	0		0	
Pterostichus oblongopunctatus	0		0		7	3,45
Individuenzahl N	272		149		203	
Artenzahl S	10		7		9	
Dominanzindex d		26,10		61,74		57,64

7.2.2. Artenzahlen und Aktivitätsdichten

Ein Vergleich der Artenzahlen und der Aktivitätsdichten macht die "Sonderstellung" der Fläche Taura deutlich: Hier waren die geringsten Artenzahlen und Aktivitätsdichten zu finden (Abb.74,75), obwohl die Fläche einem gewissen Immissionseintrag unterworfen ist. Die jeweils höchsten Werte zeigte die am stärksten immissionsbelastete Fläche in Gossa. Auf diesem Standort war vor allem die Krautschicht, bedingt durch eingetragene Flugaschen, starken Veränderungen unterworfen.

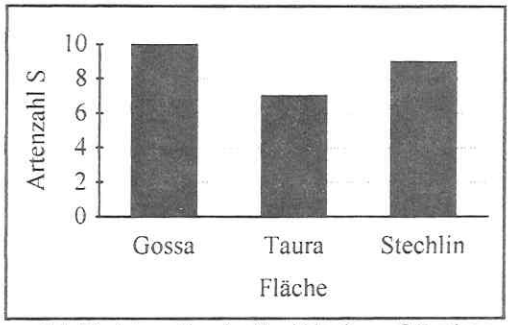


Abb.74: Artenzahlen der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

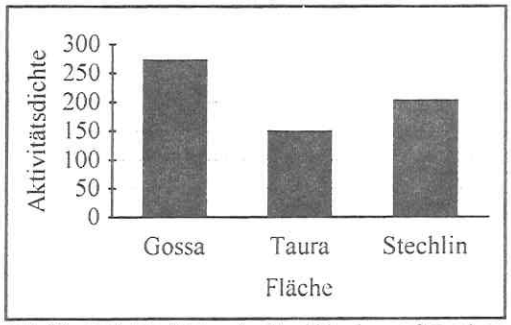


Abb.75: Aktivitätsdichten der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

7.2.3. Diversität und Eveness

Der Diversitätswert des Standortes Taura hebt sich deutlich von den anderen Werten ab (Abb.76). Dies könnte durch die geringere Artenzahl bedingt sein. Aus diesem Grund wurde die Eveness berechnet. Die berechnete Eveness ergab das gleiche Bild (Abb.77): In der Fläche Taura waren die geringsten Evenesswerte zu verzeichnen. Damit ergibt sich ein weiterer Anhaltspunkt, daß die Carabiden nicht auf die verschieden hohe Immissionsbelastung reagieren, sondern auf andere Parameter, die jedoch nur auf der Fläche Taura gegeben sind.

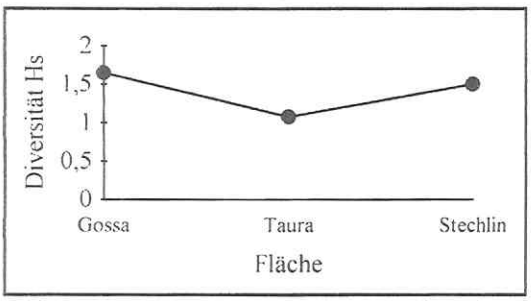


Abb.76: Diversitäten (Hs) der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

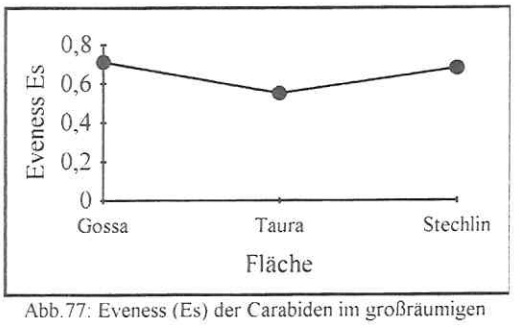


Abb.77: Eveness (Es) der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

7.2.4. Faunenähnlichkeit

Vergleichende Berechnungen verschiedener Indices (JACCARD-Index, RENKONEN-Index, WAINSTEIN-Index) ergaben keinen Gradienten, der Rückschlüsse auf einen Immissionseinfluß zuläßt (Tab.24).

Tab.24: Faunenähnlichkeit (Carabiden) im großräumigen IG

Index	Gossa-Taura	Taura-Stechlin	Gossa-Stechlin
JACCARD	0,41	0,33	0,27
RENKONEN	37,04	**22,51**	40,41
WAINSTEIN	15,18	**7,43**	10,91
Turnover-Rate	0,41	0,5	0,57

Bei einem Einfluß der Immissionen auf die Carabiden käme es mit einer Veränderung der Immissionsstärke zu einer allmählichen Veränderung in der Artenzusammensetzung. Damit wäre die höchste Faunenähnlichkeit auf benachbarten Beständen gegeben. Dies konnte nicht nachgewiesen werden.

Die geringeren Faunenähnlichkeiten bei Einbeziehung der Dominanzen (RENKONEN- Index) traten zwischen den Flächen Taura und Stechlin sowie Taura und Gossa auf (in Tabelle 24 fett hervorgehoben). Da diese Bestände näher zusammen liegen, die Fläche Stechlin dagegen am weitesten entfernt liegt, sind die geringste Ähnlichkeiten zwischen den Beständen Gossa und Stechlin zu erwarten. Dies ist jedoch nicht der Fall. Damit wird eine Reaktion auf Immissionen unwahrscheinlich, denn es war auch hier kein Gradient erkennbar.

Eine Berechnung des Arten-Turnovers zeigt den höchsten Wechsel in der Artenzusammensetzung zwischen den Flächen Gossa und Stechlin. Hierbei kann es sich um natürlich verschiedene Artengarnituren handeln, da die Fläche Stechlin sich zoogeographisch in einer anderen Region befindet. Dieser Fakt muß als negativ bei der Flächenauswahl bewertet werden, da nicht geklärt werden kann, ob Abweichungen in der Artenzusammensetzung der Flächen Gossa und Stechlin zoogeographische Ursachen haben. Der JACCARD-Index belegt ebenfalls die geringsten Ähnlichkeiten zwischen diesen beiden Flächen.

7.2.5. Ökologische Charakteristika (Habitataffinität, Entwicklungstypen, Größe)

Der Anteil der Waldarten auf den Flächen Gossa und Stechlin ist sehr hoch, während auf der Fläche Taura ein ausgewogenes Verhältnis von Wald- und Feldarten herrscht (Abb.78). Dies deutet auf eine mögliche Störung des Waldklimas hin. Da Waldarten empfindlich auf veränderte Lichtverhältnisse reagieren (THIELE 1977), könnte ein Abwandern der Waldarten nach einer Auflichtung des Bestandes stattgefunden haben. Ebenso könnten Feldarten aufgrund des veränderten Mikroklimas einwandern.

Der Anteil von Frühjahrs- und Herbstbrütern ist auf den Flächen Gossa und Stechlin ausgeglichen, während auf der Fläche Taura deutlich mehr Frühjahrsbrüter vorkommen (Abb.78). Der höchste Anteil an Frühjahsbrütern war in der Fläche Taura zu finden. Auch die Betrachtung der Entwicklungstypen läßt auf deutlich verschiedene Verhältnisse auf der Fläche Taura rückschließen. Der hohe Anteil von Frühjahrsbrütern in Taura deutet auf eine gut entwickelte Krautschicht und einen lichteren Bestand hin. Andererseits herrschen auf den Flächen Gossa und Stechlin dank der komplexeren Waldschichtung bessere Überwinterungsbedingungen für Larven. Die Waldschichtung resultiert auf beiden Flächen jedoch aus völlig verschiedenen Ursachen. Beide Kiefernforste sind stark mit Laubwaldarten durchmischt. Während aber in Gossa die starken Immissionen zu günstigeren Bedingungen für Laubwaldarten führten, sind im Stechlingebiet die Bedingungen für Laubwaldarten natürlicherweise günstiger. Außerdem ist Stechlin von Laubwäldern umgeben, so daß eine Einwanderung von Laubwaldarten sehr viel leichter erfolgen kann, als dies beispielsweise in Taura der Fall ist, wo in großem Umkreis nur Kiefernforste auftreten und der Bestand damit sehr isoliert von Laubwald ist.

Die Körpergrößen (Abb.78) geben keinen Aufschluß zur Bestandssituation; in allen drei Flächen dominiert der Anteil großer (>10mm) Carabidenarten (Größenklassen nach HEYDEMANN 1964).

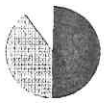
	Gossa	Taura	Stechlin
Waldart (schwarz) Feldart (grau)			
Frühjahrsbr. (schwarz) Herbstbrüter (grau) Indiff. Brüter (weiß)			
>10mm (schwarz) <10mm (grau)			

Abb.78: Ökologische Charakteristika der Carabiden im großräumigen Immissionsgradienten

7.2.6. Phänologie

Die phänologischen Daten erbrachten, daß die Carabiden im Stechlingebiet offenbar eine längere Winterpause durchmachen, da ein Anstieg der Aktivitätsdichten erst im April zu verzeichnen ist, während in Gossa und Taura bereits ab Februar die Laufaktivität einsetzt (Abb.79a,b,c). Abweichend erstreckt sich der Aktivitätspeak in Gossa über Juli und August, während er in den Flächen Taura und Stechlin nur im Juli aufgezeichnet wurde.

Die unterschiedlichen Phänologien der drei Flächen könnten auf klimatische Differenzierungen zurückzuführen sein. Die Fläche im Stechlingebiet liegt im Vergleich zu den anderen klimatisch ungünstiger (mehr Niederschläge, niedrigere Temperaturen), so daß hier der Vegetationsbeginn später einsetzt. Dies würde den verspäteten Beginn der Laufaktivität der Carabiden erklären.

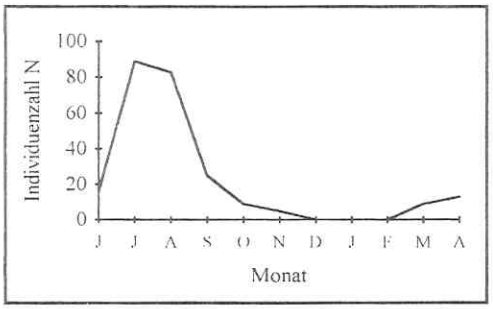


Abb.79a: Phänologien der Carabiden im großflächigen Immissionsgradienten (Gossa)

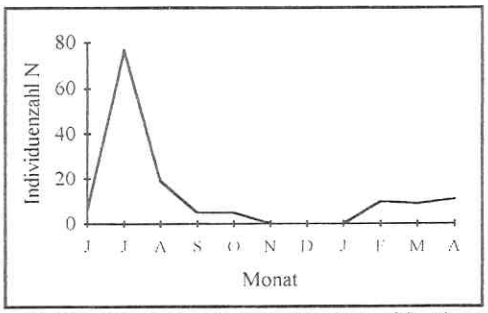


Abb.79b: Phänologien der Carabiden im großflächigen Immissionsgradienten (Taura)

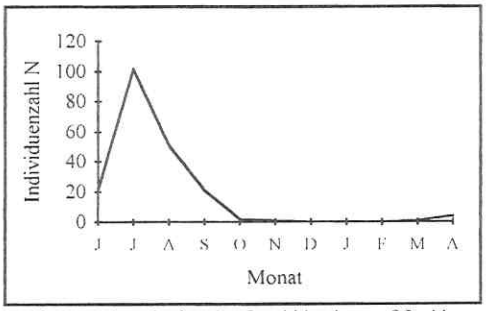


Abb.79c: Phänologien der Carabiden im großflächigen Immissionsgradienten (Stechlin)

7.2.7. Diskussion der Ergebnisse zum großräumigen Immissionsgradienten

Geprüft werden sollte, ob eine unterschiedlich starke Immissionsbelastung auch auf weiteren Entfernungen einen Einfluß auf Carabiden ausübt. Als ungünstig erwies sich im nachhinein die Flächenauswahl bezüglich der Vegetation, da diese unterschiedlichen Einflüssen unterliegt. Während in Gossa starke Immissionen und Stickstoffanreicherungen zu Auflichtungen und damit einer reicheren Kraut- und Strauchschicht führten, ist die Stechlinfläche natürlicherweise ein reicherer Standort. Außerdem wird die Fläche von Laubwald umgeben, so daß eine natürlich induzierte stärkere Sukzession zum Laubwald erfolgt. Verschiedenen Ursachen führen zu großen Ähnlichkeiten der Flächen Gossa und Stechlin.

Die Messungen von Stickstoff, Schwefel und Calcium in Kiefernnadeln und Borke der untersuchten Gebiete ergaben eindeutige Belastungsunterschiede, die durch unterschiedlichen Immissionseintrag bedingt sind (GLUCH 1992). Die Carabidenzönosen widerspiegeln dieses Ergebnis nicht. Für den untersuchten großräumigen Immissionsgradienten konnte kein Einfluß von unterschiedlicher Immissionsstärke auf Artenzusammensetzung, Aktivitätsdichte und ökologische Charakteristika wie Habitatpräferenz, Brutverhalten und Körpergröße von Carabiden festgestellt werden. Auch berechnete Faunenähnlichkeiten ergaben keinen Hinweis auf eine Reaktion der Carabiden auf verschieden hohe Immissionsbelastung. Offenbar reagiert die Gruppe nicht sensitiv genug auf wechselnde Immissionsstärken und damit verbundene Veränderungen der Vegetation, bzw. sind die Unterschiede in der Immissionsbelastung nicht groß genug, um Anpassungen der Carabiden zu erwirken.

Die Carabiden des Standortes Taura zeigen in allen betrachteten zoozönologischen und ökologischen Charakteristika abweichende Werte, so daß man dieser Fläche eine Sonderstellung zuordnen muß. Es dürften jedoch andere Parameter als die Immission die abweichende Zusammensetzung der Carabidenzönose bedingen. Mögliche Einflüsse von Bestandsalter und Gradation des Blauen Kiefernprachtkäfers (*Phaenops cyanea*) in der Fläche Taura sollen im folgenden diskutiert werden.

Das Alter der Flächen Gossa und Stechlin ist annähernd gleich hoch (55 Jahre), während das Bestandsalter in Taura schon 75 Jahre erreicht. TERRELL-NIELD (1990) beschreibt einen signifikanten Zusammenhang zwischen Carabidenreichtum und dem Alter des Waldbestandes. Dabei stellte er eine Zunahme des Artenreichtums mit zunehmendem Alter des Waldes fest. Außerdem fand er eine Korrelation zwischen der Diversität von Waldarten und dem Alter des Waldes. Die höchsten Artenzahlen wären demnach aufgrund des Alters in Taura zu erwarten. In der vorliegenden Studie waren die geringsten Artenzahlen und Dichten auf der aufgelichteten Fläche Taura gefunden worden. Untersuchungen von MARTEL, MAUFFETTE & TOUSIGNANT (1991) belegen eine negative Korrelation von einer durch neuartige Waldschäden bedingten Auflichtung der Wälder und der Aktivitätsdichte der Carabiden. Mit stärkerwerdender Auflichtung ging dabei die Arten- und Individuenzahl zurück.

Einen offenbar gravierenden Einfluß stellt die seit 1990 stattfindende Gradation des Blauen Kiefernprachtkäfers (*Phaenops cyanea*) dar. Dessen Massenvermehrung wird durch eine mangelnde Wasserversorgung der Bäume gefördert. Der Schadholzanfall belief sich 1992 in stark geschädigten Beständen auf etwa 90%. Allein in Sachsen - Anhalt belief sich die Menge des Befallsholzes auf 74 600 m^3; 1991 waren es erst 8 674 m^3 (MAJUNKE, VELDMANN, APEL et. al., 1993). Der ausreichend belegte Zusammenhang von Befallsintensität und -häufigkeit des Blauen Kiefernprachtkäfers (*Phaenops cyanea*) und SO_2-Immissionen ist unter anderem durch BÖSENER (1969) belegt worden. BÖSENER (1969) stellte höhere Populationsdichten in stark rauchgeschädigten Kiefernbeständen fest. In der am stärksten immissionsgeschädigten Zone (Gossa) konnte jedoch keine Massenvermehrung festgestellt werden. Die Tauraer Fläche gehört hingegen zu den stark betroffenen Beständen; innerhalb weniger Wochen kam es zu Bestandsauflichtungen und damit zu Veränderungen der Krautschicht, bedingt durch Herausnahme befallener Bäume und die mechanische Schädigung der Krautschicht durch Forstfahrzeuge. Da das Mikroklima der bodennahen Schicht hauptsächlich durch die Niedervegetation geprägt und beeinflußt wird, sind Veränderungen des Mikroklimas wahrscheinlich, die auf der Tauraer Fläche zum Abwandern bzw. Einwandern von Carabidenarten geführt haben. Dies schlägt sich in der hohen Turnover-Rate und dem höheren Anteil von Feldarten nieder. Durch die schnelle Auflichtung des Bestandes in Taura könnte es zu einer empfindlichen Störung der Waldarten und zu deren Verschwinden gekommen sein.

Offenbar übte die Gradation von *Phaenops cyanea* und die daraus resultierende Bestandsauflichtung einen sehr viel stärkeren Einfluß auf die Artenzusammensetzung bei Carabiden als verschieden starke Immissionen aus.

7.3. Laufkäfer auf Laubwaldstandorten

Wie bereits in Kapitel 3.6. ausführlich beschrieben, stellen Traubeneichen-Hainbuchenwald und Buchenwald die eigentliche natürliche Vegetation der Dübener Heide dar. Aus diesem Grund wurden Laubwaldstandorte auf ihre Carabidenfauna hin untersucht, um einen Vergleich von künstlich angelegten Kiefernforsten und natürlichen Waldstandorten anstellen zu können. Dabei ging es in erster Linie um das Arteninventar, um die natürlicherweise die Dübener Heide besiedelnden Carabidenarten zu erfassen. Mit Erhaltung der Laubwaldreste und der darin existierenden Laufkäferfauna ist ein natürliches Potential der Wiederbesiedlung eventuell neu entstehender Laubwaldstandorte nach Wegfall der Immissionen gegeben.

7.3.1. Arteninventare und Dominanzstrukturen

Tabelle 25 faßt die Arten und Dominanzen Carabiden der Laubwaldstandorte zusammen. Das Arteninventar ist ähnlich dem der Kiefernstandorte, lediglich die Individuenhäufigkeit weicht bei einigen Arten ab. Zusätzlich zur Kiefernkatena traten 4 Arten auf: *Bembidion unicolor*, *Calathus micropterus*, *Dyschirius globosus* und *Trechus secalis*. Es handelt sich jedoch meist um Einzeltiere und keine gehäuften Vorkommen, da diese Arten feuchte Standorte (wie kleine anmoorige Stellen im Wald) bevorzugen und im Gebiet nicht die nötigen Biotopeigenschaften vorfinden.

Die häufigste Art wird im Gegensatz zu den Kiefernstandorten von *Carabus hortensis* im Traubeneichen-Hainbuchenwald (B1) und *Carabus glabratus* im Buchenwald (B2) gestellt. Auf der Stechlin-Fläche (Buchenwald B3) ist - wie auf den Kiefernstandorten der Dübener Heide - *Abax parallelipipedus* die häufigste Art. Interessant scheint in diesem Zusammenhang das individuenmäßig starke Vorkommen von *Carabus glabratus* auf der Fläche B2. Die Art ist hier eudominant, während sie auf den anderen Flächen ganz fehlt.

Die Dominanzstrukturen der drei Standorte sind in Abbildung 80 dargestellt. Im Gegensatz zu den Dominanzstrukturen der Kiefernforste ist die der Laubwaldstandorte ausgeglichener. Hier ist eine gleichmäßigere Individuenverteilung zu erkennen, die auf eine höhere Mannigfaltigkeit hindeutet. Die gleichmäßigste Verteilung ist auf Fläche B3 zu finden. Hier handelt es sich um das Vergleichsgebiet im NSG "Stechlin", eine schadstoffbezüglich nahezu unbelastete Buchenfläche. Die Individuenverteilung deutet daraufhin hin, daß es sich bei diesem Bestand um ein Klimaxstadium handelt, da eine nahezu "lehrbuchreife, optimale" Laufkäferzönose auftrat.

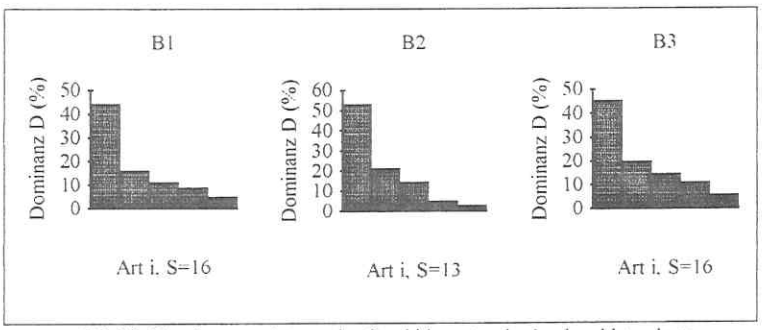


Abb.80: Dominanzstrukturen der Carabidenarten der Laubwaldstandorte

Tab.25: Artenliste und Dominanzen der Carabiden auf Laubwaldstandorten

Fläche	B1		B2		B3	
	N	D(%)	N	D(%)	N	D(%)
Abax parallelipipedus	41	15,89	70	14,29	208	**45,12**
Abax parallelus	2	0,78	0		0	
Amara lunicollis	1	0,39	0		0	
Bembidion unicolor	0		0		1	0,22
Calathus micropterus	1	0,39	0		2	0,43
Calathus piceus	0		0		4	0,87
Carabus convexus	3	1,16	12	2,45	0	
Carabus coriaceus	4	1,55	0		3	0,65
Carabus glabratus	0		259	**52,86**	0	
Carabus hortensis	113	**43,80**	103	21,02	91	19,74
Carabus nemoralis	28	10,85	23	4,69	25	5,42
Carabus violaceus	1	0,39	8	1,63	2	0,43
Dyschirius globosus	1	0,39	0		0	
Harpalus latus	0		1	0,20	1	0,22
Leistus ferrugineus	0		1	0,20	1	0,22
Leistus rufomarginatus	0		0		2	0,43
Nebria brevicollis	12	4,65	1	0,20	1	0,22
Notiophilus biguttatus	2	0,78	1	0,20	2	0,43
Poecilus cupreus	0		1	0,20	0	
Pterostichus melanarius	22	8,53	0		0	
Pterostichus niger	9	3,49	1	0,20	50	10,85
Pterostichus oblongopunctatus	9	3,49	0		67	14,53
Pterostichus strenuus	0		0		1	0,22
Trechus quadristriatus	0		9	1,84	0	
Trechus secalis	9	3,49	0		0	
Individuenzahl N	258		490		461	
Artenzahl S	16		13		16	
Dominanzindex d		43,80		52,86		45,12

7.3.2. Artenzahlen und Aktivitätsdichten

Die Artenzahlen (13-16 Arten) der drei Laubwaldstandorte sind etwa gleich hoch (Abb.81). Sie entsprechen den Artenzahlen der stark immissionsgeschädigten Kiefernstandorte. Wie bereits diskutiert wurde, kam es in den Kiefernforsten durch die Aufkalkung zu Veränderungen in der Vegetation, indem sich bevorzugt Laubwaldarten wieder ansiedeln konnten. Durch die reichhaltigere Ausbildung der Vegetation kam es offenbar zu der Erhöhung der Artenzahl an Carabiden. Die ebenfalls höheren Artenzahlen in den Laubwaldstandorten bestätigen diese Hypothese.

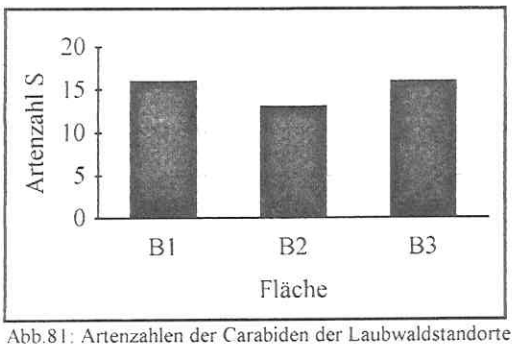


Abb.81: Artenzahlen der Carabiden der Laubwaldstandorte

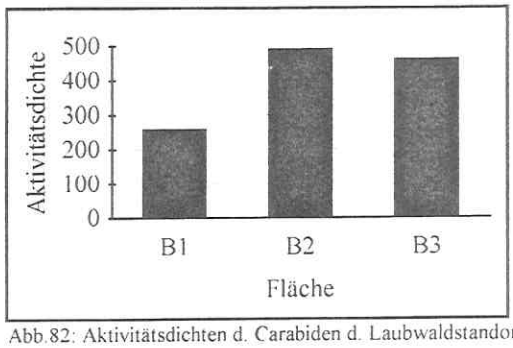


Abb.82: Aktivitätsdichten d. Carabiden d. Laubwaldstandorte

Die Aktivitätsdichten (Abb.82) der Flächen B2 und B3 liegen etwa gleich hoch, während auf der Fläche B1 deutlich geringere Aktivitätsdichten gefunden wurden. Ob dies damit begründet werden kann, daß diese Fläche B1 in der Schadzone 1 liegt und damit einer höheren Immissionsbelastung ausgesetzt ist, muß offenbleiben. In der Kiefernkatena wurden ebenfalls auf den stärker belasteten Flächen geringere Aktivitätsdichten nachgewiesen. Insgesamt liegen die Aktivitätsdichten deutlich unter denen der Kiefernkatena.

7.3.3. Diversität und Eveness

Sowohl die Diversitäts- als auch die Evenesswerte der drei Laubwaldstandorte sind nicht deutlich voneinander verschieden. Geringfügig höhere Werte konnten für den Traubeneichen-Hainbuchenwald (B1) berechnet werden.

Im Vergleich zu den Kiefernforsten liegen die Diversitäten der Laubwaldstandorte mit Werten zwischen 1,4 und 1,9 über denen der Kiefernforste (0,7-1,9). Die höchste Diversität der Kiefernflächen (1,9) konnte jedoch nur für die am stärksten geschädigten Fläche D1 ermittelt werden. Durchschnittlich sind im Kiefernforst geringere Diversitäten als auf den Laubwaldstandorten gefunden worden. Die Evenesswerte liegen in ähnlicher Größenordnung wie die der Kiefernkatena, wo geringere Werte nur im mittleren Katenateil auftraten.

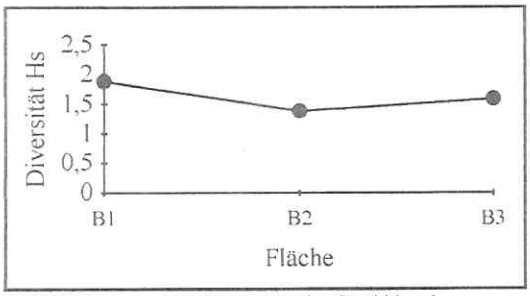


Abb.83: Diversitäten (Hs) der Carabiden der Laubwaldstandorte

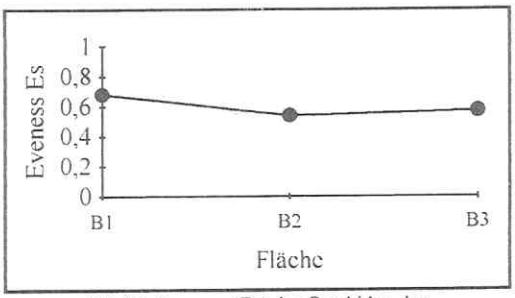


Abb.84: Eveness (Es) der Carabiden der Laubwaldstandorte

7.3.4. Ökologische Charakteristika (Habitataffinität, Entwicklungstypen, Größe)

Abbildung 85 faßt die Verteilung der Carabidenarten der Laubwaldstandorte auf die verschiedenen ökologischen Gruppen zusammen. Auf den relativ natürlichen Standorten ist der Anteil von Waldarten dominierend. Der Anteil der Feldarten ist insbesondere auf Fläche B3 sehr gering. Dies spricht für ein kühleres Mikroklima, welches von Feldarten gemieden wird. Das Überwiegen der Waldarten entspricht den Verhältnissen der geringer immissionsbeeinflußten Kiefernforste. Damit scheint das Mikroklima gering belasteter Kiefernforste ähnlich dem der Laubwaldstandorte zu sein. Verantwortlich hierfür könnte der dichtere Kronenschluß sein. Auf den stärker immissionsbelasteten Kiefernflächen kommt es offenbar zu Auflichtungen, die von den Feldarten bevorzugt wird. Gegen diese Theorie spricht dagegen das starke Überwiegen der Waldarten auf der Gossaer Fläche im großräumigen Immissionsgradienten, die ebenfalls stark immissionsgestört ist.

Bei den Entwicklungstypen der in den Laubwaldstandorten gefangenen Arten ergab sich bis auf Fläche B1, wo Frühjahrs- und Herbstbrüter zu gleichen Anteilen vorkamen, ein Überwiegen der Herbstbrüter. Gegensätzlich zu den in der Kiefernkatena ermittelten Ergebnissen überwiegen auf Laubwaldstandorten Arten mit einer Fortpflanzung im Herbst. Dies entspricht den Angaben in der Literatur, nach denen Herbstbrüter Biotope mit einem ausgeglichenen Mikroklima,

welches Wälder aufweisen, bevorzugen (siehe Diskussion). Die Laubwaldstandorte entsprechen demnach in ihren mikroklimatischen Gegebenheiten eher den Ansprüchen der Herbstbrüter. Das unterstreicht die These, daß durch einen klimatischen Ausgleich, wie er in einem Laubwald gegeben ist, die Bedingungen ausgeglichener und "ozeanischer" werden, sowie die Extreme abgepuffert werden, wie sie in gestörten Standorten eher vorkommen.

Das Verhältnis großer zu kleinen Arten auf den Laubwaldstandorten unterscheidet sich zwischen den untersuchten Flächen. Während auf den Flächen B1 und B3 große und kleine Arten in etwa gleichen Anteilen vorkommen, überwiegen auf Fläche B2 große Arten. Größere Arten können den hohen Raumwiderstand, der offensichtlich auf der Fläche B2 gegeben ist, eher überwinden als kleine Arten. Bei dem Raumwiderstand handelt es sich weniger um eine stark strukturierte Krautschicht als um eine starke Laubstreu. In der Kiefernkatena war ein Überwiegen kleiner Arten besonders auffällig in der Schadzone 1.

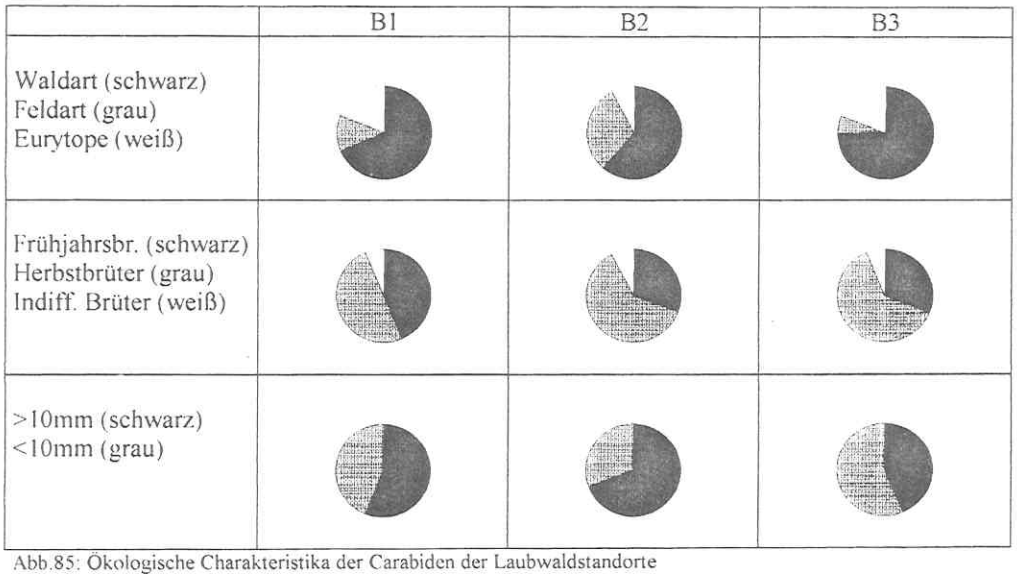


Abb.85: Ökologische Charakteristika der Carabiden der Laubwaldstandorte

7.3.5. Phänologie

Auf dem Laubwaldstandort B1 wurden 2 Aktivitätsmaxima aufgezeichnet; eines im Juli und ein weiteres im September. Die anderen beiden Standorte wiesen nur ein Maximum im Juli auf. In der Fläche B1 setzte außerdem die Laufaktivität relativ früh wieder ein (Februar), während die Laufkäfer der anderen beiden Flächen erst im April wieder Laufaktivität zeigten (Abb.86).

Auffallend bei Betrachtung der Laufaktivitäten im Jahresgang ist das relativ späte Einsetzen der Laufaktivität auf den Laubwaldstandorten. In der Kiefernkatena waren ab Februar Laufaktivitäten zu verzeichnen. Da die gleichen Arten sowohl in der Kiefernkatena als auch auf den Laubwaldstandorten vorkommen, dürfte ein günstigeres Mikroklima in den Kiefernforsten Ursache für das frühere Erscheinen der Individuen sein.

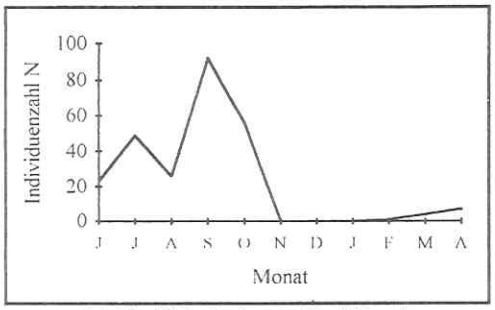


Abb.86a: Phänologien der Carabiden der Laubwaldstandorte (B1)

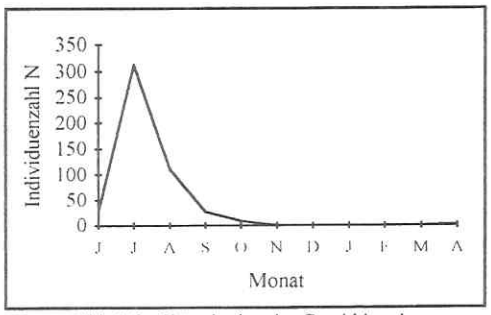


Abb.86b: Phänologien der Carabiden der Laubwaldstandorte (B2)

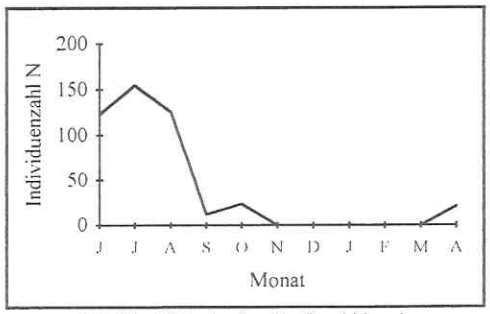


Abb.86c: Phänologien der Carabiden der Laubwaldstandorte (B3)

7.3.6. Diskussion der Ergebnisse zu den Laubwaldstandorten

Laubholzbesiedelnde Carabidenarten stellen das Potential für die Ausbreitung und Wiederansiedlung in die jetzigen Kiefernforste dar. In den Kiefernflächen ist ein Trend der Besiedlung mit Pflanzenarten der Laubwälder und damit einer Umwandlung zu natürlichen Laubwaldstandorten zu beobachten. Bei Vorhandensein der zugehörigen Carabidenfauna in den Laubwaldrelikten könnte eine Besiedlung der jetzigen Kiefernforste schneller erfolgen. Außerdem ist es durch die Kenntnis der Ökologie der Carabiden in den relativ natürlichen Standorten möglich, die erhaltenen Ergebnisse der Kiefernforste zu interpretieren und einzuschätzen, inwiefern diese Carabidengesellschaften "gestört" sind.

Bezüglich des Arteninventars wurden große Übereinstimmungen zwischen Kiefern- und Laubwaldstandorten gefunden. Nur wenige Arten der Laubwaldstandorte konnten für die Kiefernforste nicht nachgewiesen werden. Zur Fallenfangmethode sollte jedoch kritisch hinzugefügt werden, daß nicht gefangene Arten nicht wirklich fehlen müssen, sondern methodenbedingt ausfallen können. Handfänge sowie eine Nachsuche ergänzen dementsprechend die gewonnenen Ergebnisse. Die Carabidengesellschaft eventuell neu entstehender Laubwaldstandorte wird sich wahrscheinlich kaum von der der heutigen Kiefernforstgesellschaft unterscheiden. Auffallend verschieden war hingegen die Häufigkeitsverteilung. Es sind für die neuen Standorte andere Populationsstärken der einzelnen Arten zu erwarten.

Auf stärker laubwaldbeeinflußten Standorten wurden stets höhere Artenzahlen ermittelt als in reinen Kiefernforsten. Die Ergebnisse der Laubwälder mit höheren Artenzahlen als in den Kiefernforsten bestätigen diesen Trend, so daß von einer Erhöhung der Artenzahl im Gebiet ausgegangen werden kann.

Es wird vermutet, daß sich auf den neu entwickelten Flächen auch die Diversität erhöht (als eine Folge der Erhöhung der Artenzahl?), während die Evenesswerte gleich bleiben. Die

Kiefernforste wiesen im Durchschnitt geringere Diversitätswerte als die Laubwaldflächen auf, während die Eveness etwa gleich hoch lag. Vergleichende Untersuchungen in Laub- und Nadelwäldern der Niederlande erbrachten höhere Diversitätswerte in den Laubwäldern (HEIJERMANN & TURIN 1989). Dieses Ergebnis konnte bestätigt werden.

Die Habitatpräferenz wird sich wahrscheinlich zugunsten der Waldarten wandeln, wobei zum heutigen Zeitpunkt ein höherer Anteil an Waldarten auf den gering immissionsbelasteten Kiefernflächen zu beobachten war. Auf den stark geschädigten Flächen war der relative Anteil der Feldarten höher, obwohl diese Flächen mehr Laubwaldcharakter tragen. Offenbar wirkt sich hier jedoch die immissionsbedingte Auflichtung negativ auf Waldarten aus.

Ebenso könnte sich das Brutverhalten zugunsten der Herbstbrüter entwickeln. Auf den Laubwaldstandorten überwogen Arten mit einer Herbstfortpflanzung, während das Verhältnis auf den Kiefernflächen umgekehrt war. THIELE (1960) deutet die Bindung bestimmter Arten an Laub- oder Nadelwälder mit der Empfindlichkeit des Larvenstadiums gegenüber der Bodenfeuchte: Frühjahrsbrüter mit ihren Larven in der trockenen, warmen Sommerzeit besiedeln eher die kühleren, feuchteren Laubwaldstandorte. Herbstbrüter sind dagegen prädestiniert für die Besiedlung extrem trockener Standorte. Zu gleichen Ergebnissen gelangten BARNDT (1976), LAUTERBACH (1964), THIELE (1960, 1964), THIELE & KOLBE (1962) und VOGEL & KROST (1990). Dieser in der Literatur mehrfach beschriebene Zusammenhang von Bodenfeuchte und Fortpflanzungstyp konnte jedoch in Untersuchungen von VOWINKEL (1990) auf Braunkohlehalden nicht bestätigt werden. Auch die vorliegende Studie ergab abweichende Ergebnisse: Die Laubwaldstandorte werden hier von einem höheren Prozentsatz an Herbstbrütern besiedelt, während auf den Kiefernflächen Frühjahrsbrüter überwogen. Warum diese Abweichung auftrat, konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht geklärt werden.

Aufgrund der verschiedenen Ergebnisse auf den Laubwaldstandorten kann man keine Rückschlüsse auf die Verteilung großer und kleiner Arten in Kiefernforsten ziehen. Für das bevorzugte Vorkommen großer oder kleiner Arten scheint in erster Linie die Ausbildung und der Strukturreichtum der Krautschicht und damit der Raumwiderstand bestimmend zu sein. Auch in der Literatur weichen diesbezügliche Ergebnisse voneinander ab. THIELE (1968) fand in Buchenwäldern einen Anteil der größeren Arten von über 90%. VOGEL & KROST (1990) sowie LAUTERBACH (1964) beschreiben dagegen das Dominieren großer Carabiden (>10mm) in Fichtenaltbeständen im Gegensatz zu Buchenbeständen, in denen kleine Arten vorherrschten.

8. Diskussion zu den Ergebnissen bei Carabiden

Die Eignung von Laufkäfern als Indikatoren zur Kennzeichnung von Lebensräumen wird u.a. von THIELE (1977), MÜLLER (1978), TRAUTNER (1992) und MÜLLER-MOTZFELD (1989) beschrieben. Dies wird auf deren dominierende Rolle in fast allen Landökosystemen (hohe Aktivitätsdichten, Artenreichtum), relativ leichte Handhabbarkeit (Fang, Determination) und die ausführliche ökologische Bearbeitung zurückgeführt. Günstige Bedingungen zum Einsatz von Carabiden als Indikatorgruppe stellt SPANG (1992) zusammen: hoher Wissensstand bezüglich der Biologie der Arten, starke Bindung an das Mikroklima, Vegetationsstruktur und Bodenfeuchte, Indikatorbedeutung für Überflutung und anthropogene Beeinflussung. FREITAG (1979) begründet die Eignung der Carabiden als Bioindikatoren mit folgenden Eigenschaften: hohe Vielfalt, weite Verbreitung und viele Nischen besetzend.

SCHWERDTFEGER (1975) gibt jedoch zu bedenken, daß in den meisten Fällen das Sukzessionsgeschehen mit Hilfe des Vergleichs (zeitgleich) nebeneinander existierender Sukzessionsphasen untersucht wird, also aus dem zeitlichen Nebeneinander auf das zeitliche Nacheinander geschlossen wird. Die hier vorliegende Untersuchung wird beiden Aspekten gerecht, indem eine Langzeitstudie (zeitlicher Gradient) vorliegt und eine neue Beobachtungsreihe eines örtlichen Gradienten aufgestellt wurde. Beide Methoden können unmittelbar miteinander verglichen werden.

Inwieweit Laufkäfer auch zur Beschreibung von Umweltveränderungen durch anthropogene Eingriffe geeignet sind, sollte Gegenstand dieser Untersuchungen sein. Zu prüfen war außerdem, ob Carabiden direkt oder indirekt auf Immissionsbelastung reagieren. Vorangegangene Arbeiten zu dieser Problematik weisen Carabiden als indirekte Indikatoren aus (STUBBE 1980). STÖCKER (1980) definiert indirekte Bioindikatoren als Systemelemente, die nicht unmittelbar auf die Störgröße, sondern auf veränderte Ausgangsgrößen der direkt betroffenen Elemente reagieren. Es ist zu vermuten, daß für Carabiden die Vegetationsstruktur und das Mikroklima diese Ausgangsgrößen darstellen.

Arteninventare und Artenzahlen

Thienemann's biozönotisches Grundprinzip geht von einem Absinken der Artenmannigfaltigkeit und höheren Abundanzen einzelner Arten aus, wenn sich die Lebensbedingungen eines Standortes vom Normalen entfernen. Die Angaben in der Literatur zu Reaktionen von Carabiden auf Lebensraumänderungen differieren beträchtlich. So ergaben Untersuchungen von TOBISCH & DUNGER (1974) an Carabiden in einem Gebiet, welches unter Langzeitimmissionseinfluß stand (starker Flugascheeintrag), keine Verringerung der Artenmannigfaltigkeit. Die Besiedlungsdichte entsprach natürlichen, ungestörten Standorten. Auch die biogeographische Zusammensetzung der Artengarnituren ergab keinen Anhaltspunkt auf eine negative Reaktion der Carabiden auf die langjährige Flugascheimmission (60 Jahre). Dagegen werden flugascheinduzierte Vegetationsverschiebungen und daraus resultierende Änderungen der Bodenfauna von DUNGER et. al. (1972) beschrieben. Dessen Untersuchungen ergaben, daß auch Langzeiteinfluß von Industrieemissionen nicht zu einer Artenverarmung führen muß. Es konnten keine Verminderung der Artenmannigfaltigkeit oder anderer ökologischer Strukturcharakteristika infolge von Emissionswirkung nachgewiesen werden.

Bezüglich des Arteninventars der Kiefernkatena konnten keine faunistischen Besonderheiten festgestellt werden. Die nachgewiesenen Arten sind Besiedler von Wäldern und insbesondere von Nadelwäldern. Als bemerkenswert sollen hier nur die Dominanzindices gelten: Die häufigste Art ist fast durchgängig mit sehr hohen Dominanzwerten vertreten, die sich von den anderen Dominanzen deutlich abhebt. Mit Ausnahme der Fläche D1 ist das die Waldart *Abax parallelipipedus*.

Hauptauswirkung der Immissionen in der Dübener Heide war der Niedergang von basischen Flugaschen und eine damit verbundene Aufkalkung des Bodens. Düngungen in Wäldern führen zu ähnlichen Effekten wie dieser Flugascheeintrag. Bereits KRAUSS (1966) schreibt, daß

emittierte Kalkstäube praktisch eine intensive Kalkdüngung darstellen. Aus diesem Grunde erschien es sinnvoll, Ergebnisse aus gedüngten Gebieten zum Vergleich heranzuziehen. Untersuchungen von RINK (1990) in einem gedüngten Kiefernforst nahe Berlin ergaben keinen Artenrückgang nach erfolgter Düngung. Es wurden jedoch nur die ersten drei Jahre nach der Düngung untersucht. Wie die Veränderungen nach längeren Zeiträumen aussehen, konnte nicht geklärt werden. PUSZKAR (1979) fand einen direkten Einfluß von Immissionen eines Zementwerkes und eines Stickstoffdüngemittelwerkes auf die Zusammensetzung der Carabidenfauna heraus. Zu vermuten ist allerdings, daß diese Veränderungen der Carabidenfauna eher indirekt durch Vegetations- und Mikroklimaänderungen hervorgerufen werden. Auch bei PRZYBYLSKI (1974) werden starke Veränderungen in der Artenzusammensetzung bei Arthropoden in schwefelbelasteten Gebieten nachgewiesen. In den emittentennahen Flächen war ein Totalausfall der Carabiden zu beobachten. JAROSIK (1983) konnte ebenfalls keinen Einfluß der Immission auf Carabidenzönosen in verschieden stark belasteten Auwäldern feststellen. STUBBE & TIETZE (1980) fanden keine Unterschiede in Artenzusammensetzung und Häufigkeiten bei Carabiden in einer Katena unterschiedlicher Immissionsstärke. Veränderungen des Arteninventars von Kiefernwäldern nach Kahlschlag werden u.a. von BROEN (1965) beschrieben. Indigene Waldarten verschwanden rasch und dafür wanderten Offenlandarten ein.

Interessant scheint in diesen Zusammenhang, daß BARNDT (1976) in anthropogenen Gesellschaften, wie z. B. Fichtenanpflanzungen, Abweichungen im Faunenspektrum feststellte. Die ebenfalls künstlich angelegten Kiefernforste der hier vorliegenden Untersuchung zeigen diese Abweichung nicht. Damit zeigen sie nach BARNDT (1976) stabile synökologische Verhältnisse an. Da die Anpflanzungen der Kiefernforste seit mehreren hundert Jahren erfolgten und die Immissionen ebenfalls seit etwa 100 Jahren wirken, könnte es durchaus möglich sein, daß sich über diese langen Zeiträume tatsächlich relativ stabile ökologische Verhältnisse ausgebildet haben.

Die in der hier vorliegenden Untersuchung ermittelten Artenzahlen entsprechen den in der Literatur angegebenen Werten. THIELE (1968) wies im Buchenwald 13 Arten nach, während es im Fichten-Altholz 10 Arten waren. SPÄH (1980) untersuchte verschiedene Wald- und Kulturbiotope auf ihre Carabidenfauna und fand die geringsten Artenzahlen im Kiefernforst. Dominierende Art war *Pterostichus oblongopunctatus*.

Höhere Artenzahlen wurden in der vorliegenden Studie auf der stark immissionsbelasteten Fläche D1 nachgewiesen. Diese Fläche zeigt eine deutliche Beeinflussung durch Laubwaldarten. Kiefernstandorte mit Laubwaldeinfluß zeigten auch bei SZYSZKO (1974) höhere Artenzahlen und Aktivitätsdichten als reine Kiefernkulturen. DEN BOER (1965) fand heraus, daß mit zunehmender Gesamtdeckung der Krautschicht auch mehr "Plätze" für Carabidenarten und -individuen verfügbar sind. In der vorliegenden Studie war der Deckungsgrad der Krautschicht auf der am stärksten geschädigten Fläche D1 mit 40% am geringsten im Vergleich zu allen anderen Flächen, dafür konnte sich hier eine gut strukturierte Strauchschicht etablieren.

Es liegt die Schlußfolgerung nahe, daß nur in unmittelbarer Nähe zum Emittenten ein Einfluß auf die Artenzusammensetzung bei Carabiden zu erkennen ist. Die Betrachtung der in den aktuellen Daten nicht mehr nachgewiesenen Arten bestätigt diese Hypothese: Die meisten der seit den 70er Jahren nicht mehr gefangenen Arten (wie beispielsweise *Calathus piceus*) kamen auf den stärker immissionsbeeinflußten Flächen vor. Andere Arten wie *Nebria brevicollis* kamen damals auf allen Flächen der Kiefernkatena vor, sind für die 90er Jahre jedoch nicht mehr nachgewiesen. Wenn man natürliche Populationsschwankungen ausschließt, kann man also generell von einem Einfluß der Immissionen auf die Carabiden ausgehen. Dabei reagieren die Arten unterschiedlich auf die unterschiedlich starke Belastung. Während einige Arten, zumindest im Untersuchungsgebiet, "Extremverhältnisse" bezüglich der Immissionsbelastung bevorzugen oder meiden, ist bei anderen erst nach längeren Zeiträumen eine Besiedlung des Gebietes bzw. das Auswandern zu beobachten. Es könnte sich bei den gewonnenen Ergebnissen um einen indirekten Immissionseinfluß auf Carabiden handeln. Dieser wirkt jedoch nicht unmittelbar auf das Individuum, sondern über Veränderungen der Vegetationsstruktur auf die Laufkäferart.

An dieser Stelle bemerkt werden soll, daß FEILER (1971) keine Unterschiede in den Artenzahlen an Carabiden verschieden stark immissionsgeschädigter Kiefernbestände in der Dübener Heide feststellen konnte. Häufigste Arten waren *Carabus nemoralis* und *Carabus violaceus*. Alle Arten der Gattung *Carabus* traten mit der niedrigsten Präsenz in der am stärksten geschädigten Zone auf. Mögliche Ursachen könnten sein: Herabsetzung der Bewegungsaktivität durch dichten Bodenbewuchs, selteneres Vorkommen der Art, niedrigere Laufaktivität aufgrund eines höheren Nahrungsangebotes.

Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen stellt SCHÄLLER (1985) eine Verringerung der Arthropodenartenzahl und eine Zunahme der Individuenzahl in Emittentennähe fest. Seine Untersuchungen fanden allerdings in unmittelbarer Emittentennähe statt. Auch die Untersuchungen von FREITAG, HASTINGS, MERCER et. al. (1973) ergaben eine drastische Reduktion der Individuendichten an Carabiden in Nähe eines Kraftwerks.

In der zeitlichen Entwicklung ist eine Verringerung der Artenzahl im Gesamtgebiet und auf den einzelnen Flächen zu beobachten. Dies hängt offenbar mit der Sukzession und der damit verbundenen dichter werdenden Kraut- bzw. Strauchschicht zusammen. Auch die Artenzahlen der Pflanzen gingen gegenüber den 70er Jahren zurück (AMARELL, Diss. in prep.). KNIE (1975) fand eine Abhängigkeit der Artenzahl an Carabiden von der Vegetation. Je ärmer die Krautschicht in den Wäldern war, um so geringer wurde die Artenzahl mit einer gleichzeitigen Individuenzunahme. Auf mit einer reichhaltigen Krautschicht versehenen Kahlschlägen hingegen wurde das größte Artspektrum mit geringeren Individuendichten nachgewiesen.

Die Betrachtung der schadzonengebundenen Arten läßt einen weniger eindeutigen Schluß auf einen Immissionseinfluß zu. Ein Drittel aller in der Dübener Heide gefangenen Arten kommt in allen Schadzonen vor. Zumindest diese Arten scheinen bezüglich immissionsbedingter Vegetationswechsel euryök zu sein. Andererseits weist die Schadzone 1 (stärkste Belastung) den höchsten Spezialistenanteil auf. Bei den nur in dieser Zone gefundenen Arten scheint es eine gewisse Abhängigkeit von den durch die Aufkalkung hervorgerufenen Veränderungen zu geben.

Aktivitätsdichte

Jedes Individuum besitzt eine dichteunabhängige und aktivitätsabhängige Fangwahrscheinlichkeit, wobei die Aktivität in Abhängigkeit von Jahreszeit, Mikroklima, Raumwiderstand und anderen Faktoren großen Schwankungen unterliegt (GREENSLADE 1964, HEYDEMANN 1957). Somit ist das Fangergebnis die Summe der Fangwahrscheinlichkeit aller Individuen im Einzugsbereich der Falle. Die gewonnenen Individuenzahlen stellen damit Maßzahlen für die lokomotorische Aktivitätsindividuendichte dar. Wie bereits besprochen wurden, läßt sich - methodenbedingt - kein direkter Vergleich der Aktivitätsdichten beider Untersuchungszeiträume anstellen. Lediglich Trends oder vorsichtige Schätzungen sollten deshalb bei dem Zeitvergleich besprochen werden.

Da innerhalb des Immissionsgradienten mit gleichen Methoden und zu identischen Zeitpunkten gearbeitet wurde, sind hier Vergleiche der Aktivitätsdichten möglich. Es traten die niedrigsten Aktivitätsdichten auf den am stärksten geschädigten Flächen auf. Mit zunehmender Entfernung vom Emittenten ist dann zunächst ein Anstieg der Aktivitätsdichten zu erkennen, der zu den am wenigsten gestörten Flächen hin wieder abnimmt. Dies könnte auf den Düngungseffekt der eingetragenen Luftpartikel (Flugaschen) zurückzuführen sein: Auf den emittentennahen Standorten kommt es zu einer regelrechten Überdüngung und damit zur Etablierung einer sehr reichhaltigen Kraut- und Strauchschicht (GROLL 1979). Damit ist ein sehr hoher Raumwiderstand vorhanden, der negativ auf die Laufaktivität der Carabiden wirkt. Dementsprechend wurden auf diesen Flächen die geringsten Aktivitätsdichten ermittelt. FREITAG (1979) fand eine zunehmende Populationsgröße von Carabiden in zunehmender Entfernung von einer Schwefeldioxidquelle. HAGVAR et. al. 1980 (in: HELIÖVAARA & VÄISÄNEN 1993, S.78) stellten bei künstlicher Versauerung in Waldböden Abundanzerhöhungen einiger Carabus-Arten fest. Diese Änderungen in den Populationsdichten einzelner Arten werden auf das Zurückgehen der Moosschicht in den sauren Flächen zurückgeführt. Eindeutige Hinweise über veränderte Häufigkeits-

verhältnisse in Laufkäferzönosen aufgrund der Immissionsbelastung konnten im Gegensatz zu den genannten Autoren bei RINK (1990) nicht belegt werden.

Diversität und Eveness

Die Diversität steigt sowohl mit steigender Artenzahl als auch mit zunehmender Gleichverteilung der Individuen unter den Arten. Der Wert an sich gestattet jedoch keine Aussage darüber, ob er durch hohe Artenzahlen mit unterschiedlicher Individuenzahl oder durch gleichmäßige Verteilung der Individuen auf wenige Arten entstanden ist. Aus diesem Grund wird die Eveness Es berechnet, die den Diversitätswert zum maximal möglichen Diversitätswert in Relation setzt. Der maximale Diversitätswert ergäbe sich bei gleichen Artenzahlen unter größtmöglicher Gleichverteilung der Individuen.

Die Diversität ist nach SCHWERDTFEGER (1978) ein Maß für die Mannigfaltigkeit und Stabilität des Ökosystems. Dabei sollen naturnahe und natürliche Ökosysteme eine höhere Stabilität als anthropogen überformte Systeme haben. Geringe Diversitätswerte würden einen hohen Grad anthropogener Beeinflussung und Störung indizieren. Die Diversität Hs kann als Maß für die Eigenstabilität einer Lebensgemeinschaft angesehen werden. Diese Stabilitäts-Diversitäts-Hypothese ist jedoch heute umstritten, da sich beispielsweise bei anthropogenem Stoffeintrag und damit höherer Artenzahl in Ökosystemen ebenfalls höhere Diversitätswerte ergeben. Künstliche Eingriffe führen in diesem Fall sogar zu einer Erhöhung der Diversität.

Die Diskussion um die mögliche Eignung der Diversität zur Beschreibung von Veränderungen in ökologischen Studien wird nach wie vor sehr kontrovers geführt. JAROSIK (1991) führt als notwendige Vorraussetzungen für eine Eignung der Diversität einen genügend langen und durchgehenden Untersuchungszeitraum, sowie einen bestimmten Umwelttypen an. Wenn diese Vorraussetzungen erfüllt sind, hält er die Diversität für geeignet, Habitatveränderungen hinreichend zu beschreiben. Unterschiedliche Diversität kann nach THIELE & WEISS (1976) nur dann als Bewertungskriterium verwendet werden, wenn Langzeitbeobachtungen einer Fläche unter sich wandelnden Umweltbedingungen vorliegen. Da die vorliegende Studie einen durchgehenden und relativ langen Untersuchungszeitraum beschreibt, konnten Diversität und Eveness berechnet werden und sollen im nachfolgenden diskutiert werden.

Bei den Untersuchungen der 70er Jahre ist anhand der Diversität kein Gradient zu erkennen. Unter stärkerer Immission war weder eine Zunahme noch eine Abnahme der Diversität zu beobachten. Die aktuellen Daten zeigen hohe Diversitätswerte auf den am stärksten und am geringsten belasteten Flächen. Die in der Mitte der Katena liegenden Flächen weisen deutlich geringere Werte auf. Die hohe Diversität in der Schadzone 1 ist wahrscheinlich auf die ebenfalls hohe Artenzahl zurückzuführen. Die am geringsten belasteten Flächen könnten diese höheren Werte aufgrund ihres relativ ungestörten Zustandes aufweisen. Die mittleren Flächen sind dagegen nicht so stark immissionsgestört, daß die Artenzahl zunimmt und andererseits nicht so weit vom Emittenten entfernt, daß sie davon unbeeinflußt sind. Eventuell kann man für die emittentenentferntesten und -nächsten Flächen von stabileren Zönosen ausgehen.

Eine andere Möglichkeit der Interpretation ist die unterschiedliche Verteilung der Immissionen. Im Gebiet kommt es zu einer Immission einmal durch basische Flugstäube, zum anderen durch SO_2, was zu einem sauren Milieu führt. Während die Flugstäube als Partikel niedergehen, wird SO_2 als gasförmiger Stoff transportiert. Es wäre denkbar, daß in unmittelbarer Emittentennähe beide Stoffe in adäqaten Mengen niedergehen. Da die Flugstäube jedoch schwerer sind, wirken diese nur in unmittelbarer Emittentennähe, während SO_2 als Gas weiter als die Kalkstäube vertrieben wird. In Schadzone 1 ist demnach ein massiver Einfluß beider Komponenten gegeben. Mit zunehmender Entfernung von der Schadstoffquelle kommt es zu immer geringerem Niedergang der Flugasche, während SO_2 als Gas auch noch in weiterer Entfernung wirken kann. Während die Diversität auf den stark immissionsgeschädigten Flächen aufgrund der hohen Artenzahl relativ hoch ist und auf den emittentenfernen Standorten wegen der nahezu natürlichen Habitatqualität ebenfalls höhere Werte zeigt, sinkt sie auf den mittleren Flächen rapide ab, da

hier weniger Kalkstäube, jedoch noch SO_2 niedergehen, was die niedrigen Diversitäts- und Evenesswerte erklären würde.

Da die Diversität von fast jedem Autor anders interpretiert wird (siehe nachfolgende Betrachtung), soll diese Erklärung sehr offen gehalten und nicht überbewertet werden. Niedrige Diversitätswerte und eine Zunahme der Dominanzen müssen nicht auf einer Störung im Gebiet beruhen (TIETZE 1980). So führen NEUMANN (1971) und HEJKAL (1985) an, daß hohe Diversitätswerte oftmals in Sukzessionen und gestörten Gebieten auftreten, ebenso können in ursprünglichen, ungestörten Flächen niedrige Werte der Diversität gemessen werden. In anderen Untersuchungen wie denen von MÜLLER et al. (1975) in Ballungsräumen und von MAURER (1974) in Wiesengebieten an verkehrsreichen Straßen war die Abnahme der Diversität ein besonders geeignetes Maß für die anthropogene Belastung eines Gebietes. Auch MADER (1979) stellte ein Absinken der Artendiversitäten im unmittelbaren Straßenrandbereich fest. Nach MÜLLER et. al. (1974) und NAGEL (1977) verringert anthropogene Belastung die Artendiversität in stärkerem Maße als z.B. extremes Mikroklima. Für RIECKEN (1992) stellt die Diversität keinen Indikatorwert dar. BECKER (1977) bezweifelt stark, ob sich die Qualität von Lebensgemeinschaften allein aus Diversitätsberechnungen ableiten läßt. Seiner Meinung nach geben Artenspektren oft einen besseren Hinweis auf die Standortqualität. So beherbergen bekanntermaßen reich gegliederte, nischenreiche Biotope größere Artenzahlen, unabhängig davon, ob dieser Nischenreichtum natürlich oder anthropogen entstand. Oftmals läßt sich das Artenspektrum eines Standorts besser mit den ursprünglich vorherrschenden Standortbedingungen erklären. Auch ELLENBERG (1973) schränkt die Behauptung der Verringerung der Diversität nach menschlichem Einfluß ein. Ich möchte mich den beiden letztgenannten Autoren anschließen und die Diversität allein nicht als geeignet zur Beschreibung von Habitatqualitäten definieren. Im Zusammenhang mit anderen Werten und Daten wie Artenzahlen und vor allem Artenspektren liefert sie jedoch zusätzliche und ergänzende Informationen zum Zustand der Lebensgemeinschaft.

Angaben zur Eveness sind in der Literatur nur spärlich anzutreffen. Nach SCHNITTER, (1990) kann ein geringerer Evenesswert eine instabilere Zönose bedeuten. Bei den vorliegenden Daten ergab sich im zeitlichen Verlauf ein Anstieg der Eveness mit Ausnahme der mittleren Katenaflächen, wo die Eveness drastisch absank. Da auch der räumliche Immissionsgradient eine höhere Eveness mit abnehmender Immission zeigt, könnte man dies als einen Hinweis auf eine Reaktion auf die verbesserte Immissionssituation im Gebiet der Dübener Heide betrachten. Worin die sehr niedrigen Werte im mittleren Teil der Katena begründet liegen, ist unter Umständen auf die ebenfalls geringe Diversitätswerte zurückzuführen.

Faunenähnlichkeit

Veränderungen in Carabidengemeinschaften können durch den Vergleich von zeitlich oder räumlich unterschiedlichen Proben ermittelt werden. Als für Carabiden geeignete Charakteristika stellt MÜLLER (1972) den JACCARD-Index und den RENKONEN-Index heraus. Die ausschließlich qualitative Bewertung der Arten bei Anwendung des JACCARD-Index führt bei Vorhandensein vieler seltener Arten zu einem Verlust der Aussagekraft (WASNER 1977). Deshalb wurde hier ebenfalls der WAINSTEIN-Index berechnet, der quantitative und qualitative Komponenten faunistischer Ähnlichkeit berücksichtigt. Dadurch kommt es weder zu einer Überbewertung seltener Arten noch bleiben Arten, welche in nur einer der verglichenen Flächen vorkommen, unberücksichtigt (TOPP 1982).

Der JACCARD-Index war auf den emittentenfernen Standorten am höchsten, während in Emittentennähe selbst benachbarte Flächen geringe Artenidentitätswerte zeigen. Unter unmittelbarem Immissionseinfluß kommt es schon auf sehr kurzen Distanzen zu Veränderungen im Arteninventar, während die weiter entfernten Standorte größere Übereinstimmungen im Arteninventar zeigen. In der zeitlichen Entwicklung kam es ebenfalls zu Veränderungen der Artenidentität. Zum Zeitpunkt starker Immission waren zwischen allen Flächen der Gesamtkatena höhere Identitätswerte zu finden. Dies bedeutet, daß die nachlassende Immission bereits Auswirkungen auf die Arteninventare zeigt. In beiden Untersuchungszeiträumen ist der am stärksten immis-

sionsgeschädigten Fläche D1 aufgrund der von allen anderen Flächen abweichenden Artenzusammensetzung eine Sonderstellung zuzuordnen.

Die Berechnung der Dominanzidentität bestätigte die Zuordnung der Sonderstellung zur Fläche D1. Sie unterscheidet sich deutlich von den anderen Katenaflächen. Innerhalb der betrachteten 15 Jahre kam es zu einer Angleichung der Dominanzidentitäten zwischen weiter voneinander entfernten Flächen. Während bei der vorangegangenen Untersuchung größere Identitätswerte nur zwischen benachbarten Flächen ermittelt werden konnten, sind die Werte der 90er Jahre zwischen nahezu allen Flächen relativ hoch. Somit ist kein deutlicher Gradient mehr nachzuweisen, was auf die Verbesserung der Immissionssituation zurückgeführt werden könnte. Die im Gebiet drastisch gesenkte Immission führt zu einer Angleichung der vorher faunistisch verschiedenen Flächen.

Der WAINSTEIN-Index bestätigt die vorangegangenen Ergebnisse. Mit zunehmender Entfernung voneinander werden die Identitätswerte kleiner. Im zeitlichen Verlauf werden die Flächen der Katena untereinander ähnlicher.

Die Ermittlung des Arten-Turnovers bestätigte ebenfalls die Sonderstellung der Fläche D1. Mit zunehmender Entfernung der Flächen voneinander kommt es zu höheren Arten-Turnover-Werten. Auch hier kann man im zeitlichen Verlauf von einer Angleichung der Flächen untereinander sprechen.

Die Doppelfläche D4/D5 zeigte Ähnlichkeitswerte um 50%. Dies ist ein relativ niedriger Wert, wenn man in Betracht zieht, daß die Flächen unmittelbar nebeneinander liegen und damit theoretisch einer gleich starken Immission ausgesetzt sind. Interessanterweise hatten sich schon bei Erhebung der Immissionsdaten stark voneinander abweichende Werte der beiden Flächen ergeben. Eine denkbare Erklärung für die Beeinflussung der Zusammensetzung der Carabidenfauna wäre das unterschiedliche Bestandsalter und damit die Ausbildung einer verschieden zusammengesetzten Krautschicht.

Um die Veränderungen der Einzelflächen im Zeitverlauf besser erfassen zu können, wurden die Ähnlichkeitsindices pro Fläche berechnet (die Daten der 70er und der 90er Jahre wurden dazu für jede Fläche miteinander verglichen). Es bestätigte sich, daß große Übereinstimmungen auf den geringer immissionsbelasteten Flächen zu finden sind, während auf stark immissionsbelasteten Standorten größere Veränderungen in den Arten- und Dominanzverhältnissen stattfinden. Auf den weitab vom Emittenten liegenden Flächen fanden nur geringfügige Veränderungen in den Arteninventaren und deren Dominanzverhältnissen statt, während die Flächen, die einer stark abnehmenden Immission ausgesetzt sind, starke Veränderungen der Arten- und Dominanzverhältnisse zeigten.

Anhand der Faunenähnlichkeiten lassen sich im vorliegenden Fall recht gute Aussagen über räumliche und zeitliche Veränderungen in der Katena treffen. Voraussetzung dafür sind jedoch durchgehend lange Untersuchungszeiträume und identische Arbeitsmethoden sowie identische Untersuchungszeitpunkte auf allen Flächen. Unter diesen Vorraussetzungen entfallen beispielsweise verschiedene Witterungsverläufe aus der Fehlerbetrachtung.

Habitataffinität

Während Waldarten vorwiegend Kühle, Feuchtigkeit und Dunkelheit bevorzugen, zeigen Feldarten entweder eine Präferenz für Wärme, Trockenheit oder Helligkeit oder können größere Schwankungen in den Intensitäten dieser Faktoren ertragen, wie sie in den offenen Landschaften gegeben sind (THIELE 1968). Untersuchungen von THIELE (1964, 1968) ergaben, daß die Physiotopbindung der Waldarten stärker durch den Lichtfaktor, die der Feldarten überwiegend durch den Temperaturfaktor bestimmt wird. Eine Bindung an alle drei Faktoren konnte in den seltensten Fällen beobachtet werden. KNIE (1975) fand heraus, daß viele Feldarten als sehr ortstreu zu bezeichnen sind, während Waldarten mehr umherwandern. Daher war die Anzahl von Waldarten auf Kahlschlägen relativ hoch, während Kahlschlagarten im Wald sehr selten anzutreffen waren.

Im Gesamtgebiet der Katena konnten nach 15 Jahren keine Veränderungen in der Habitataffinität beobachtet werden. Das Verhältnis von Wald- und Feldarten ist ausgewogen. Im Vergleich der Einzelflächen ergaben sich zwischen den beiden Untersuchungszeiträumen ebenfalls keine Verschiebungen der Habitatpräferenz. Die Lichtverhältnisse der Einzelflächen müssen demnach unverändert geblieben sein. Der einzige Hinweis auf eine Reaktion auf die Immission findet sich im räumlichen Immissionsgradienten der Katena. In der Katena überwiegt auf allen Flächen der Anteil der Waldarten, wobei auf den am wenigsten immissionsgestörten Flächen der relative Anteil der Waldarten zunimmt. Offenbar sind hier günstigere Lichtverhältnisse anzutreffen, so daß sich mehr Waldarten ansiedeln können. Auf den stärker immissionsgestörten Flächen kam es zu einer stärkeren Auflichtung, die offenbar von Waldarten eher gemieden wird.

Betrachtet man jedoch die Carabiden der Schadzonen, kommt man zu einer deutlicheren Aussage. In der Schadzone 1 ist das Verhältnis von Wald- und Feldarten ausgeglichen, während in den Schadzonen 2 und 0 Waldarten deutlich überwiegen und in der Schadzone 0 eurytope Arten ganz fehlen. Noch eindeutiger verhalten sich die Schadzonenspezialisten: Arten, die in ihrem Vorkommen ausschließlich an die Schadzone 1 gebunden sind, sind zu zwei Dritteln Feldarten, die anderen eurytop und Waldarten fehlen ganz. Eine Darstellung der Arten, die schadzonenspezifisch auftreten, läßt gut auf einen Immissionseinfluß schließen.

Auffällige Verschiebungen in den Habitatpräferenzen konnten nicht festgestellt werden. Somit kann davon ausgegangen werden, daß die Habitatpräferenz nicht geeignet ist, Umweltveränderungen zu signalisieren. Da im Untersuchungsgebiet deutliche Veränderungen, beispielsweise in der Vegetationsstruktur, vonstatten gingen, ist die Zuordnung zur Habitatpräferenz nicht sensibel genug, um diese Veränderungen zu erkennen oder aber die Umweltveränderungen müssen sich in noch drastischerem Ausmaß manifestieren.

Entwicklungstypen

Im Mitteleuropa sind 75% aller Carabidenarten Frühjahrsbrüter, was wohl daraus resultiert, daß die Frühjahrsfortpflanzung der ursprüngliche Entwicklungstyp war. Es ist zu erwarten, daß dieser ursprünglichere Entwicklungstyp an Orten erhalten wird, wo auch dem anderen Fortpflanzungsmodus gute Bedingungen geboten wären (LARSSON 1939).

Frühjahrsbrüter kommen bekanntermaßen bevorzugt in mit einer Feldschicht ausgestatteten Biotopen vor, meiden hingegen baumbestandene oder kahle Flächen. Herbstbrüter hingegen haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Biotopen mit einem ausgeglichenen Mikroklima, wie z.B. Wäldern (LARSSON 1939, KNIE 1975). Nasse Wälder besitzen einen größeren Anteil an Frühlingstieren als trockene, da die Imagines der Frühjahrsbrüter im nassen Waldboden besser als die Larven der Herbsttiere überwintern können (MURDOCH 1967). LARSSON (1939) bestimmte die prozentualen Anteile beider Überwinterungstypen für verschiedene Lebensräume und gibt für lichte Wälder den Anteil an Imaginalüberwinterern (=Frühjahrsbrüter) mit 54%, den der Larvalüberwinterer (=Herbstbrüter) mit 46% an. BARNDT (1976) fand an lichten Waldstandorten ein Verhältnis von 56% Frühjahrsbrütern und 44% Herbstbrütern.

Dieses ausgewogene Verhältnis mit einem minimalen Überhang an Frühjahrsbrütern konnte auch für die untersuchten Kiefernforste nachgewiesen werden. Offenbar führt eine verstärkte Immission nicht zu Verschiebungen dieses Verhältnisses. Seit den Untersuchungen der 70er Jahre ist eine geringe Zunahme des Anteils der Frühjahrsbrüter auf den stark immissionsbelasteten Flächen zu verzeichnen. Dies könnte auf die Entwicklung einer sehr reichhaltigen Krautschicht zurückzuführen sein. LARSSON (1939) beschreibt, daß hohe und reiche Gräserbestände die Anzahl der Herbstbrüter auf ein Minimum herabsetzen, während sie die Entwicklung der Frühlingsbrüter begünstigen. Auch auf Kahlschlägen dominieren oft Frühjahrsbrüter (KNIE 1975). Auf den anderen Katenaflächen blieb das Verhältnis beider Entwicklungstypen im Zeitverlauf etwa gleich. Zur gleichen Aussage gelangt man bei Betrachtung der Schadzonenspezialisten: In der Schadzone 1 beträgt der Anteil der Frühjahrsbrüter 78%. Auch hier liefert die Herausnahme der Schadzonenspezialisten ein eindeutiges Ergebnis im Vergleich zur probenflächenbezogenen Auswertung.

Körpergröße

Bestimmend für das Vorkommen großer oder kleiner Arten ist vornehmlich die Ausbildung der Krautschicht und damit die Raumstruktur. THIELE (1977) faßt unter dem Begriff Raumstruktur Substrat und Raumwiderstand zusammen. Beide beeinflussen die Verbreitung von Carabiden erheblich. Der Raumwiderstand entsteht hauptsächlich durch die Vegetation. Glatter Untergrund und dichter Unterwuchs erschweren das Vorwärtskommen der Laufkäfer, wobei große Arten im Vorteil gegenüber kleineren sind. Gegensätzlich dazu sind kleinere Arten in der Lage, durch dichte Vegetationsbedeckung noch durchzuschlüpfen. Außerdem bestehen Präferenzen der Raumstruktur in Abhängigkeit des bevorzugten Habitats (Waldarten bevorzugen unebene Flächen, Feldarten glatte Oberflächen). Befunde von TISCHLER (1958) ergaben ein Ansteigen der Körpergröße von Carabiden mit zunehmender Vegetationsbedeckung. Es wäre denkbar, daß das seltenere Auftreten von großen Carabiden auf lichtem Untergrund auch im Zusammenhang mit Prädatoren von Carabiden steht, da diese auf lichtem Untergrund gut sichtbar und damit leichter fangbar sind.

Auf den emittentenfernen Standorten der Katena traten mehr große Arten als in Emittentennähe auf, wo ein höherer Anteil kleiner Carabidenarten zu finden war. Die höchsten Anteile kleiner Carabiden wurden für die Flächen D1 und D4 ermittelt, was offenbar in dem deutlich geringeren Deckungsgrad der Krautschicht begründet liegt. Der hohe Deckungsgrad (90-100%) in der Krautschicht der wenig immissionsbelasteten Flächen könnte für das gehäufte Auftreten größerer Arten Ursache sein. Auf diesen Flächen tritt ein sehr dichter Graswuchs auf, was andererseits kleinen Carabiden den Durchtritt erschwert, so daß deren Anteil sinkt. Hervorzuheben ist das Ergebnis der schadzonenbezogenen Auswertung. Unter allen in der Schadzone 0 nachgewiesenen Arten beträgt der Anteil großer Arten 64%, während das Verhältnis in den beiden höher belasteten Zonen ausgeglichen ist. Die Auswertung der nur in Schadzone 1 gefundenen Arten ergab lediglich einen Prozentsatz von 22% großer Arten.

Diese Ergebnisse stehen in Einklang mit den Befunden obengenannter Autoren. Es konnte ein Zusammenhang zwischen zunehmendem Deckungsgrad der Krautschicht und damit eines zunehmenden Anteils großer Carabidenarten hergestellt werden, was auf eine indirekte Anpassung der Carabiden an wechselnde Immissionsstärke schließen läßt.

9. Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie sollten mögliche Immissionswirkungen auf Insektengruppen verschiedener Trophieebenen untersucht werden. Dabei wurden die Zikaden als Konsumenten erster Ordnung (Pflanzensauger) und Laufkäfer als Konsumenten zweiter Ordnung (Räuber) gewählt. Beide Gruppen reagieren sekundär auf unterschiedlich starken Immissioneinfluß, jedoch wurden z.T. gegensätzliche Reaktionen beider Gruppen gefunden, die offenbar durch die verschiedenartige Lebensweise und dabei hauptsächlich durch die Ernährungsart bedingt sind.

Neben biochemischen und physiologischen Parametern, die oft allein im Mittelpunkt von Bioindikationsarbeiten stehen, werden in der Regel noch vegetationskundliche Aspekte betrachtet, die Tiergruppen jedoch meist außer acht gelassen. Dabei sind zoologisch wertvolle Habitate bestimmter Tierarten nicht in jedem Fall auf botanisch bedeutsame Flächen beschränkt bzw. in ihrem Vorkommen nicht an seltene Pflanzenarten gebunden (RIECKEN 1990). Auch PLACHTER (1990) hebt die Bedeutung zoologischer Untersuchungen neben botanischen Erhebungen hervor, denn oft weichen botanische und zoologische Bedeutung eines Lebensraumes erheblich voneinander ab (SCHLUMPRECHT & VÖLKL 1992). Aus diesem Grunde wurden im Gebiet der Dübener Heide umfangreiche botanische und zoologische Arbeiten durchgeführt, um eine Immissionswirkung auf möglichst verschiedenen biozönotischen Ebenen zu untersuchen. Dabei wurden zwei verschiedene Konsumtionsebenen bei Insekten betrachtet, um auch hier eventuelle Abweichungen von Pflanzensaugern und Räubern feststellen zu können. Der botanische Teil wurde ausführlich von Herrn Uwe Amarell bearbeitet (Dissertation in prep.). Bereits während der Zusammenarbeit zeigte sich, daß unterschiedliche Wege der Anpassung von Pflanzen und Insekten an die Immissionssituation begangen werden (WIEGAND & AMARELL 1995).

Arteninventare, Dominanzstrukturen und Arten- bzw. Individuenzahlen

Bezüglich der Arteninventare konnten bei beiden Gruppen keine Besonderheiten festgestellt werden. Es wurden für Kiefernforste typische Arten gefunden. Zusätzlich zu diesen traten einige Laubwaldarten auf, die an immissionsbedingt eingewanderte Pflanzenarten der Laubwälder gebunden sind. Diese Bindung ist bei den Zikaden nahrungsbedingt und bei den Laufkäfern eine sekundäre Abhängigkeit von dem veränderten Mikroklima bzw. Raumwiderstand. Die im Gebiet auftretende Immission führt also zu Veränderungen der Vegetation und damit zu einer Einwanderung zusätzlicher Insektenarten.

Dieses Ergebnis wird von den gefundenen Artenzahlen innerhalb des Immissionsgradienten gestützt. Auf den am stärksten immissionsgestörten Flächen sind die höchsten Artenzahlen der Vegetation zu finden. Die zusätzlich zu den Arten der Kiefernforste autretenden Arten sind Laubwaldarten, welche die höheren Artenzahlen bedingen. Die gleiche Reaktion abnehmender Artenzahl mit abnehmender Immissionsstärke wurde bei den Zikaden beobachtet. Grund hierfür ist offenbar die enge Bindung der Zikaden an die Vegetation als Nahrungsgrundlage. Carabiden sind in den höchsten Artenzahlen ebenfalls auf den am stärksten immissionsgestörten Flächen präsent. Innerhalb des Immissionsgradienten kommt es jedoch, anders als bei den Zikaden, dann zunächst zu einem Absinken der Artenzahl, die zur Mitte der Katena hin wieder zu- und zum Ende hin abnimmt. Zeitlich betrachtet kam es seit den Untersuchungen der 70er Jahre bei den Carabiden der Dübener Heide zu einem Artenrückgang, wobei ein teilweiser Artenwechsel stattfand. Dies könnte auf die geringer werdende Bodenaufkalkung und damit einem geringeren Nährstoffeintrag oder auf die fortschreitende Sukzession in der Kraut- und Strauchschicht zurückzuführen sein. Interessanterweise kam es bevorzugt auf den am stärksten immissionsbelasteten Flächen zum Artenwechsel bzw. Ausfall. Die Reaktion der Carabidenarten auf die Immission variiert stark und reicht von einer Förderung durch Immission bis hin zu einem völligen Verschwinden der Population. Sowohl bei den Zikaden als auch bei den Laufkäfern treten Arten auf, die in allen Flächen, unbeeinflußt von der wechselnden Immissionsstärke, auftreten. Deren Anteil beträgt bei beiden Gruppen 25-35%.

Die gefundenen Individuenzahlen bzw. Aktivitätsdichten zeigen verschiedene Verteilungen innerhalb des Gradienten. Bei den (sehr geringen!) Individuenzahlen der Zikaden ist keine gleichmäßige Verteilung zu finden, die Zahlen schwanken unabhängig von der Entfernung vom Emittenten. Bei den Carabiden hingegen wurden die geringsten Aktivitätsdichten auf den am stärksten und am wenigsten immissionsgeschädigten Flächen ermittelt, während die mittleren Flächen die höchsten Dichten zeigten.

Als positiv erwiesen hat sich die Einzelbetrachtung der Arten, die nur in einer Schadzone vorkamen (Schadzonenspezialisten). Diese zeigen in verschiedenen untersuchten Charakteristika deutlicher eine Anpassung an die veränderten Verhältnisse des jeweiligen Standortes. Übereinstimmend für Zikaden und Carabiden traten die meisten Schadzonenspezialisten in der Schadzone 1 auf. Dies läßt den Schluß zu, daß sich diese Zone deutlich von den anderen unterscheidet, da die hier vorkommenden Arten die anderen Zonen nicht besiedeln. Grund hierfür könnte ein günstigeres Nahrungsangebot aufgrund der reicher ausgebildeten Krautschicht sein.

Die Dominanzstrukturen beider Gruppen unterscheiden sich insbesondere in der Verteilung der Individuen auf die Arten. Von einer hohen Artenmannigfaltigkeit kann bei den Zikaden aufgrund hoher Artenzahlen für die Flächen D1-D3 ausgegangen werden. Sehr gleichmäßige Dominanzstrukturen waren auf den Flächen D1, D4, D6 und D8 gegeben. Für die am stärksten immissionsbelastete Fläche D1 kann demzufolge die größte Artenmannigfaltigkeit und damit Habitatqualität angegeben werden. Bei den Carabiden kamen höhere Artenzahlen auf den Flächen D1-D4 vor, während eine gleichmäßige Dominanzstruktur nur auf der Fläche D6 herrschte.

Beide Gruppen weisen die Fläche D1 als Besonderheit aus. Damit kann nicht von einem negativen Einfluß der Immissionen auf die Insektengemeinschaften ausgegangen werden, da der Immissionseinfluß sogar zu einer Erhöhung der Artenzahl und Artenmannigfaltigkeit führt. Dieser Fakt sollte jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Vegetationsänderungen auf diesen stark immissionsgestörten Flächen zu einem Artenwechsel der Insektengruppen führen, der nicht mehr dem ursprünglichen Arteninventar der Kiefernforste entspricht und damit für diesen Biotop typische Arten verschwinden können, während Laubwaldarten einwandern. Andererseits sind im Untersuchungsgebiet Laubwaldstandorte die ursprüngliche Vegetation, die durch Kiefernforste ersetzt wurden. Ließe man die Kiefernforste ohne weitere forstliche Eingriffe, würden sie sich - gefördert durch die Immission - schneller wieder zu Laubwäldern entwickeln. In diesem speziellen Fall kann man paradoxerweise von einem positiven Effekt der Immission auf die Insektengemeinschaften ausgehen. Detailliertere Ausführungen zum Vegetationswandel in der Dübener Heide sind bei Herrn Amarell (Dissertation in prep.) nachzulesen.

Diversität und Eveness

Die berechneten Diversitäts- und Evenesswerte ergaben für Zikaden und Laufkäfer unterschiedliche Ergebnisse. Wie bereits diskutiert wurde, steigen Diversität und Eveness mit zunehmender Artenzahl und zunehmender Gleichverteilung der Individuen auf die Arten. Die Werte für die Diversität lagen bei den Zikaden zwischen 2 und 3 (Maximalwert 2,91), während die der Carabiden zwischen 0,7 und 1,9 schwankten. Auch die Eveness lag bei den Zikaden bei höheren Werten (0,6-0,8; Maximalwert 1), während er bei den Carabiden zwischen 0,3 und 0,8 lag.

Die Zikaden zeigen mit abnehmender Immissionsstärke abnehmende Diversitäten, was offensichtlich unmittelbar an die ebenfalls sinkenden Artenzahlen gebunden ist. Die Eveness ist dagegen relativ stabil und es ist keine Anpassung an die Immissionsstärke erkennbar. Niedrige Artenzahlen werden hier von gleichmäßigeren Individuenverteilungen begleitet. Die Diversitätswerte lagen bei den Carabiden auf den am stärksten und am wenigsten belasteten Flächen am höchsten, während sie im mittleren Katenateil deutlich niedrigere Werte zeigten. Diese Verteilung muß durch eine gleichmäßigere Individuenverteilung auf die Arten bedingt sein, da die Artenzahlen im mittleren Katenateil am höchsten sind. Während die hohen Werte der stark belasteten Flächen durch die hohen Artenzahlen bedingt sind, liegt auf den emittentenfernen Standorten eine gleichmäßigere Verteilung der Individuen auf die Arten vor. Die Eveness zeigte eine der Diversität ähnliche Verteilung, also hohe Werte auf den stark und wenig gestörten Flächen.

In der zeitlichen Entwicklung kam es nicht zu deutlichen Verschiebungen der Diversitäts- und Evenesswerte auf den einzelnen Flächen, ausgenommen der Fläche im mittleren Katenateil. Hier sanken beide Werte drastisch seit den 70er Jahren.

Die Verteilung der Diversitäts- und Evenesswerte innerhalb des Gradienten differiert bei Zikaden und Carabiden. Offensichtlich kommt es zu unterschiedlichen Reaktionen auf die veränderte Biotopqualität, da Artenzahlen und Individuenverteilungen auf die Arten in beiden Gruppen anders reguliert werden.

Faunenähnlichkeit

Die Berechnung der Ähnlichkeitsindices für die Zikaden ergab, daß es offenbar einen indirekten Immissionseinfluß auf diese Gruppe gibt. In Emittentennähe wurden zwischen benachbarten Flächen die größten Veränderungen in den Arten- und Dominanzverhältnissen festgestellt, die mit zunehmender Entfernung vom Emittenten geringer wurden. Mit größer werdendem Abstand zwischen den Untersuchungsflächen sinkt der Ähnlichkeitswert. Die höchsten Übereinstimmungen in der Artenzusammensetzung konnten zwischen den am wenigsten immissionsgestörten Flächen festgestellt werden. Hier waren auch zwischen weiter voneinander entfernten Flächen noch hohe Übereinstimmungen vorhanden. Als der am besten geeignete Wert zur Beschreibung eines Immissionsgradienten hat sich die Berechnung des Arten-Turnovers herausgestellt.

Die Carabiden hingegen zeigten ein nicht ganz so klares Bild der Abstufungen in Arten- und Individuenzusammensetzung innerhalb der Katena. JACCARD- und WAINSTEIN-Index ergaben, daß höhere Artenidentitäten zwischen emittentenfernen Flächen auftraten, während die stark immissionsbeeinflußten Flächen schon in sehr geringen Abständen große Abweichungen in der Artenzusammensetzung zeigen. Mit zunehmendem Abstand der Flächen voneinander nimmt der Ähnlichkeitswert ab, was einen Immissionsgradienten wahrscheinlich macht. Der RENKONEN-Index läßt jedoch keinen Immissionsgradienten erkennen, da die Werte zwischen den verschiedenen Flächen unabhängig von der Immissionsstärke schwanken.

Alle Werte ergaben die Sonderstellung der am stärksten immissionsbelasteten Fläche D1, die sich grundsätzlich von allen anderen Flächen unterscheidet. Dies konnte für die Zikaden nicht in dieser Deutlichkeit gezeigt werden. Die mikroklimatischen und raumstrukturellen Abweichungen dieser Fläche scheinen sich demzufolge besonders auf Laufkäfer auszuwirken, die mit einem hohen Artenwechsel und Veränderungen in den Aktivitätsdichten reagieren.

In der zeitlichen Entwicklung fanden die größten Veränderungen in den Arten- und Dominanzverhältnissen auf den stark immissionsbeeinflußten Flächen statt, während die weiter von der Immissionsquelle entfernten Standorte im Zeitverlauf ähnlicher geblieben sind. Dies und die Sonderstellung der am stärksten belasteten Fläche D1 könnten bedeuten, daß Laufkäfer erst bei sehr starkem Immissionseinfluß mit Veränderungen im Arteninventar und der Aktivitätsdichten reagieren. Die nachlassende Immission seit etwa 20 Jahren bzw. die schnelle Sukzession wirken sich damit vor allem auf den stark betroffenen Flächen aus.

Beide Gruppen zeigen eine Reaktion auf verschieden starke Immissionen, jedoch in unterschiedlicher Ausprägung, was auf die unterschiedlich starke Bindung an die Vegetation zurückgeführt werden könnte. Während bei den Zikaden die Berechnung des Arten-Turnovers als am besten geeignet zur Beschreibung des Immissionsgradienten scheint, ist dies bei den Laufkäfern der WAINSTEIN-Index, der Arten- und Häufigkeitswerte berücksichtigt.

Ökologische Charakteristika

Die **Hibernation**sformen der Zikaden stellen eine biologische Anpassungsform dar, die überwiegend temperaturgelenkt ist. Unabhängig von der Immissionsstärke war stets ein Überwiegen der Eiüberwinterer zu beobachten. Dieser ökologische Parameter bietet demzufolge nicht die Möglichkeit, Veränderungen in der Schadstoffbelastung zu erfassen.

Ebenso verhält es sich bei der Generationenzahl (**Voltinismus**). Obwohl in den stärker belasteten Flächen Univoltine geringfügig überwogen, dürfte dieses Ergebnis kaum im Zusammen-

hang mit der Immission zu sehen sein, da es sich auch hier um eine vordergründige Reaktion auf Temperaturen handelt.

Bei der Besiedlung der verschiedenen **Vegetationsschichten** deutet sich eine Reaktion der Zikaden auf die wechselnde Immissionsstärke insofern an, als daß in den stärker immissionsgestörten Flächen Besiedler der Baum- und Strauchschicht einen größeren Anteil ausmachen als auf den weniger gestörten Flächen. Auf diesen nimmt der relative Anteil von Krautschichtarten zu. Der höhere Anteil der Baum- und Strauchschichtbesiedler in den stärker belasteten Flächen ist wahrscheinlich auf den höheren Deckungsgrad dieser Schicht und einem damit verbundenen größeren Strukturreichtum verbunden. Dieser größere Strukturreichtum konnte sich immissionsbedingt entwickeln und es kann damit von einer indirekten Reaktion der Zikaden auf die Immissionslage ausgegangen werden.

Die Verteilung der Zikaden auf die verschiedenen **Phagieklassen** läßt keinen Immissionseinfluß erkennen. Weniger immissionsgestörte Flächen zeigten einen geringfügig höheren Anteil an Monophagen.

Die direkte Verbindung der Zikaden zu ihrer Nährpflanze ermöglicht die Feststellung der **Vollständigkeit der Besiedlung der Nährpflanzen**. Es war im Gebiet der Dübener Heide mit zunehmender Immissionsbelastung eine Zunahme der Vollständigkeit der die Nährpflanze besiedelnden Zikadengilden zu beobachten. Dieses Ergebnis deutet wiederum auf eine Reaktion der Zikaden auf die wechselnde Immissionslage hin.

Bei den Carabiden wurde die **Habitataffinität** untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, daß im Immissionszentrum mehr Feldarten und mit zunehmender Entfernung vom Emittenten mehr Waldarten auftraten. Dies könnte auf die immissionsbedingte Auflichtung zurückzuführen sein, die lichtliebende Feldarten fördert.

Das **Brutverhalten** scheint nicht maßgeblich durch die Immission beeinflußt zu werden. Auf den stärker belasteten Flächen waren geringfügig mehr Frühjahrsbrüter zu finden, was jedoch nicht unmittelbar auf die Immissionslage zurückgeführt werden kann. Eher scheinen die immissionsbedingt reichhaltig entwickelten Gräserbestände verantwortlich für den höheren Anteil an Frühjahrsbrütern zu sein.

Auch die Betrachtung der **Größe** der Carabiden läßt auf einen indirekten Immissionseinfluß schließen. In Emittentennähe traten mehr kleine Arten auf, während der Anteil großer Arten mit zunehmender Entfernung vom Emittenten zunimmt. Grund für dieses Ergebnis dürfte der Deckungsgrad der Krautschicht sein, der wiederum stark von der Immissionslage beeinflußt wird.

Beide untersuchte Gruppen sind nach den gewonnenen Ergebnissen nicht als direkte, jedoch als indirekte Indikatoren für immissionsbedingte Veränderungen geeignet, da die Anpassungen an die Immissionssituation indirekt über die Vegetation als Nahrungsquelle oder damit verbundene mikroklimatische und raumstrukturelle Veränderungen erfolgen. Die Betrachtung einzelner zoozönologischer bzw. ökologischer Charakteristika erweist sich dabei als geeignet, diesen Immissionseinfluß festzustellen.

10. Literatur

ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. Z. Ökologie u. Naturschutz **1**: 89- 105.

ADIS, J. (1979): Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. - Zool. Anz. **202**: 177-184.

ADIS, J. & KRAMER, E. (1975): Formaldehyd-Lösung attrahiert Carabus problematicus (Coleoptera: Carabidae). Ent. Germ. **2**: 121-125.

AMARELL, U. (1996): Anthropogene Umgestaltung der Kiefernforste in der Dübener Heide. - Dissertation MLU Halle-Wittenberg (in prep.).

ANDRZEJEWSKA, L. (1976): The effect of mineral fertilization of a meadow on the Auchenorrhyncha (Homoptera) Fauna. - Pol. ecol. Stud. **2**: 111-127.

ANDRZEJEWSKA, L. (1978): The effects of treatment and utilization of meadows on Auchenorrhyncha. Auchenorrhyncha workshop Wageningen, Netherlands, Abstract: 6.

ANDRZEJEWSKA, L. (1984): Ecological strukture of Auchenorrhyncha meadow communities under increasing cultivation. - Mitt. Schweiz. Entomol. Gesellsch. **57**: 405-406.

BALOGH, J. (1958): Lebensgemeinschaft der Landtiere. - Budapest.

BÄHRMANN, R. (1989): Zur Stabilität der Arthropodenfauna in natur- und industrienahen Rasenökosystemen. Zool. Jb. Syst. **116**: 255-275.

BARBER, H. S. (1931): Traps for cave-inhabiting insects. - J. Elisha Mitchel Sci. Soc. **46**: 259-266.

BARNDT, D: (1976): Das Naturschutzgebiet Pfaueninsel in Berlin - Faunistik und Ökologie der Carabiden. Diss. FU Berlin.

BECKER, J (1977): Die Carabiden des Flughafens Köln/Bonn als Bioindikatoren für die Belastung eines anthropogenen Ökosystems. - Decheniana-Beihefte **20**: 1-9.

BÖSENER, R. (1969): Zum Vorkommen rindenbrütender Schadinsekten in rauchgeschädigten Kiefern- und Fichtenbeständen. - Arch. Forstwes. **18**, H. 9/10, 1021-1026.

BORNHOLDT, G. & REMANE, R. (1993): Veränderungen im Zikadenartenbestand eines Halbtrockenrasens in der Eifel (Rheinland-Pfalz) entlang eines Nährstofgradienten. - Z. Ökologie u. Naturschutz **2**: 19-29.

BROEN, B. V. (1965): Vergleichende Untersuchungen über die Laufkäferbesiedlung (Coleoptera, Carabidae) einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. Dtsch. Entomol. Ztschr. N.F. **12**: 67-82.

BROWN, V. K., GIBSON, C. W. D. & KATHIRITHAMBY, J. (1992): Community organisation in leafhoppers. OIKOS **65**: 97-106.

CHERILL, A. J. & RUSHTON, S. P. (1993): The Auchenorrhyncha of an unimproved moorland in northern England. - Ecological Entomology **18**: 95-103.

COWLING, D. W. & BRISTOW, A. W. (1979): Effects of SO_2 on sulphur and nitrogen fractions and free amino acids in perennial ryegrass. - J. Sci. Food Agric. **30**: 354-361.

CRAMER, H. H. (1951): Die geographischen Grundlagen des Massenwechsels von *Epiblema tedella* Cl.. Forstwissenschaftliches Zentralblatt **70**: 42-53.

DABROWSKA-PROT, E. (1984): The effect of industry on biocoenoses. - Polish Ecol. Stud. **10**: 187-205.

DAHL, F. (1896): Vergleichende Untersuchungen über die Lebensweise wirbelloser Aasfresser. - Sitzber. Königl. Preuss. Akad. Wiss.:11-24.

DEN BOER, P. J. (1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. In: TÜXEN, R.: Biosoziologie.- Den Haag.

DENNO, R. F. (1993): Life-history strategies of immigrant planthoppers. - in: KE CHUNG KIM & McPHERON, B. A. (Eds.): Evolution of insect pests/Patterns of variation. - John Wiley & Sons, 183-201.

DENNO, R. F. & RODERICK, G. K. (1990): Population biology of planthoppers. Annu. Rev. Entomol. **35**: 489-520.

DENNO, R. F., RAUPP, R. J. & TALLAMY, D. W. (1981): Organization of a guild of sap-feeding insects: Equilibrium vs. nonequilibrium coexistence. in: DENNO, R. F. & DINGLE, H. (Eds.): Insect life history patterns. Habitat and geographic variation. - Springer Verlag, New York, 151-181.

DESENDER, K. (1986): Distribution and ecology of carabid beetles in Belgium (Coleoptera, Carabidae), Part 1-4. - Studiedocumenten **26, 27, 30, 34**.

DEUTSCHER WETTERDIENST. - Monatlicher Witterungsbericht.

DUNGER, W., DUNGER, I., ENGELMANN, H.-D. & SCHNEIDER, R. (1972): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrieemissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna des Neißetales bei Ostritz/Oberlausitz. - Abh. u. Berichte Naturkundemus. Görlitz **47**: III/1-III40.

ELLENBERG, H. (1973): Ökosystemforschung. - Berlin (Springer).

EMMRICH, R. (1966): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) von Grünlandflächen und landwirtschaftlichen Kulturen des Greifswalder Gebietes. Mitt. Zool. Mus. Berlin **42**: 61-126.

ENDERLEIN, H. & STEIN, G. (1964): Der Säurezustand der Humusauflage in den rauchgeschädigten Kiefernbeständen des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Dübener Heide. Archiv für Forstwesen, **13**: 1181-1191.

FEILER, A. (1971): Untersuchungen über die Bodenfauna rauchgeschädigter Fichten- und Kiefernbestände am Beispiel des Elbsandsteingebietes und der Dübener Heide. - Diss. TU Dresden.

FRANK, D. & KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. - 2., völlig neu bearb. Aufl., Halle (Saale), 167 S., Wiss. Beitr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg **32**.

FREEDMAN,B. (1989): Environmental ecology. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. - Academic press, San Diego.

FREITAG, R. (1979): Carabid beetles and pollution. In: ERWIN, T. L., BALL, G. E. & WHITEHEAD, D. R. (Eds.): Carabid beetles: Their evolution, natural history, and classification. - Proceedings of the first international symposium of carabidology, Dr. W. Junk.

FREITAG, R., HASTINGS, L., MERCER, W. R. & SMITH, A. (1973): Ground beetle populations near a kraft mill. Can. Entomologist **105**, 299-310.

FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. -Band **2**, Goecke & Evers, Krefeld.

FRISCH, M. (1926): Die Dübener Heide, ihre Lage, Grenzen und Größe. - Die Dübener Heide **1**(3), Bad Schmiedeberg: 54-58.

FRITSCHE, E. (1933): Die Dübener Heide - Ein Wanderbuch. - Leipzig, 2. Aufl..

FRÖHLICH, W. (1990): Der Zikadenartenbestand (Homoptera Auchenorrhyncha) und seine Verteilungsmuster im Burgwald, einem hessischen Buntsandstein-Bergland. - Diplomarbeit Univ. Marburg.

GIUSTINA, W., della (1989): Homopteres Cicadellidae. - Faune de France **73**(3).

GLUCH, W. (1992): Morphometrische und ökophysiologische Untersuchungen im Kronenbereich, Jahresbericht SANA-Teilvorhaben E 1.1. Biomonitoring.

GREENSLADE, P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). J. Animal. Ecol.: 302-310.

GROLL, U. (1979): Untersuchungen über den Einfluß von industriellen SO2- und Flugascheimmissionen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten der Dübener Heide. - Diplomarbeit MLU Halle-Wittenberg.

HAMMJE, K. & RAUH, W. (1971): Lufthygienische Untersuchungen im Bezirk Halle / Immissionsmessungen im Industriegebiet von Bitterfeld. - Zeitschr. f. gesamte Hygiene u. ihre Grenzgebiete **17**(4): 243-248.

HAMMJE, K. & SCHILLER, C. (1971): Lufthygienische Untersuchungen im Bezirk Halle / Staubsedimentationsmessungen. - Zeitschr. f. gesamte Hygiene u. ihre Grenzgebiete **17**(4): 248-254.

HARPAZ, I. (1972): Morphology and biology of vector species.- in: Maize rough dwarf, a planthopper virus disease affecting maize, rice, small grains and grasses. - Israel University Press, Jerusalem: 154-231.

HEIJERMANN, T. & TURIN, H. (1989): Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands (Coleoptera: Carabidae). - Tijdschrift voor Entomologie **132**: 241-250.

HEJKAL, J. (1985): The development of a carabid fauna (Coleoptera, Carabidae) on spoil banks under conditions of primary succession. Acta Entomol. Bohemoslov. **82**: 321-346.

HELIÖVAARA, K. & VÄISÄNEN, R. (1993): Insects and pollution. - CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo.

HEYDEMANN, B. (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. Verh. Dtsch. Zool. Ges. **50**: 332-347.

HEYDEMANN, B. (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste-ein ökologischer Vergleich (Coleopt., Carabidae). - Zool. Anz. **172**, 49-86.

HILDEBRANDT, J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel von Zikaden. - Natur und Landschaft **7/8**: 362-365.

HOFMANN, G. (1964): Kiefernforstgesellschaften und natürliche Kiefernwälder im östlichen Brandenburg, I. Kiefernforste. - Archiv f. Forstwesen **13**(6): 641-664.

HUGHES, P. R.., POTTER, J. E. & WEINSTEIN, L. H. (1982): Effects of air pollution on plant-insect interactions: Increased susceptibility of greenhouse-grown soybeans to the Mexican bean beetle after plant exposure to SO_2. - Environmental Entomology **11**: 173-176.

HUNDT, R. (1987): Untersuchungen zur Veränderung eutropher Grasland-Ökosysteme durch industriemäßige Methoden der Grünlandbewirtschaftung im Altpleistozän der Dübener Heide. - In: SCHUBERT, R. & HILBIG, W.: Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen, Teil 2, Wiss. Beitr. d. MLU Halle-Wittenberg **25**(P28): 122-151.

JAGE, H. (1972): Ackerunkräuter der Dübener Heide und des Flämings. - Hercynia N. F. **9**(4): 317-391.

JAGE, H. (1980): Vegetationskundlich-floristische Kurzbeschreibung des NSG "Jösigk" und NSG "Thielenhaide". - Manuskript, Landesumweltamt.

JAROSIK, V. (1991): Are diversity indices of carabid beetle (Col., Carabidae) communities useful, redundant, or misleading? - Acta Entomol. Bohemoslov. **88**: 273-279.

JAROSIK, V. (1983): A comparison of the diversity of carabid beetles (Col., Carabidae) of two floodplain forests differently affected by emissions, Vest. cs. zool. **47**, 215-220.

KLIMAATLAS DER DDR (1953). - Akademie-Verlag, Berlin.

KLIMES, L., NOVOTNY, V. & KLIMESOVA, J. (1991): Plant and Auchenorrhyncha communities of a drained pond. - Acta universitatis palackianae olomucensis facultas rerum naturalium **104**, Biologica XXXI: 59-69.

KNIE, J. (1975): Vergleichend-ökologische Untersuchungen der Carabidenfauna verschiedener Standorte des Kottenforstes bei Bonn. - Decheniana **128**: 3-19.

KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas - Ökologie. Goecke & Evers, Krefeld.

KOHLMANN, R. et. al. (1964): Der Raum von Bitterfeld in fachbezogenen Überblicken. - In: Der Heimatraum von Bitterfeld, Bitterfeld, 5-19.

KOPETZ, A. & KÖHLER, G. (1991): Sukzessionsbedingte Veränderungen von Arthropoden-Assoziationen auf Kalktrockenrasen. - Zool. Jb. Syst. **118**: 391-407.

KRAUSS, H. (1966): Düngeversuche in rauchgeschädigten Kiefernbeständen der Dübener Heide. Arch. f. Forstwesen **15**: 1145-1185.

LAMP, W. O., BARNEY, R. J., ARMBRUST, E. J. & KAPUSTA, G. (1984): Selective weed control in spring-planted alfalfa: Effect on leafhoppers and planthoppers (Homoptera: Auchenorrhyncha), with emphasis on potato leafhopper. - Environm. Entomol. **13**: 207-213.

LARSSON, S. G. (1939): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. Entomol. Medd. **XX**, 277-561.

LAUTERBACH, A. (1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. - Abh. Landesmus. Naturkde. Münster **26**: 1-100.

LAWTON, J. H. (1983): Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. Ann. Rev. Entomol. **28**: 23-29.

LEES, D. R., STEWART, A. J. A. (1987): Lokalized industrial melanism in the spittlebug *Philaenus spumarius* (L.) (Homoptera: Aphrophoridae) in Cardiff docks, south Wales. - Biological Journal of the Linnean Society **31**: 333-345.

LEGLER, B. (1966): Beitrag zur naturräumlichen Gliederung im Elbe-Mulde-Winkel. - Wiss. Zeitschr. KMU Leipzig **15**(4): 753-761.

LEHMANN, C. & REBELE, F. (1993): Zum Potential sexueller Fortpflanzung bei Calamagrostis epigejos (L.) Roth. Ges. f. Ökol. - Kurzfassungen 23. Jahrestagung - Innsbruck.

LE QUESNE, W. (1965): Hemiptera (Cicadomorpha) (excluding Deltocephalinae and Typhlocybine).- Handb. Ident. Br. Insects **II** (2a).

LE QUESNE, W. (1969): Hemiptera (Cicadomorpha) Deltocephalinae. - Handb. Ident. Br. Insects **II** (2b).

LE QUESNE, W. & PAYNE, K. R. (1981): Cicadellidae (Typhlocybina) with a check list of the British Auchenorrhyncha (Hemiptera, Homoptera). - Handb. Ident. Br. Insects **II** (2c).

LEWIS, T. & TAYLOR, L. R. (1964): Diurnal periodicity of flight by insects. - Trans. R. ent. Soc. London **116**: 393-476.

LINDROTH, C. H. (1949): Die fennoskandischen Carabidae. III. Allgemeiner Teil. - Göteborgs kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhälles, Sjätte Följden, Ser. B **4** (3).

LINDROTH, C. H. (1985): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomologica Scandinavica **15** (1).

LINDROTH, C. H. (1986): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. - Fauna Entomologica Scandinavica **15** (2).

LINSTOW, O. (1913): Geologische Karte von Preussen und benachbarten deutschen Ländern, Blatt Söllichau. - Hrsg. von der Preussischen Geologischen Landesanstalt, Berlin.

LINSTOW, O. (1916): Geologische Karte von Preussen und benachbarten deutschen Ländern, Blatt Schmiedeberg/Bez. Halle. - Hrsg. von der Preussischen Geologischen Landesanstalt, Berlin.

LINSTOW, O. & NAUMANN, E. (1938): Geologische Karte von Preussen und benachbarten deutschen Ländern, Blatt Bitterfeld Ost. - Hrsg. von der Preussischen Geologischen Landesanstalt, Berlin.

LUX, H. (1964): Beitrag zur Kenntnis des Einflusses der Industrieexhalationen auf die Bodenvegetation in Kiefernforsten (Dübener Heide). - Arch. f. Forstwesen **13**: 1215-1223.

LUX, H. (1965): "Rauchschaden - Großraumdiagnose" - ein Verfahren zur großflächigen Erfassung und Abgrenzung von Rauchschäden in Kieferngebieten. (Dargestellt am Beispiel der Dübener Heide im mitteldeutschen Industriegebiet). - Dissertation d. TU Dresden, Tharandt.

LUX, H. & STEIN, G. (1977): Die forstlichen Immissionsschadgebiete im Lee des Ballungsraumes Halle und Leipzig. - Hercynia N. F. **14**: 413-421.

MADER, H.-J. (1979): Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugern der Waldbiozönose. - Schr.-Reihe f. Landsch.pflege und Nat.schutz **19**: 1-130.

MAJUNKE, M.; VELDMANN, G.; APEL, K. H. et. al. (1993): Waldschutzsituation in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Berlin. - Allg. Forstzeitschr. **7**, 343-347.

MALHOTRA, S. S. & SARKAR, S. K. (1979): Effects of sulfur dioxide on sugar and free amino acid content of pine seedlings. - Physiol. Plant. **47**: 223-230.

MARTEL, J.; MAUFFETTE, Y.; TOUSIGNANT, S. (1991): Secondary effects of canopy dieback: The epigeal carabid fauna in Quebec appalachian maple forests. - Can. Entomologist **123**, 851-859.

MAURER, R. (1974): Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen. - Oecologia **14**: 327-351.

McNEILL, S. & SOUTHWOOD, T. R. E. (1978): The role of nitrogen in the development of insect/plant relationships. - in: HARBORNE, J. B. (Ed.): Biochemical aspects of plant and animal coevolution. - Academic press, New York.

METCALFE, J. R. (1970): Studies on the effect of the nutrient status of sugar-cane on the fecundity of *Saccharosydne saccharivora* (Westw.) (Hom., Delphacidae). - Bull. Entomol. Res. **60**: 309-325.

MORIARTY, F. (1990): Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems. - Academic press, London, 2nd ed.

MORRIS, M. G. (1992): Responses of Auchenorrhyncha (Homoptera) to fertiliser and liming treatments at Park Grass, Rothamsted. - Agriculture, Ecosystems and Environment **41**: 263-283.

MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. - 2., neu bearb. Aufl., Heidelberg, Wiesbaden, Quelle & Meyer.

MÜLLER, G. (1972): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Coleopterenfauna der küstennahen Kuturlandschaft bei Greifswald. Die Wirkung der Herbizide UVON-Kombi (II) und ELBANIL (III) auf die epigäische Fauna von Kulturflächen. - Pedobiologia **12**: 169-211.

MÜLLER, G. (1978): Parameter für Carabiden - Sukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichte-Werten. - Pedobiologia **18**: 442-447.

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

MÜLLER, H. J. (1984): Ökologie. - VEB Gustav Fischer Verlag Jena.

MÜLLER, H. J. (1985): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. VII: Zikaden als Zeigerarten für immissionsbelastete Rasenökosysteme. - Wiss. Zeitschr. Univ. Jena, Naturwiss. Reihe **34**: 491-502.

MÜLLER, H. J., BÄHRMANN, R., HEINRICH, W., MARSTALLER, R., SCHÄLLER, G. & WITSACK, W. (1978): Zur Strukturanalyse der epigäischen Arthropodenfauna einer Rasen-Katena durch Kescherfänge. - Zool. Jb. Syst. **105**: 131-184.

MÜLLER, P.; KLOMANN, U.; NAGEL, P., REIS, H. & SCHÄFER, A. (1974): Indikatorwert unterschiedlicher biotischer Diversität im Verdichtungsraum Saarbrücken. - Verh. d. GFÖ, Erlangen, 113-128.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. Pedobiologia **33**: 145-153.

MURDOCH, W. W. (1967): Life history patterns of some British Carabidae (Coleoptera) and their ecological significance. - Oikos **18**: 25-32.

NAGEL, P. (1977): Speziesdiversität und Raumbewertung. - 41. Dtsch. Geographentag, Mainz: 486-497.

NEEF, E. (1961): Elbe-Mulde-Tiefland. - In: MEYNEN, E. et. al.: Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Remagen / Bad Godesberg, 1198-1205.

NEUMANN, U. (1971): Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda und Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers. - Pedobiologia **11**: 193-226.

NEUMEISTER, H., FRANKE, C., NAGEL, C., PEKLO, G., ZIERATH, R. & PEKLO, P. (1991): Immissionsbedingte Stoffeinträge aus der Luft als geomorphologischer Faktor. 100 Jahre atmosphärische Deposition im Raum Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). - Geoökodynamik **XII**: 1-40.

NIEDRINGHAUS, R. & BRÖRING, U. (1990): Zur Besiedlung von Kraut-Gras-Flächen in naturnah gestalteten Grünanlagen am Beispiel von Heuschrecken, Wanzen und Zikaden. - Verh. Ges. Ökol. **19**: 108-115.

NOVOTNY, V. (1990): Are the parameters of leafhopper (Auchenorrhyncha) and plant communities confluent? A case study on grass and sedge vegetation. - Acta Entomol. Bohemoslov. **87**: 459-469.

NOVOTNY, V. (1991a): Responses of Auchenorrhyncha communities to selected characteristics of littoral and meadow vegetation. - Ekologia (CSFR) **10** (3): 271-282.

NOVOTNY, V. (1991b): Effect of habitat persistence on the relationship between geographic distribution and local abundance. - OIKOS **61** (3): 431-433.

OSCHE, G. (1972): Evolution. - Studio Visuell, Herder Verlag, Freiburg.

OSSIANNILSSON, F. (1978): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, Part 1: Introduction, infraorder Fulgoromorpha. - Fauna ent. scand. **7**.

OSSIANNILSSON, F. (1981): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, Part 2. - Fauna ent. scand. **7**.

OSSIANNILSSON, F. (1983): The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark, Part 3. - Fauna ent. scand. **7**.

PLACHTER, H. (1990): Ökologie, Erfassung und Schutz von Tieren im Siedlungsbereich. - Courier forsch.-Inst. Senckenberg **126**: 95-119.

PORT, G. R. (1981): Auchenorrhyncha on roadside verges. A preliminary survey. - Acta Entomol. Fennica **38**: 29-30.

PRESTRIDGE, R. A. (1982): The influence of nitrogenous fertilizer on the grassland Auchenorrhyncha (Homoptera). - J. Appl. Ecol. **19**: 735-749.

PRESTRIDGE, R. A. & McNEILL, S. (1983a): The role of nitrogen in the ecology of grassland *Auchenorrhyncha*. - in: LEE, J. A. et al. (Eds.): Nitrogen as an ecological factor. - Blackwell, Palo Alto, CA, Kap. 12.

PRESTRIDGE, R. A. & McNEILL, S. (1983b): Auchenorrhyncha-host plant interactions: leafhoppers and grasses. Ecol. Entomol. **8**: 331-339.

PRZYBYLSKI (1974): Results of observation in the influence of sulfurous gas and vapours on fruit trees, shrubs, and arthropods around the sulphur mines and processing plants in the Tarnobrzeg region. - Environmental pollution **6**: 67-74.

PUSZKAR, T. (1979): Epigeal fauna as a bioindicator of changes in environment in areas of high industrial pressure. Bull. Acad. Polonaise Sciences **27**: 925-931.

RABELER, W. (1960): Biozönotik auf Grundlage der Pflanzengesellschaften. - Mitt. flor.-soz. Arbgem. N. F. **8**: 311-332.

REMANE, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im weser-Ems-Gebiet. - Z. ang. Entomologie **42**: 353-400.

REMANE, R. (1987): Zum Artenbestand der Zikaden (Homoptera: Auchenorrhyncha) auf dem Mainzer Sand. Mainzer Naturw. Arch. **25**: 273-349.

REMANE, R. & REIMER, H. (1989): Im NSG "Rotes Moor" durch Wanzen (Heteroptera) und Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) genutzte und ungenutzte "ökologische Lizenzen" im Vergleich zu anderen Mooren und der übrigen Rhön. - TELMA **2**: 149-172.

RIBAUT, H. (1936): Homopteres auchenorhynques (I. Typhlocybidae). - Faune de France **31**(1).

RIBAUT, H. (1952): Homopteres auchenorhynques (II. Jassidae). - Faune de France **57**(2).

RIECKEN, U. (Hrsg.) (1990): Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen. - Schr.-reihe für Landschaftspflege u. Nat.schutz **32**, Bonn-Bad Godesberg.

RIECKEN, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. - Schr.-reihe für Landschaftspflege u. Nat.schutz **36**, Bonn-Bad Godesberg.

RIEMER, J. & WHITTAKER, J. B. (1989): Air pollution and insect herbivores: Observed interactions and possible mechanisms. - Insect plant interactions **1**: 73-105.

RINK, U. (1990): Struktur und Phänologie der Fauna von Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in immissionsbelasteten Kiefernbeständen der Berliner Grunewaldes, Zool. Beitr. N. F. **33** (2), 265-294.

ROTHMALER, W., SCHUBERT, R. & VENT, W. (1990): Exkursionsflora von Deutschland. - Band **4**, Kritischer Band, Volk und Wissen Verlag GmbH, Berlin.

SCAMONI, A. et. al. (1964): Vegetationskarte der DDR (1:500 000) mit Erläuterungen. - Beiträge zur Vegetationskunde **6**, Feddes Repertorium, Beiheft 141, Berlin.

SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Ökologie. - UTB für Wissenschaft 430, 2., überarb. u. erw. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York.

SCHÄLLER, G. (1985): Untersuchungen zur Struktur und Funktion von naturnahen und immissionsbelasteten Grasland-Ökosystemen. - Wiss. Zeitschr. Univ. Jena, Naturwiss. Reihe **34**: 475-489.

SCHIEMENZ, H. (1964): Beitrag zur Kenntnis der Zikadenfauna (Homoptera Auchenorrhyncha) und ihrer Ökologie in Feldhecken, Restwäldern und den angrenzenden Fluren. - Arch. Naturschutz und Landschaftsforschung **4**: 163-189.

SCHIEMENZ, H. (1987): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera-Auchenorrhyncha (Cicadina), Teil 1: Allgemeines, Artenliste; Überfamilie Fulgoromorpha. - Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Naturkunde Dresden **15**(8): 41-108.

SCHIEMENZ, H. (1988): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera-Auchenorrhyncha (Cicadina), Teil 2: Überfamilie Fulgoromorpha excl. Typhlocybinae et Deltocephalinae. - Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Naturkunde Dresden **16**(5): 37-93.

SCHIEMENZ, H. (1990): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Homoptera-Auchenorrhyncha (Cicadina), Teil 3: Unterfamilie Typhlocybinae. - Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Naturkunde Dresden **17**(17): 141-188.

SCHLUMPRECHT, H. & VÖLKL, W. (1992): Der Erfassungsgrad zoologisch wertvoller Lebensräume bei vegetationskundlichen Kartierungen. - Natur und Landschaft **67**: 3-7.

SCHNEIDER, K. (1980): Ökologische Untersuchungen an Rüsselkäfern (Col., Curculionidae) in anthropogen belasteten Kiefernforsten der Dübener Heide. - Diss. Univ. Halle-Wittenberg.

SCHNITTER, P. (1990): Untersuchungen ausgewählter Arthropodenzönosen von Saumbiotopen zwischen Trockenrasen- und Agrarökosystemen. - Diss. PH Halle.

SCHUBERT, R. (1972): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR, III. Wälder, Teil 3. Hercynia N.F. **9**(3): 197-228.

SCHWERDTFEGER, F. (1975): Synökologie. - Paul Parey Hamburg u. Berlin.

SCHWERDTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Paul Parey Hamburg u. Berlin.

SKUHRAVY, V. (1970): Zur Anlockungsfähigkeit von Formalin für Carabiden in Bodenfallen. Beitr. Ent. **20**: 371-374.

SPANG, W. D. (1992): Methoden zur Auswahl faunistischer Indikatoren im Rahmen raumrelevanter Planungen. Natur und Landschaft **67**: 158-161.

SPÄH, H. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden- und Staphylinidenfauna verschiedener Standorte Westfalens (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae). - Decheniana **133**: 33-56.

STÖCKER, G. (1980): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. - Wiss. Beitr. MLU Halle-Wittenberg **24** (P8), Bioindikation 1: 10-21.

STÖCKER, G. & BERGMANN, A. (1977): Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung: 1. Modellbildung, Modellrealisierung, Dominanzklassen. - Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. **17**: 1-26.

STÖCKER, G., GLUCH, W. & SCHULZ, H. (1986): Methodik und Anwendung ausgewählter akkumulativer und reaktiver Indikationsparameter im Biomonitoring. - FE Bericht, Inst. f. Landsch. forsch. u. Naturschutz Halle.

STRONG, D. R., LAWTON, J. H. & SOUTHWOOD, Sir R. (1984): Insects on plants. Community patterns and mechanisms. - Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, Edinburgh, Boston, Melbourne.

STUBBE, A. (1980): Ökologische Untersuchungen an Carabiden in Kiefernforsten der Dübener Heide unter dem Aspekt anthropogen bedingter Umweltbelastung. - Diss. Univ. Halle-Wittenberg.

STUBBE, A., TIETZE, F. (1980): Strukturänderungen der Carabidengesellschaften entlang einer Trasse immissionsbeeinflußter Kiefernbestände der Dübener Heide, Wiss. Beitr. MLU Halle-Wittenberg **28**: 27-33.

SZYSZKO, J. (1974): Relationship between the occurence of epigeic carabids (Coleoptera, Carabidae), certain soil properties, and species composition of a forest stand. - Ekol. pol. **22**: 237-274.

TERRELL-NIELD, C. (1990): Is it possible to age woodlands on the basis of their carabid beetle diversity?. The Entomologist **109** (3), 136-145.

TIETZE, F. (1980): Tierische Organismen als Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in immissionsbeeinflußten Ökosystemen. - Wiss. Z. Univ. Halle **29**: 83-93.

THIELE, H.-U. (1960): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden. - XI. Int. Congr. Ent.: 165-169.

THIELE, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. Z. Morph. Ökol. Tiere **53**: 387-452.

THIELE, H.-U. (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume?. - Naturw. Rdsch. **21**, 57-65.

THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environments. - Zoophysiology and Ecology **10**, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

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 Carabiden eines Auenwaldgebietes als Bioindikatoren für anthropogen bedingte Änderungen des Mikroklimas. - Schr.reihe f. Veget.kde **10**: 359-374.

THIEM, G. (1952): Einwirkung des Braunkohlenabbaues im Bitterfelder Bezirk auf das Grundwasser. Wasserwirtschaft-Wassertechnik **2**(11): 363-368.

TISCHLER, W. (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. - Braunschweig.

TISCHLER, W. (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze: Ein Beitrag zur Ökologie der Kulturlandschaft. - Z. Morph. Ökol. Tiere **47**: 54-114.

TOBISCH, S. & DUNGER, W. (1974): Carabiden des Neißetales bei Ostritz (Oberlausitz) und ihre Reaktion auf Industrie-Emissionen, Abh. u. Ber. Naturkundemuseum Görlitz **48** (2), II 1-II18.

TOPP, W. (1982): Vorkommen und Diversität von Laufkäfer-Gemeinschaften in verschiedenen Ökosystemen (Col., Carabidae). - Drosera **82**: 109-116.

TÖRMÄLÄ, T. (1981): Evaluation of five methods of sampling leafhoppers in a meadow. - Acta ent. Fenn. **38**: 46.

TRAUTNER, J. (1992): Laufkäfer - Methoden der Bestandsaufnahme und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen: 145-162. In: Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. - Verlag J. Margraf, Weikersheim.

TRUMBLE, J. T. & HARE, J. D. (1989): Acidic fog-induced changes in host-plant suitability. Interactions of *Trichoplusia ni* and *Phaseolus lunatus*. - J. Chem. Ecol. **15**: 2379-

VINCE, S. W., VALIELA, I. & TEAL, J. M. (1981): An experimental study of the strukture of herbivorous insect communities in a salt marsh. - Ecology **62**: 1662-1678.

VIDANO, C. (1960): Dioecia obligata in Typhlocyba ficaria HORVATH. - Boll. Ist. Ent. Univ. Bologna **24**: 121-145.

VOGEL, J. & KROST, P. (1990): Zur Carabidenfauna pedologisch und floristisch unterschiedener Wladbiotope in Schleswig-Holstein. - Faun.-Ökol. Mitt. (Kiel) **6**: 87-94.

VOWINKEL, K. (1990): Besiedlung unterschiedlich rekultivierter Salz-, Asche- und Braunkohlehalden durch epigäische Arthropoden, unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae. - Mitt. aus dem Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung **15**, Kassel.

WAINSTEIN, B. A. (1967): Some methods of evaluation of similarity of biocoenoses. - Zool. Z. **46**: 981-986.

WALOFF, N. (1980): Studies on grassland leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera) and their natural enemies. - in: MACFADIEN, A. (Ed.): Advances in ecological research **11**: 81-215.

WARD, L. K. (1977): The conservation of juniper: The associated fauna with special reference to southern England. J. Appl. Ecol. **14**: 81-120.

WARRINGTON, S. (1987): Relationship between sulphur dioxide dose and growth of the pea aphid *Acyrthosiphon pisum* on peas. - Environmental pollution **43**: 155-162.

WASNER, U. (1977): Die Europhilus-Arten (Agonum, Carabidae, Coleoptera) des Federseeriedes. - Diss. Tübingen.

WEINITSCHKE, H. (Ed.) (1982): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Urania-Verlag Leipzig Jena Berlin.

WHITTAKER, J. B. (1969): Quantitative and habitat studies of the froghoppers and leafhoppers (Homoptera, Auchenorrhyncha) of Wytham woods, Berkshire. - Entomologists monthly magazine **105**: 27-37.

WHITTAKER, J. B. (1984): Responses of sycamore (Acer pseudoplatanus) leaves to damage by a typhlocybine leafhopper, Ossiannilssonola callosa. - Journal of Ecology **72**: 455-462.

WHITTAKER, J. B. & WARRINGTON, S. (1990): Effects of atmospheric pollutants on interactions between insects and their food plants. - in: BURDON, J. J. & LEATHER, S. R. (Eds.): Pests, pathogens and plant communities. - Blackwell Scientific Publications, Oxford, 97-110.

WIEGAND, S. & AMARELL, U. (1995): Ecological studies in a pollution gradient: Do plant and animal communities respond differently?. - Arch. für Nat.-Lands.-forsch. **33**: 271-286.

WIEGAND, S., REMANE, R. & AMARELL, U. (1994): Untersuchungen an Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) in unterschiedlich immissionsbeeinflußten Kiefernforsten der Dübener Heide. Z. Ökologie u. Naturschutz **3**: 67-75.

WITSACK, W. (1975): Eine quantitative Keschermethode zur Erfassung der epigäischen Arthropoden-Fauna. Ent. Nachr. **8**: 123-128.

WITSACK, W. (1985): Dormanzformen von Zikaden (Homoptera Auchenorrhyncha) und ihre ökologische Bedeutung. - Zool. Jb. Syst. **112**: 71-139, 141-183.

ZWÖLFER, H. (1987): Species richness, species packing and evolution in insect-plant systems. - Ecological studies **61**: 301-319.

Erklärung

Ich versichere, daß ich meine Dissertation

"Der Einfluß von Immissionen auf ausgewählte Insektengruppen (Homoptera, Auchenorrhyncha; Coleoptera, Carabidae) verschiedener Trophieebenen"

selbständig, ohne unerlaubte Hilfe angefertigt und mich dabei keiner anderen als der von mir ausdrücklich bezeichneten Quellen und Hilfen bedient habe.

Die Dissertation wurde in der jetzigen oder einer ähnlichen Form noch bei keiner anderen Hochschule eingereicht und hat noch keinen sonstigen Prüfungszwecken gedient.

Marburg, 15.12.95
Ort, Datum

Unterschrift

Curriculum vitae von Sabine Neumann

Persönliche Angaben:

Name: Sabine Neumann (geb. Wiegand)
Geburtsdatum: 29.10.67
Geburtsort: Erfurt
Familienstand: verheiratet, 1 Tochter

Akademische Ausbildung:

1986	Abitur
1986-1991	Studium der Biologie an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Fachrichtung Terrestrische Ökologie/Tierökologie
1991	Verteidigung Diplomarbeit am Institut für Zoologie im Rahmen des internationalen Forschungsprojektes zwischen den Universitäten Halle und Ulan-Bator Thema Diplomarbeit: "Der Einfluß biotischer und abiotischer Faktoren auf Fellwechsel, Haarkleid und Wachstum bei der Brandt'schen Steppenwühlmaus Microtus brandti (RADDE, 1861)" Abschluß: Diplombiologin
1994-1995	Promotionsstudium der Biologie an der Philipps-Universität Marburg

Berufliche Tätigkeiten

1992-1995	Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Biozönoseforschung

Arbeitsschwerpunkte

Untersuchungen über die Strukturen von Zoozönosen in naturnahen Ökosystemen und deren Langzeitdynamik bei anthropogenen Umweltänderungen

Publikationen

Investigations about leafhopper communities in a gradient of pollution
Sabine Wiegand (1993)
Proceedings of the 8th Auchenorrhyncha Congress, Delphi, Greece: 46-47.

Ökologische Untersuchungen an Laufkäfern (Coleoptera, Carabidae) in unterschiedlich immissionsbeeinflußten Kiefernforsten
Sabine Wiegand (1993)
Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie **23**: 187-190.

Ontogenesis of pelage and the course of moulting in *Microtus brandti* (Radde, 1861)
Annegret Stubbe & Sabine Wiegand (1994)
Z. Säugetierkunde **59**: 199-208.

Influence of photoperiod and temperature on moulting processes in *Microtus brandti* (Radde, 1861)
Annegret Stubbe & Sabine Wiegand (1994)
Z. Säugetierkunde **59**: 309-316.

Ontogenesis of pelage and seasonal moulting in *Microtus brandti* (RADDE, 1861)
Annegret Stubbe & Sabine Wiegand (1994)
Polish Ecological Studies **20**: 459-469.

Untersuchungen an Zikaden (Homoptera, Auchenorrhyncha) in unterschiedlich immissionsbeeinflußten Kiefernforsten der Dübener Heide
Sabine Wiegand, Reinhard Remane & Uwe Amarell (1994)
Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **3**: 71-79.

Ecological studies in a pollution gradient: Do plant and animal communities respond differently?
Sabine Wiegand, Uwe Amarell (1995)
Archiv für Landschaftsforschung und Naturschutz **33**: 271-286.

Sektion Biozönoseforschung
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Hallesche Straße 44
D-06246 Bad Lauchstädt
Telefon 034635/73-235
Telefax 034635/73-237