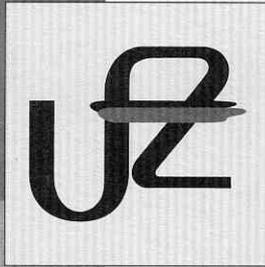


AUSLEIHEXEMPLAR

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Zoologisches Institut
Postfach 15
04318 Leipzig



UFZ-Bericht

UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht • UFZ-Bericht

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Nr. 6/1996

Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen

Erik Arndt und Hans Pellmann

Universität Leipzig
Institut für Zoologie

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungs-
vorhaben wurde mit Mitteln des UFZ-Umwelt-
forschungszentrums Leipzig-Halle GmbH gefördert.

ISSN 0948-9452

Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen

Erik Arndt
Hans Pellmann

Universität Leipzig
Institut für Zoologie

Abschlußbericht zum Forschungsprojekt:
Naturnahe Biotope im urbanen Raum und ihre Vernetzung
Leitung: Prof. Dr. K. Dröbler

Archiv



Projektbereich Urbane Landschaften

Das diesem Bericht zugrundeliegende Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle-GmbH gefördert.
Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Umweltforschungszentrum GmbH
Bibliothek
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

96-957

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung (E. Arndt)	5
2	Material und Methoden (E. Arndt & H. Pellmann)	6
2.1	Untersuchungsflächen	6
2.1.1	Beschreibung der 1993-1995 bearbeiteten Untersuchungsflächen für Laufkäfer	8
2.1.2	Beschreibung der 1989-1995 bearbeiteten Untersuchungsflächen für Schwebfliegen	15
2.2	Methoden	24
2.2.1	Erfassungsmethoden	24
2.2.2	Auswertungsmethoden	24
3	Ursprung der Stadtfauna und Besiedlung von Städten (E. Arndt)	26
3.1	Herkunft der Stadtfauna	26
3.2	Besiedlungsstrategien von Arthropoden in urbanen Räumen	29
3.3	Ablauf natürlicher Sukzessionen und jahreszeitliche Entwicklung	37
4	Strukturmerkmale von Artengemeinschaften und ihre Abhängigkeit von Biotopeigenschaften (E. Arndt)	44
4.1	Struktur von Artengemeinschaften urbaner Grünflächen am Beispiel der Carabidae	44
4.1.1	Artenzahl, Individuenzahl und α -Diversität	45
4.1.2	Vergleich von Biotoptypen (β -Diversität)	51
4.1.3	Dominanz-Struktur	52
4.2	Einfluß von Biotopfaktoren auf Artengemeinschaften in urbanen Räumen	54
4.2.1	Flächengröße	56
4.2.2	Flächenstruktur	56
4.2.3	Isolation bzw. Vernetzungsgrad von Grünflächen	57
4.2.4	Straßen, Verkehr, Immissionen	59
4.2.5	Summarische Wirkung von Biotopfaktoren und weitere Ursachen urbaner Merkmale von Artengemeinschaften	60
5	Syrphidengemeinschaften auf Stadtgrünflächen (H. Pellmann)	63
5.1	Arten- und Individuenzahlen, Whittaker plots	63
5.2	α -Diversität	66
5.3	β -Diversität	72
5.4	Dominanzstruktur	76
5.5	Flächenähnlichkeiten abgeleitet aus der Struktur der Syrphidentaxozöosen	81
5.6	Bewertung des Artenreichtums in Stadthabitaten	87
5.7	Einflüsse von Gradienten auf Schwebfliegengemeinschaften	89
5.8	Zusammenfassende Betrachtungen über die Schwebfliegenfauna im Leipziger Stadtgebiet	92
6	Praxisbezogene Ansätze	94
6.1	Biotopebewertung und anthropogene Beeinflussung (E. Arndt)	94
6.2	Vernetzung und Management von urbanen Grünflächen (E. Arndt & H. Pellmann) ..	99
6.3	Grünstruktur-Katalog (E. Arndt & H. Pellmann)	101

6.3.1	Notwendigkeit und Zielstellung eines Katalogs urbaner Grünstrukturen	101
6.3.2	Auswahl relevanter Grünstrukturen und ihrer Merkmale für die Stadt Leipzig	103
6.3.3	Katalog der Grünstrukturen von Leipzig	103
6.3.4	Ökologische Prüfung der postulierten Grünstrukturen	106
7	Zusammenfassung	110
8	Literatur	112
	Danksagung	119

Tabellenverzeichnis

2.1	Gesamtliste der in die Auswertung einbezogenen Untersuchungsflächen für Laufkäfer (Carabidae)	14
2.2	Gesamtliste der in die Auswertung einbezogenen Untersuchungsflächen für Schwebfliegen (Syrphidae)	22
3.1	Anteil flugfähiger, bedingt flugfähiger und flugunfähiger Laufkäferarten auf unterschiedlich stark isolierten Flächen der Stadt	31
3.2	Flügelausbildung der in Leipzig nachgewiesenen Laufkäfer	33
4.1	Artenzahl, Individuenzahl, α -Diversität [Hills Index] und Evenness [Alatalo-Index] der Carabidae auf verschiedenen urbanen Grünflächen	46
4.2	Artenzahl, Individuenzahl, α -Diversität [Hills Index] und Evenness [Alatalo-Index] der Carabidae auf den Referenzstandorten	47
4.3	Artenzahl, Individuenzahl und prozentualer Anteil der Laufkäferarten an den einzelnen Dominanzklassen auf urbanen Grünflächen und Referenzstandorten	53
4.4	Artenzahl, Individuen und Anteil der trophischen Gruppen (Polyphage, spezialisierte Collembolenfresser, unspezialisierte Zoophage) bei Laufkäfern (Carabidae), sowie Größe, Isolationsgrad, Strukturvielfalt und Verkehrsbelastung der Flächen	57
5.1	Arten- und Individuenzahlen für Syrphidae auf unterschiedlichen Untersuchungsflächen	64
5.2	Diversitätswerte der Schwebfliegentaxozönosen je Standort und Untersuchungsjahr	66
5.3	Schwankungsbreite der Diversitätsmaße und der Evenness für Syrphidae in Leipzig	68
5.4	β -Diversität für vier ausgewählte Transekte von Untersuchungspunkten für Schwebfliegen	73
5.5	Sörensen-Quotient für Syrphidenfänge aus Gelbschalen im Zeitraum von 1993 bis 1995 auf 11 Leipziger Untersuchungsflächen	81
5.6	Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen der Artengemeinschaften bei Syrphiden aus Gelbschalenfänge für 1993 bis 1995	83
6.1	Verhältnis Männchen/Weibchen von Laufkäfern auf Leipziger Untersuchungsflächen	96
6.2	Flächenbewertung ausgewählter Leipziger Standorte anhand von Laufkäferfängen	97
6.3	Bewertung der anthropogenen Belastung von urbanen Grünflächen anhand von Carabidenfängen	99
6.4	Katalog der Grünstrukturen der Stadt Leipzig	103
6.5	Grünstrukturtypen und Bewertung ihrer Flächenmerkmale	107

Abbildungsverzeichnis

1	Lage der Untersuchungsflächen	7
2.2	Neuer Müllberg Möckern mit den Flächen WA, WB	11
2.3	Wundtstraße, Nähe Schleußiger Weg mit QB, QC, QD	11
2.4	Baulücke Hermannstraße (RB)	11
2.5	Ausgewählte Grünflächen für die Untersuchung der Schwebfliegenfauna im Leipziger Stadtgebiet	23
3.1	Mobilitätsdiagramm, errechnet aus mark-recapture-Fängen von <i>Abax</i> <i>parallelepipedus</i> an einer Straße	35
3.2	Mobilitätsdiagramm von verschiedenen Laufkäfern (Carabidae) entlang eines Schienenwegs	35
3.3	Ähnlichkeitsdendrogramm von ruderalen Standorten in Leipzig-Süd, dargestellt durch Clusterung des Renkonen-Index von Carabidenfängen (UPGMA)	36
3.4	Rarefaction-Analyse von Carabidenfängen (Individuenfrequenz-Kurve nach Hurlbert) ruderaler Grünflächen in Leipzig-Süd	37
3.5	Sukzession und Zonation von Laufkäfergemeinschaften (Carabidae) ruderaler Biotope in Leipzig dargestellt durch Clusterung des Koeffizienten Kendalls Tau UPGMA)	38
3.6	Rarefaction-Analyse der Sukzession der Laufkäfergemeinschaft (Carabidae) eines ruderalen Straßenbegleitgrüns in Leipzig (Individuenfrequenzkurve nach Hurlbert)	39
3.7	Rarefaction-Analyse der Sukzession der Laufkäfergemeinschaft (Carabidae) eines ruderalen Straßenbegleitgrüns in Leipzig (Individuenfrequenzkurve nach Hurlbert)	40
3.8	Nischenüberlappung dominanter Laufkäferarten (Carabidae) auf urbanen Ruderalflächen, dargestellt durch Clusterung von Piankas Nischenüberlappungs- index (UPGMA)	41
4.1	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) verschiedener urbaner Ruderalflächen	47
4.2	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) ruderaler Referenzflächen	48
4.3	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) in Heckenbiotopen der Innenstadt und eines Referenzstandortes außerhalb des urbanen Bereichs	49
4.4	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) in verschiedenen Parkanlagen	50
4.5	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) auf verschiedenen Stadtwaldflächen	50
4.6	Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) auf verschiedenen Stadtwald- und Referenzflächen	51
4.7	Darstellung der β -Diversität verschiedener Habitattypen im urbanen Bereich durch Berechnung der Shinozaki-Kurve aus Laufkäferfängen	52
4.8	Zusammenhang von Artenzahl verschiedener Bodenarthropoden und Flächengröße Leipziger Grünflächen	56
4.9	Clusteranalyse der Biotopfaktoren, Artenzahlen, Individuen und Anteile der trophischen Gruppen der Laufkäfer auf den Untersuchungsflächen	61
4.10	Achse1:Achse2-Darstellung einer Korrespondenzanalyse (DECORANA) der Biotopfaktoren, Artenzahlen, Individuen und Anteile der trophischen Gruppen der Laufkäfer auf den Untersuchungsflächen	62
5.1	Whittaker plots für ausgewählte Syrphidenfänge	65
5.2	Diversität (N2) und Evenness (HBe) für den Schwebfliegengesamtfang aus Gelbschalen für die einzelnen Standorte	69

5.3	Diversität als N_2 und HB Indizes aus Gelbschalenfängen von Syrphiden zusammengefaßt für die Jahre 1993-95	70
5.4	Diversität (alpha-log-serie) von Syrphidentaxozönosen für verschiedene Untersuchungsflächen	71
5.5	Schwankungsbreite für Hills Diversitätsmaß von Syrphidentaxozönosen auf den einzelnen Untersuchungsflächen	72
5.6	Veränderungen der β -Diversität von Syrphidenfängen dargestellt für den I_w -Index entlang des Transekts 1	74
5.7	Gradient der β -Diversität von Syrphidenfängen, dargestellt für den I_w -Index entlang einer Nord-Südachse durch die Elster-Pleiß Aue (Transekt 2)	75
5.8	Dominanzstruktur des Gesamtfangs an Schwebfliegen aus Gelbschalen im Stadtgebiet von Leipzig für den Zeitraum 1993-95	77
5.9	Dominanzstruktur für Schwebfliegenfänge aus Gelbschalen im Stadtgebiet von Leipzig 1993-95, Teil I: Umgebung der Nonne und nördlicher Auwald	78
5.10	Dominanzstruktur für Schwebfliegenfänge aus Gelbschalen im Stadtgebiet von Leipzig 1993-95, Teil II: zentrumsnahe Standorte	79
5.11	%-Anteile unterschiedlicher Ernährungsformen der Syrphidae im Larvenstadium auf verschiedenen Untersuchungsflächen im Zeitraum von 1993-95	81
5.12	Ähnlichkeitsdendrogramm nach Berechnung des Sörensen-Quotienten für Schwebfliegen auf den 1993 bis 1995 untersuchten Stadtflächen von Leipzig	82
5.13	Dominanzverhältnisse für die Syrphidenfänge der 1993-95 untersuchten Standorten in Leipzig	84
5.14	Ähnlichkeitsdendrogramm für die Untersuchungsflächen im Leipziger Stadtgebiet bei stärkerer Wichtung seltener Schwebfliegenarten	86
5.15	Rarefaction-Kurven für Grünflächen nach dreijähriger (1993-95) Beobachtungsdauer der Schwebfliegengemeinschaften	88
5.16	Rarefaction-Kurven für Schwebfliegengemeinschaften auf den innerstädtischen Ruderalflächen	89
5.17	Korrespondenzanalyse der Schwebfliegenfänge für die im Zeitraum von 1993-95 untersuchten Grünflächen	90
6.1	Clusteranalyse der im Grünstrukturkatalog von Leipzig berücksichtigten Grünflächentypen (UPGMA auf Grundlage des Renkonen-Index)	108
6.2	Korrespondenzanalyse (DECORANA, Achsen 1/2) der im Grünstrukturkatalog von Leipzig berücksichtigten Grünflächentypen	109

1. Einleitung

Die zunehmende Urbanisierung und rasante Verschärfung der damit verbundenen Probleme ließen die Stadtökologie in den letzten Jahren zu einem interdisziplinären Forschungsgebiet werden. Das urbane Ballungszentrum ist ein Landschaftsausschnitt, Ökosystem und zugleich Wohnort und gestaltete Umwelt des Menschen. Die Praxisrelevanz ökologischer Untersuchungen in urbanen Räumen ist für die Planung, Gestaltung und besonders im Fall von Leipzig für die Sanierung offenkundig. Aber dennoch besteht nach wie vor ein Defizit an Grundlagenforschung, die für eine praxisorientierte Arbeit die wichtigste Voraussetzung darstellt.

Urban-industrielle Räume müssen als die ökologisch am stärksten vom Menschen beeinflussten und vom ursprünglichen Zustand am weitesten abweichenden Räume betrachtet werden. Sie unterscheiden sich hinsichtlich des Klimas, des Bodens, der Wasserversorgung, der Flora, Fauna und des direkten anthropogenen Einflusses vom Zustand der Räume vor der Urbanisierung.

Das Klima setzt sich aus einer Vielzahl abiotischer Parameter zusammen, die direkte Auswirkungen auf alle lebenden Organismen haben. In mitteleuropäischen Ballungszentren ist - verglichen mit dem Umland - die Luftverschmutzung bis zu 10x höher, die Globalstrahlung um 20% geringer, die UV-Strahlung (im Winter) zu zwei Dritteln geringer, die mittlere Temperatur spürbar erhöht (um 0,5-1,5 °C), die Temperaturamplitude bis 10°C größer, die Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte verringert, die Regensumme um 10% erhöht, der Tauabsatz dagegen um zwei Drittel geringer (Angaben aus KUTTLER 1987 und MÜLLER, Zwischenbericht Klimaprojekt, UFZ). Stadtböden sind gemessen an der Fläche der urbanen Gebiete außerordentlich heterogen. Die Stadtgründungen erfolgten auf unterschiedlichsten Böden, das Bau- und Schuttmaterial, welches später in den Boden gelangt, ist von verschiedener Herkunft. Der pH-Wert der Stadtböden wird durch Zement erhöht, der N-, P- und Salz-Gehalt ist insbesondere in Straßennähe sehr hoch, die Staubbiederschläge, Schwermetalle und organischen Stoffe führen zu einem vermehrten Schadstoffgehalt (BLUME & SUKOPP 1976). Die Stadtböden sind oft verdichtet und zu einem großen Prozentsatz versiegelt. In urbanen Zentren ist nur an wenigen Stellen noch die ursprüngliche Pflanzendecke anzutreffen. In der Regel findet man eine angepflanzte Vegetation oder eine Spontanvegetation infolge menschlicher Standortveränderungen (WITTIG 1991). In all diesen Faktoren schlägt sich indirekt bereits die anthropogene Beeinflussung nieder. Sie wirkt darüber hinaus auch direkt durch vielfältige mechanische Einflüsse.

Das Zusammenspiel aller Faktorenkomplexe mündet in urbanen Räumen in ein vielfältiges und kleinflächiges Muster an Biotopen. Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist es, die ökologischen Beziehungen der verschiedenen städtischen Grünflächen untereinander und mit naturnahen Flächen in der Umgebung des urbanen Raums am Beispiel der Stadt Leipzig zu untersuchen. Es wird anhand von zwei Modelltiergruppen, den Laufkäfern (Insecta, Coleoptera, Carabidae) und den Schwebfliegen (Insecta, Diptera, Syrphidae) analysiert, welchen Einfluß Größe und Isolationsgrad auf Grünflächen haben, ob es zum Austausch zwischen städtischen Flächen kommt, welche Funktionen dabei Verkehrswege besitzen und welche Rolle die Mobilität von Tierarten bei der Besiedlung städtischer Lebensräume spielt. Über Datenmaterial, das von mehreren Jahren vorliegt, werden Rückschlüsse zu Sukzessionen und Stabilität von Populationen gezogen. Detailliert werden in den Modelltiergruppen die Struktur der Artengemeinschaften städtischer Lebensräume und die sie beeinflussenden Faktoren untersucht. Innovationen für die Praxis sind die Aussagen zum Ruderalflächennetz, Erarbeitung eines sich an ökologischen Merkmalen orientierenden Kataloges der Grünstrukturen Leipzigs sowie insbesondere Vorschläge zur Biotopbewertung.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsflächen

Die im Rahmen der vorliegenden Erhebung untersuchten Flächen umfassen die Biotoptypen Ruderalfläche, Hecke, Park, Auwald, Garten, Feld und Wiese, wobei die letzten drei nur eine untergeordnete Rolle spielen. Eine allgemeine Charakterisierung der wichtigsten Biotoptypen ist wie folgt möglich:

Unter Ruderalflächen werden durch den Menschen geschaffene, aber von ihm aktuell nicht genutzte, \pm stickstoffreiche Brachen in einem frühen Sukzessionsstadium verstanden. Sie sind in der Regel durch steinigen oder schotterhaltigen Untergrund und geringe Humusaufgabe gekennzeichnet. Typische Ruderalstandorte in Stadtgebieten sind ältere Baulücken und Ruinengrundstücke, aber auch Bahndämme, unbefestigte Straßenränder und Teile von Mülldeponien sowie für eine spätere Bebauung "freigeräumte" Grundstücke.

Ruderalflächen zeichnen sich durch eine Reihe ökologischer Besonderheiten hinsichtlich ihres Klimas, ihrer edaphischen, trophischen sowie strukturellen Eigenschaften aus. Ihre abiotischen und biotischen Elemente unterliegen einer hohen Dynamik durch Nutzungsänderungen und/oder häufig extremer anthropogener Belastung (mechanische Einwirkung, Immissionen usw.), da die Flächen oft direkt an Straßen oder in industriell genutzten Gebieten liegen. Eine Folge ist die hohe Sukzessionsgeschwindigkeit der Vegetation und des Tierbestandes. Ruderalflächen sind diskontinuierlich im Stadtbild verteilt (Mosaikstruktur), mehr oder weniger isoliert und oft nur von geringer Größe. Durch eine historisch ganz unterschiedliche Entstehung und unterschiedliche frühere Nutzung können sich Boden, Strukturierung und floristische Ausstattung der Flächen trotz benachbarter Lage erheblich unterscheiden. Die einzelne Ruderalfläche besitzt dadurch ein hohes Maß an spezifischen Merkmalen (WITTIG in WITTIG & ZUCCHI 1993).

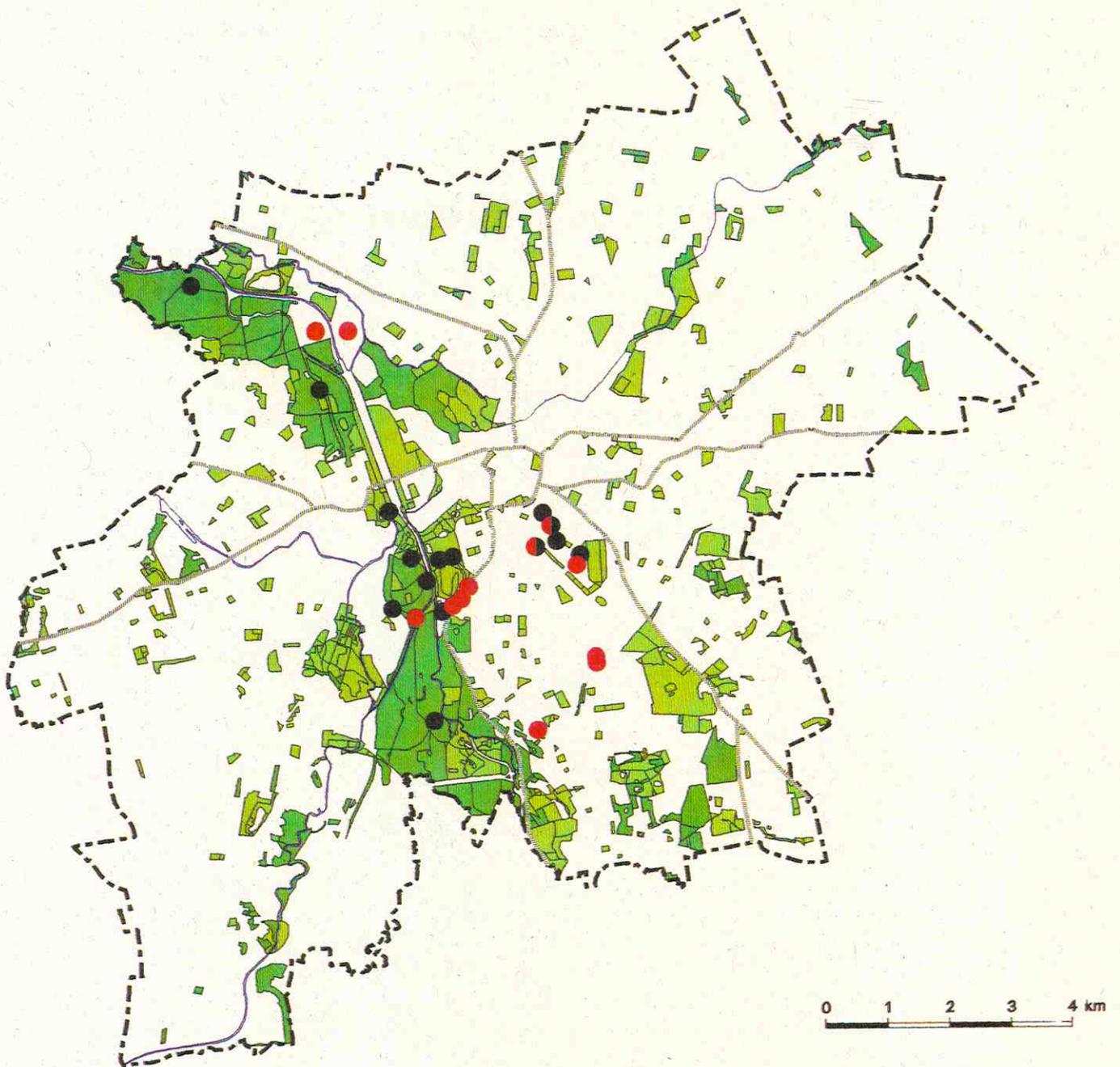
Das untersuchte Straßenbegleitgrün (= "Splittergrün") kann als Sonderfall von Ruderalflächen aufgefaßt werden.

Als Hecken sind schmale Gebüsch- oder Gehölzstreifen mit starkem Unterwuchs zu verstehen. Im urbanen Raum befinden sie sich oft an Böschungen (z.B. Bahnanlagen) bzw. an der Grenze zu anderen Stadtstrukturen (z.B. Rasen, Gärten, Häuserreihen oder Gebäudekomplexen).

Hecken und Böschungen sind Mischbiotope, deren herausragende ökologische Bedeutung oft unterstrichen wurde (THIELE 1964, GRUTTKÉ & KORNACKER 1995, MADER & MÜHLENBERG 1981). Sie sind im urbanen Raum in hoher Zahl vorhanden, doch ist ihre Zuordnung wie bei anderen Mischbiotopen oft schwierig: fließende Übergänge finden sich zu Ruderalflächen, Parks und Restwäldern.

Parks sind durch Bäume, Büsche und gepflegte Rasen gekennzeichnete, strukturarme Grünflächen. Die Strukturvielfalt ist viel geringer als auf Waldflächen und der anthropogene Einfluß durch stetige Pflegemaßnahmen groß. Eine Laubstreu fehlt aus diesem Grund ebenso wie die Entwicklung einer natürlichen Flora. Typisch sind fremdländische Gehölze oder große (vom ursprünglichen Biotop verbliebene) Bäume ohne Jungaufwuchs. Parkanlagen sind gemessen am Flächenanteil relevante Grünstrukturformen in Städten.

Eine für Leipzig typische Grünstrukturkomponente ist der Auwaldbereich, der ökologisch nicht als Stadtstruktur im engeren Sinn aufgefaßt werden kann. Die Untersuchung von Auwaldstandorten kann jedoch zum Vergleich mit anderen Strukturen herangezogen werden. An vielen Standorten degradiert der Auwald jedoch stark und der Übergang zu Parkanlagen ist fließend (zum "Auwald" zählt in Leipzig das heutige Waldstück zwischen Tierpark im Süden und Wahren im Norden).



Kartographie und GIS:
Abteilung Geoinformation

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM
LEIPZIG-HALLE GmbH



- Laufkäfer
- Schwebfliegen
- Wald
- Städtische Grünflächen

Abb. 1. Lage der Untersuchungsflächen

Andere urbane Grünstrukturen, z.B. begrünte Hauswände, aber auch große Rasenflächen wurden im Rahmen des Projekts nicht untersucht.

Die Referenzstandorte liegen nördlich des Stadtgebietes und sind urban nur wenig beeinflusst. Es handelt sich dabei um Hecken (ZA), Säume im Agrarbereich (ZB, ZC, ZF), einen feuchten Waldstreifen (ZD) und eine ruderalisierte Fläche im Übergangsbereich Agrarlandschaft/Trockenrasen. Der Referenz-Waldstandort (ZD) ist gut mit den untersuchten Auwaldflächen im Stadtgebiet zu vergleichen, da es sich um einen strukturreichen, feuchten Waldstreifen und nicht um ein im ursprünglichen Zustand erhaltenes Auenbiotop handelt.

2.1.1. Beschreibung der 1993-1995 bearbeiteten Untersuchungsflächen für Laufkäfer

BB (Bayerischer Bahnhof)

Der Standort liegt hinter den eigentlichen Bahnhofsgebäuden in Richtung Bayrischer Platz noch auf dem Gelände der Deutschen Bundesbahn. Im Zentrum befindet sich der blind endenden Gleiskörper. Hufeisenförmig wird dieser von der eigentlichen Grünanlage umgeben. Die Fläche weist je nach Lage eine Breite von 10 bis 20 m auf, die Gesamtfläche beträgt ca. 900 m². Sie ist eingezäunt und grenzt an zwei Seiten unmittelbar an stark befahrene Straßen. Es ist ein alter Standort, der bereits um 1865 von Straßen und Gebäuden umgeben war. Südlich bestand eine große Grünfläche, die bis zum Stadtrand reichte und in den damaligen Auwald übergang. Die Fläche unterlag zeitweise der Sukzession. Bis 1989 wurden kaum Pflegemaßnahmen durchgeführt. Dies änderte sich 1990/91. Radikale Beräumungsmaßnahmen und Rodungen wurden durchgeführt. Jetzt finden jährlich 2-3 mal Pflegemaßnahmen statt.

Der Untergrund besteht aus lehmigen Sand und Kies mit Einbettung von Schotter und Bauschutt. Der Boden wird von einer Humusschicht bedeckt und ist meist das ganze Jahr hindurch feucht.

Das Vegetationsmosaik reicht heute vom stark ruderalisierten Stadtrasen bis vorwiegend im Zaunbereich gelegenen annuellen und ausdauernden Ruderalgesellschaften des Rainfarn-Beifuß-Gestrüpps (*Tanaceto-Artemisietum*) und des Kletten-Beifuß-Gestrüpps (*Arctio-Artemisietum*) mit teilweise verwilderten oder angepflanzten, einzeln stehenden Gehölzarten, wie Götterbaum (*Ailanthus altissima*), Kulturapfel (*Malus domestica*), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*), Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Späte Traubenkirsche (*Padus serotina*), Bastard-Platane (*Platanus hybrida*), Blutroter Hartriegel (*Cornus sanguinea*) und Gemeiner Goldregen (*Laburnum anagyroides*). In der Krautschicht finden sich vorwiegend Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Große Klette (*Arctium lappa*), Gemeine Nachtkerze (*Oenothera biennis*), Schwarznessel (*Ballota nigra*), Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), Weißer Steinklee (*Melilotus alba*), Echter Steinklee (*Melilotus officinalis*) und Rainfarn (*Tanacetum vulgare*).

EC (Tal-/Ecke Brüderstraße)

Die ca. 100 m² große Fläche (Titelfoto) ist von einer Mauer umgeben und deshalb vollkommen isoliert. Es ist eine sehr heterogene Ruderalfläche mit großem Rasenteil sowie mit ruderaler Hochstaudenflur und auffälligen Gebüsch aus Jungbäumen des Götterbaums (*Ailanthus altissima*) im Randbereich. Weitere Gehölze sind Rose (*Rosa spec.*) und Berberitze (*Berberis spec.*) sowie einzelne Jungbäume die zu Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Gemeine Birke (*Betula pendula*) gehören.

Neben Spontanvegetation finden sich heute noch Reste von Zierpflanzen auf dieser in der Vergangenheit als Freisitz durch Arbeiter eines angrenzenden Betriebs genutzten Grünfläche. Die wichtigsten Pflanzenarten sind im folgenden genannt: Kanadische Goldrute (*Solidago*

canadensis), Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Gemeiner Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Herbst-Löwenzahn (*Leontodon autumnalis*), Glattes Habichtskraut (*Hieracium laevigatum*), Wiesen-Schwingel (*Festuca pratensis*), Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), Große Klette (*Arctium lappa*), Huflattich (*Tussilago farfara*), Ackerwinde (*Convolvulus arvensis*), Breit-Wegerich (*Plantago major*), Pfirsichblättrige Glockenblume (*Campanula persicifolia*), Gemeines Knaulgras (*Dactylis glomerata*), Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), Hopfenklee (*Medicago lupulina*), Dach-Pippau (*Crepis tectorum*), Feuer-Lilie (*Lilium bulbiferum*).

Der mäßig feuchte Untergrund der Fläche besteht aus teilweise mit Sand aufgefülltem Bauschutt.

JA (Messegelände Südtor, Böschung Nähe Richard-Lehmann-Straße)

Die Fläche liegt am Fuß einer Böschung zwischen Industriegelände und einem freien Platz in Nähe eines Auto-Service. Am Fallenstandort ist die Böschung nur ca. 6m breit, sie wird von einer durch alte Gehölze dominierte Hecke bedeckt. Der Boden ist von einer dichten Laubschicht überzogen und besteht aus Bauschutt und Kies mit dünner Humusaufgabe. Der un gepflegte, teilweise mit Müll verschmutzte Standort weist in seinem Pflanzenbestand auf einen sehr nährstoffreichen Boden hin.

Die Baumschicht wird durch Steinweichsel (*Cerasus avium*), Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*) und besonders zahlreiche Robinien (*Robinia pseudoacacia*) gebildet. Die Strauchschicht ist stark entwickelt, bestimmend sind Jungpflanzen der Robinie und des Spitz-Ahorns, Schneebeere (*Symphoricarpos rivularis*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) und Hundsröse (*Rosa canina*). Die Krautschicht ist im Bereich des Baumbestandes nur spärlich entwickelt, die Wald-Zwenke (*Brachypodium sylvaticum*) dominierende Pflanzenart. Im angrenzenden 2 m breiten Randbereich zu einer wenig befahrenen Straße findet man zahlreiche Ruderalarten, wie Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), Schmalblättriger Doppelsame (*Diplotaxis tenuifolia*) und Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*).

JB (Messegelände Südtor, Böschung Nähe Gleisanlagen)

Der Fundort befindet sich am selben Hang wie JA, ca. 50 m von JA in Richtung Bahnanlagen entfernt. Die von der Richard-Lehmann-Straße zu den Bahnanlagen an Höhe zunehmende Böschung ist an dieser Stelle ca. 12 m breit. Die obere Bodenschicht wird hier von einer starken Sand- und Humusaufgabe gebildet und ist mit Laub bedeckt. Kennzeichnend für den nährstoffreichen Standort ist ein Robinien- (*Robinia pseudoacacia*) und Weißdornbestand (*Crataegus laevigata*) mit gut entwickelter Strauchschicht und starkem Lianenbewuchs aus Hopfen (*Humulus lupulus*) und Waldrebe (*Clematis vitalba*). Jungwuchs von Spitz- und Berg-Ahorn (*Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*) sowie Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra*) prägen das Erscheinungsbild der Strauchschicht. Eingestreut und besonders im Randbereich wachsen Chinesischer Bocksdorn (*Lycium chinense*) und Gemeiner Liguster (*Ligustrum vulgare*). Eine Krautschicht unter den Bäumen ist kaum entwickelt, man findet z.B. Maiglöckchen (*Convallaria majalis*). Im Randbereich der Böschung wachsen ruderale Stauden und nitrophile Sommerarten, wie Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*) und Neubelgien-Aster (*Aster novibelgii*).

QA (Schleußiger Weg am Schulbotanischen Garten)

Die Untersuchungsfläche QA befindet sich am Schulbotanischen Garten, weniger als 10m entfernt vom Schleußiger Weg, einer vierspurigen Straße. Sie liegt im Randbereich des Auwaldrandes, ist von diesem durch die Pleiße getrennt und umfaßt ca. 400 m². Der Boden ist wasserdurchlässig und besteht aus einer ca. 15 cm starken Schicht humusreicher Erde auf einem Untergrund aus lehmigen Sand. Eine Laubschicht und eine mäßig dichte Grasnarbe bedecken den Auelehm.

Die Bäume des lockeren Pappel-Eschen-Ahorn-Gehölzes (*Populus canadensis*, *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*) weisen ein sehr unterschiedliches Alter auf. Der Übergang zur unteren Baum- und Strauchschicht ist fließend. Zahlreicher Baumjungwuchs von Pappel, Spitz-Ahorn und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) ist zu finden. Ruderale Hochstauden, wie die in großen Beständen wachsende Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*) und der Gemeine Beifuß (*Artemisia vulgaris*), dominieren in der Strauchschicht. Neben den die Feldschicht kennzeichnenden Gräsern, wie Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Gemeine Quecke (*Agropyron repens*), kommen auch Japanischer Staudenknöterich (*Reynoutria japonica*), Schwarznessel (*Ballota nigra*) und Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) zahlreich vor.

QB (Wundtstraße, Nähe Schleußiger Weg)

Es handelt sich um einen ca. 2,5 m breiten und 60 m langen vollständig von vielbefahrenen Straßen begrenzten Grünstreifen an der Westseite der Auffahrt zur Brücke Wundtstraße/Schleußiger Weg. Die Fläche entstand beim Bau der Stadtautobahn vor wenigen Jahrzehnten. Der Boden besteht aus Lehm ohne Humusaufgabe. Die Sonne kann nachmittags ungehindert einstrahlen, dennoch ist die Fläche mäßig feucht. Der Standort entspricht einer grasreichen Straßenböschung, die seit einiger Zeit einen aufwachsenden Gehölzsaum und ruderale Hochstauden aufweist.

Die dominierenden Pflanzenarten sind Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*), Spitz-Ahorn (*Acer platanoides*), Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), sowie verschiedene Gräser, wie Gemeine Quecke (*Agropyron repens*), Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*). Auf der Fläche sind nur wenige nitrophile Arten, wie die Große Brennessel (*Urtica dioica*) und der Gemeine Rainkohl (*Lapsana communis*) zu finden.

QC (Wundtstraße, Rennbahn Scheibenholz)

Der Fallenstandort QC befindet sich an der Wundtstraße auf der gegenüberliegenden Straßenseite von QB 150 m stadteinwärts und grenzt direkt an das Rennbahngelände. Es handelt sich um einen schmalen, ruderalisierten heckenartigen Gehölzsaum, der das Rennbahngelände größtenteils begrenzt und damit eine lockere Verbindung zu den auwaldnahen Grünflächen herstellt. Die Gehölze sind von einem Lianenvorhang überwachsen, im Untergrund ist ein Sand-Kies-Gemisch zu finden. Das führt zu einer guten Wasserdurchlässigkeit und starken Austrocknung des Bodens. Baumarten, die entlang des Zaunes zur Rennbahn Scheibenholz wachsen, sind Hainbuche (*Carpinus betulus*), Gemeine Birke (*Betula pendula*) und Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Dazwischen steht Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*). In der Schleiergesellschaft dominiert Hopfen (*Humulus lupulus*). Gesäumt wird die Hecke von nitrophilen Ruderalpflanzen, wie der Großen Klette (*Arctium lappa*), der Schwarznessel (*Ballota nigra*), dem Gemeinen Beifuß (*Artemisia vulgaris*), der Kanadischen Goldrute (*Solidago canadensis*) und der Großen Brennessel (*Urtica dioica*).



2.2



2.3



2.4

Abb. 2.2-2.4. Typische Stadtbiootope mit Untersuchungsflächen für Laufkäfer. 2.2-Neuer Müllberg Möckern mit den Flächen WA, WB; 2.3-Wundtstraße, Nähe Schleußiger Weg mit QB, QC, QD; 2.4-Baulücke Hermannstraße (RB). Alle Fotos (E. Arndt) von Juni 1995.

QD (Wundtstraße, Rennbahn Scheibholz)

Der Standort befindet sich nur durch einen 2 m breiten Fußweg von QC getrennt, direkt an der Wundtstraße. Dieses Straßenbegleitgrün wurde im Frühjahr 1992 neu angelegt und in der Folgezeit regelmäßig gemäht. Die Fläche ist nur ca. 3 m breit, verläuft jedoch nur durch wenige Querstraßen unterbrochen vom Schleußiger Weg bis fast zur Innenstadt in Höhe Floßplatz. Der Boden besteht aus Lehm und Kies. Er ist zum Teil stark verfestigt und infolge der spärlichen Vegetationsdecke sowie der damit verbundenen hohen Einstrahlung insbesondere in den Sommermonaten extrem trocken. Die Vegetation ist licht und trägt Pioniercharakter. Gräser sind mit einjährigen und ausdauernden Ruderalpflanzen und Ackerunkräutern kombiniert. Es dominieren Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*), Gemeine Quecke (*Agropyron repens*) und Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*), dazwischen findet man Gemeines Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Gemeinen Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), Geruchlose Kamille (*Tripleurospermum maritimum*), Gemeinen Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Vogel-Knöterich (*Polygonum aviculare*), Kleinblütiges Knopfkraut (*Galinsoga parviflora*) und Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*).

RB (Leipzig-Connwitz, Hermannstraße)

Die Untersuchungsfläche ist eine eingeebnete, nicht beschattete, trockene 200 m² große Abrißfläche (Baulücke). Auf dem von Bauschutt durchsetzten Boden konnte sich eine ausdauernde Ruderalgesellschaft herausbilden. Dominierende Arten sind der Gemeine Beifuß (*Artemisia vulgaris*), das Wiesen-Rispengras (*Poa pratensis*) und die Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*). Vereinzelt finden sich verwilderte Zierpflanzen, wie z.B. das Filzige Hornkraut (*Cerastium tomentosum*). Offene Sand- und Schuttstellen sind stellenweise mit Korn-Rade (*Agrostemma githago*) und Kanadischem Berufskraut (*Conyza canadensis*) bewachsen. Eine beginnende Verbuschung durch Robinie (*Robinia pseudoacacia*) und Pappel (*Populus canadensis*) ist erkennbar. Die Fläche ist isoliert und unterliegt einer weitgehend natürlichen Sukzession im Pionierstadium. Sie trägt daher in vieler Beziehung Modellcharakter. Diese Fläche wurde bereits im Jahr 1991 unmittelbar nach ihrer Entstehung untersucht (ARNDT & RICHTER, unveröffentlichter ÖKOR-Bericht im UFZ, ARNDT & MATTERN, i.D.). Die Fallenfänge im laufenden Projekt wurden auf dieser Fläche von März bis Dezember 1994 durchgeführt, danach ging die Fläche durch Neubebauung verloren.

TA (Südlicher Auwald, Schleußiger Weg)

Die Untersuchungsfläche befindet sich in einem stark eutrophierten Gehölzbereich nahe dem Elsterflutbett. Der schmale, feuchte Gehölzstreifen liegt am Schleußiger Weg und ist durch einen breiten asphaltierten, parallel zum Schleußiger Weg verlaufenden Weg vom angrenzenden Auwald getrennt.

Im Baumbestand dominiert Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*), im Jungaufwuchs ist daneben Robinie (*Robinia pseudoacacia*) zu finden. Eine 6m breite Fläche zwischen Baumbestand und asphaltiertem Weg ist fast völlig mit der Großen Brennessel (*Urtica dioica*) bedeckt. Eine untergeordnete Rolle spielen Kratzbeere (*Rubus caesius*), Kletten-Labkraut (*Gallium aparine*), Große Klette (*Arctium lappa*) sowie wenige Exemplare von Waldziest (*Stachys sylvaticus*), Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) und Stumpfblättrigem Ampfer (*Rumex obtusifolius*). Im Randbereich des Gehölzbestandes wachsen Schwarzer Holunder

(*Sambucus nigra*), Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*), Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) und Kleinblütiges Springkraut (*Impatiens parviflora*).

Fläche TA wurde bereits im Jahr 1991 untersucht (ARNDT & RICHTER, unveröffentlichter ÖKOR-Bericht im UFZ, ARNDT & MATTERN, i.D.). Die Fallenfänge im laufenden Projekt wurden auf dieser Fläche von März bis Dezember 1994 durchgeführt.

WA (Müllberg Möckern, Südost-Ecke, Basis)

Der bis Mitte der achtziger Jahre zur Verkipfung von Hausmüll genutzte Müllberg Möckern liegt zwischen Luppe und Nahle im Randbereich des nördlichen Auwaldes. Der Müllberg erhebt sich ca. 40 m aus der Umgebung. Die Fläche WA befindet sich im Südosten der Deponie im unteren (alten) Teil, ca. 15 m über dem Niveau der Luppe (KLAUSNITZER et al. 1980, MATTERN & JOOST 1995) in einem vorangeschrittenen Sukzessionsstadium. Am etwa 200 m² großen Fallenstandort WA ist bereits eine starke Verbuschung eingetreten, die den nach Osten geneigten Hang vor Austrocknung schützt. Der Untergrund besteht aus einem eutrophierten, schutthaltigen und humusreichen Mutterboden. Die zahlreichen, dicht wachsenden Stauden, erreichen hier Höhen bis zu 3 m. Brombeere (*Rubus spec.*), Gemeiner Bocksdorn (*Lycium barbarum*) und Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) sind dominierende Bestandteile der noch lockeren Strauchschicht. Die dichte Krautschicht wird durch Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*), Große Brennessel (*Urtica dioica*), Vogel-Sternmiere (*Stellaria media*), Weiße Lichtnelke (*Silene pratensis*), Kletten-Labkraut (*Gallium aparine*), Wermut (*Artemisia absinthium*), Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Kleine Klette (*Arctium minor*), Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), Schwarznessel (*Ballota nigra*), Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*), Weiße Taubnessel (*Lamium album*) und Gefleckter Schierling (*Conium maculatum*) bestimmt. Die Fläche wurde seit 1979 mehrmals beprobt.

WB (Müllberg Möckern, Plateau)

Die Fläche WB befindet sich ebenfalls im Südostteil der Deponie, nur wenige Meter oberhalb der Untersuchungsfläche WA auf einem Zwischenplateau des Müllbergs. Der Standort ist sonnenexponiert und trocken. Das Plateau hat eine Ausdehnung von ca. 3000 m². Der Boden ist eutroph und stark schutthaltig. Die Fläche befindet sich in einem wesentlich jüngeren Sukzessionsstadium, Sträucher wie Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) und Brombeeren (*Brombus spec.*) findet man nur am Rand. Die Krautschicht wird durch Süßgräser und Ruderalflora dominiert. Die häufigsten Pflanzen sind Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*), Lein-Lolch (*Lolium remotum*), Land-Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) und Gemeines Kaulgras (*Dactylis glomerata*), Wermut (*Artemisia absinthium*), Gemeiner Beifuß (*Artemisia vulgaris*), Große Brennessel (*Urtica dioica*), Strahlenlose Kamille (*Matricaria maritima*), Wildes Stiefmütterchen (*Viola tricolor*), Kletten-Labkraut (*Gallium aparine*), Große Klette (*Arctium lappa*), Gemeines Hirtentäschel (*Capsella bursa-pastoris*), Gemeiner Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*), Mittlere Taubnessel (*Lamium molucelifolium*), Purpurrote Taubnessel (*Lamium purpureum*), Weiße Taubnessel (*Lamium alba*), Kohl-Gänsedistel (*Sonchus oleraceus*), Persischer Ehrenpreis (*Veronica persica*), Frühlings-Greiskraut (*Senecio vernalis*), Königskerze (*Verbascum spec.*). Die Fläche wurde seit 1979 mehrmals beprobt. Die erste Untersuchung fand auf dem Standort wenige Jahre nach Abschluß der Verkipfung statt. Obwohl seither kein Eingriff im betreffenden Deponie-Abschnitt mehr vorgenommen wurde, änderte sich die Vegetation praktisch nicht. Die Verbuschung ging nicht in gleichem Maße voran wie auf WA.

Die Lage der beschriebenen Untersuchungsflächen im Stadtgebiet zeigt Abb. 1. Eine Gesamtliste der in die Auswertung einbezogenen Untersuchungsflächen für Laufkäfer einschließlich der vor 1993 beprobten Standorte enthält Tab. 2.1. Neben der Lage in der Stadt, dem Habitattyp, dem Zeitraum der Probennahme und dem Literaturverweis auf die genaue Beschreibung der Fläche wird in Tab. 2.1 eine Abkürzung für die Flächen angegeben. Diese Abkürzung setzt sich aus 1-2 Buchstaben zusammen und ergibt in Verbindung mit dem Jahr der Probennahme (letzte beiden Ziffern) die in den folgenden Abschnitten genutzte Kodierung. Der *erste* Buchstabe kodiert den Standort, wobei A...I zentrumsnahe Flächen, J...Y vom Zentrum weiter entfernte Flächen und Z naturnahe Referenzflächen sind. Der *zweite* Buchstabe verweist auf benachbart liegende Flächen eines Standortes. (Ein Beispiel wäre TA94 für den Datensatz "Südlicher Auwald, Schleußiger Weg, Untersuchungszeitraum 1994.") Die Anfangsbuchstaben C, H, N oder S kodieren Untersuchungsstandorte wo nur Schwebfliegen (Syrphidae) erfaßt wurden.

Tab. 2.1. Gesamtliste der in die Auswertung einbezogenen Untersuchungsflächen für Laufkäfer (Carabidae).

Code	Lage	Habitattyp	Probezeitraum	Literatur
A	Parkanlage am Schwanenteich	Park	1978/79,1981	KLAUSNITZER et al. 1979
BA	Bayerischer Platz, Ampel	Begleitgrün	1986	HERR 1987
BB	Bayerischer Bahnhof	Ruderal	1993-95	s.v.
BC	Windmühlenstraße	Begleitgrün	1986	HERR 1987
BG	Botanischer Garten	Garten	1981	s.v.
D	Leuschner-Platz	Begleitgrün	1986	HERR 1987
EA	Liebig-/Ecke Nürnberger Straße	Begleitgrün	1986	HERR 1987
EB	Liebig-/Ecke Talstraße	Park	1992	ARNDT, RICHTER 1992
EC	Tal-/Ecke Brüderstraße	Ruderal	1995	s.v.
EZ	Talstraße, Hausdach	Kiesdach	1979	KLAUSNITZER et al. 1980b
F	Turner-/Ecke Bauhofstraße	Ruderal	1991	ARNDT, RICHTER 1992
GA	Ph.-Rosenthal-Str.	Ruderal	1986	HERR 1987
GB	Ph.-Rosenthal-Str.	Ruderal	1993	DEITERT 1994
GC	Ostplatz	Begleitgrün	1986	HERR 1987
GE	Neuer Johannisfriedhof, offene Fläche an der Ostseite	Ruderal	1979	KOSLOWSKI et al.1980
GF	Neuer Johannisfriedhof, Ostseite, Wall	Ruderal	1981	WOLFF 1982
GH	Neuer Johannisfriedhof, Ostseite, Wall	Ruderal	1981	WOLFF 1982
I	Nürnberger Straße	Begleitgrün	1986	HERR 1987
JA	Messe Südtor, Westhang, Nähe Straße	Hecke	1993	s.v.
JB	Messe Südtor, Westhang, Nähe Bahn	Hecke	1993	s.v.
JC	Messe Südtor, Bahndamm	Hecke	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
JD	Messe Südtor, oberhalb Bahndamm	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
KA	Bernhardplatz	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
KB	Park Bernhardplatz	Park	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
L	Gartenanlage Erich-Ferl-Straße	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
M	Schillerpark	Park	1979, 1981	KOSLOWSKI et al.1980
O	Johannapark	Park	1979	KLAUSNITZER et al. 1980a
P	Arthur-Brettschneider-Park	Park	1979	KLAUSNITZER ET AL. 1980a
QA	Schleußiger Weg/Ecke Wundtstraße	Park	1993-94	s.v.
QB	Wundtstraße, Beginn Hochstraße	Begleitgrün	1993-95	s.v.
QC	Wundtstraße, Zaun zur Rennbahn	Hecke	1993-95	s.v.
QD	Wundtstraße, Fußweg gegenüber QC	Begleitgrün	1993-95	s.v.
RA	Connewitzer Park	Park	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
RB	Connewitz, Hermannstraße	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
RC	Prinz-Eugen-Str.	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
TA	Südlicher Auwald, Schleußiger Weg	Auwald	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992

TB	Südlicher Auwald, Koburger Straße	Hecke	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
TC	Südlicher Auwald, Waldrand	Hecke	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
TD	Südlicher Auwald, Mischwald	Auwald	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
TE	Beipert	(Auwald)	1980	KATH 1981
TF	Nonne, Auwaldteil	Auwald	1980	KATH 1981
TG	Nonne, Park	(Auwald)	1980	KATH 1981
U	Markleeberg-West, S-Bahnhof	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
V	Markleeberg-West, Brachfläche	Ruderal	1991-92	ARNDT, RICHTER 1992
WA	Müllberg Möckern, Artemisium	Ruderal	1979-80, 1988, 1994	KLAUSNITZER, JOOST & WOLFF 1980
WB	Müllberg Möckern, Plateau	Ruderal	1979-80, 1988, 1994	KLAUSNITZER, JOOST & WOLFF 1980
WC	Müllberg Möckern, Urtico-Sambucetum	Ruderal	1979-80, 1988,	KLAUSNITZER, JOOST & WOLFF 1980
XA	Feld bei Wiederitzsch	Feld/Wiese	1980	HENSEL 1981
XB	Wiesenstandort bei Wiederitzsch	Feld/Wiese	1980	HENSEL 1981
XC	Uferböschung bei Wiederitzsch	Feld/Wiese	1980	HENSEL 1981
YA	Gleisanlagen, westlich Wahren	Ruderal	1994	ARNDT, unver.
YB	Bahnhof Wahren, Gleisanlagen	Ruderal	1994	ARNDT, unver.
YC	Deponie Wiederitzsch	Ruderal	1980	HENSEL 1981
ZA	Breitenfeld, Hecke an Feldrand	Referenz	1992	ARNDT, unver.
ZB	Breitenfeld, Böschung an Feldgraben	Referenz	1992	ARNDT, unver.
ZC	Birkenholz NE Leipzig, Feldrand	Referenz	1992	ARNDT, unver.
ZD	Nördlicher Auwald bei Wahren	Referenz	1994	ARNDT, unver.
ZE	Ruderalstelle NE Wahren	Referenz	1994	ARNDT, unver.
ZF	Feldrand NE Wahren	Referenz	1994	ARNDT, unver.
ZG	Baumgruppe bei Wiederitzsch	Feld/Wiese	1980	HENSEL 1981

2.1.2. Beschreibung der 1989-1995 bearbeiteten Untersuchungsflächen für Schwebfliegen

BG (Botanischer Garten der Universität Leipzig, Linnéstraße)

Der Botanische Garten wurde 1876/1877 auf einer bis dahin ackerbaulich genutzten und am damaligen Stadtrand gelegenen Fläche, dem "Postfeld", angelegt. Er ist ca. 3,1 ha groß und hat seine periphere Lage wegen des Wachstums der Stadt über ihre ursprünglichen Grenzen hinaus verloren. Er liegt heute mitten in der Stadt. Östlich grenzt der Garten, unterbrochen durch eine schwach befahrene Straße (Linnéstraße), an einen ca. 18 ha großen Park mit Rasen und lockerem Altholzbestand (ehemaliger Neuer Johannisfriedhof). Das restliche Umland ist stark versiegelt.

Der Botanische Garten wird intensiv gepflegt, weist kleine Reinbestände auf und beherbergt fremdländische und einheimische Pflanzen. Ein Teil der Gehölzpflanzen der heute mehr als 7000 Pflanzensippen umfassenden Freianlage stammt noch aus der Gründungszeit (KÖHLER et al. 1975). Über die gesamte Vegetationsperiode zeichnet sich das Freigelände durch ein großes Blütenangebot aus, welches von Syrphiden als Nahrungsquelle genutzt wird. Auch die Larven mit ihren unterschiedlichen Ernährungsstrategien und Biotopanforderungen finden günstige Entwicklungsmöglichkeiten. So verfügen aphidophage Larven über eine ausreichende Nahrungsgrundlage, da im Freigelände keine Insektizide angewendet werden. Zwei angelegte größere Teiche bieten aquatisch lebenden Larven geeigneten Lebensraum. Im Herbst werden fast alle Reste abgestorbener Pflanzen beseitigt, so daß sich in dieser Zeit schlagartig eine darauf beruhende Habitatvielfalt verändert.

Das Freigelände des Botanischen Gartens gliedert sich in verschiedene klar abgegrenzte Reviere, von denen die wichtigsten untersucht worden sind. Wegen der überaus großen Pflanzenvielfalt muß an dieser Stelle auf eine Aufzählung von Arten verzichtet werden und auf die einschlägigen Gartenführer verwiesen werden (MÜLLER 1992).

HN (HNO-Universitätsklinik, Liebigstraße)

Es handelt sich um eine Grünfläche vom Typ "Gebäudeabstandsgrün" im Bereich der Universitätskliniken, einem Gelände mit zahlreichen Gebäuden und Verkehrswegen, hohem Versiegelungsgrad und stellenweise kleineren Grünanlagen. Die untersuchte Fläche befindet sich unmittelbar hinter der HNO-Klinik und bildet die Grenze zu den Gebäuden der Chemie. Auf einer Fläche von ca. 300 m² befindet sich hier ein Gebüsch mit vorgelagertem Staudensaum und ruderalisiertem Trittrasen. Im Gebüschbereich findet man *Ailanthus altissima* (Götterbaum), *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn), *Robinia pseudoacacia* (Robinie), *Syringa vulgaris* (Gemeiner Flieder) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder). Im vorgelagerten Krautsaum dominieren *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute), *Chichorium intypus* (Gemeine Wegwarte), *Arctium lappa* (Große Klette), *Solanum dulcamara* (Bittersüßer Nachtschatten), *Cirsium arvense* (Acker-Kratzdistel), *Verbascum densiflorum* (Großblütige Königskerze), *Aegopodium podagraria* (Giersch), *Rubus caesius* (Kratzbeere), *Parietaria officinalis* (Aufrechtes Glaskraut) und *Hordeum murinum* (Mäuse-Gerste). Auf der eigentlichen Untersuchungsfläche, einem Trittrasen von ca. 25 m² Fläche, sind die Arten *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Hordeum murinum* (Mäuse-Gerste), *Chichorium intypus* (Gemeine Wegwarte), *Trifolium repens* (Weiß-Klee) und *Taraxacum officinale* (Gemeiner Löwenzahn) vertreten. In unregelmäßigen Zeitabschnitten erfolgen hier Pflegemaßnahmen. Der Trittrasen und Bereiche des Krautsaums werden gemäht. Der Standort weist eine geschützte Lage auf und wird vom späten Vormittag bis zum zeitigen Nachmittag von der Sonne beschienen.

NA (Grünflächenamt am Elsterwehr)

Die Untersuchungsfläche liegt auf dem Gelände des Grünflächenamtes inmitten des Clara-Zetkin-Parkes in der Nähe des Elsterwehrs. Die angrenzenden Parkflächen weisen intensiv gepflegte Stadtrassen und zahlreiche Stauden- und Gehölzpflanzungen auf. Das Gesamtgelände des Parks in diesem Teil mit einer Fläche von ca. 28 ha bzw. unmittelbar angrenzende bebaute Grundstücke werden im Norden, Westen und Süden von stark befahrenen Straßen (Friedrich-Ludwig-Jahn-Allee, Lützner Straße, Erich-Zeigner-Allee und Karl-Heine-Straße) und im übrigen von den Flüssen Kleine Luppe und Weiße Elster umgeben. Zum südlichen Auwald besteht über weitere größere Parkanlagen eine direkte Verbindung, die durch die Straßenzüge Karl-Heine-Straße/Käthe-Kollwitz-Straße und Schleußiger Weg unterbrochen wird. Zum nördlichen Auwald fehlt dementsgegen eine vergleichbar breite Verbindung. Hier existiert lediglich ein ca. 100m breites reichlich 1,5 km langes Grünflächenband zwischen Elsterbecken und Cottaweg.

Die unmittelbare Umgebung eines der Fangplätze wird durch ein kleines etwa 12 m² großes Staudenbeet mit vielen ein- und mehrjährigen Zierpflanzen bestimmt. Darunter finden sich solche Arten wie *Aster novi-belgii* (Neubelgien-Aster), *Rudbeckia laciniata* (Schlitzblättriger Sonnenhut), *Cleome spinosa*, *Fuchsia*, *Hedera helix* (Efeu) und *Lysimachia punctata* (Drüsiger Gilbweiderich). Charakteristisch sind die regelmäßigen Pflege- und Gartenarbeiten auf dieser Fläche sowie der Halbschatten, bedingt durch zwei unmittelbar benachbarte hohe Parkbäume - *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche) und *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn) sowie weitere Gehölze - *Tilia cordata* (Winter-Linde), *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Quercus robur* (Stiel-Eiche) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder).

Der zweite Fangplatz befindet sich auf einem *Poa annua*-Trittrrasen (Einjähriges Rispengras), der an eine von *Ligustrum vulgare* (Gemeiner Liguster) gebildete niedrige Hecke grenzt. Diese ist teilweise von *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder), *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und *Lonicera xylosteum* (Rote Heckenkirsche) durchsetzt. Die vorgelagerte Krautschicht wird von dichten Beständen des Stumpfbllättrigen Ampfers (*Rumex obtusifolius*) bestimmt und gehört zur *Urtico-Aegopodietum* Saumgesellschaft (Brennessel-Giersch-Saum), die für schattige und nährstoffreiche Standorte charakteristisch ist. Verantwortlich für die Beschattung sind hier ebenfalls hohe Parkbäume wie *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Tilia cordata* (Winter-Linde) und *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn).

NB (AOK-Sportzentrum, Anton-Bruckner-Allee)

Diese Untersuchungsfläche liegt in einem ca 12 ha großen extensiv gepflegten Teilabschnitt des Clara-Zetkin-Parks, der im südlichen Abschnitt unmittelbar in den Auwald ("Die Nonne") übergeht. Die eigentlichen Fangplätze befinden sich in einer Ziergehölzanpflanzung hinter einem Gebäude des Sportzentrums ca. 2 bis 25 m vom Auwaldrand entfernt. Die direkte Umgebung wird durch einen heckenähnlichen Strauchbestand aus *Philadelphus coronarius* (Falscher Jasmin), *Cornus alba* (Weißer Hartriegel) und *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) bestimmt. Den Abschluß bilden einzelne Starkbäume wie *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und *Aesculus hippocastanum* (Gemeine Roßkastanie). Die vorgelagerte *Urtico-Aegopodietum* Saumgesellschaft (Brennessel-Giersch-Saum) grenzt an einen ruderalisierten Stadtrrasen, der angezeigt durch zahlreiche *Rumex*-Arten als relativ feucht eingestuft werden kann. Aufgrund der Gebäudenähe sowie des dichten Gehölzbestandes ist die eigentliche Untersuchungsfläche die größte Zeit des Tages im Schatten gelegen. Die strauchförmigen Gehölzpflanzungen sowie die unmittelbar an das Gebäude reichende Krautschicht, vornehmlich aus *Urtica dioica* (Große Brennessel), werden ein- bis zweimal im Jahr zurückgeschnitten. Durch Baumaßnahmen an einem Teil des Gebäudes kam es in den Jahren von Ende 1993 bis 1995 zu nachhaltigen Veränderungen in der unmittelbaren Umgebung der Fangplätze. Die oben genannten Gehölzstrukturen waren davon jedoch wenig bis gar nicht betroffen.

NC (Schularchiv, Stieglitzstraße)

Die Untersuchungsfläche liegt in einem städtischen Villengebiet der 20iger bis 30iger Jahre, das durch lockere Bebauung und extensiv genutzte Gärten gekennzeichnet ist. Die Untersuchungen fanden auf einem ca 600 m² großen Gartengrundstück statt, das direkt an die südliche Hartholzaue grenzt. Charakteristisch für diesen Standort ist eine artenreiche Mähwiese u.a. mit *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Festuca rubra* (Rot-Schwingel), *Agrostis stolonifera* (Weißes Straußgras), *Trifolium pratense* (Rot-Klee), *Trifolium repens* (Weiß-Klee), *Taraxacum officinale* (Gemeiner Löwenzahn), *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Galium mollugo* (Wiesen-Labkraut), *Prunella vulgaris* (Gemeine Braunelle), *Glechoma hederacea* (Gundermann) und *Achillea millefolium* (Gemeine Scharfgarbe). Die Wiese wird in der unmittelbaren Nachbarschaft von einigen Gehölzen wie *Cerasus mahaleb* (Steinweichsel), *Betula pendula* (Gemeine Birke), *Taxus baccata* (Gemeine Eibe), *Cerasus vulgaris* (Sauer-Kirsche), *Cerasus avium* (Vogel-Kirsche) und *Populus canadensis* (Kanadische Pappel) umgeben. Unter Gehölzen im etwas schattigeren Randbereich dominiert gelbblühender *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), der an eine *Urtico-Aegopodietum*-Saumgesellschaft (Brennessel-Giersch-Saum) grenzt.

Für diese Fläche ist ein auffälliges Zierbeet mit zahlreichen klassischen, den ganzen Sommer blühenden Gartenblumen hervorzuheben. Dazu gehören unter anderem *Campanula*

glomerata (Knäuel-Glockenblume), *Leucanthemum vulgare* (Wiesen-Margerite), *Leucanthemum maximum*, *Rosa sinensis*, *Verbascum densiflorum* (Großblütige Königskerze), *Onopordum acanthium* (Gemeine Eselsdistel), *Tanacetum parthenium* (Mutterkraut) *Dalia*-Hybriden, *Achillea chrysocoma*, *Alyssum saxatile* (Felsen-Steinbrech), *Aquilegia vulgaris* (Gemeine Akelei), *Digitalis purpurea* (Roter Fingerhut), *Heuchera purpurea*, *Lysimachia punctata* (Drüsiger Gilbweiderich) und *Calendula officinalis* (Garten-Ringelblume).

Aufgrund der besonderen Lage und Exposition ist dieser Standort windgeschützt und die meiste Zeit des Tages der Sonne ausgesetzt.

ND ("Die Nonne", Revierort im südlichen Auwald)

Es handelt sich hier um einen ca. 75 ha großen Revierort der südlichen Hartholzauwe, der am weitesten in das Leipziger Stadtgebiet hineinreicht. Im Norden schließt sich der Clara-Zetkin-Park an (siehe Standort NB), während im Westen und Süden bebaute Grundstücke bzw. Straßenzüge (Klingerweg, Maurice-Thorez-Straße, Stieglitzstraße, Schleußiger Weg) und im Osten das Elsterflutbett die Grenze bilden. Das Waldgebiet wird sternförmig von einigen Schotterwegen durchquert, die von Fahrradfahrern und Fußgängern genutzt werden.

Das Gebiet wird durch die *Quercus-Ulmus minoris* -Leitgesellschaft (Eichen-Eschen-Ulmen-Auwald) bestimmt. In der Baumschicht dominieren *Quercus robur* (Stiel-Eiche), *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Tilia cordata* (Winter-Linde) und stellenweise treten *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn) auf. Auf trockeneren, etwas höher gelagerten Abschnitten findet man außerdem geforstete *Fagus sylvatica* (Rot-Buche). Die gut ausgebildete Strauchschicht wird von den zuvor genannten Arten bestimmt, außerdem finden sich *Corylus avellana* (Gemeine Hasel), *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder) und *Padus serotina* (Späte Traubenkirsche). Einige abgestorbene *Acer*-Exemplare weisen auf die in manchen Jahren sehr feuchten Standortverhältnisse hin, die in diesem Auwaldabschnitt jedoch nicht auf Überschwemmungen durch die Weiße Elster zurückzuführen sind. Es handelt sich um Staunässe, die nach der Schneeschmelze und ergiebigen Frühjahrsniederschlägen auftreten kann. Die Krautschicht wird vor allem von *Urtica dioica* (Große Brennnessel), *Allium ursinum* (Bärlauch) und *Aegopodium podagraria* (Giersch) beherrscht, die für schattige, nährstoffreiche Standorte charakteristisch sind. Ferner treten typische Auwaldarten wie *Pulmonaria officinalis* (Echtes Lungenkraut), *Galium aparine* (Kletten-Labkraut) und *Glechoma hederacea* (Gundermann), *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz), *Galeopsis speciosa* (Bunter Hohlzahn), *Aegopodium podagraria* (Giersch), *Rubus caesius* (Kratzbeere) auf. Die eigentliche Untersuchungsfläche befindet sich an der Grenze von einer älteren Parzelle der Hartholzauwe zu einer jüngeren Pflanzung mit den dominierenden Baumarten *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche) und *Robinia pseudoacacia* (Robinie). Dieser Abschnitt ist deshalb deutlich lichter und weist auch im Hochsommer eine geringere Beschattung auf.

NE (Grünflächenamt, an der Rennbahn Scheibholz)

Die Untersuchungsfläche liegt im südöstlichen Abschnitt des Clara Zetkin Parks. Charakteristisch sind für diesen Parkabschnitt gepflegte Stadtrassen und ein dichter bis lockerer Gehölzbestand. Eine Strauchschicht fehlt fast völlig. In der Baumschicht dominieren Arten des nahen Auwaldes: *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn), *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn), *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Corylus avellana* (Gemeine Hasel), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Quercus robur* (Stiel-Eiche) und *Tilia cordata* (Winter-Linde). Die Krautschicht ist in den mit Bäumen bestandenen Bereichen nur spärlich ausgebildet und fehlt bei stärker Beschattung. Erst in den lichtereren Bereichen ist sie bodendeckend und geht von dort aus in den baumfreien Zonen in gepflegte Stadtrassen über.

Der gesamte Park ist von einem dichten Wegenetz durchzogen. Aufgrund der nahen Pferderennbahn, kultureller Einrichtungen und Kinderspielplätze ist besonders an den Wochenenden ein reger Publikumsverkehr zu verzeichnen. Offenbar führt die dadurch bedingte Trittbelastung in den von Bäumen beschatteten Bereichen zur Zurückdrängung der Krautschicht.

Die eigentliche Untersuchungsfläche befindet sich in der Randzone eines eingezäunten Gerätestützpunkts des Grünflächenamtes nördlich der Rennbahn. Ein schmaler mit Zier- und anderen Sträuchern, z.B. *Taxus baccata* (Gemeine Eibe), *Corylus avellana* (Gemeine Hasel) und *Rhododendron spec.*, bepflanzter Streifen ist diesem Gelände vorgelagert. In der unmittelbaren Umgebung fehlt dichter Baumbestand, es finden sich nur einzelne Exemplare von *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn) und *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn).

NF (Parkbühne, Karl-Tauchnitz-Straße)

Im unter NE beschriebenen Abschnitt des Clara-Zetkin-Parks liegt nicht weit von der Karl-Tauchnitz-Straße entfernt ein weiterer Untersuchungspunkt, die Parkbühne. Im eingezäunten Gelände wurde eine ca. 1,5 ha große naturnahe Fläche untersucht. Sie war im Untersuchungszeitraum 1991 nicht in die Parkbühnennutzung einbezogen und beherbergte inselartig typische Auwaldpflanzen vornehmlich in der Krautschicht. Dominierend im Frühjahrsaspekt ist der dichte Bestand von *Allium ursinum* (Bärlauch), aber auch *Urtica dioica* (Große Brennnessel), *Aegopodium podagraria* (Giersch), *Pulmonaria officinalis* (Echtes Lungenkraut), *Galium aparine* (Kletten-Labkraut), *Glechoma hederacea* (Gundermann), *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz), *Galeopsis speciosa* (Bunter Hohlzahn), *Aegopodium podagraria* (Giersch) und *Rubus caesius* (Kratzbeere) gehören zu den hier vorkommenden Arten. Eine Strauchschicht fehlt auch hier fast vollständig, abgesehen von gelegentlichem Ahorn- und Holunderjungwuchs. Insgesamt sechs große Bäume der Arten *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Fagus sylvatica* (Rot-Buche) und *Quercus robur* (Stiel-Eiche) komplettieren die Fläche.

SB (Schulbotanischer Garten, Schleußiger Weg)

Die Untersuchungsfläche liegt unmittelbar an der stark befahrenen Straße Schleußiger Weg, die auf einem Damm erhöht die angrenzende Aue durchquert. Der im Vergleich zur Straße dadurch etwas tiefer gelegene Garten nimmt eine Fläche von ca. 2 ha ein. Zum in der Nachbarschaft gelegenen Auwald existiert keine unmittelbare Verbindung, da im Westen die Grenze durch das Flußbett der Pleiße gebildet wird und sich im Süden eine Kleingartenanlage anschließt. Im Osten befindet sich eine Ruderalbrache, die an die Stadtautobahn (Verlängerung der Wundtstraße) grenzt.

Der Garten weist einen alten Gehölzbestand, zahlreiche Zierpflanzungen und sehr artenreiche Parkrasen auf. Charakteristisch ist das Bestreben der Gartenverwaltung auf zahlreichen Flächen eine extensive Bewirtschaftung durchzuführen. Dies betrifft besonders die verschiedenen Rasenflächen. Stellenweise weisen die Anlagen einen hohen Anteil an einheimischen Pflanzenarten auf. In einigen Zieranlagen werden größere Beständen von wenigen gleichen Arten angepflanzt.

Die Ausstattung und unmittelbare Umgebung der Fangplätze ist verschieden und stellt einen repräsentativen Ausschnitt für die Gesamtanlage dar. Untersucht wurde ein stark beschatteter frisch bis feuchter Parkrasen, der extensiv gepflegt wird. Wichtige Pflanzenarten der Krautschicht sind hier *Deschampsia cespitosa* (Rasen-Schmiele), *Dactylis glomerata* (Gemeines Knautgras), *Brachypodium sylvaticum* (Wald-Zwenke), *Lysimachia nummularia* (Pfennigkraut), *Aegopodium podagraria* (Giersch), *Rumex obtusifolius* (Stumpfblättriger

Ampfer) und *Urtica dioica* (Große Brennessel), *Allium ursinum* (Bärlauch), *Polygonatum multiflorum* (Vielblütige Weiswurz) und *Geum urbanum* (Echte Nelkenwurz). Die Beschattung der Fläche wird vor allem durch die in der Strauch- und Baumschicht dominierenden *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn), *Quercus rubra* (Rot-Eiche) und *Crataegus monogyna* (Eingrifflicher Weißdorn) hervorgerufen. Weitere Gehölze auch des angrenzenden Bereiches sind *Populus x canadensis* (Kanadische Pappel), *Robinia pseudoacacia* (Robinie), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Acer platanoides* (Spitz-Ahorn) und Baumjungwuchs.

Weiterhin wurde ein besonnter und arten- sowie nährstoffreicher Parkrasen, der extensiv genutzt und nicht gedüngt wird, ausgewählt. Die Mahd erfolgt hier regelmäßig, jedoch nicht auf der ganzen Rasenfläche, sondern immer nur auf einem Teil. Kennzeichnend ist dafür das Vorkommen von *Cynosurus cristatus* (Weide-Kammgras). Weitere auffällige Arten sind hier vor allem *Festuca rubra* (Rot-Schwingel), *Dactylis glomerata* (Gemeines Knaulgras), *Arrhenatherum elatius* (Glatthafer), *Agrostis tenuis* (Rot-Straußgras), *Brachypodium sylvaticum* (Wald-Zwenke), *Taraxacum officinale* (Gemeiner Löwenzahn), *Bellis perennis* (Ausdauerndes Gänseblümchen), *Trifolium repens* (Weiß-Klee), *Aegopodium podagraria* (Giersch), *Lysimachia nummularia* (Pfennigkraut), *Crepis capillaris* (Kleinköpfiger Pippau), *Fragaria vesca* (Wald-Erdbeere), *Picris hieracioides* (Gemeines Bitterkraut), *Alchemilla vulgaris* (Gemeiner Frauenmantel), *Prunella vulgaris* (Gemeine Braunelle), *Galium mollugo* (Wiesen-Labkraut), *Potentilla reptans* (Kriechendes Fingerkraut), *Leucanthemum vulgare* (Wiesen-Margerite), *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß), *Vicia sepium* (Zaun-Wicke) und *Hieracium aurantiacum* (Orangerotes Habichtskraut)

Ein dritte betrachtete Standort befindet sich hinter einem Gebäude, am Ufer eines künstlich angelegten Teiches. Der höher gelegene Abschnitt besitzt eine *Urtico-Aegopodietum*-Saumgesellschaft (ruderalen Brennessel-Giersch-Saum), die in der eigentlichen Uferzone in einen Seggen-Saum übergeht. Die Teichvegetation wird durch Kulturformen von *Nymphaea* (Seerose) bestimmt. Der Standort ist von Gehölzarten wie *Carpinus betulus* (Hainbuche), *Frangula alnus* (Faulbaum), *Padus avium* (Gewöhnliche Traubenkirsche), *Rhamnus catharica* (Purpur-Kreuzdorn), *Viburnum opulus* (Gemeiner Schneeball) und *Betula pendula* (Gemeine Birke) überschattet. In der dichten Krautschicht dominieren *Carex acutiformis* (Sumpfschilf), *Festuca gigantea* (Riesen-Schwingel), *Iris pseudacorus* (Wasser-Schwertlilie), *Urtica dioica* (Große Brennessel), *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute) und *Filipendula ulmaria* (Echtes Mädesüß).

SE (Abrißstelle, Seeburgstraße)

Die brachliegende Gebäudeabrißstelle an der Seeburgstraße nimmt eine Fläche von ca. 1200 m² ein. Gegenwärtig erfolgen hier keinerlei Pflegemaßnahmen und unkontrollierte Müllablagerungen sind an der Tagesordnung (Hausmüll, Möbel und Kühlschränke, Autowrack).

Sie ist dicht bewachsen und wird von der ausdauernden Ruderalgesellschaften *Arctio-Artemisietum* (Kletten-Beifuß-Gestrüpp) und der *Solidago canadensis*-Dominanzgesellschaft (Kanadische Goldrute) sowie von den sich in den Randzonen entwickelnden nitrophilen ruderalen *Sambucus nigra*-Gebüsch bestimmt. Wichtige Gehölzarten sind die bis 3 m Höhe erreichende *Sambucus nigra* (Schwarzer Holunder). Weiterhin treten *Robinia pseudoacacia* (Robinie), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Rosa canina* (Hunds-Rose) und *Malus domestica* (Kultur-Apfel) auf. Letztere Art stammt wahrscheinlich noch aus einer ursprünglichen Hinterhofpflanzung, die heute Bestandteil der Brachfläche ist. Unter den krautigen Pflanzen dominieren Arten der Ruderalvegetation, wie *Arctium minus* (Kleine Klette), *Artemisia vulgaris* (Gemeiner Beifuß), *Cirsium arvense* (Acker-Kratzdistel), *Epilobium angustifolium* (Schmalblättriges Weidenröschen), *Lactuca serriola* (Kompaß-Lattig),

Oenothera biennis s.l. (Gemeine Nachtkerze) und *Solidago canadensis* (Kanadische Goldrute).

SH (Schützenhof, Hans-Driesch-Straße)

Der Leipziger Schützenhof, ein 1919-1921 erbauter Anlagenkomplex von Gebäuden und Schießständen, liegt im nördlichen Auwald und ist von den Revieren "Das Verschlossene Holz" sowie "Die Gottge" im Osten bzw. Westen umgeben. Im Süden grenzt er an die stark befahrene Hans-Driesch-Straße. Die Anlage wird durch das Fließchen "Kleine Luppe" durchzogen. Das Flußbett ist hier fast 3 m tief in das Gelände eingeschnitten.

Das eigentliche Untersuchungsgebiet ist eine feuchte und nährstoffreiche Grünlandbrache von ca. 4,5 ha Größe, die bis 1972 als Schießstand und danach gelegentlich als Schafweide bzw. Pferdekoppel genutzt wurde. Sie grenzt unmittelbar an die großen noch zusammenhängenden und reich strukturierten Altholzbestände des nördlichen Hartholzauwalds und zeichnet sich durch ein heterogenes Vegetationsmosaik aus. Neben Frisch- und Naßwiesen, Trockenrasen und Gehölzwuchs findet man anthropogen bzw. ruderal beeinflusste Stellen mit Aufschüttungen von Sand, Schutt, Gartenabfällen oder Kohle. Die Frisch- und Naßwiesen weisen Bestände von *Deschampsia cespitosa* (Rasenschmiele), *Calamagrostis epigejos* (Land-Reitgras), *Agrostis stolonifera* (Weißes Straußgras), *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) und *Bromus inermis* (Wehrlose Trespe) auf. Auf den mehr ruderal beeinflussten Stellen dominieren eine *Tanaceto-Artemisietum*-Gesellschaft (Rainfarn-Beifuß-Gesellschaft). Über die gesamte Fläche verteilt, tritt spontaner Gehölzaufwuchs von *Robinia pseudoacacia* (Robinie), *Fraxinus excelsior* (Gemeine Esche), *Acer pseudoplatanus* (Berg-Ahorn) und *Cornus sanguinea* (Blutroter Hartriegel) auf. Weiter sind lockere Pflanzungen von *Quercus robur* (Stiel-Eiche), *Betula pendula* (Gemeine Buche), *Carpinus betulus* (Hainbuche) und *Tilia cordata* (Winterlinde) zu finden. Die Gehölze erreichen eine Höhe von 3-5 m. Der Standort ist von zahlreichen blühenden Pflanzen geprägt, z.B. die von Juli - September blühende *Carduus crispus* (Krause Distel). Es handelt sich um eine offene, die meiste Zeit des Tages von der Sonne beschienene Fläche. Verbuschungstendenzen sind nur in einigen Randbereichen stärker ausgeprägt. In den letzten Jahren wurden hier keine Pflegemaßnahmen durchgeführt.

Zur Beschreibung der Flächen **BB** (Bayerischer Bahnhof) und **EC** (Tal-/Ecke Brüderstraße) siehe 2.2.1.

In der nachfolgenden Tabelle 2.2 sind alle 16 in die Auswertung einbezogenen Untersuchungspunkte für die Schwebfliegenfauna von Leipzig aufgenommen. Zusätzlich finden sich ergänzende Angaben zum Probenzeitraum und zur eingesetzten Fallenzahl.

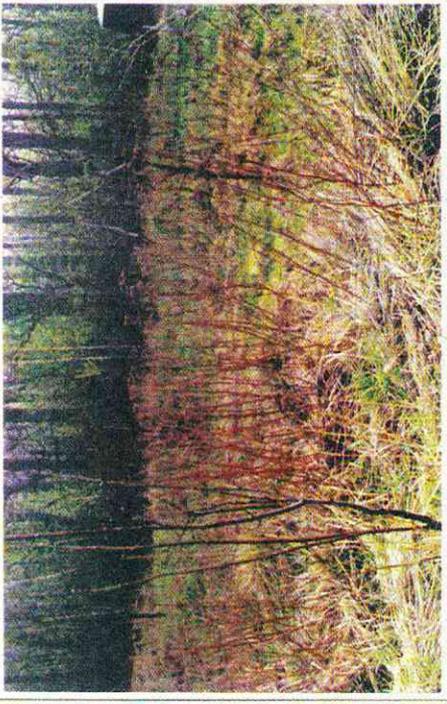
Tab. 2.2. Gesamtdarstellung der in die Auswertung einbezogenen Untersuchungsflächen für Schwebfliegen (Syrphidae)

Code	Lage	Habitattyp	Probezeitraum	Fallen zahl	Bemerkung
BB	Bayerischer Bahnhof	Ruderal	1993-95	2	s.v.
BG	Botanischer Garten der Universität Leipzig, Linnéstraße	Garten	1989	50	KOJA 1991
			1990	25	KOJA 1991
			1993	4	
			1994-95	19	
EC	Tal-/Ecke Brüderstraße	Ruderal	1995	1	s.v.
HN	HNO-Universitätsklinik, Liebigstraße	Ruderal	1994	1	s.v.
NA	Grünflächenamt, am Elsterwehr	Park	1990-91	2	s.v.
			1993-95	2	
NB	AOK-Sportzentrum, Anton-Bruckner-Allee	Park	1990-91	2	s.v.
			1993-95	2	
NC	Schularchiv, Stieglitzstraße	Hausgarten	1990-91	2	s.v.
			1993-95	2	
ND	"Die Nonne", Revierort im südlichen Auwald	Auwald	1993-95	2	s.v.
NE	Grünflächenamt, an der Rennbahn Scheibholz	Park	1990	2	s.v.
NF	Parkbühne, Karl-Tauchnitz-Straße	Auwaldparzelle im Park	1991	2	s.v.
NG	Weißer Brücke, südlicher Auwald	Auwald	1993	2	LEUCKEFELD 1995
NH	Burgae, Auwald	Auwald	1993	1	MENZEL & METZNER i.D.
NI	Burgae, Wiese	Wiese im Auwald	1993	1	MENZEL & METZNER i.D.
SB	Schulbotanischer Garten, Schleußiger Weg	Garten	1993-95	3	s.v.
SE	Seeburgstraße	Ruderal	1994-95	1	s.v.
SH	Schützenhof, Hans-Driesch-Straße	Grünlandbrache im Auwald	1993	2	s.v.
			1994-95	19	

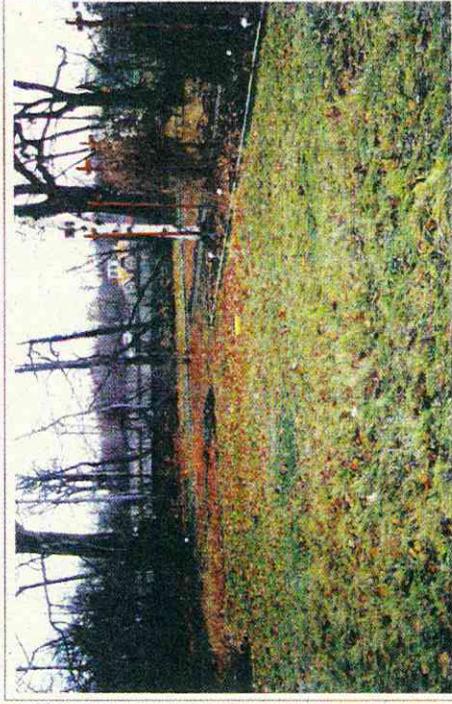
folgende Seite:

Abb. 2.5 Ausgewählte Grünflächen für die Untersuchung der Schwebfliegenfauna im Leipziger Stadtgebiet. Die Flächen BG und BB liegen zentrumsnah und sind urbanen Einflüssen stärker ausgesetzt als die in der Aue gelegenen Standorte ND bzw. SH, auf denen eine größere Naturnähe zu verzeichnen ist. NC und SB liegen in mittleren Bereichen von Urbanität und Naturnähe. (Fotos H.Pellmann, Frühjahr 1994)

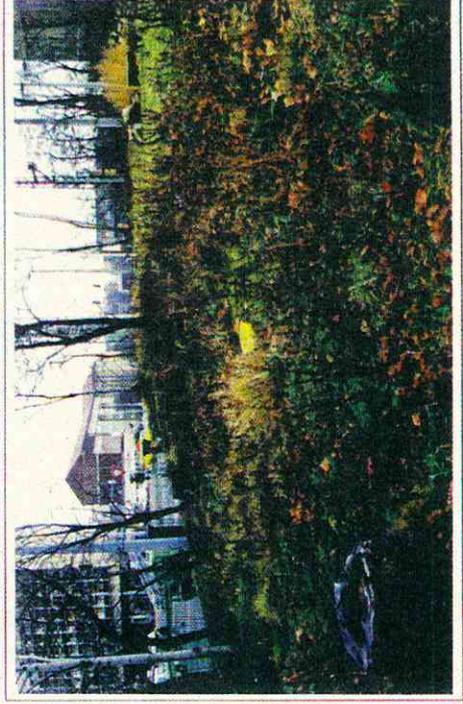
SH



SB



BB



natural

urban

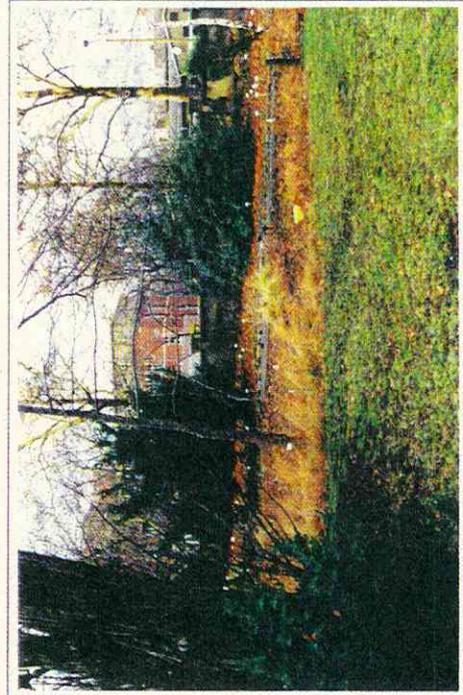
ND



NC



BG



2.2. Methoden

2.2.1. Erfassungsmethoden

Die Art der Erfassungsmethode für Insekten ist abhängig von der auszuwertenden Tiergruppe. Zum Fang von Laufkäfern (Carabidae) wurde eine standardisierte, zur qualitativen und quantitativen Auswertung geeignete Methode, die Barberfallentechnik (BARBER 1931, MÜHLENBERG 1994) eingesetzt. Dazu wurden auf jeder Untersuchungsfläche 4 handelsübliche Honiggläser (Innendurchmesser 70mm) in einer Linie in einem Abstand von ca. je 1 Meter mit der Bodenoberfläche abschließend eingegraben. Jedes Glas wurde zu ca. einem Drittel mit Konservierungsflüssigkeit (4% Formalinlösung) gefüllt. Die Gläser wurden bei einjährigen Untersuchungen von Anfang April bis Ende Oktober in 14-tägigem Abstand kontrolliert, der Inhalt entnommen und die Konservierungsflüssigkeit nachgefüllt. Bei mehrjährigen Untersuchungen erfolgte die Leerung der Gläser von April bis Oktober in 14-tägigem, von November bis März in Abhängigkeit von der Wetterlage in 4-6-wöchigem Abstand.

Mit Barberfallen werden nicht reale Populationsdichten bzw. Abundanzen von Arten, sondern die Oberflächenaktivität der Arten erfaßt. LUFF (1975) und ADIS (1979) diskutieren Faktoren, die diese Technik beeinflussen. Für langzeitliche und/oder großräumige Erfassung von Bodenarthropoden gibt es keine Alternative zur Barberfallentechnik.

Als Fangmethode für Schwebfliegen wurden auf allen Untersuchungsflächen Gelbschalen eingesetzt. Es handelt sich dabei um emaillierte Metallschalen mit einem Durchmesser von 25 cm und einer Höhe von 7 cm. Außerdem fanden PVC-Schalen mit einem Durchmesser von ca. 30 cm und einer Höhe von 10-12 cm Verwendung. Als Fangflüssigkeit diente Wasser, versetzt mit ca. 5 ml eines 1:1 Gemischs aus einer 10% Formaldehydlösung zur Konservierung und des Spülmittels Fit[®] zur Herabsetzung der Oberflächenspannung.

Das Prinzip dieser Fangmethode beruht auf der hohen Attraktivität und Lockwirkung der gelben Farbe und/oder der reflektierenden Flüssigkeitsoberfläche für viele fliegende Insekten und insbesondere für die meisten Arten der Syrphidae. Aufgrund der herabgesetzten Oberflächenspannung der Fangflüssigkeit wird ein in der Falle landendes Insekt von der Flüssigkeit benetzt und kann diese deshalb nicht mehr verlassen.

Dieses Fangverfahren wirkt zweifach selektiv. Es werden zum einen nur fliegende Tiere gefangen, die zum zweiten die Falle zudem gezielt anfliegen müssen. Da diese Methode eine kontinuierliche Untersuchung über einen längeren Zeitraum ermöglicht, standardisierbar ist und für Schwebfliegen im Vergleich mit anderen Fangmethoden durchaus repräsentative Ergebnisse ergibt, können die Nachteile die sich durch den selektiven Fang ergeben, in Kauf genommen werden. Die Fallen wurden wöchentlich einmal geleert und das Fangmaterial in 70%igen Alkohol überführt.

Der Untersuchungszeitraum begann mit dem Aufstellen der Gelbschalen je nach konkretem Witterungsverlauf in den einzelnen Untersuchungsjahren im Zeitraum von Ende März bis Ende April. Der Abbruch im Herbst lag im November und war an den Beginn von mehrtägigen Minustemperaturen gebunden. Das dadurch hervorgerufene vollständige Gefrieren der Fangflüssigkeit machte eine Fortführung der Untersuchungen unmöglich.

2.2.2. Auswertungsmethoden

Zur Auswertung der Fallenfänge wurde eine Datenbank in DBASE IV (Borland Corp. 1992) angelegt. Die Daten wurden mit den Statistikprogrammen BIODIV (BAEV & PENEV 1995), MVSP (KOVACH 1995) und SPSS (SPSS Incorp. 1994) verrechnet, die Abbildungen mit Harvard Graphics für Windows (Software Publ. Corp. 1993) oder direkt in den Statistikprogrammen erstellt.

Zur Beschreibung der Artengemeinschaft einzelner Flächen wurde die Artenzahl, Individuenzahl, α -Diversität und die Evenness ermittelt (MAGURRAN 1988, MÜHLENBERG 1994). Die α -

Diversität wird mit dem Hills Index (N_2 =Levins measure =Reziproke des Simpson-Index), dem Simpson (C) und Brillouin-Index (HB) sowie der Alpha log Serie bestimmt. Die Evenness wird nach Alatalo und für den Brillouin-Index als HBe berechnet. Zur Auswahl der Indizes und Berechnungsgrundlagen siehe BAEV & PENEV (1995) und KREBS (1989). Hills Index N_2 wird auch zur Berechnung der Nischenbreite empfohlen. Die Nischenbreite wird nach dem Verfahren von HANSKI & KOSELKA (1977) auf Werte zwischen 0...1 skaliert, um eine bessere Vergleichbarkeit zu erreichen.

Die α -Diversität geht zusammen mit der Artenzahl, Individuenzahl und Evenness auf einer Fläche direkt in die grafische Darstellung der Rarefaction-Analyse ein (BAEV & PENEV 1995, HURLBERT 1971), was eine gute Methode für den Flächenvergleich darstellt. Das Rarefaction-Verfahren ist darüber hinaus geeignet, unterschiedlich große Datensätze, z.B. von unterschiedlich lang beprobten Untersuchungsflächen, zu vergleichen (ACHTZIGER et al. 1992).

Ein Vergleich verschiedener Grünflächentypen erfolgte durch die β -Diversität (MAGURRAN 1988). Dazu wurde für Carabidenfänge die Formel nach Shinozaki verwendet (ACHTZIGER et al. 1992). Für Syrphidenfänge wurden die β -Diversitäts-Indizes I_w , I_c und I_{ws} berechnet. Whittakers Maß I_w beschreibt das Verhältnis aus der Gesamtartenzahl des Systems und der durchschnittlichen Proben Diversität, die als Artenreichtum, d.h. als Artenzahl pro Probe (BAEV & PENEV 1993) zu verstehen ist. Codys Maß I_c drückt die Veränderungen in Form des Arten-turnovers entlang eines Gradienten aus, in dem die Anzahl der dazukommenden Arten und die Arten, die verloren gehen Berücksichtigung finden. Wilson & Shmidas Maß I_{ws} errechnet sich aus I_c und dem durchschnittlichen Artenreichtum der Probe.

Die Einteilung der auf einer Fläche gefangenen Arten in Dominanzklassen (relative Häufigkeit einer Art auf der Untersuchungsfläche) erfolgt logarithmisch nach ENGELMANN (1978). Die einzelnen Klassen heißen: subrezedent (weniger als 1,0% der insgesamt gefangenen Individuenzahl), rezedent (1,0-3,19%), subdominant (3,2-9,99%), dominant (10,0-31,99%) bzw. eudominant (mehr als 32,0%). Der Arten-turnover wird nach JÄRVINEN (1979) berechnet, siehe dazu auch MÜHLENBERG (1994). Die Darstellung von Arten-Abundanzkurven erfolgt durch Whittaker plots nach KREBS (1989). Dabei werden die Arten einer Untersuchungsfläche mit abnehmender Abundanz in einem Koordinatensystem abgetragen.

Clusteranalysen zur grafischen Darstellung der "Ähnlichkeit" von Untersuchungsflächen wie der Nischenüberlappung von Arten wurden auf Grundlage des %-similarity-Index (=transformierter Renkonen-Index) und des Sörensen-Quotienten mit der UPGMA ("unweighted pair group method with average linkage between groups", Berechnungsgrundlagen des Index und der UPGMA nach BAEV & PENEV 1995, KREBS 1989) erstellt. Die Clusterung sukzessierender Flächen erfolgt auf Grundlage des Koeffizienten Kendalls Tau (HUHTA 1979).

Als multivariate Analyse wurde die Korrespondenzanalyse (no detrending oder detrended correspondence analysis=DECORANA, HILL 1979, KOVACH 1995, KREBS 1989) verwendet. Die Korrespondenzanalyse wird zur Berechnung und Darstellung großer Gradienten empfohlen.

Die ökologische Terminologie folgt SCHAEFER (1992). Die taxonomische Nomenklatur der Laufkäfer folgt MÜLLER-MOTZFELD et al. (1989), die Bestimmung der adulten Laufkäfer wurde nach FREUDE (1976), die der Larven nach ARNDT (1992) vorgenommen.

Die Determination der Schwebfliegen erfolgte im wesentlichen nach BASTIAN (1986), STACKELBERG (1970), STUBBS & FALK (1983), VAN DER GOOT (1981) und VERLINDEN (1991) sowie für die Gattungen *Platycheirus* nach GOELDLIN DE TIEFENAU (1989), *Neoascia* nach BARKEMEYER & CLAUSSEN (1986) und *Eupeodes (Metasyrphus)* nach DUSEK & LASKA (1976). In der Artnomenklatur wird der Zusammenstellung von PECK (1988) gefolgt und so weit notwendig nach TORP (1994) und SCHMIDT (1995) ergänzt.

3. Ursprung der Stadtfaua und Besiedlung von Städten

3.1. Herkunft der Stadtfaua

Die urbane Fauna ist ein Ergebnis starker Denaturierung der ursprünglichen Fauna im betreffenden Gebiet in historisch junger Zeit. Sie ist mit einer ständigen Neubesiedlung des Gebietes durch Arten aus mehr oder weniger nah gelegenen Biotopen und direkt oder indirekt durch den Menschen eingebrachten Tierarten kombiniert. Die urbane Fauna unterliegt deshalb stärkeren Veränderungen als die Fauna unbeeinflusster Biotope. Die Veränderung der ursprünglichen Fauna erfolgt sehr dynamisch.

Die Herkunft der urbanen Fauna wird häufig im Zusammenhang mit Vorratsschädlingen, synanthropen Arten und Adventivarten diskutiert. Einen großen Überblick dazu gibt KLAUSNITZER (1993).

Unter synanthrop werden Tierarten gefaßt, die im Untersuchungsgebiet (hier: Mitteleuropa) nur ökologische Lizenzen nutzen können, die direkt an den Menschen gebunden sind, wie z.B. Gebäude aller Art, Gewächshäuser, Mülldeponien und Gärten. In Leipzig wurden auf ruderalen Untersuchungsflächen mehrfach Arthropoden gefunden, die als synanthrop gelten: die Hundertfüßler *Henia vesuviana* und *Cryptops parisi* (ARNDT & PELLMANN i.D.), die Asseln *Armadillidium nasatum* und *Androniscus dentiger* (ARNDT & MATTERN i.D.).

Für Adventivarten gibt es in Mitteleuropa eine Vielzahl von Beispielen. Zumeist handelt es sich dabei um Arten, die hemerochore (eingeschleppte bzw. angepflanzte fremdländische) Pflanzen besiedeln, als Vorratsschädlinge auftreten oder das spezifische Klima bzw. Mikroklima von Städten und Gebäuden nutzen. Auffällige Beispiele sind die Amerikanische Schabe, *Periplaneta americana* und die Pharaoameise, *Monomorium pharaonis*. KLAUSNITZER (1993) gibt alleine 12 eingeschleppte Speckkäferarten (Dermestidae) für unser Gebiet an.

Für größere systematische Einheiten der Insekten - die auch im urbanen Raum die artenreichste Gruppe bilden - fehlen Analysen über die Herkunft, insbesondere wenn die Gruppen nicht zu den wirtschaftlich oder hygienisch bedeutenden Gruppen gehören. Im folgenden Abschnitt soll die Herkunft der Carabidenarten in urbanen Räumen am Beispiel der Stadt Leipzig erstmals untersucht und ausgewertet werden.

Prinzipiell sind für Carabiden folgende Ursachen für die Besiedlung urbaner Räume denkbar:

- (1) die Arten sind Relikte der ursprünglichen Fauna (Residualarten),
- (2) die Arten sind aus dem Umland der urbanen Gebiete eingewandert,
- (3) synanthrope Arten
- (4) die Arten wurden direkt durch den Menschen eingeschleppt (Adventivarten).

Während zwischen (1) und (2) nur bei Kenntnis der historischen Entwicklung der untersuchten Flächen entschieden werden kann, sind synanthrope Arten und Adventivarten aufgrund ihrer Ökologie und Verbreitung zu identifizieren. In Deutschland wurden bisher drei wahrscheinlich eingeschleppte Carabiden gefunden: *Perigona nigriceps*, *Plochionus pallipes* und *Somotrichus elevatus*. *Perigona nigriceps* besiedelt Deponien von großen Müllplätzen bis hin zu kleinen Komposthaufen in Gärten sowie Ruderalflächen. Er ist heute kosmopolitisch verbreitet. Seine genaue Herkunft ist unbekannt, während die nächsten Verwandten in Südostasien vorkommen. *Plochionus pallipes* und *Somotrichus elevatus* wurden in Deutschland bisher nur in Hamburg nachgewiesen. *Plochionus pallipes* stammt aus Nordamerika, *Somotrichus elevatus* wahrscheinlich aus Südamerika. Beide Arten wurden weltweit verschleppt. In Leipzig konnte keine der nach Deutschland eingeführten Arten nachgewiesen werden.

Als synanthrop sind in unserem Gebiet nur zwei troglobionte Arten bekannt. *Sphodrus leucophthalmus* wurde in Deutschland nur in Kellerräumen und der Kanalisation gefunden

und in jüngster Zeit in Sachsen-Anhalt nachgewiesen (SCHNITTER, mündl. Mitt.). Geringer ist die synanthrope Bindung von *Pristonychus terricola*, der ebenfalls vorwiegend Keller bewohnt. Er wurde jedoch auch in der Agrarlandschaft gefangen und ist dort offenbar Bewohner von Nagetiernestern (GRUTTKE 1994). Beide Arten wurden nicht in Leipzig nachgewiesen.

Im urbanen Raum von Leipzig wurden 120 Carabidenarten nachgewiesen, die verschiedenen ökologischen Gruppen zugeordnet werden können.

Die klassische Einteilung der Arten in "Waldarten", "Offenlandarten" und "Ubiquisten" ist problematisch und sollte nur unter Vorbehalt genutzt werden. Die Probleme dieser Einteilung liegen in folgenden Punkten: (1) tatsächlich wurden nur für einen Teil der Arten die ökologischen Präferenzen im Labor geprüft und (2) es werden Arten betrachtet, die z.T. über große Areale verbreitet sind und in verschiedenen geografischen Zonen ganz unterschiedlich reagieren. Es besteht bei diesen Arten die Gefahr, populationsökologische Ergebnisse falsch zu interpretieren. Unter Berücksichtigung dieser Vorbehalte, können wir folgende Einteilung treffen:

Waldbewohner (Waldarten im Sinne von THIELE 1964) sind 24 Arten (20,0% der im urbanen Bereich gefundenen Arten). Typische Beispiele aus dieser Gruppe sind *Abax spp.*, *Carabus coriaceus* und *Platynus assimilis*. Alle Arten dieser Gruppe sind Residualarten, ihr Vorkommen ist an den Wald gebunden und damit nicht urban verursacht. Die Waldrudimente sind Reste nicht-urbaner Biotope und das Arteninventar ist nicht für urbane Räume charakteristisch. Fast alle diese Arten sind ungeflügelt. Folgerichtig beschränkt sich das Vorkommen aller Arten mit Ausnahme von *Carabus nemoralis* auf den Auwaldbereich. *Carabus nemoralis* ist als ubiquitäre Art mit hoher ökologischer Potenz und großer Nischenbreite in der Lage, aus den rudimentären Waldbereichen heraus das gesamte Stadtgebiet (Hecken, Gärten, sogar Ruderalflächen, wenn sich dort Jungaufwuchs an Sträuchern und Bäumen befindet) zu besiedeln.

Mit der zunehmenden Trockenlegung und Fragmentierung der Waldflächen und ihrer Zurückdrängung durch bebaute Gebiete nimmt der ursprüngliche Auwaldcharakter ab. Arten mit hohem Feuchtigkeitsanspruch (z.B. *Abax parallelus*, *Platynus assimilis*) gehen zurück und es nehmen solche Arten zu, deren Feuchtigkeitspräferenz im mittleren Bereich liegt. Auch die Arten mit geringerem Feuchtigkeitsanspruch sind wahrscheinlich Residualarten, die früher in höher gelegenen (trockeneren) Auwaldbereichen und an den Waldrändern vorkamen. Jetzt stellen sie aber den Hauptanteil der Individuen dar (z.B. *Carabus nemoralis*, *C. hortensis*).

Eine Gruppe von Arten, die THIELE ebenfalls als euryöke Waldarten bezeichnet, ist ökologisch an eine Streuschicht gebunden. Es sind Residualarten des Auwaldes (wenigstens der Randbereiche des Auwaldes) und typische Bewohner von Waldstreifen an Bächen, Waldrändern usw. Im Gegensatz zur ersten Gruppe der Waldarten dringen sie jedoch in urbane Biotope vor. Sie besiedeln dort Flächen, wo Bäume und Sträucher stehen, aber keine geschlossene Pflanzendecke bilden, z.B. Hecken, Ruderalflächen in späten Sukzessionsstadien, z.T. Parkanlagen. Hierher gehören 5 Arten der Gattungen *Notiophilus*, *Leistus*, und *Nebria brevicollis* (4,2%). Diese Arten sind im urbanen Bereich oft häufiger als im nicht-urbanen und wurden deshalb als "typische" Stadtbewohner (KLAUSNITZER 1993, GRUTTKE 1990) bezeichnet. Es sind Arten mit hohem Ausbreitungspotential (DEN BOER 1977, 1990, siehe auch Kapt. 3.2) und typische Bewohner sich schnell verändernder Flächen. Alle genannten Arten ernähren sich überwiegend von Collembolen (HENGEVELD 1980, ARNDT, unveröff.). Ähnliche ökologische Präferenzen und Besiedlungsstrategien lassen sich auch bei *Asaphidion flavipes* beobachten.

Eine Reihe von Residualarten, die für urbane Räume als untypisch gelten müssen, sind feuchtigkeitsliebende Bewohner von Wiesen aus dem auwaldnahen Bereich und von Flußufern. Diese Arten wurden im Rahmen unserer Erhebungen nur beiläufig erfaßt. Hierzu zählen *Agonum marginatum*, *Dyschirius globosus* und weitere 6 Arten (6,7% der Gesamtartenzahl).

Die größte Gruppe von Arten bewohnt offenes Gelände in der näheren oder weiteren Umgebung des urbanen Raumes, wie Agrobiozöosen, Wiesen und Ruderalflächen (eurytope Feldbewohner im Sinne von THIELE 1964). Der residuale Charakter dieser Arten im urbanen Raum läßt sich nicht mit Sicherheit nachweisen. Städte, die in ursprünglich bewaldeten Gebieten entstanden, sind von diesen Arten jedoch erst im Laufe der Urbanisierung besiedelt worden. Dies ist in Leipzig der Fall. Von den in Leipzig nachgewiesenen 120 Arten gehören 60 mit hoher Wahrscheinlichkeit in diese Gruppe (50,0%), fast alle sind flugfähig. Arten mit hoher Nischenbreite im urbanen Raum und häufigem Auftreten sind dieser Gruppe zuzuordnen, u.a. *Amara aenea*, *A. bifrons*, *Harpalus affinis*, *Pseudophonus rufipes* und *Trechus quadristriatus*. Alle Arten dieser Gruppe wurden auf mehreren Referenzflächen, meist in größerer Zahl nachgewiesen. Die Dominanzen der Arten auf den nicht-urbanen Flächen lassen jedoch nur wenige Rückschlüsse auf das Vorkommen der Arten im Stadtgebiet zu. Arten dieser Gruppe besiedeln zahlreich die urbanen Ruderalflächen, Straßenbegleitgrünflächen und wandern aktiv in Heckenbiotope ein. Einzelne Arten sind offenbar in direkter Abhängigkeit von den umliegenden Grünflächen auch in Parks zu finden. Die prozentualen Individuenzahlen in Parks können jedoch hoch sein. Vom Ruderalbereich wandern einzelne Arten auch in den gestörten Auwaldbereich ein (15 der Arten wurden bisher auf "Auwaldflächen" nachgewiesen).

Zwei thermophile Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa haben und in Deutschland nur wärmebegünstigte Habitate besiedeln, kommen entlang von Böschungen (z.B. entlang von Autobahnen, Straßen und Eisenbahnen) vom nicht-urbanen Bereich bis in die Innenstadt vor (*Licinus depressus*, *Olisthopus rotundatus*; nur *L. depressus* wurde auf einer in die statistischen Erhebungen eingehenden Untersuchungsfläche nachgewiesen = 0,8%).

Für 21 Arten liegen keine Nachweise von Referenzstandorten und der lokalfaunistischen Literatur vor, d.h. sie wurden im Untersuchungsgebiet ausschließlich im urbanen Bereich gefangen. Die Habitatpräferenzen dieser in der Regel seltenen Arten wurden nicht im Labor getestet. Aussagen über ihre Herkunft sind nicht frei von Spekulationen, aber durch die interessante Ökologie der Arten von Interesse. Einige der Arten gelten als xero-thermophil (z.B. *H. melancholicus*, *H. pumilus*). Mehrere Arten der Gattung *Dromius*, die in früheren Untersuchungen unter Platanenrinde gefunden wurden (KLAUSNITZER 1988), konnten von uns mit Bodenfallen in Heckenbiotopen nachgewiesen werden. Über die Autökologie der *Dromius*-Arten ist wenig bekannt. KOCH (1989) gibt Auwälder als Habitate für drei der Arten an. Es ist also denkbar, daß sie von dort in den urbanen Bereich einwandern. *Trechoblemus micros* wurde bislang in Parkanlagen, vereinzelt auf Ruderalflächen gefangen. Sein Auftreten könnte mit dem von Nagetieren korreliert sein (evt. Bewohner von Mäusenestern, HURKA, mündl. Mitt.).

Die verbleibenden 15 Arten (vorwiegend aus den Gattungen *Amara* und *Harpalus*) sind alle Bewohner von Ruderalflächen. Zum Teil gelten sie als sehr selten und stehen auf der Roten Liste Sachsens (*Harpalus melancholicus*, ARNDT & RICHTER 1996). Alle Arten sind flugfähig. Ihr Vorkommen muß in den offenen Biotopen auch im nicht-urbanen Bereich vermutet werden. Möglicherweise sind sie dort jedoch selten, so daß sie bei einjährigen Erfassungen, denen Angaben von Referenzstandorten und Literaturnachweise meistens zugrunde liegen, nicht erfaßt wurden. Von Interesse ist jedoch, daß die Arten *Amara convexiuscula* und *A.*

ingenua in Leipzig nur auf Mülldeponien gefangen wurden. Ähnliches gilt für andere ostdeutsche Städte (Berlin, HIEKE, mündl. Mitt.; Jena, ARNDT, unveröff.). Beide Arten sind halotolerant und an der Küste wie an Binnenlandsalzstellen sehr häufig. Beide ernähren sich polyphag, z.T. von Detritus. Ihre Larven überwintern und die Fortpflanzung findet im gesamten Winterhalbjahr statt, wenn es die Temperaturen zulassen (ARNDT, unveröff.). In Leipzig sind sie in hohem Maße mit *Amara curta* vergesellschaftet, deren Autökologie unbekannt ist.

Zusammenfassung :

- 27% der Arten sind als residuale Arten (Wald, Wiese, Flußufer) anzusehen, die im urbanen Bereich auf Reste nicht-urbaner Biotope beschränkt bleiben,
- 9% der Arten sind residuale Waldarten, die vielfältig in den urbanen Bereich einwandern und
- ca. 64% der Arten sind als Bewohner von Ruderalflächen und anderen offenen Biotopen wahrscheinlich aus dem Umland eingewandert.
- Die Mehrzahl der Residualarten ist wahrscheinlich aufgrund ihrer Feuchtigkeits- und Bodenansprüche, z.T. durch ihre schwache Dispersionsfähigkeit, nicht in der Lage vom Stadtwald aus urbane Biotope zu besiedeln (auch nicht angrenzende Parks). Die einwandernden Offenlandarten sind mit einer hohen Dispersionsfähigkeit in der Lage, nahezu alle urbanen Grünflächen, auch die trockenen Bereiche des Stadt(Au-)waldes zu besiedeln.

3.2. Besiedlungsstrategien von Arthropoden in urbanen Räumen

Städte bestehen aus einem vielfältigen Mosaik von Grünstrukturen, die voneinander ± isoliert sind. Allen Grünflächen im urbanen Bereich ist der große anthropogene Einfluß gemeinsam. Sie unterliegen stärkeren und schnelleren Veränderungen als vergleichbare unbeeinflusste Biotope. In historisch sehr kurzen Zeiträumen werden Grünflächen in urbanen Räumen vernichtet, neu geschaffen oder durch Zergliederung, Isolation, Abholzung, Eutrophierung usw. stark beeinträchtigt. Isolation von Lebensräumen und insbesondere ihre Vernichtung führen zwangsläufig zum Absterben von Populationen und damit zum Verschwinden von Arten aus dem Stadtgebiet. Das Vorkommen von Tierarten, die nicht durch den Menschen eingeschleppt wurden, setzt - Reste nicht-urbaner Ökosysteme einmal außerachtgelassen - daher eine ständige Neubesiedlung von Stadtbiotopen voraus. Anhand der Modellgruppe Carabidae (Laufkäfer), zu der detaillierte autökologische Kenntnisse vorliegen, sollen folgende Fragen untersucht werden:

- Welche Arten sind in der Lage, geschlossen bebaute Stadtgebiete zu besiedeln?
- Wie erfolgt die Besiedlung solcher Stadtgebiete?

Die Besiedlung von Habitaten wird insbesondere durch die Ausbreitungsfähigkeit (dispersal power im Sinn von DEN BOER, 1977) der Arten bestimmt. Deshalb soll im folgenden Abschnitt ein allgemeiner Überblick zum Kenntnisstand der Ausbreitungsfähigkeit der untersuchten Modellgruppe Carabidae gegeben werden.

Laufkäfer bewegen sich überwiegend laufend fort. Die Aktivität von Carabiden wechselt zwischen zufälligem Umherlaufen und gezieltem Suchen, wie die umfangreichen Studien von BAARS (1979), MOLS (1979), RIJNSDORP (1980) und WALLIN & EKBOM (1988) über Laufaktivität, zurückgelegte Laufstrecken und Richtung der Fortbewegung zeigen. Nach GRÜM (1983) bewegen sich mittelgroße Carabiden in einem Aktionsgebiet (home range) von 50-80 m² (*Pterostichus oblongopunctatus* wurde getestet), Großlaufkäfer (*P. niger*, *Carabus hortensis*) dagegen in 120-250 m². Nach unseren Untersuchungen (TRUSCH 1994, unveröff.) liegt der Aktionsradius der Arten höher, ist aber immer noch begrenzt:

P. oblongopunctatus 325m²,

P. niger 465 m²,

Abax parallelepipedus 480 m²,

Carabus nemoralis 480 m²,

C. hortensis 730 m²,

C. coriaceus 870 m².

Die Daten wurden mit Hilfe der mark-recapture-Methode in einer einjährigen Studie und der von GRÜM (1983) vorgeschlagenen mathematischen Behandlung ermittelt.

Beispiele für die Laufgeschwindigkeit bringen MOSSAKOWSKI & STIER (1983). Die Arten sind der Körpergröße nach geordnet:

C. nemoralis 5.8-10.2 * 10⁻² m/s

A. aulica 3.0-7.1 * 10⁻² m/s

N. brevicollis 3.5-14.3 * 10⁻² m/s

C. fuscipes 2.6-12.0 * 10⁻² m/s

H. aeneus 2.4-8.3 * 10⁻² m/s

C. melanocephalus 1.8-10.0 * 10⁻² m/s

N. biguttatus 1.3-1.9 * 10⁻² m/s

T. quadristriatus 1.2-2.0 * 10⁻² m/s

Eine direkte Abhängigkeit zwischen Körpergröße und zurückgelegter Wegstrecke ist nicht nachweisbar. Es fällt vor allem die hohe Laufaktivität von *N. brevicollis* und *C. melanocephalus* auf.

DEN BOER (1980) ermittelte Distanzen, die Carabiden während ihres gesamten Lebens durchschnittlich zurücklegen: *P. versicolor* 250-300m, *C. melanocephalus* 50-100m. Ältere Tiere (2-3 Jahre) waren aktiver als solche in der ersten Brutsaison. Männchen zeigen eine viel höhere Dispersionsaktivität als Weibchen. Es wurden große individuelle Unterschiede in Laufaktivität, Verhalten und Präferenz festgestellt. Bei einer Art (*P. oblongopunctatus*) erschienen die älteren Tiere viel früher aus dem Winterquartier als im Herbst geschlüpfte Jungtiere. Auch DEN BOER (1980) weist eine überdurchschnittliche Laufaktivität für *N. brevicollis* nach. Durch die potentielle Laufgeschwindigkeit von Carabiden werden nicht nur das Ausbreitungsvermögen flugunfähiger Arten, sondern auch die Fallenfängigkeit wesentlich beeinflusst.

Nur 6,7% der 120 im urbanen Bereich von Leipzig nachgewiesenen Carabidenarten sind ungeflügelt (brachypter). Der überwiegende Teil der Arten ist in der Lage zu fliegen. Obwohl sich auch diese Arten vorwiegend laufend fortbewegen und nicht alle Exemplare einer potentiell flugfähigen Art Flügel und Flugmuskulatur ausbilden (ca. 30% der Arten ist dimorph, siehe unten), spielt das Flugvermögen für die Besiedlung neuer Habitats - wie für die Gründung neuer Populationen - eine große Rolle.

Isolierte Innenstadtfächen werden in der Regel durch anfliegende Carabiden besiedelt. Flächen, wie EC und EZ sind nur durch fliegende Tiere zu erreichen. Bei Straßenbegleitgrüninseln im Stadtzentrum (BA, D) ist die Entfernung zu benachbarten Grünflächen vergleichsweise groß und die Isolation durch stark befahrene Straßen hoch. Ähnliches trifft für Baulücken und Hinterhöfe (KA, RB) zu. Auf solchen Flächen treten fast ausschließlich flugfähige Arten auf. Tab. 3.1 zeigt den Anteil flugfähiger Arten auf vollständig und unvollständig isolierten Grünflächen im geschlossen bebauten Stadtbereich im Vergleich zu ruderalen Flächen im urbanen Randbereich (Markleeberg) und den Referenzflächen.

Der Flug von Carabiden erfolgt ungerichtet und ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Der wesentlichste Faktor ist die Lufttemperatur. VAN HUIZEN (1979) gibt 17° C, PAUSCH (1979) 20° C, als Minimaltemperatur für Flugaktivität bzw. als Schwellentemperatur an. 22-23° C werden von KADAR & ERDELYI (1991) als optimale Temperatur für Massenflüge genannt.

Die Niederschlagsmenge von 0.1 mm/Tag und Windstärke 4m/s darf nicht überschritten werden (VAN HUIZEN 1979). Der Flug von Carabiden ist eng mit der Windrichtung korreliert. 26% der von VAN HUIZEN (1990) in Fensterfallen nachgewiesenen Arten waren allochthon. Sie wurden mit Barberfallen nicht im gleichen Gebiet gefangen. Ferner spielen Mondperiodizität, Luftfeuchte und vor allem Luftdruckstabilität eine Rolle. Nach dem

Einrücken von Warmfronten und vor Konvergenzwetterlagen wird eine gesteigerte Flugaktivität beobachtet (KADAR & SZENTKIPALYI 1992).

VAN HUIZEN (1979) findet in einer langjährigen Untersuchung auch Unterschiede im Flugverhalten bei Arten mit verschiedener Fortpflanzungsperiodik. Frühjahrsbrüter zeigen ihre Hauptflugaktivität im Frühjahr um die Mittagszeit, Herbstbrüter dagegen später im Jahr und in der Dämmerung. Bei streng nachtaktiven Tieren erfolgt ein Flug am Tag höchstens ausnahmsweise. Die Zahl der Tage, an welchen die Tiere fliegen, variiert von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit vom Wetter. Auch trüchtige Weibchen (mit Eiern in allen Entwicklungsstadien) und Weibchen, die bereits Eier abgelegt haben, fliegen. 80 % der in Fensterfallen gefundenen Weibchen waren bereits fortpflanzungsfähig, während manche mit sich entwickelnden oder ablegebereiten Eiern flogen.

Tab. 3.1. Anteil flugfähiger (macropter, **m**), bedingt flugfähiger (dimorph, **d**) und flugunfähiger (brachypter, **b**) Laufkäferarten auf unterschiedlich stark isolierten Flächen der Stadt

Fläche	m	d	b	Fläche	m	d	b
vollständig isoliert				Stadtrandbereich			
A	17	4	0	TB	20	5	5
BB	23	8	0	TC	20	6	3
EC	11	4	0	V	21	10	3
EZ	6	0	0				
KA	12	1	1				
RB	30	13	1				
unvollständig isoliert				Referenzfläche			
JA	13	5	2	ZA	25	10	1
JB	13	5	1	ZB	21		1
JC	8	4	1	ZE	25	15	3
JD	9	5	1	ZF	12	0	0
L	13	3	3				
QC	18	9	1				
QD	23	11	1				
RC	7	4	1				
WA	39	15	2				
WB	40	13	4				

Bei potentiell flugfähigen Carabiden sind macroptere (geflügelte) von dimorphen Arten zu unterscheiden (vergl. Tab. 3.2). Dimorphe Arten können Populationen mit geflügelten und ungeflügelten Exemplaren hervorbringen. Bei einigen Arten gibt es dabei Übergangsformen (Polymorphismus). Die Steuerung der Ausbildung von Flügeln und Flugmuskulatur ist ein komplizierter Prozeß. Detaillierte Untersuchungen liegen diesbezüglich von AUKEMA (1986, 1987, 1995) über den Artenkomplex *Calathus melanocephalus* vor. Die beiden (auch im urbanen Raum weit verbreiteten) Arten *C. melanocephalus* und *C. cinctus* sind dimorph. Sie zeigen jedoch Unterschiede im Verhältnis von geflügelten Exemplaren zu Exemplaren mit reduzierten Flügeln. Der Flügeldimorphismus beider Arten ist genetisch determiniert und wird über einen einfachen mendelschen Mechanismus (brachypter dominant gegenüber macropter, AUKEMA 1995) gesteuert. Bei *C. cinctus* ist der langflügelige Genotyp immer expressiv, während die Expression bei *C. melanocephalus* unter Umweltkontrolle steht. AUKEMA (1990) zeigt, daß zumindest Temperatur und Nahrungsverfügbarkeit Einfluß auf die Expression des langflügeligen Genotypes haben. Die Vorzugstemperatur der Art (relative hohe Temperaturen unter natürlichen Verhältnissen) und ein gutes Futterangebot resultieren in einer höheren Anzahl langflügeliger Individuen verglichen mit niedrigeren Temperaturen und schlechtem Nahrungsangebot. Die Frequenz der verschiedenen Flügelmorphen in Populationen dimorpher Arten kann auch durch Unterschiede in der Fitness zwischen lang- und kurzflügeligen Individuen beeinflußt sein. Nach AUKEMA (1991) haben Eiproduktion, Eiablageperiode, Entwicklungszeit und Wachstumsrate einen solchen Einfluß. Bei beiden *Calathus*-Arten

zeigen langflügelige Weibchen eine signifikant höhere Eiproduktion als Exemplare mit reduzierten Flügeln. Sie bilden auch über einen längeren Zeitraum Eier aus. Entwicklungszeit und Wachstumsrate des langflügeligen Genotypes von *C. melanocephalus* werden stark durch die Futterverfügbarkeit beeinflusst. Mit besserem Futterangebot entwickeln sich die Tiere schneller und in kürzerer Zeit. Langflügelige Individuen beider Geschlechter entwickeln sich schneller und werden schwerer als solche mit reduzierten Flügeln. Diese Ergebnisse werden von NELEMANS (1987) bestätigt. Er fand bei *N. brevicollis* die Flügelmuskulatur nur ausgebildet, wenn das letzte Larvenstadium unter optimalen Nahrungs-, Lichtphase- (d.h. im Kurztag) und Temperaturbedingungen aufwuchs. Da der Flug von *Nebria* im Freiland äußerst selten zu beobachten ist, wurde geschlußfolgert, daß optimale Bedingungen eine Seltenheit sind. Dennoch hat diese Art eine glänzende Populationsentwicklung in urbanen Lebensräumen. Nach DESENDER et al. (1986) haben Carabiden bei der Flügelausbildung einen z. T. ausgeprägten Sexualdimorphismus. Weibchen sind in der Regel größer, haben aber kleinere Flügel.

Unter Laborbedingungen (AUKEMA 1995) bildeten alle langflügeligen Individuen der *Calathus*-Arten *C. melanocephalus*, *C. mollis* und *C. cinctus* eine funktionelle Flügelmuskulatur aus. Der gleiche Autor beobachtete jedoch nur *C. cinctus* beim Flug unter natürlichen Bedingungen. Der Abbau und eine nachfolgende Resorption der Flugmuskulatur wurde in der Periode vor der Eiablage beobachtet. Eine Rückbildung der Flügelmuskulatur ist nicht auf dimorphe Arten beschränkt, sondern kann auch bei macropteren Arten auftreten, so daß auch diese nicht jederzeit flugfähig sind.

Flügelreduktion wird bei Arten vermutet, die geeignete Habitate mit geringer Heterogenität, sowohl in räumlicher als auch in zeitlicher Hinsicht, bewohnen (SOUTHWOOD 1977). DEN BOER (1990) verweist darauf, daß in isolierten Lokalpopulationen Selektion gegen Dispersion wirkt. Dispersion führt längerfristig zu einer Abnahme (Aussterben) der Lokalpopulation, weil anzunehmen ist, daß weniger Tiere einwandern als auswandern. Durch die Instabilität dieser beiden Faktoren wirkt die Selektion in stabilen Habitaten gegen die Dispersionsfähigkeit (Flügelreduktion!). Das heißt, makroptere Individuen sind in der Lage, neu entstandene Habitate zu besiedeln und zu einer Verringerung des Aussterberisikos der Metapopulation beizutragen. In stabilen Habitaten sind die macropteren Individuen jedoch benachteiligt, da sie genetisch unterlegen sind, ihre Migrationsrate höher ist und damit der Anteil makropterer Individuen kontinuierlich abnimmt.

Flügelausbildung, Dispersionsfähigkeit und Emigration kann als feed back gesteuerter Prozeß, der die Neugründung und deren Schutz vor dem Aussterben umschließt, angesehen werden. Nach DEN BOER (1990) wird die Hälfte der lebenden Carabidenarten von solchen populationsökologischen Mechanismen gesteuert, z.T. von Arten, die schon lange stabile Habitate bewohnen. Unterschiede im Flugpotential sind nach AUKEMA (1995) mit Entwicklungsperiodik der Arten und Habitatselektion eng verbunden. In einem von AUKEMA bearbeiteten holländischen Untersuchungsgebiet besiedelt *Calathus cinctus* temporäre Habitate, *C. melanocephalus* vorwiegend stabile Habitate. Diese Feststellung trifft für den urbanen Raum von Leipzig nicht zu. Hier ist *C. melanocephalus* weiter verbreitet und in fast allen Habitaten anzutreffen, *C. cinctus* (in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus Holland) dagegen in größerer Anzahl nur auf den neu entstandenen Flächen RB und QD (dies entspricht natürlich instabilen Habitaten im Freiland).

Daraus folgt indirekt, daß flügeldimorphe Arten wahrscheinlich erst in historisch kurzer Zeit eingewandert sind. Dies korrespondiert gut mit der Annahme, daß offene, schnell sukzessierende Flächen erst vor kurzer Zeit besiedelt wurden (Kapitel 3.1), da unsere Region ursprünglich bewaldet war. Entgegen früheren Vermutungen, zeigen bei polymorphen Arten macroptere Individuen eine höhere Fitness und sind für Populationsneugründungen geeignet.

Tab. 3.2. Flügelausbildung der in Leipzig nachgewiesenen Laufkäfer (ergänzt nach DEN BOER 1977)

Brachypter	Macropter	
<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>Agonum marginatum</i>	<i>Dromius melanocephalus</i>
<i>Abax parallelus</i>	<i>Agonum moestum</i>	<i>Dromius notatus</i>
<i>Calathus micropterus</i> (<i>Calathus piceus</i>)	<i>Agonum muelleri</i>	<i>Dromius quadrimaculatus</i>
<i>Carabus coriaceus</i>	<i>Amara aenea</i>	<i>Dromius sigma</i>
(<i>Carabus granulatus</i>)	<i>Amara apricaria</i>	<i>Harpalus affinis</i>
<i>Carabus nemoralis</i>	<i>Amara aulica</i>	<i>Harpalus anxius</i>
<i>Cychrus caraboides</i>	<i>Amara bifrons</i>	<i>Harpalus atratus</i>
<i>Licinus depressus</i>	<i>Amara communis</i>	<i>Harpalus distinguendus</i>
<i>Patrobus atrorufus</i>	<i>Amara consularis</i>	<i>Harpalus latus</i>
? <i>Stomis pumicatus</i>	<i>Amara convexior</i>	<i>Harpalus melancholicus</i>
<i>Trechus microblemus</i>	<i>Amara convexiuscula</i>	<i>Harpalus pumilus</i>
	<i>Amara curta</i>	<i>Harpalus rubripes</i>
	<i>Amara equestris</i>	<i>Harpalus servus</i>
	<i>Amara eurynota</i>	<i>Harpalus tardus</i>
	<i>Amara familiaris</i>	<i>Leistus ferrugineus</i>
	<i>Amara ingenus</i>	<i>Leistus rufescens</i>
	<i>Amara lunicollis</i>	<i>Leistus rufomarginatus</i>
	<i>Amara majuscula</i>	<i>Loricera pilicornis</i> .
	<i>Amara municipalis</i>	(<i>Nebria brevicollis</i>)
	<i>Amara ovata</i>	<i>Notiophilus rufipes</i>
	<i>Amara plebeja</i>	<i>Oodes helopioides</i>
	<i>Amara similata</i>	<i>Ophonus puncticollis</i>
	<i>Amara tibialis</i>	<i>Ophonus rufibarbis</i>
	<i>Anisodactylus binotatus</i>	<i>Ophonus rupicola</i>
	<i>Asaphidion curtum</i>	<i>Panagaeus bipustulatus</i>
	<i>Asaphidion flavipes</i>	<i>Platynus assimilis</i>
	<i>Asaphidion pallipes</i>	<i>Platynus dorsalis</i>
	<i>Badister bipustulatus</i>	<i>Platynus ruficornis</i>
	<i>Bembidion dentellum</i>	<i>Poecilus cupreus</i>
	<i>Bembidion femoratum</i>	<i>Poecilus versicolor</i>
	<i>Bembidion gilvipes</i>	<i>Pseudophonus rufipes</i>
	? <i>Bembidion obtusum</i>	? <i>Pterostichus niger</i>
	<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	<i>Pterostichus nigrata</i>
	? <i>Bembidion pygmaeum</i>	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>
	<i>Bembidion varium</i>	<i>Pterostichus vernalis</i>
		<i>Stenolophus mixtus</i>
		? <i>Trechus quadristriatus</i>
Dimorph		
<i>Bembidion guttula</i>		
<i>Bembidion lampros</i>		
<i>Bembidion properans</i>		
<i>Bembidion tetracolum</i>		
<i>Bradycellus collaris</i>		
<i>Bradycellus csikii</i>		
<i>Bradycellus verbascii</i>		
<i>Calathus ambiguus</i>		
<i>Calathus cinctus</i>		
<i>Calathus erratus</i>		
<i>Calathus fuscipes</i>		
<i>Calathus melanocephalus</i>		
<i>Calathus rotundatus</i>		
<i>Clivina fossor</i>		
<i>Dyschirius globosus</i>		
<i>Europhilus fuliginosus</i>		
<i>Masoreus wetterhalli</i>		
? <i>Microlestes maurus</i>		
? <i>Microlestes minutulus</i>		
<i>Notiophilus biguttatus</i>		
<i>Notiophilus germinyi</i>		
<i>Notiophilus palustris</i>		
<i>Olisthophus rotundatus</i>		
<i>Pterostichus diligens</i>		
<i>Pterostichus melanarius</i>		
<i>Pterostichus minor</i>		
<i>Pterostichus strenuus</i>		
<i>Syntomus foveatus</i>		
<i>Syntomus truncatellus</i>		
<i>Synuchus nivalis</i>		

An Populationen von stenotopen, ungeflügelten Arten (*Poecilus lepidus*, *Agonum ericeti*) wurde nachgewiesen, daß kleine isolierte Habitate zum Verschwinden der Arten führen müssen, auch wenn die Habitate als NSG erhalten bleiben (DEN BOER 1990). Praktisch ist dies in nachvollziehbaren Zeiträumen kaum nachweisbar, aber über die zunehmende Zahl an "0-year-samples" (Jahresfänge ohne Nachweis) wahrscheinlich zu machen. Dieser Mechanismus kann auch erklären, warum in zunehmend zergliederten und isolierten Auwaldgebieten inner- und außerhalb des Leipziger Raumes charakteristische Auwaldarten fehlen.

Flugvermögen und hohe Fortpflanzungsraten werden als die wichtigsten Eigenschaften für Arten angesehen, die in der Lage sind, neue und instabile Habitate (wie sie in urbanen Räumen typisch sind) zu besiedeln.

Die Besiedlung von urbanen Räumen durch Carabiden erfolgt demnach zum Teil zufällig durch ungerichteten Flug von Arten. In unseren Untersuchungen wurde jedoch auch eine Besiedlung innerstädtischer Biotope durch Einwanderung "zu Fuß" nachgewiesen. Dies betrifft zum einen *Carabus nemoralis*, der selbst isolierte Flächen im Stadtzentrum (z.B. KA) bewohnt und "zu Fuß" dorthin gelangt sein muß. Zum anderen erfolgt eine Einwanderung in die Stadt entlang von Verkehrswegen (z.B. Straßen, Schienensträngen). So wurde *Olisthopus rotundatus* außerhalb und innerhalb des urbanen Raums von Leipzig (nur) an Straßen- und Eisenbahnböschungen gefunden. Ähnliches trifft für den brachypteren *Licinus depressus* zu. Er kommt auch im Auwaldrandgebiet vor und darüber hinaus wurde er im urbanen Raum in Hecken entlang von Eisenbahnböschungen nachgewiesen. Die Bedeutung von Verkehrswegen und Verkehrsgrün für die urbane Fauna und die Ausbreitungsmöglichkeiten von Tieren wird kontrovers diskutiert.

Einer möglichen Ausbreitung entlang von Verkehrswegen steht der Barriere-Effekt beim Überqueren der Wege gegenüber.

Untersuchungen an *Abax parallelepipedus* ergaben, daß eine Straße die Population effektiv isoliert. Bei 742 Wiederfängen (recaptures) gab es nur 1 Straßenüberquerung (MADER 1984)! Die Laufgeschwindigkeit dieses Käfers betrug in der Untersuchung 5.8 m/min, die durchschnittliche Wiederfangdistanz 30 m (siehe dazu Abb. 3.1). Stenotope Waldbewohner überquerten die Straße nicht nachweisbar oder in sehr geringer Zahl (*P. oblongopunctatus*, *A. parallelus*). Von tagaktiven *Amara*-Arten liefen bis zu 37,9% der Individuen auf die Straße, von nachtaktiven *P. melanarius* nur 18-23,5%. Straßen und Schienenstränge scheinen eine Längsausbreitung zu fördern, aber eine Überquerung zu hemmen. Der Hemmungseffekt hängt von der Dispersionsfähigkeit ab (vergl. Abb. 3.1, 3.2). Als Gründe für den Barriere-Effekt führt MADER (1984, 1987) an:

- deutlicher Bruch des Mikroklima-Verlaufs zwischen Verkehrsbegleitgrün und Verkehrsweg, Verkehrswege sind mikroklimatische Extremstandorte,
- breites Band von Emissionen (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe, Stickoxide, Schwefeldioxid, Öl, Ruß, Asbest), Erschütterungs- und Lärmbelästigung,
- Zone von Umweltinstabilitäten,
- starke Abweichung im Substrat (Untergrund) von benachbarten Biotopen,
- hohe Verunglückungsgefahr (= Senkung der Wahrscheinlichkeit des Wiederfanges),
- Änderung der Lichtverhältnisse (für Waldbewohner von großer Bedeutung.)

Neben der Barriere-Wirkung von Verkehrswegen hinsichtlich einer vertikalen Überbrückung für flugunfähige Tiere ist auch die Ausbreitung entlang des Verkehrsbegleitgrüns genau wie die Ausbreitung innerhalb eines Biotopverbundnetzes limitiert. Einerseits ist die Korridorfunktion aufgrund der geringen Breite der Flächen für manche Biotoptypen unwirksam (siehe dazu das von VERMEULEN & OPSTEEG, 1993 entwickelte Modell). Ein noch wesentlicherer Punkt ist die Art der Vernetzung. Schon seit langem ist bekannt, daß selbst benachbart liegende Grünflächen im urbanen Bereich meist wenig Beziehung zueinander hinsichtlich des Artenspektrums besitzen (siehe z.B. ARNDT & RICHTER i.D.).

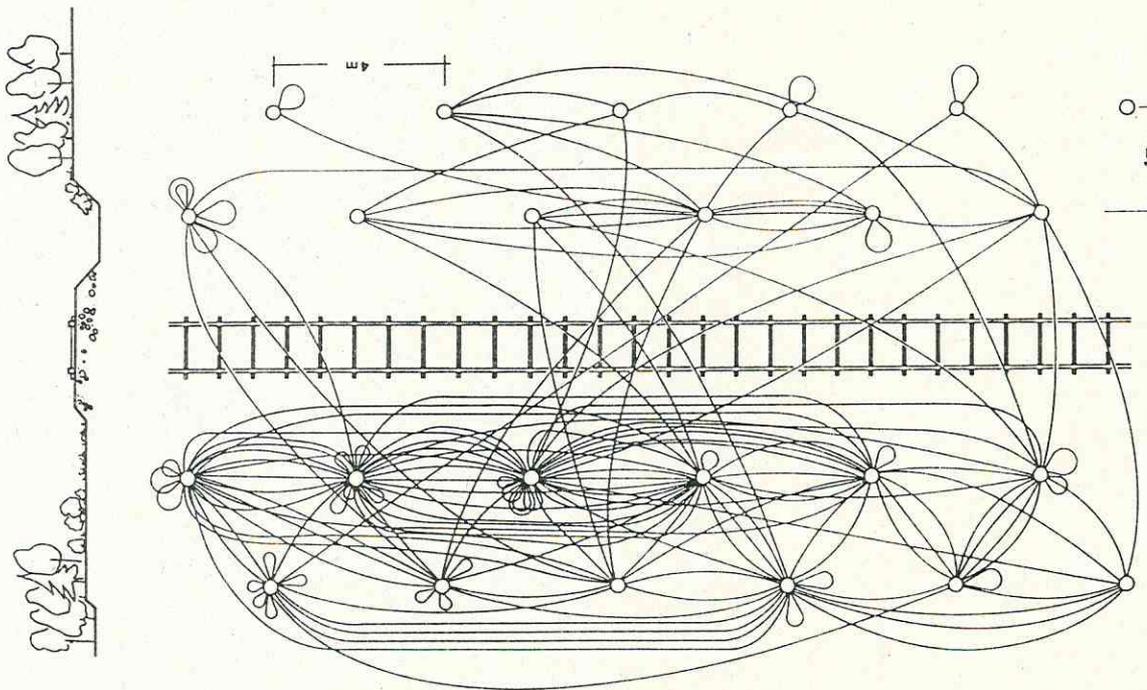


Abb. 3.2 Mobilitätsdiagramm von verschiedenen Laufkäfern (Carabidae) entlang eines Schienenwegs (die Bewegungen wurden anhand von mark-recapture-Fängen ermittelt; aus MADER et al. 1990)

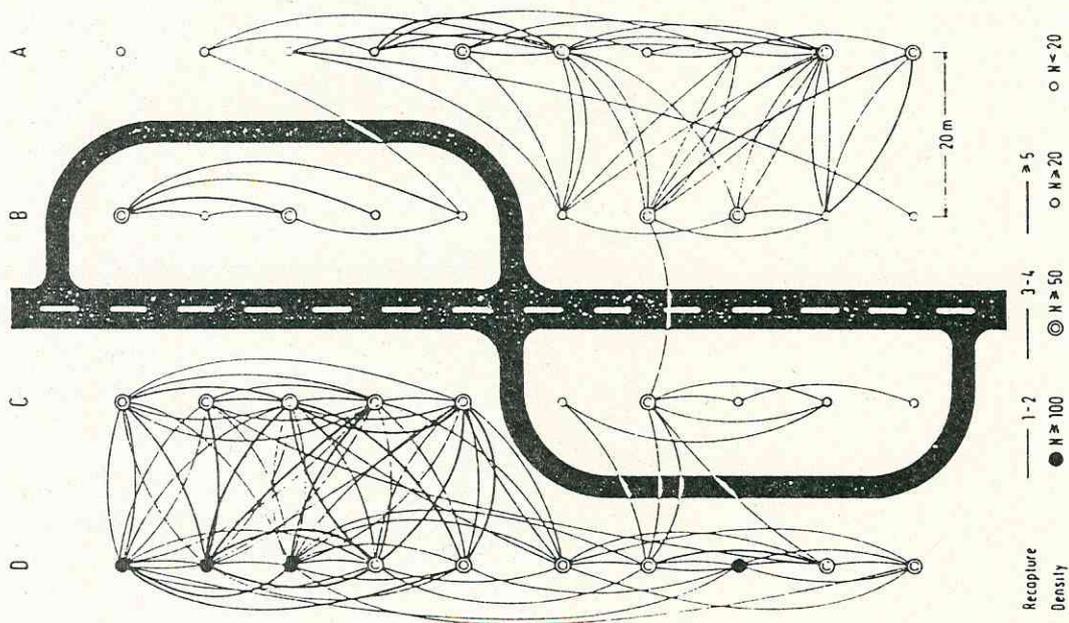


Abb. 3.1. Mobilitätsdiagramm, errechnet aus mark-recapture-Fängen von *Abax parallelepipedus* an einer Straße (aus MADER 1984).

Abb. 3.3 zeigt ein solches Beispiel aus den aktuellen Untersuchungen. Die Clustering verschiedener Untersuchungsflächen (QA: degenerierter, kleinflächig isolierter Auwaldteil an der Straße; QB: ruderales Straßenbegleitgrün nahe QA in Nordost-Lage; QC: Hecke; QD: ruderales Straßenbegleitgrün in Südwest-Lage, nur durch einen 2m breiten Fußweg von QC entfernt, beide Flächen in Nähe QA/QB; RB: ruderales Baulücke, nicht in Nähe der Q-Flächen) zeigt, daß selbst benachbart liegende Flächen deutlich voneinander abweichen. Die Rarefaction-Berechnung (Abb. 3.4) macht deutlich, daß das Heckenbiotop QC ganzjährig einem hohen Arten turnover unterliegt. Es findet ständig eine Ein- und Auswanderung von Arten in vergleichsweise geringer Individuenzahl statt. Auf dem unmittelbar benachbarten Begleitgrünstreifen wandern in hoher Individuenzahl Arten ein, die von anderen Ruderal- und Straßenbegleitgrünflächen (wie beispielsweise RB), aber nicht aus der Hecke stammen können. Aus diesen Daten ist zu folgern, daß ruderales Verkehrsleitgrün die Ausbreitung mobiler Arten zwischen verschiedenen Ruderalflächen aller Art unterstützt (vergl. Kapitel 5), jedoch ein Biotopverbundsystem, daß aus verschiedenen Biototypen besteht, wirkungslos bleibt.

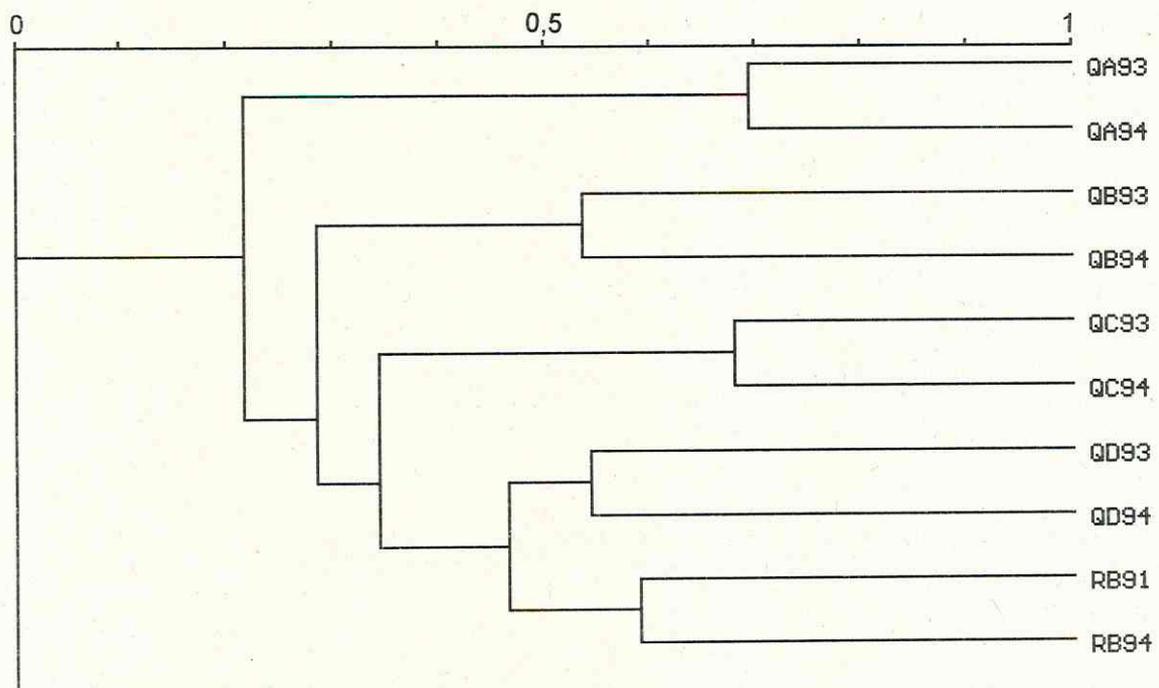


Abb. 3.3. Ähnlichkeitsdiagramm von ruderalen Standorten in Leipzig-Süd, dargestellt durch Clustering des Renkonen-Index von Carabidenfängen (UPGMA).

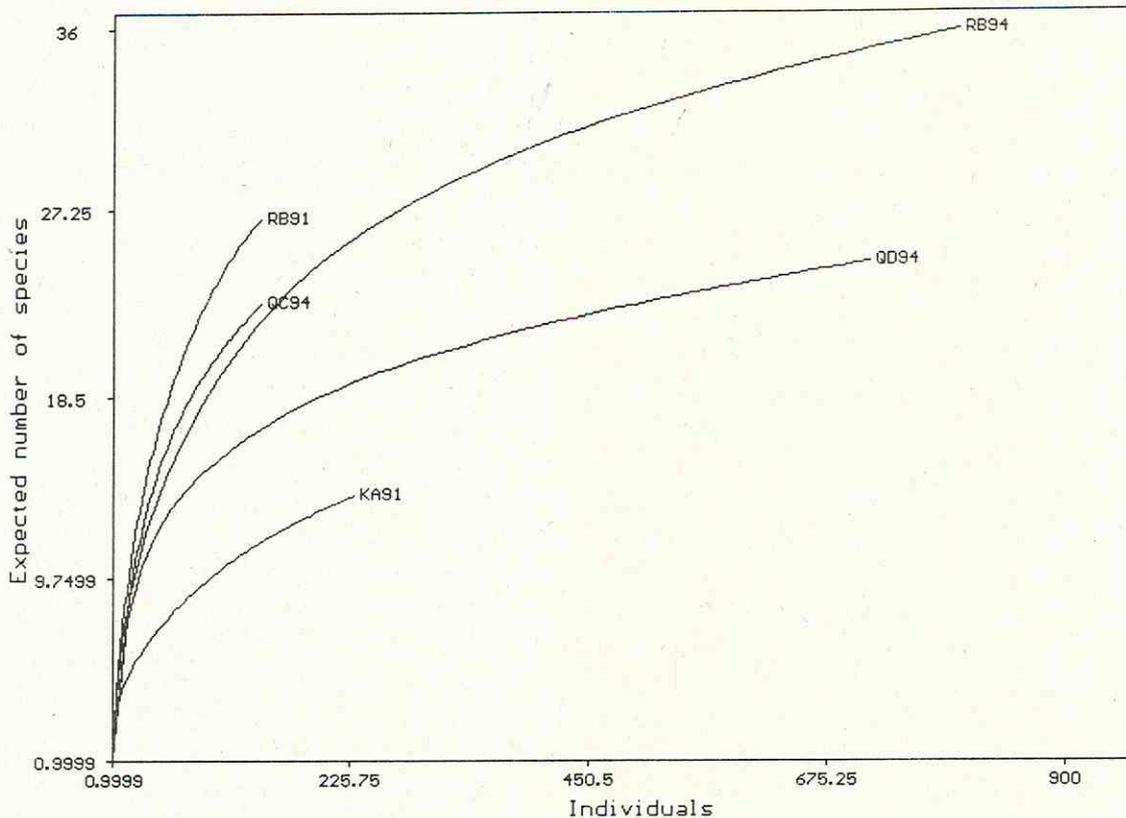


Abb. 3.4. Rarefaction-Analyse von Carabidenfängen (Individuenfrequenz-Kurve nach Hurlbert) ruderaler Grünflächen in Leipzig-Süd.

3.3. Ablauf natürlicher Sukzessionen und jahreszeitliche Entwicklung

Urbane Grünflächen, wie Rasen, Hecken, Restwälder u.a. werden häufig durch menschlichen Einfluß (z.B. Säuberung, Mahd, forstwirtschaftliche Eingriffe) in einem künstlich stabilen Zustand gehalten. Spontane Sukzessionen, d.h. eine zeitliche Entwicklung des Arteninventars der Biotope sind nur auf brachliegenden und ruderalen Flächen zu beobachten. Eine Untersuchung der Sukzession dieser Biotope ist jedoch aus mehreren Gründen von Interesse: (1) urbane Grünflächen haben Modellcharakter, ihre Entwicklung läßt sich zeitlich bestimmen, die Untersuchungsflächen sind räumlich eng begrenzt; (2) anhand spontaner Sukzessionen läßt sich untersuchen, welche Entwicklung urbane Räume nehmen, wenn der Energieeintrag in das System durch den Menschen wegfällt.

Unsere Ergebnisse bestätigten, daß Carabiden eine geeignete Modelltiergruppe zur Untersuchung von Sukzessionen auf urbanen Grünflächen sind. Es konnten spontane Sukzessionen auf einer Mülldeponie (WA, WB) über einen Zeitraum von 16 Jahren, auf einer neu geschaffenen Verkehrsbegleitgrünfläche (QD) und einer isolierten, ruderalen Brache (RB) über 3 bzw. 4 Jahre hinweg verfolgt werden. QB und RB in der Innenstadt hatten den Charakter von Pionierstadien. Neben dem zeitlichen Verlauf von Sukzessionen, wurde darüber hinaus die Zonation, das räumliche Nebeneinander von Artengemeinschaften auf benachbarten Ruderalflächen, untersucht. Über die Untersuchung der Zonation lassen sich Aussagen über den wahrscheinlich weiteren zeitlichen Verlauf von Sukzessionen erzielen (siehe dazu Abb. 3.4, 3.5).

Die Pionierflächen QD und RB werden in Abb. 3.5 in ihrer zeitlichen Abfolge und darüber hinaus mit späteren Sukzessionsstadien auf isolierten urbanen Ruderalflächen verglichen.

Beide Pionierflächen sind untereinander in der Artenzusammensetzung ähnlicher, als im Vergleich mit den späten Sukzessionsstadien. Die Abbildung verdeutlicht bereits, daß sich die Artengemeinschaft QD von der Neuanlage der Fläche im Jahr 1993 bis zum Ende der Untersuchungszeit (Ende 1995) kaum verändert. Detaillierte Aussagen über die Struktur der Artengemeinschaft läßt die Rarefaction-Analyse zu (Abb. 3.6). Die Arten-Abundanz-Entwicklung ist in allen drei Untersuchungsjahren nahezu identisch. Der Untersuchungszeitraum von drei Jahren reichte nicht aus, um eine Sukzession festzustellen.

Ein anderes Bild vermittelt die Analyse der ruderalen Brache (RB, Abb. 3.4). Im Jahr 1991, zwei Jahre nach Entstehung der Fläche, ist der Arten-turnover auf der Fläche extrem hoch. Wenige Individuen einer vergleichsweise großen Anzahl von Arten erscheinen auf der Fläche. Die Erstbesiedlung ist ganz offenbar noch nicht abgeschlossen. Drei Jahre später (5 Jahre nach Entstehung der Fläche - die Vegetation des Standorts ist gegenüber 1991 nahezu unverändert!) ist die Artenzahl noch höher, aber der turnover deutlich niedriger. Eine Reihe von Arten lebt nun in hoher Individuenzahl auf der Fläche, die Arten-Abundanzkurve erreicht fast den Sättigungsbereich. Die Phase der Erstbesiedlung scheint abgeschlossen zu sein. Grundsätzliche Unterschiede zwischen QD und RB machen sich in der Besiedlungshistorie bemerkbar. QD ist, obwohl nur ca. 2 m breit, in der Längsausdehnung Richtung Innenstadt nicht isoliert, sondern Teil eines weitverzweigten ruderalen Straßenbegleitsystems. Diese Fläche wurde von benachbarten Standorten aus noch im Jahr der Entstehung mit einem vollständigen "Satz an Pionierarten" besiedelt. Möglicherweise waren auch einige Individuen in der verwendeten Muttererde enthalten. Im Herbst konnten bereits Larven (darunter *Amara bifrons* und *Calathus melanocephalus*, jedoch nur 3 Exemplare der häufigsten Art *Pseudophonus rufipes*), nachgewiesen werden. Alle drei Jahrgänge ähneln in der Arten-Abundanz-Entwicklung dem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium von RB (vergl. Abb. 3.6). Die Ergebnisse sind aus diesen Gründen nur bedingt aussagefähig. Die geringere Artenzahl im Vergleich zu RB kann auf den negativen Einfluß der stark befahrenen Straße und die geringe Flächenbreite zurückgeführt werden. Im Gegensatz zum Straßenbegleitgrün QD wird RB durch umgebende Gebäude weitgehend isoliert. Die Mehrheit der dort nachgewiesenen Arten muß von anderen Flächen anfliegen. Es konnte keine flugunfähige Art auf RB gefunden werden. *Asaphidion pallipes*, *Harpalus anxius* und *H. pumilus* (eine Art der Roten Liste in Sachsen, ARNDT & RICHTER 1996) konnten im Leipziger Raum *nur* auf dieser Fläche gefunden werden.

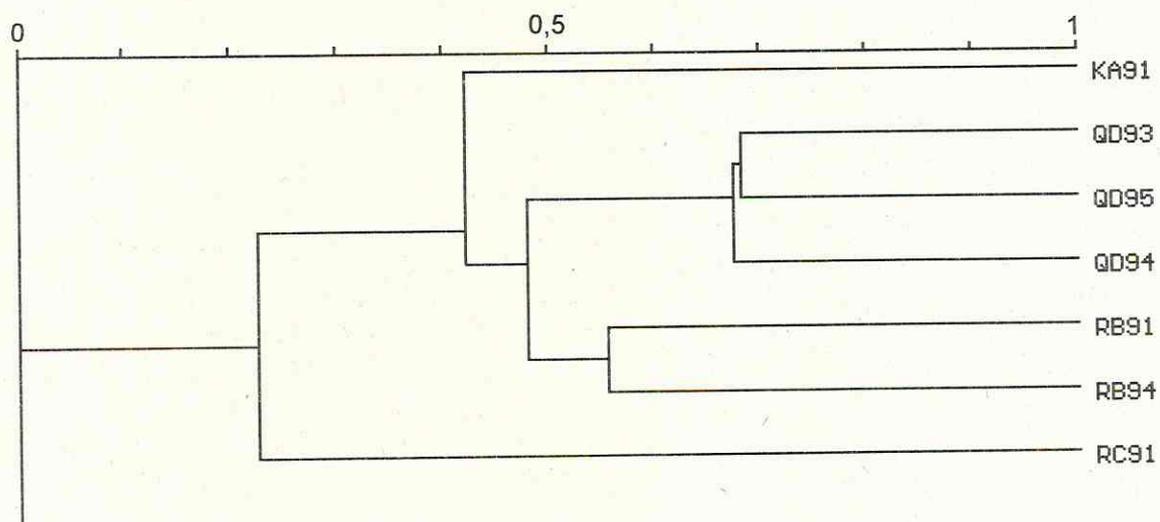


Abb. 3.5. Sukzession und Zonation von Laufkäfergemeinschaften (Carabidae) ruderaler Biotope in Leipzig dargestellt durch Clustering des Koeffizienten Kendall's Tau (UPGMA).

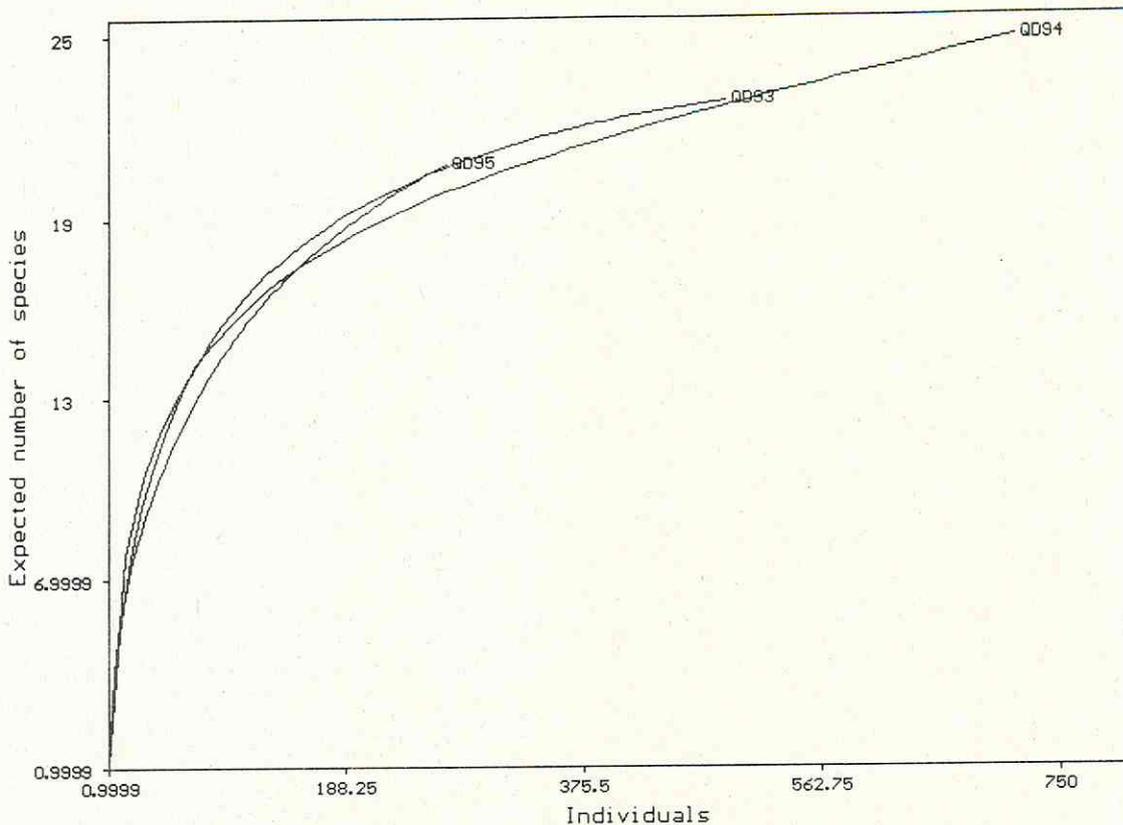


Abb. 3.6. Rarefaction-Analyse der Sukzession der Laufkäfergemeinschaft (Carabidae) eines ruderalen Straßenbegleitgrüns in Leipzig (Individuenfrequenzkurve nach Hurlbert).

Ältere Ruderalflächen konnten auf einer 20 ha großen Mülldeponie in Leipzig-Möckern, auf der zwischen 1950 und 1980 Hausmüll, Asche und Industrieabfälle verkippt wurden, untersucht werden. Die Fläche WA am Fuß des Müllbergs ist etwa 40 Jahre alt, die Fläche WB auf dem Plateau ca. 20 Jahre. Die letztere gehörte zu Beginn der Untersuchung im Jahr 1979 zum jüngsten Teil der Deponie. Beide Flächen liegen nur 40 m voneinander getrennt. Die Entwicklung der Artengemeinschaft beider Flächen verläuft von 1979 bis 1995 ähnlich, obwohl sie durch unterschiedliches Alter, Arteninventar und unterschiedliche Vegetation gekennzeichnet sind (Abb. 3.7). Wie aus diesen Ergebnissen deutlich wird, ist das Sukzessionsstadium von Ruderalflächen nicht notwendigerweise mit dem Alter der Fläche korreliert. Die Fläche WB verhält sich gegenwärtig im Arten-turnover und in den Strukturparametern der Artengemeinschaft bei Carabiden ähnlich wie eine wenige Jahre alte ruderale Pionierfläche (vergl. RB, Abb. 3.4), obwohl sich Vegetation und Arteninventar beider Flächen aufgrund der starken Eutrophierung von WB unterscheiden. Im gesamten Untersuchungszeitraum 1979-1995 war keine wesentliche Änderung der Vegetation der "Pionierfläche WB" festzustellen, obwohl nach Schließung der Deponie eine anthropogene Beeinflussung die Fläche ausblieb. Im gleichen Zeitraum veränderte sich der Charakter der älteren Fläche WA stark, der Standort wurde zunehmend von *Rubus* und *Sambucus* überwuchert. Hier kann der stetige Arten-turnover mit der zunehmenden Beschattung erklärt werden. GRUTTKE & WEIGMANN (1990) zeigen, daß bereits geringe Manipulationen (Veränderungen) auf urbanen Ruderalflächen enorme Verschiebungen im Dominanzspektrum von Laufkäfern nach sich ziehen. In einem Experiment wurde gezeigt, daß in von Pflanzenteilen freigelegten Habitaten die Abundanz von *Calathus fuscipes* und *Amara bifrons* anstieg, während sie von *C. melanocephalus* & *A. convexior* zurückging. Temperaturerhöhung wird als Ursache für die Abundanzsteigerung von *A. bifrons*, *A. municipalis* und *Harpalus rubripes* nach Entfernen der alten Pflanzenstengel genannt.

Die Untersuchung der Zonation (in Abb. 3.4 sind die Flächen RB und KA als Beispiele dargestellt, andere Untersuchungsflächen bestätigen diese Ergebnisse) läßt zwei verallgemeinernde Schlußfolgerungen über den Verlauf der Sukzession von Laufkäfergemeinschaften zu:

1. Es ändert sich die Zahl der auf der Sukzessionsfläche lebenden Arten. Im ersten Stadium und im späten Sukzessionsstadien ist die Artenzahl niedriger als im mittleren Stadium. Der Arten-turnover nimmt im Verlauf der Sukzession wahrscheinlich ab.
2. Es ändert sich das Arteninventar signifikant. Die zunächst durch Pionierarten dominierte Gemeinschaft wird durch eine Artengemeinschaft abgelöst, in der Arten eines höheren trophischen Niveaus überwiegen.

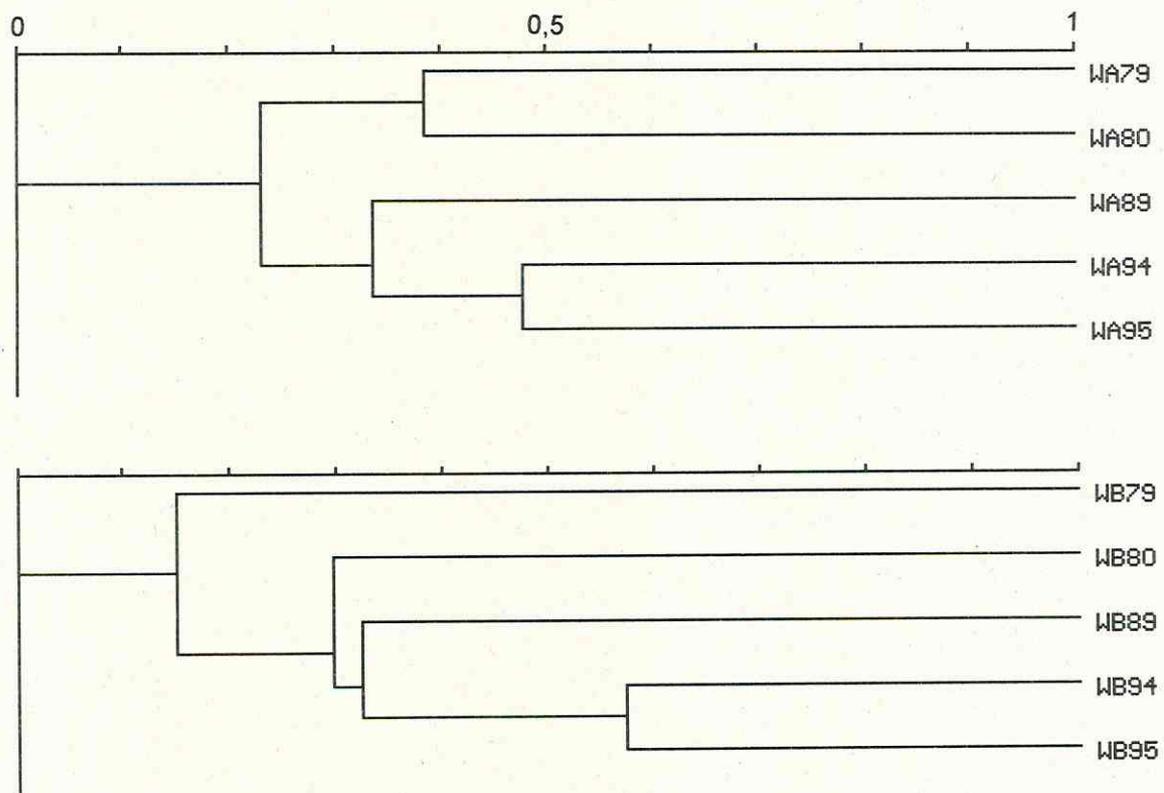


Abb. 3.7. Laufkäfergemeinschaften (Carabidae) auf Deponieflächen unterschiedlicher Sukzessionsstadien in Leipzig, dargestellt durch Clusterung des Koeffizienten Kendalls Tau (UPGMA).

Primäre Sukzessionsstadien urbaner Ruderalflächen werden von einer vergleichsweise hohen Artenzahl an Laufkäfern besiedelt. Im folgenden sollen die Arten näher betrachtet werden, die als dominante oder eudominante Vertreter die Struktur der Artengemeinschaften wesentlich prägen. 16 Carabidenarten waren auf mindestens einer urbanen Ruderalfläche dominant oder eudominant. Die Berechnungen der Nischenüberlappung dieser Arten erlauben Rückschlüsse auf die Zonation und die Veränderung der Artenzusammensetzung. Abb 3.8 zeigt die Ausbildung von drei Gruppen. Die erste Gruppe (*Amara aenea* bis *Pseudophonus rufipes*) umfaßt Arten, die auf Flächen im ersten Sukzessionsstadium dominieren. Sie können als Pionierarten von Laufkäfersukzessionen bezeichnet werden. Innerhalb dieser Gruppe gibt es Abstufungen: *P. rufipes*, *Harpalus affinis* und *Bembidion lampros* umfaßt die Gruppe "echter" Erstbesiedler, *Amara aenea*, *B. properans* und *Calathus cinctus* eher nachfolgende Arten. Alle Arten können als thermophil eingestuft werden und haben geringe Feuchtigkeitsansprüche (siehe dazu auch THIELE 1964). Keine der Arten ist hinsichtlich der Ernährung spezialisiert. Mit *Amara aenea*, *A. bifrons*, *Harpalus affinis* und *Pseudophonus rufipes* sind die in urbanen

Räumen 4 häufigsten Arten jedoch polyphag und in der Lage, sich rein pflanzlich zu ernähren. Auch die Larven können sich mit rein pflanzlicher Nahrung entwickeln. Diese dominanten Arten werden von weiteren *Amara*- und *Harpalus*-Arten, *Bradycellus* und *Syntomus* begleitet, die ähnliche ökologische Ansprüche haben, aber in urbanen Räumen weniger zahlreich auftreten.

Eine zweite Gruppe dominanter Arten umfaßt mit *Amara aulica*, *A. convexior*, *A. curta*, *Calathus melanocephalus* und *Harpalus tardus* mesophile Arten. Sie ist auf offenen, stark eutrophierten Standorten dominant. Diese Gruppe wird begleitet durch *A. convexiuscula*, *eurynota* und *ingenua*, die weniger stark, aber frequent auf den gleichen Flächen auftreten. Über die Nahrung dieser Arten ist wenig bekannt. *Amara*-Arten konnten im Labor mit nährstoffreicher Kost (Getreidesamen) rein pflanzlich gezogen werden, während *C. melanocephalus* sich in einer Studie von HENGEVELD (1980a) vorwiegend von Collembolen ernährte.

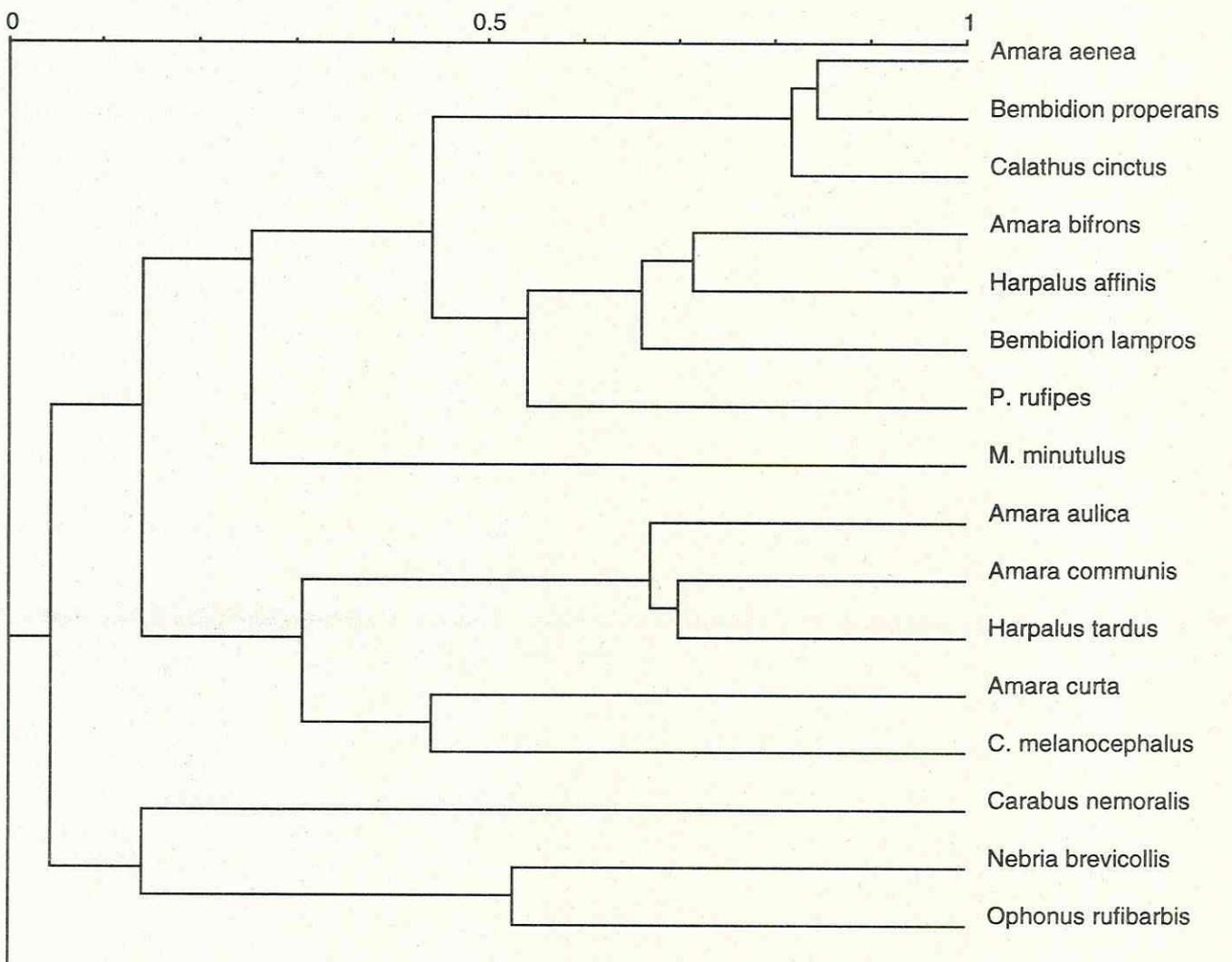


Abb. 3.8. Nischenüberlappung dominanter Laufkäferarten (Carabidae) auf urbanen Ruderalflächen, dargestellt durch Clusterung von Piankas Nischenüberlappungsindex (UPGMA).

Eine dritte, gut abgegrenzte Gruppe umfaßt die dominanten Arten *Ophonus rufibarbis* und *Nebria brevicollis*. Sie wird durch eine Reihe von *Notiophilus*- und *Leistus*-Arten, sowie von Arten aus der ersten Gruppe begleitet, die auf den betreffenden Flächen jedoch subdominant bis rezedent sind. Diese Artengemeinschaft prägt das späte Sukzessionsstadium. Sie ist

insbesondere durch eine Reihe von Arten charakterisiert, die sich auf die Ernährung von Collembolen spezialisiert haben. Struktur und Vegetation der betreffenden Flächen unterscheiden sich ebenfalls deutlich von den Standorten der ersten Gruppe. Büsche und Bäume schaffen ein anderes Mikroklima, die Laubstreu eine veränderte Oberflächenstruktur. Die ursprüngliche, spärliche ruderale Pioniervegetation ist einer z.T. dichteren Vegetation gewichen.

Die Analyse der strukturellen Unterschiede von Flächen unterschiedlicher Sukzessionsstadien wirft bereits die Frage nach der Ursache und des primären Antriebs von Carabiden-sukzessionen auf. HEITJOHAN (1974) zeigt anhand von Untersuchungen auf Sukzessionsflächen im Münsterland, daß das Mikroklima einen entscheidenden Einfluß auf die Besiedlung der Flächen durch Carabiden hat. Das Mikroklima wird wesentlich durch die Vegetation beeinflusst. Die Ausbildung der Vegetation wird wiederum durch Bodenbeschaffenheit und menschlichem Einfluß geprägt.

Im Verlauf der Sukzession von Laufkäfern kommt es nach unseren Ergebnissen zu einem Wechsel des trophischen Status der in der jeweiligen Artengemeinschaft dominanten Arten. In primären Sukzessionsstadien sind wenig spezialisierte, polyphage Arten dominant, deren Larvenentwicklung zum Teil durch pflanzliche Nahrung realisiert wird. In späteren Sukzessionsstadien nimmt der Anteil spezialisierter Arten zu. Die Gemeinschaften werden durch Arten charakterisiert, die sich im Larvenstadium vorwiegend von Collembolen ernähren.

Grundlage für diese Hypothesen bilden einerseits Arbeiten über Nahrungspräferenzen und Darminhalte bei Carabiden, andererseits Beobachtungsergebnisse aus eigenen Zuchten. HENGEVELD (1980b) unterscheidet drei trophische Gruppen (das untersuchte Artenspektrum entspricht etwa dem im urbanen Raum vorkommenden):

- Polyphage (Gattungen *Amara*, *Harpalus* u.a.)
- Oligophage (wenig polyphage Arten wie *Pterostichus strenuus*, *Platynus assimilis*)
- Spezialisten (collembolenfressende Gruppen)

Spezialisten sind dabei nicht Arten mit wenigen Nahrungskomponenten, sondern Arten, die ihre Beute selektieren.

Nach HENGEVELD (1980a) sind die Arten der Gattungen *Leistus*, *Loricera*, *Notiophilus*, sowie *Nebria brevicollis*, ferner auch *Bembidion lampros*, *Calathus melanocephalus* auf die Ernährung von Collembolen angewiesen. Die meisten Arten von *Amara*, *Carabus*, *Calathus* und die gesamte Harpalini-Verwandtschaft sind dagegen polyphag. Einige *Bembidion*-Arten ernähren sich vorwiegend von Dipteren-Larven (z.B. *B. laterale*). Die Ansprüche der Larven unterscheiden sich in mancher Hinsicht von den Adulten. Larven von *Leistus*, *Loricera*, *Nebria* und *Notiophilus* sind wie ihre Elterntiere spezialisierte Collembolenjäger, die spezifische Verhaltensmuster (siehe z.B. BAUER 1981, 1982, 1985 a,b) und morphologische Anpassungen (siehe ALTNER & BAUER 1982, ARNDT 1991) an ihre Beutetiere zeigen. *Bembidion lampros*- und *Calathus melanocephalus*-Larven gehören zu den unspezialisierten Predatoren. Die wenig spezialisierte Larve ermöglicht wahrscheinlich diesen beiden Arten auch Flächen in frühen Sukzessionsstadien zu besiedeln.

POLLET & DESENDER (1987) untersuchen ebenfalls eine Reihe von Offenlandarten hinsichtlich ihrer Nahrung (darunter *Agonum*, *Amara*, *Bembidion*, *Loricera*, *Nebria* und *Pterostichus*). Fast alle Arten bevorzugten Collembolen und/oder Nematoden. *Amara aenea* ist die am stärksten polyphage unter den untersuchten Arten. Collembolen (größter Anteil an den Nahrungsgruppen), 10 weitere Tiergruppen und pflanzliche Nahrung wurden bei ihr nachgewiesen. Auch *Agonum muelleri* ernährt sich in der Hauptsache von Collembolen und nimmt zusätzlich noch pflanzliche Nahrung auf. Adulte von *Loricera* verzehren neben Collembolen noch 12 weitere Tiergruppen. Der Anteil der Beutetiere in der Nahrung räuberischer Carabiden ist abhängig von ihrer Dichte am Fundort. Auf Milben (Acari) trifft

das jedoch nicht zu. Die Oberflächenaktivität der Beutetiere steht dagegen in keinem Zusammenhang zum Anteil an Carabidennahrung.

Bei der Betrachtung der dominanten Arten ist uns bewußt, daß ein Teil der Arten stets in geringer Individuenzahl auf ruderalen Flächen auftritt und deshalb auch als "Indikatorspecies" für spezifische mikroklimatische, trophische oder bodenkundliche Eigenschaften fungieren kann. Als mögliche Indikatorarten kommen nach unseren Ergebnissen folgende Arten in Betracht: *A. convexiuscula*, *A. curta* und *A. ingenua* für eutrophierte Standorte; *Stomis pumicatus* und *Trechoblemus micros* (möglicherweise) für starkes Vorkommen an Nagetieren. Ferner sind *Syntomus*, *Microlestes* und *Bradycellus*-Arten an vegetationsarme Freiflächen gebunden. *Ophonus*- und *Pseudophonus*-Arten treten in Verbindung mit typischer Pioniervegetation auf und wahrscheinlich ernähren sich die Larven vorwiegend von Grassamen. Weitere *Trechus*-Arten bewohnen Trümmerschuttgebiete, wo sie in der spezifischen Bodenstruktur optimale mikroklimatische Bedingungen finden. Die Larven von *Notiophilus* und *Leistus* sind wie die von *Nebria* auf die Ernährung von Collembolen spezialisiert und erscheinen nur dort, wo sie optimale Ernährungsbedingungen vorfinden.

Carabidensukzessionen wurden in urbanen Räumen erstmalig detailliert untersucht. Die Ergebnisse werden in wesentlichen Punkten durch vergleichbare Untersuchungen auf Halden und Rekultivierungsflächen von GOSPODAR (1981) und MADER (1986) bestätigt. GOSPODAR (1981) gibt nach einer Studie auf einer Trümmerschuttdeponie charakteristische Arten für Ruderalflächen mit und ohne Baumbestand an. Diese entsprechen in etwa dem frühen und spätem Sukzessionsstadium in unserem Sinn. *Amara aenea*, *A. aulica*, *A. bifrons*, *Bembidion properans*, *Bradycellus csikii*, *Harpalus affinis*, *Microlestes minutulus* und *Trechus quadristriatus* sind nach GOSPODAR (1981) Charakterarten von Ruderalflächen ohne Baumbestand, was sehr gut mit den dominanten Pionier-Arten unserer Untersuchungen korrespondiert. Als Charakterarten mit Baumbestand nennt er übereinstimmend mit unseren Befunden *Asaphidion flavipes*, *Badister bullatus*, *Notiophilus biguttatus* und *N. palustris*. Diese Arten besiedeln im urbanen Bereich nicht nur Ruderalflächen im späten Sukzessionsstadium, sondern auch Hecken, Parks und lichte Stadtwälder. Weitere von GOSPODAR (1981) aufgeführte Arten spielen in urbanen Räumen als dominante Arten keine Rolle oder sind spezifische Bewohner von eutrophen Deponieflächen (siehe oben), wie *Amara convexiuscula* und *A. ingenua*. MADER (1986) verfolgte in einer offengelassenen Braunkohlenmine die Carabidensukzessionen über einen Zeitraum von 15 Jahren. Die Pionierfauna wurde dort durch psammophile und thermophile Arten (*Trechus quadristriatus*, *Bembidion quadrimaculatum*, *B. femoratum*, *Asaphidion flavipes*, *Harpalus aeneus*, *Amara cursitans*, *A. fulva*, *Lionychus quadrillum*, *Calathus melanocephalus*, *Syntomus foveatus*) dominiert. Nach einer Übergangsphase konnte eine zweite Kolonisationsphase beobachtet werden (*Nebria brevicollis*, *Calathus fuscipes*, *C. ambiguus*, *C. erratus*, *C. melanocephalus*, *Amara aenea*, *Syntomus foveatus*), in deren Folge die voll geflügelten und psammophilen Arten zurückgingen. Zwei Arten (*Calathus melanocephalus*, *Syntomus foveatus*) waren für beide Kolonisationsstufen typisch. Sie gingen aber in der Zwischenphase bis auf Null zurück. Die Arten der zweiten Phase sind offenbar aus den umgebenden Aufforstungsgebieten eingewandert, die der ersten Phase können als echte Pionierarten gelten (MADER 1986). Obwohl diese Arbeit ganz andere ökologische Voraussetzungen der Untersuchungsflächen behandelt (sandige Gebiete, nicht isoliert durch urbane Einflüsse), wird auch hier ein Pionierstadium von einem späteren Stadium auf höheren trophischen Niveau unterschieden. In beiden Untersuchungen sind thermophile Arten wie z.B. *H. affinis* und *C. melanocephalus* im ersten Stadium und collembolenfressende Arten wie *N. brevicollis* im späteren Stadium gefunden worden.

4. Strukturmerkmale von Artengemeinschaften und ihre Abhängigkeit von Biotopeigenschaften

4.1. Struktur von Artengemeinschaften urbaner Grünflächen am Beispiel der Carabidae

Als Artengemeinschaft soll eine Gruppe von Arten verstanden werden, die zu einer bestimmten taxonomischen Einheit gehört (beispielsweise Familie Carabidae bzw. Familie Syrphidae), in einem Biotop gemeinsam vorkommt und sich deshalb vorhandene Ressourcen teilen muß.

Die Strukturmerkmale von Artengemeinschaften können - unabhängig vom Vorkommen einzelner Arten - Aufschluß über ökologische Zusammenhänge in urbanen Räumen geben. So stellte MÜLLER (1980) fest, daß innerhalb von Städten "r-Strategen" dominieren, während "K-Strategen" nur in größeren, weitgehend ungestörten Wald- oder Parkinseln innerhalb oder am Rande der Stadt auftreten. K-Strategen sind Tierarten, die durch vollständige Ausnutzung von Ressourcen nahe der Kapazitätsgrenze leben. Eine geringe Anzahl von Nachkommen, die (in der Regel) mit geringen Verlusten aufwachsen ist ein Merkmal für K-Strategen (SCHAEFER 1992). Dementgegen sind r-Strategen durch hohe Reproduktionsrate und eine zeitlich variable Populationsgröße, die sich außerhalb der Reproduktionszeit unter der Umweltkapazität befindet, ausgezeichnet. Für r-Strategen ist eine hohe Nachkommenzahl, rasche Entwicklung und kurze Lebensdauer charakteristisch.

Der Altersaufbau von Stadtpopulationen zeigt nach MÜLLER (1980) gegenüber von Stadtumlandpopulationen der gleichen Art eine Dominanz jüngerer Altersgruppen. Arten mit einjährigem Entwicklungszyklus und Geschlechtsreife dominieren. Es sind Abweichungen in der Geschlechterzusammensetzung von Populationen urbaner Räume gefunden worden (MÜLLER 1980, SUSTEK 1984). Während sich die Prüfung ökologischer Strategien und des Altersaufbaus von Populationen im urbanen Raum auf Wirbeltiere beschränkt, kann die Zusammensetzung der Geschlechter einzelner Arten in urbanen Räumen auch bei Wirbellosen, einschließlich der von uns betrachteten Modelltiergruppen, untersucht werden (siehe dazu Kapt. 5.1).

Einzelne Arten ("Kulturfolger", "Stadtarten") erreichen ihre höchsten Populationsdichten im urbanen Raum. Für dieses Phänomen gibt es zahlreiche Beispiele. Neben synanthropen Arten, Vorratsschädlingen und Parasiten können auch freilebende Arten wie Kellerassel (*Porcellio scaber*, ARNDT & MATTERN i.D.), Wanderratte (*Rattus norvegicus*), Amsel (*Turdus merula*) u.a. genannt werden. Auf isolierten Ruderalflächen wurden in Leipzig einige Arten gefunden, die in Mitteleuropa als vereinzelt vorkommend gelten. Der Werte für ihre Individuendominanz kann 70% überschreiten. Für die 1991 in Leipzig durchgeführten Untersuchungen können die Collembolenart *Hypogastrura sahlbergi* (auf ganz unterschiedlichen Abrißflächen) und der Kurzflügler *Falagria thoracica* (an einem ruderalen Bahndamm) genannt werden. Vergleichbare Ergebnisse aus anderen Untersuchungen liegen für die Laufkäferarten *Amara convexiuscula* und *Amara ingenua* (Mülldeponien) vor (ARNDT & PELLMANN i.D.).

Artenzahl, α -Diversität und Evenness sind wichtige Parameter zur Charakterisierung von Artengemeinschaften. Sie sollen im folgenden analysiert werden. Es ist zu erwarten, daß diese Parameter in Abhängigkeit von der Art des Biotops, seiner strukturellen Merkmale (Boden, Vegetation, Größe, Isolation usw.) und seiner Lage in der Stadt beträchtlich variieren.

4.1.1. Artenzahl, Individuenzahl und α -Diversität

Im folgenden werden die Strukturparameter der Artengemeinschaften von Carabiden verschiedener Stadt- und Referenzhabitats verglichen. Tab. 4.1 gibt einen Überblick über die berechneten Parameter aller untersuchten Flächen in der Stadt, Tab. 4.2 über die der Referenzflächen. Auf Grundlage dieser Werte ist es möglich, ökologische Zusammenhänge auf den untersuchten Flächen zu ermitteln und darzustellen (siehe Kapitel 4.2-4.4).

Ruderalflächen

Die höchsten Arten- und Individuenzahlen, sowie die höchsten α -Diversitätswerte urbaner Biotope findet man auf Ruderalflächen (siehe Tab. 4.1). Brachflächen (V) und Mülldeponien (WB, YC) können deutlich mehr als 30 Arten aufweisen. Auch ruderale Innenstadtfächen (BB, QD, RB) sind zum Teil sehr artenreich. Der Artenreichtum ruderaler Flächen führt bei mittlerem bis hohem Individuenreichtum zu hohen Diversitätswerten. Der oberste Bereich der α -Diversität liegt beim Hills-Index zwischen 9.0 und 13.6. Dieser Bereich wird ausschließlich auf Deponieflächen erreicht, welche sowohl von der Größe, als auch durch ihre Fauna und deren Ökologie im urbanen Raum eine Sonderstellung einnehmen.

Tab. 4.1 verdeutlicht jedoch auch eine extreme Heterogenität der Meßwerte auf den verschiedenen Ruderalflächen, die einen Vergleich sehr schwierig macht. Am Bayrischen Platz liegen bsw. neben BB mit hoher Artenzahl und mittlerer α -Diversität die Standorte BA und BC mit extrem geringen Werten. Die Heterogenität und Unübersichtlichkeit einzelner Meßwerte kann durch einen grafischen Vergleich verschiedener Strukturparameter, die Rarefaction-Analyse (Abb. 4.1, 4.2), aufgelöst werden. In Abb. 4.1 sind ruderale Standorte auf einer Mülldeponie (WB) und auf einer Brache (RB), sowie zwei benachbart liegende, kleine ruderale Verkehrsbegleitgrünflächen (QB, QD) dargestellt. Obwohl diese Flächen ganz verschiedenen Charakter haben, ist der Kurvenverlauf in der Rarefaction-Analyse homogener, als die einzelnen Parameter-Werte vermuten lassen. Allen Flächen gemeinsam ist der starke Anstieg und späte Sättigungsgrad im Kurvenverlauf. Das ist Ausdruck eines hohen Artenturnovers und einer hohen Artenzahl. Eine sehr viel geringere α -Diversität und ein damit viel flacherer Kurvenverlauf einzelner Ruderalflächen (z.B. BA, BC) sind auf besondere Standortbedingungen, wie sehr geringe Flächengröße, intensive Pflegemaßnahmen und den hohen Isolationsgrad zurückzuführen. Sie sollen in den folgenden Kapiteln näher untersucht werden. Das heißt, Ruderalflächen müssen sehr differenziert betrachtet werden, eine Generalisierung würde zwangsläufig zu falschen Aussagen führen.

Der Vergleich der urbanen Flächen mit den Referenzflächen (gleiche Berechnungsgrundlagen, Abb. 4.2) bestätigt, daß (a) die natürliche Ruderalfläche ZE bei deutlich höherer Artenzahl eine ähnliche Struktur der Artengemeinschaft besitzt wie die Stadtflächen und (b) Artengemeinschaften von Feldrändern (ZF) ebenfalls als Referenzflächen für urbane Ruderalbiotope in Frage kommen. Auch sie wird durch einen steilen Kurvenanstieg und eine späte Sättigungsphase charakterisiert. Die Artenzahl ist dort geringer und liegt im Bereich urbaner Ruderalflächen.

Hecken

Hecken im Stadtgebiet zeichnet sich durch mittlere Werte bei Arten- und Individuenzahlen, α -Diversität sowie Evenness aus. Sie unterscheiden sich deshalb von den untersuchten Referenzstandorten, die in den ermittelten Parametern teilweise sehr hohe Werte aufweisen und damit von Ruderalstandorten nicht zu trennen sind.

Wiederum ergibt die Rarefaction-Analyse eine bessere Vergleichsmöglichkeit der Stadtbotope mit den Referenzstandorten (Abb. 4.3). In dieser Darstellungsform wird deutlich, daß alle untersuchten Heckenstandorte sehr homogen sind. Der Referenzstandort ist bei der Intrapolation mit Stadtstandorten nahezu identisch. Der Verlauf aller dargestellten Kurven

bleibt bis in den oberen Bereich steil ansteigend, die Sättigungsphase wird nicht einmal andeutungsweise erreicht. Das heißt, in Heckenbiotopen herrscht ein ständiger Arten-turnover,

Tab. 4.1. Artenzahl [S], Individuenzahl [n], α -Diversität [Hills Index N_2] und Evenness [Alatalo-Index G] auf verschiedenen urbanen Grünflächen

Fläche	S	n	N_2	G	Fläche	S	n	N_2	G
Ruderalflächen					Hecken				
BA86	3	78	1.23	0.135	JA93	15	241	1.39	0.044
BB93	18	243	4.12	0.151	JA94	15	182	1.41	0.034
BB94	26	501	4.42	0.143	JB93	13	138	1.99	0.067
BB95	12	131	3.62	0.165	JB94	12	48	6.23	0.365
BC86	3	51	1.58	0.327	JC91	13	42	6.58	0.328
D86	3	7	2.33	0.522	QC93	18	124	4.75	0.248
EA86	7	24	3.60	0.361	QC94	23	145	6.78	0.172
EC95	15	92	4.81	0.164	QC95	10	69	2.07	0.086
EZ79	6	134	1.77	0.122	TB91	24	226	6.38	0.255
F91	15	67	5.76	0.251	TB92	18	88	8.96	0.422
GA86	4	6	3.00	0.489	TC91	26	251	6.55	0.184
GB93	18	323	5.26	0.326	TC92	17	89	7.55	0.373
GC86	10	40	6.67	0.450	Parkflächen				
GD81	13	53	5.19	0.277	A78	16	60	8.74	0.43
GE79	11	87	3.08	0.155	A79	13	65	5.00	0.316
GF81	17	95	4.06	0.109	A81	6	16	4.57	0.584
GH81	25	415	8.80	0.365	KB92	10	143	4.53	0.407
I86	9	25	2.91	0.134	M79	5	27	3.56	0.571
JD91	15	68	6.02	0.264	M81	8	137	1.47	0.089
KA91	14	236	3.94	0.359	O79	15	99	4.28	0.158
L91	19	145	5.36	0.248	O80	17	236	4.17	0.125
QB93	13	41	8.20	0.495	P79	18	261	6.36	0.354
QB94	20	85	5.06	0.158	P80	16	439	5.14	0.343
QB95	14	24	9.29	0.462	QA93	19	114	11.7	0.463
QD93	23	500	4.16	0.098	QA94	18	92	8.3	0.325
QD94	25	736	7.90	0.351	RA91	18	74	5.0	0.152
QD95	24	382	5.17	0.223	RA92	9	14	6.53	0.505
RB91	27	144	9.50	0.231	Auwald				
RB94	37	906	7.65	0.209	TA91	17	232	1.8	0.051
RC91	9	22	3.06	0.137	TA94	21	208	3.88	0.151
RC92	6	10	4.17	0.460	TD91	22	530	4.38	0.235
U91	13	46	6.87	0.411	TD92	19	191	5.89	0.332
U92	9	31	3.49	0.252	TE80	27	754	3.99	0.212
V91	34	271	5.05	0.132	TF80	28	338	3.06	0.089
V92	5	25	3.14	0.500	TG81	23	270	4.16	0.218
WA79	19	109	9.67	0.397					
WA80	15	55	9.48	0.467					
WA89	34	281	3.25	0.035					
WA94	20	143	6.88	0.261					
WA95	17	108	6.15	0.228					
WB79	13	54	7.71	0.481					
WB80	22	209	6.47	0.355					
WB89	33	684	6.26	0.154					
WB94	35	605	7.88	0.169					
WB95	29	261	6.30	0.184					
WC79	15	109	3.09	0.096					
WC80	13	114	3.04	0.120					
WC89	27	90	13.6	0.349					
YA94	29	146	10.8	0.306					
YB94	21	128	5.74	0.135					
YC80	39	676	7.73	0.181					

Tab. 4.2 Artenzahl [S], Individuenzahl [n], α -Diversität [Hills Index N_2] und Evenness [Alatalo-Index G] auf den Referenzstandorten

Fläche	S	n	N_2	G
Feldrand				
ZC92	24	248	7.78	0.269
ZF94	35	675	13.7	0.414
Hecke				
ZA92	36	784	5.87	0.184
ZB92	31	133	13.5	0.331
ZG	40	1024	6.15	0.241
Strukturreicher, feuchter Waldstreifen				
ZD94	34	144	14.4	0.291
Natürliche Ruderalfläche				
ZE94	43	1014	13.9	0.341

es findet eine ständige Ein- und Auswanderung von Carabiden statt, wie dies auch in nicht-urbanen Heckenbiotopen der Fall ist (GRUTTKE & KORNACKER 1995, Thiele 1964). Flachere Kurvenverläufe (bei den in Abb. 4.3 nicht dargestellten Flächen JA, JB, JC) ergibt die Berechnung der Heckenstandorte mit dichter Vegetation (z.B. dichte Schleiergesellschaften). Diese Flächen haben damit tendenziell Waldcharakter.

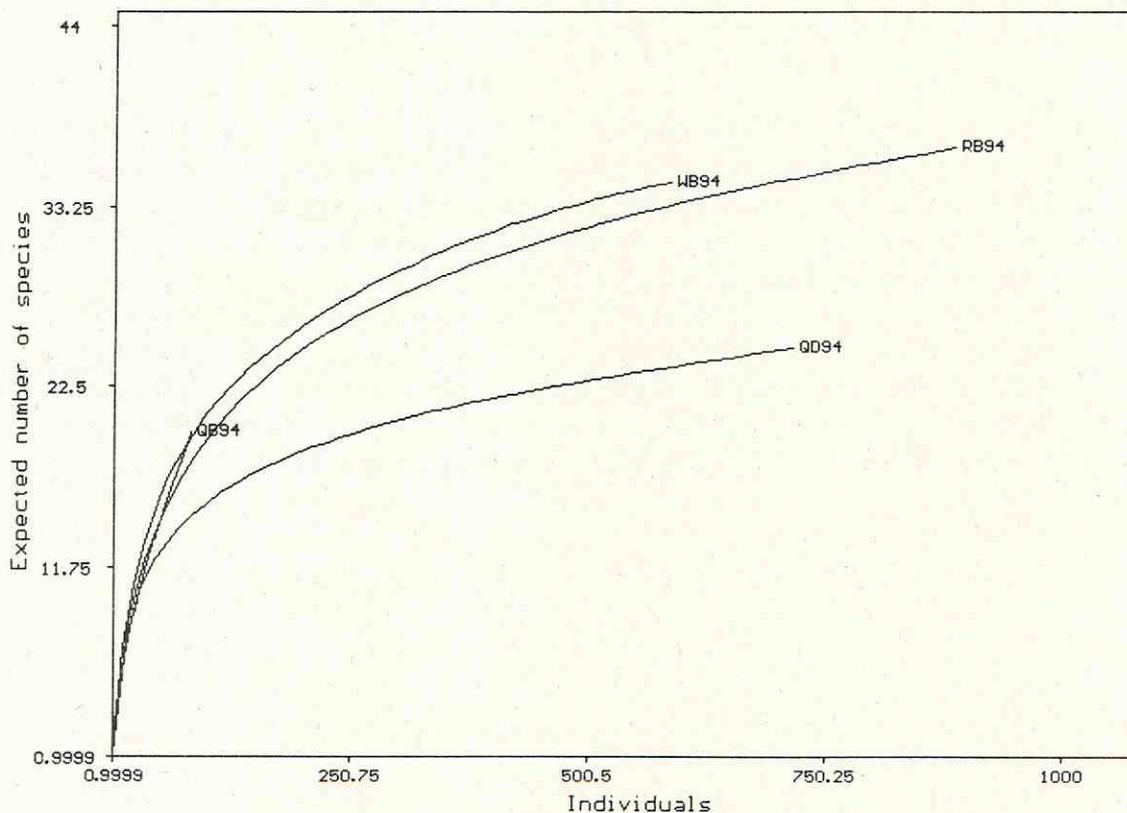


Abb. 4.1 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) verschiedener urbaner Ruderalflächen.

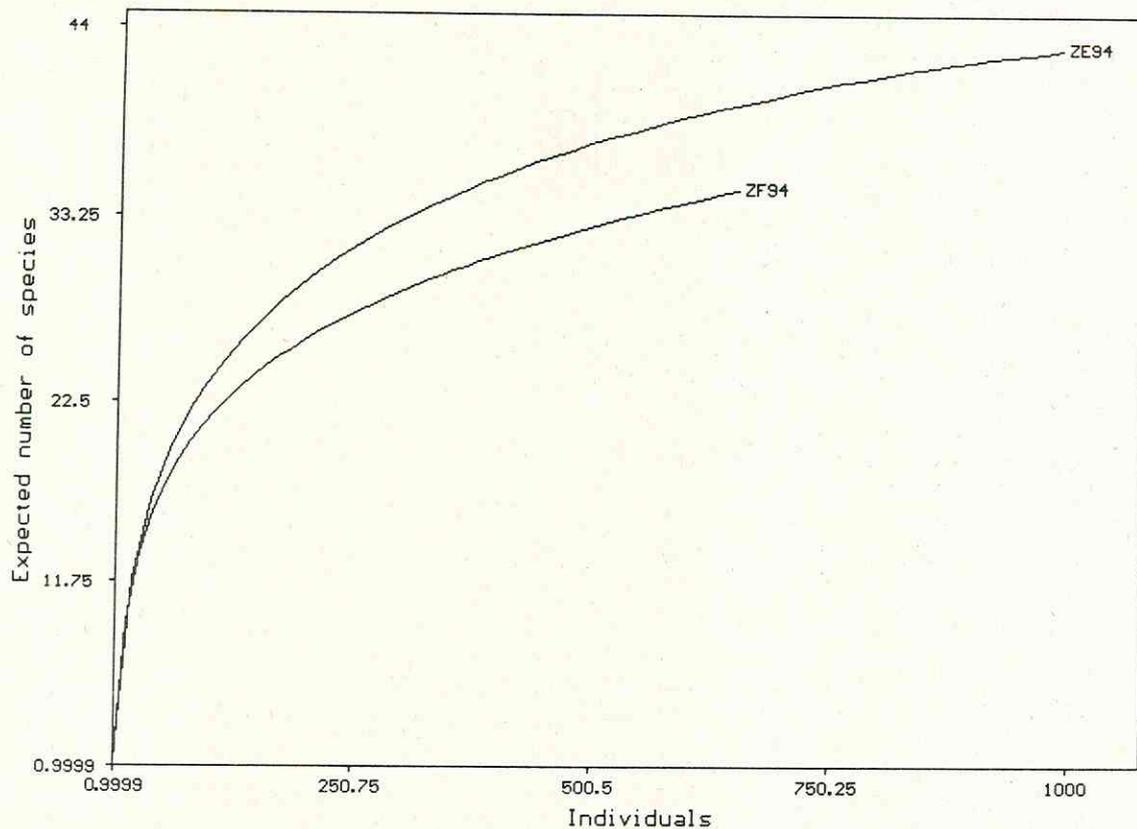


Abb. 4.2 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) ruderaler Referenzflächen.

Parkanlagen

Parkanlagen sind durch geringe Arten- und Individuenzahlen, mittlere α -Diversität und ausgeglichene Evenness gekennzeichnet. Sie sind damit im Gegensatz zu anderen Grünstrukturformen nicht nur im Erscheinungsbild, sondern auch hinsichtlich ihrer Meßwerte verhältnismäßig homogen. Dieses Phänomen ist nicht auf Leipzig beschränkt, sondern ein Merkmal städtischer Parks insgesamt (GILBERT 1994).

Diese Uniformität wird auch beim Vergleich der Rarefaction-Kurven (Abb. 4.4, Flächen O, P) deutlich. Stark gestörte Parkstandorte, sind jedoch durch extrem niedrige Artenzahl und stetigen Arten-turnover (Fläche M) oder durch ruderalisierten Charakter (Fläche A) gekennzeichnet. Ruderalisierte Parkanlagen weisen jedoch bei vergleichbarer Flächenausstattung (Größe, Vegetation, Böden usw.) eine viel geringere Arten- und Individuenzahl als ruderale Standorte auf.

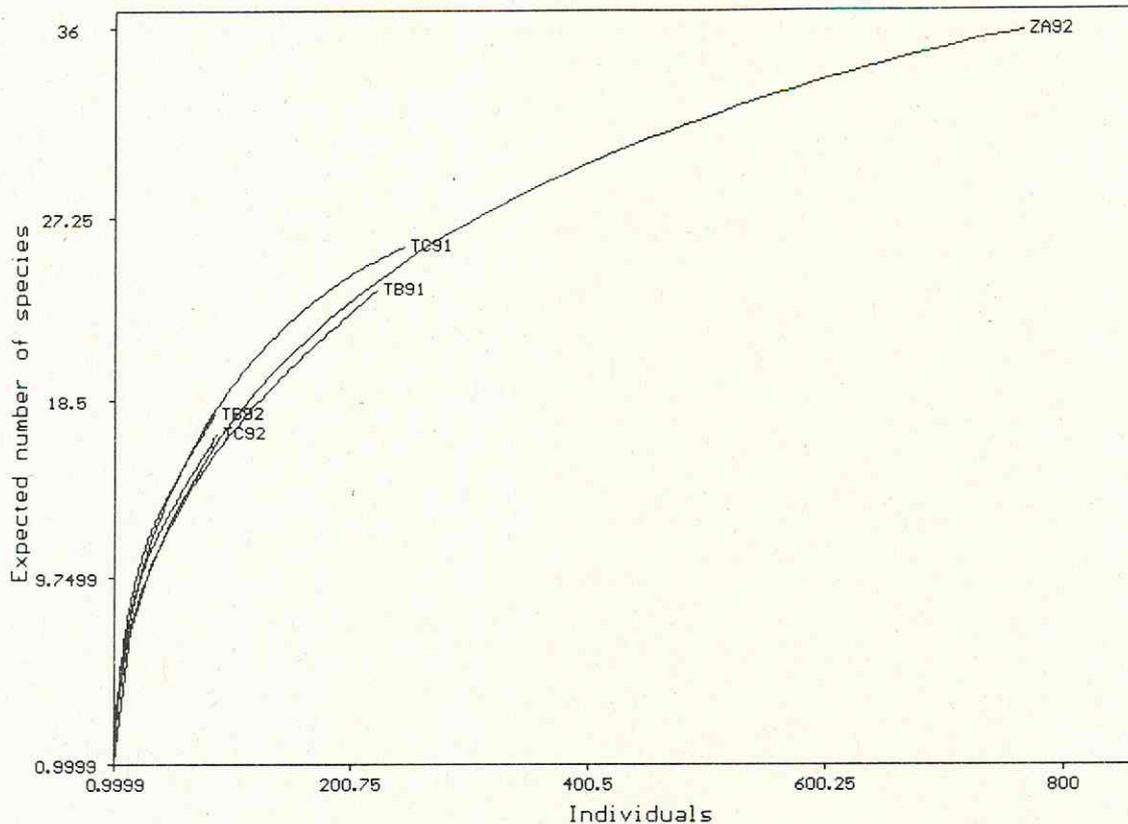


Abb. 4.3 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) in Heckenbiotopen der Innenstadt (TB, TC) und eines Referenzstandortes außerhalb des urbanen Bereichs (ZA).

Auwald

Die untersuchten Auwaldstandorte haben mittlere bis hohe Artenzahlen, mittlere Individuenzahlen und eine mittlere α -Diversität mit ausgeglichener Evenness. Die Rarefaction-Analyse zeigt, daß Auwaldstandorte erwartungsgemäß Parkanlagen ähneln, jedoch eine höhere Artenzahl und entgegen unseren Erwartungen durchgehend geringe Kurvensättigung haben. Ursprüngliche, unbeeinflusste Auwaldbiotope besitzen sehr stabilen Artengemeinschaften und eine bei Laufkäfern (Carabidae) vergleichsweise geringen Artenzahl. Die ungesättigten Kurvenverläufe (Abb. 4.5, 4.6) zeigen, daß in den untersuchten Waldstandorten ein stetiger Arten-turnover stattfindet und wir nicht mehr von "natürlichen Auwaldstandorten" sprechen können. Ferner zeigt die Rarefaction-Analyse, daß der feuchte Waldstreifen (ZD) nicht als Referenzstandort für Auwaldbiotope dienen kann, da Artenzahl und -turnover dort unverhältnismäßig hoch sind. Dieser Standort ist offenbar stark durch Arten, die aus benachbarten Wiesen und Feldern (z.B. zur Überwinterung) ein- und auswandern, beeinflusst.

Wiesen

Die berechneten ökologischen Parameter für die untersuchten städtischen Wiesen nehmen ähnliche Werte wie für Auwaldbiotope an. Wiesen und Auwald haben jedoch ganz unterschiedliche Artenspektren.

Gärten

Für Gärten können aufgrund der extremen Heterogenität der Flächen keine verallgemeinerten Werte angegeben werden. Diese Problematik wird im Kapt. 5 ausführlich diskutiert.

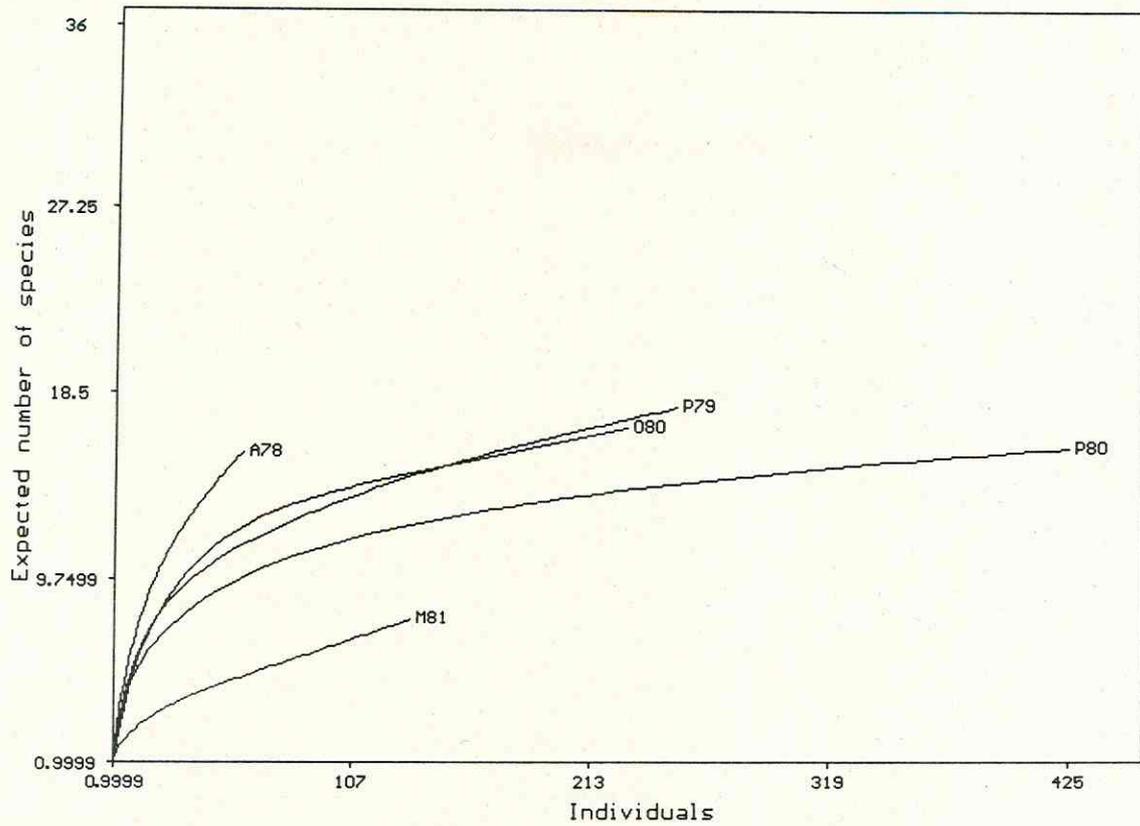


Abb. 4.4 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) in verschiedenen Parkanlagen.

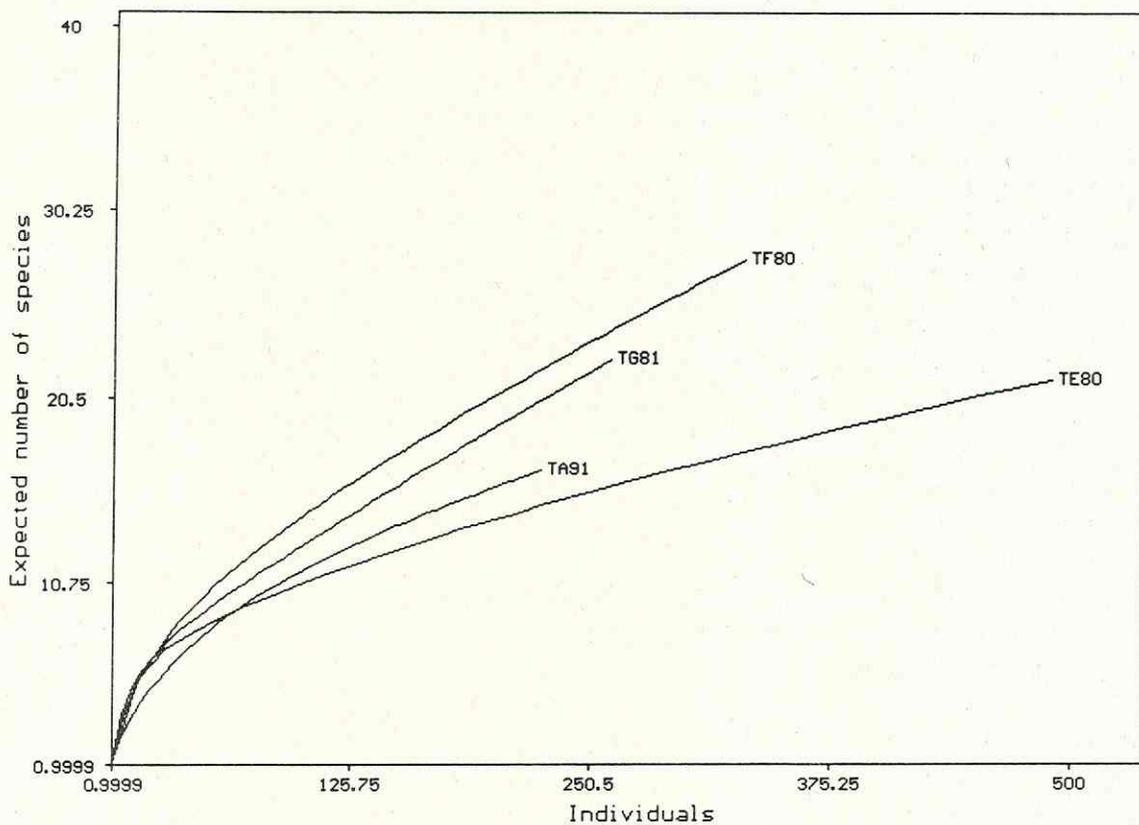


Abb. 4.5 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) auf verschiedenen Stadtwaldflächen.

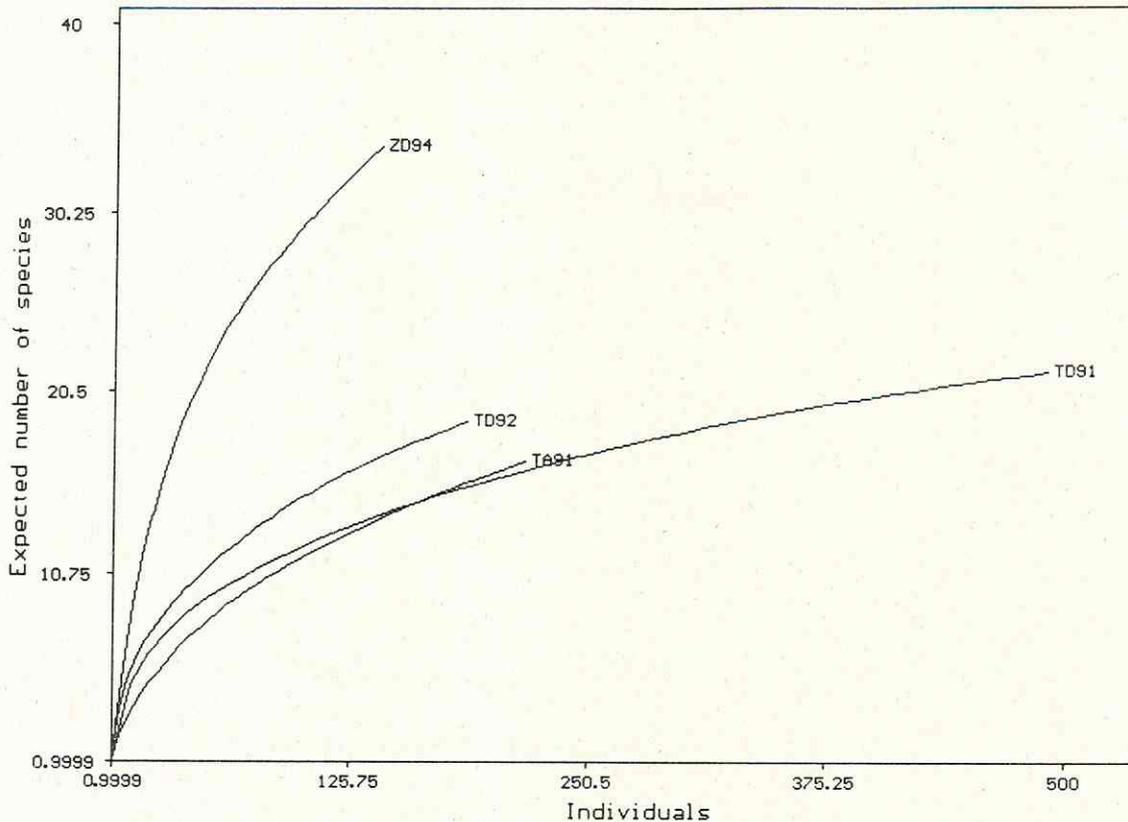


Abb. 4.6 Rarefaction-Analyse von Laufkäferfängen (Carabidae) auf verschiedenen Stadtwald- (TA, TD) und Referenzflächen (ZD).

Der Vergleich aller untersuchten Biotoptypen im urbanen Raum mit den Referenzstandorten zeigt, daß nicht generell Arten- und Individuenzahlen, sowie Diversitätswerte und Evenness außerhalb urbaner Gebiete deutlich höher als auf den Stadtflächen sind. Die Werte liegen auf *vergleichbaren* Flächen im nicht-urbanen Raum jedoch durchschnittlich höher. Analog zu verschiedenen urbanen Habitaten sind Arten- und Individuenzahlen auf der ruderalen Referenzflächen deutlich höher als auf anderen Flächentypen.

4.1.2. Vergleich von Biotoptypen (β -Diversität)

Abb. 4.7 zeigt einen Vergleich der verschiedenen urbanen Grünstrukturtypen anhand der β -Diversität. Die Artenvielfalt, dargestellt durch die Anwendung der Shinozaki-Gleichung auf eine Artenzahl-Probeflächen-Matrix (ACHTZIGER et al. 1994), ist auf Ruderalflächen sehr viel höher als in Parkanlagen. Parks werden in ihrer Artenarmut nur noch vom strukturarmen kleinflächigen Verkehrsbegleitgrün übertroffen. Der sehr hohe Arten-turnover der untersuchten "Auwaldflächen" belegt wiederum, daß es sich bei diesen Standorten um denaturierten, teilweise ruderalisierten Auwald handelt. Auwaldstandorte in ursprünglichem Zustand würden wie auch andere ökologische Klimaxgesellschaften gemäßigter Breiten eine vergleichsweise artenarme und homogene Carabidenausstattung aufweisen .

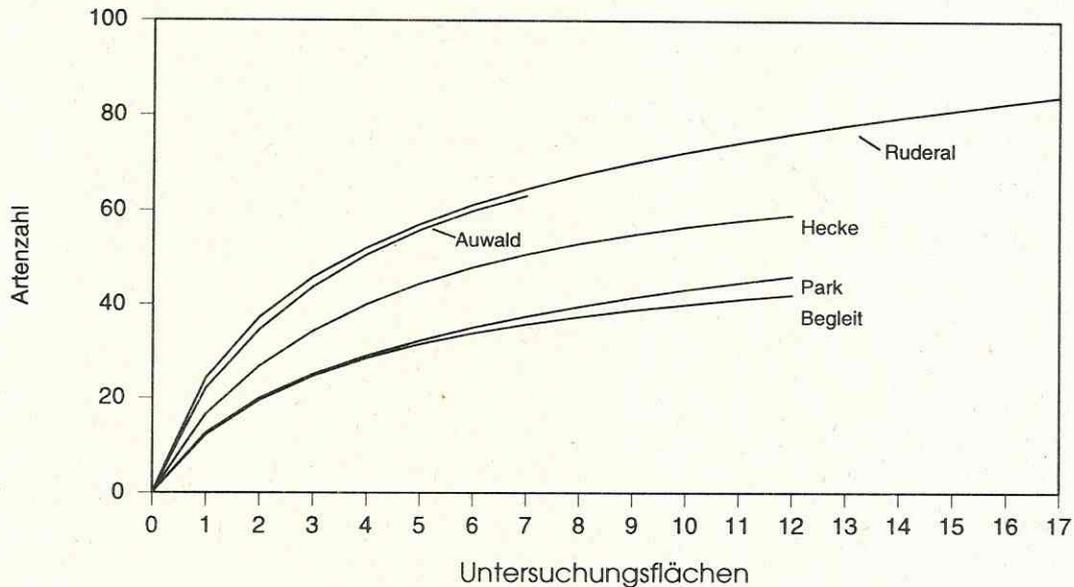


Abb. 4.7. Darstellung der β -Diversität verschiedener Habitattypen im urbanen Bereich durch Berechnung der Shinozaki-Kurve (Artenzahl-Probeflächen-Matrix) aus Laufkäferfängen.

4.1.3. Dominanz-Struktur

Die Dominanzstruktur ist neben Artenzahl und Diversität der wichtigste Parameter zur Charakterisierung von Artengemeinschaften. Sie spielt eine große Rolle in der Urbanökologie, da aus der Deformierung der Dominanzstruktur urbane Gradienten (KLAUSNITZER 1993) und anthropogener Einfluß (MÜLLER 1980) abgeleitet wurden. MÜLLER (1980) stellt eine veränderte Dominanzstruktur von Tiergemeinschaften verglichen mit der natürlicher Habitats fest. Dieser Studie zufolge sind nur eine oder wenige Arten in urbanen Habitaten dominant, was sich in einer wesentlich verringerten α -Diversität verglichen mit dem Umland äußert. Diese Feststellungen werden von KLAUSNITZER (1993), der Carabidendaten aus dem Raum Leipzig auswertet, bestätigt. Die Auswertung unserer Daten zeigt, daß solche Schlußfolgerungen nicht ohne weiteres gezogen werden können und Verallgemeinerungen unmöglich sind. Darüber hinaus sind sie - wenigstens für Carabiden und andere Bodenarthropoden (auch Isopoda, Staphylinidae, Aranea und 10 weitere Tiergruppen wurden untersucht, ARNDT & RICHTER 1992, i.D.) - unzutreffend. Die Dominanzstruktur einer bestimmten Artengemeinschaft wird nicht signifikant durch die Lage in der Stadt oder die Entfernung vom Stadtrand beeinflusst. In Tab. 4.3 ist die Dominanzstruktur der Carabidae einzelner Standorte nach Biotoptypen und innerhalb der Biotoptypen nach geografischer Lage in der Stadt geordnet. Zentrumsnahe Fläche haben die Erstbuchstaben A...L, auwaldnahe Fläche M...R, W, Flächen am Stadtrand V-Y, Referenzflächen außerhalb des urbanen Raums Z. Die Tabelle verdeutlicht bereits ohne statistische Analyse, daß die Dominanzstruktur nicht von der Lage in der Stadt beeinflusst wird. Es ist ferner unzutreffend, daß Flächen am Stadtrand eine "bedeutend geringere Summe der Gesamtdominanz (alle Arten >4%)" aufweisen (KLAUSNITZER 1993). In diesem Zusammenhang sollte der oft benutzte Begriff "Stadtrand" überhaupt vermieden werden, da er in den meisten Fällen nicht definierbar ist. Die

moderne Stadt besteht oftmals aus verschiedenen Stadtzentren, die miteinander durch Bänder von Grünstrukturen ("naturnahen Biotopen") verbunden sind. "Stadtzentrum" ist in diesem Verständnis das geschlossen bebaute Areal mit hoch isolierten Habitatfragmenten.

Statistisch kann abgesichert werden, daß die Dominanzstruktur primär mit der Zahl der Arten und sekundär mit der Zahl der Individuen korreliert ist. Auch diese beiden Parameter sind nicht von der Lage in der Stadt abhängig (siehe 4.1.1. und Tab 4.3). Es gibt einige Biotope in der Innenstadt von Leipzig (BB, QC, RB), deren Dominanzstruktur, Arten- und Individuenzahl gut mit den artenreichen Referenzflächen korrespondiert. Jedoch steigt die Dominanzdivergenz mit abnehmender Artenzahl. Es muß an dieser Stelle betont werden, daß auch die von KLAUSNITZER (1983a, b, 1993) erhobenen Daten mit in unsere Auswertung eingegangen sind!

Keine Unterschiede wurden in der Anzahl dominanter (eudominanter) Arten zwischen Referenzflächen und urbanen Biotopen gefunden. Diese Zahl variiert zwischen 1-4 auf den Referenzflächen (15 Flächen wurden untersucht, 1-3 dominante Arten auf Ruderal- und Feldflächen gefunden) und 2-5 auf urbanen Ruderalflächen. Aber es besteht eine signifikant negative Korrelation ($r=-0.74^{***}$) zwischen Artenzahl und Gesamtdominanz ($>3.2\%$; $r=-0.898^{***}$ für die Korrelation der Artenzahl mit einer Gesamtdominanz $>10\%$, nur Proben mit mehr als 70 Individuen wurden berücksichtigt).

Wir schlußfolgern, daß die Dominanzstruktur urbaner Laufkäfergemeinschaften primär von der Anzahl der Arten, jedoch nicht von "urbanen Effekten" (wie Lage in der Stadt, Bebauung, Isolation) abhängig ist. Gleichzeitig scheint es unmöglich, eine direkte Abhängigkeit zwischen Anzahl der Arten und urbanen Gradienten abzuleiten.

Tab. 4.3. Artenzahl S, Individuenzahl n und prozentualer Anteil der Laufkäferarten an den einzelnen Dominanzklassen auf urbanen Grünflächen und Referenzstandorten. Es wurden nur Flächen mit $n>75$ berücksichtigt.

Fläche	S	n	0-1.0%	>1.0-3.2%	>3.2-10.0%	>10.0-32.0%	>32.0%
Ruderalflächen							
BA86	3	78	0	33	33	0	33
BB93	18	243	44,4	22,2	22,2	5,5	5,5
BB94	26	501	57,7	19,2	15,4	3,8	3,8
EC95	15	92	0	46,7	46,7	0	46,7
EZ79	6	134	16,6	0	50	16,6	16,6
GB93	18	323	50	11,1	16,6	16,6	0
GE79	11	87	0	54,5	27,3	9,1	9,1
GF81	18	95	0	61,1	27,7	5,5	5,6
GH81	25	415	48	20	16	16	0
KA91	14	236	50	21,4	7,1	14,2	7,1
L91	19	145	47,3	21	15,8	10,5	5,3
QB94	20	85	0	70	15	10	5
QD93	23	500	43,4	26	21,7	4,3	4,3
QD94	25	736	48	12	28	12	0
RB91	27	144	29,6	29,6	29,6	11,1	0
RB94	37	906	23,4	18,9	10,8	8,1	0
V91	34	271	68,6	20	2,8	8,5	0
WA79	19	109	21	26,3	31,5	21	0
WA89	34	281	50	32,3	8,8	0	2,9
WA94	20	143	35	30	20	15	0
WB80	22	209	68,2	0	13,6	18,1	0
WB89	33	684	48,4	21,2	18,1	6	0
WB94	35	605	34,3	17,1	17,1	5,7	0
WC79	15	109	33,3	33,3	20	6,6	6,6
WC80	13	114	38,4	15,3	23,1	15,3	7,6
WC89	27	90	0	55,5	37,03	7,4	0
YA94	29	146	37,9	31,03	13,7	13,7	0
YB94	21	128	23,8	42,8	23,8	4,7	4,7

YC80	39	676	61,5	20,5	10,2	7,6	0
Hecken							
JA93	15	241	66	20	6,6	0	6,6
JA94	15	182	60	13,3	13,3	0	6,6
JB93	13	138	30,7	38,5	15,4	7,7	7,7
QC93	18	124	44,4	33,3	5,5	16,6	0
QC94	23	145	30,8	26,1	34,8	6,2	0
TB91	24	226	50	25	8,3	16,6	0
TB92	18	88	0	50	27,7	22,2	0
TC91	26	251	46,2	30,7	11,5	11,5	0
TC92	17	89	0	52,9	17,6	29,4	0
Parkflächen							
KB92	10	143	20	30	20	20	10
M81	8	137	62,5	0	25	0	12,5
O79	15	99	0	53,3	33,3	6,6	6,6
O80	17	236	29,4	29,4	29,4	5,9	5,9
P79	18	261	33,3	22,2	27,7	16,6	0
P80	16	439	37,5	25	12,5	25	0
QA93	19	114	10,5	31,5	47,3	10,5	0
QA94	18	92	0	38,8	50	11,1	0
Auwald							
TA91	17	232	58,8	23,5	11,7	0	5,9
TA94	21	208	61,9	14,3	9,5	9,5	4,7
TD91	22	530	63,6	9,1	13,6	9,1	4,5
TD92	19	191	36,8	36,8	5,2	21,1	0
TE80	27	754	74,1	3,7	14,8	3,7	3,7
TF80	28	338	71,4	10,7	10,7	3,6	3,6
TG81	23	270	73,9	0	13	8,7	4,3
Referenz							
ZA	36	784	69,4	16,7	5,5	8,3	0
ZB	31	133	38,7	35,5	19,4	6,4	0
ZC	24	248	41,7	20,8	25	12,5	0
ZD	34	144	38,2	29,4	29,4	2,9	0
ZE	43	1014	60,5	13,9	20,9	4,6	0
ZF	35	675	51,4	14,3	25,7	8,6	0
ZG	40	1024	72,5	10	10	7,5	0

4.2. Einfluß von Biotopfaktoren auf Artengemeinschaften in urbanen Räumen

Artengemeinschaften urbaner Räume unterscheiden sich in bestimmten Merkmalen von Gemeinschaften vergleichbarer Biotope der "naturnahen Landschaft", wie in Kapt. 4.1 und zahlreichen Publikationen (zusammenfassend siehe KLAUSNITZER 1993) gezeigt wird. Als Ursachen für die spezifische Prägung urbaner Gemeinschaften werden eine Reihe von Faktoren diskutiert. Die Lage der Grünflächen entlang eines urbanen Gradienten vom Stadtrand bis zum Stadtzentrum ist einer der diskutierten Hauptfaktoren. Entlang dieses Gradienten, der "vom Habitatmosaik überlagert wird", soll eine Abnahme der Artenzahl, der Individuenzahl, der Biomasse, der α -Diversität und eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse, sowie der Anteile ökologischer Gruppen zu beobachten sein (KLAUSNITZER 1993, MÜLLER 1980). Auf die Problematik dieser Verallgemeinerungen bis hin zu falscher Darstellung wurde bereits aufmerksam gemacht - Artenzahl, Individuenzahl, α -Diversität und Dominanzverhältnisse sind bei allen untersuchten Tiergruppen *nicht* von der Lage in der Stadt Leipzig abhängig. Die genannten Parameter werden durch das unterschiedliche Ressourcenangebot beeinflusst. Das Ressourcenangebot kann nicht durch einen Gradienten, sondern ausschließlich durch Verteilungsmuster zergliederter Habitatfragmente beschrieben werden. Grundlegende Arbeiten zur Ökologie fragmentierter Habitate und zur Besiedlungsdynamik von Habitatfragmenten wurden von COLLINS (1991),

HANSKI (1994), STACY (1992) und TILMAN (1994) für nicht-urbane Ökosysteme vorgelegt. Diese Erkenntnisse sind jedoch in die Stadtökologie übertragbar: Arten auf kleinen Habitatinseln verhalten sich nicht wie erwartet zufällig verteilt. Vielmehr sind die Artengemeinschaften kleiner Habitatfragmente Ausschnitte von Artengemeinschaften größerer Habitatinseln. Die Frequenz des Auftretens steigt mit größer werdenden Arealen und geringerer Isolation. Dieser Zusammenhang ist statistisch abgesichert ("incidence function", HANSKI 1994). Geringe Habitatgröße bewirkt geringe Populationsgröße und damit höheres Aussterberisiko. Mit zunehmender Habitatgröße nimmt das Aussterberisiko ab, während abnehmende Isolation zunehmende Rekolonisationshäufigkeit bewirkt (Markov chain-Modell, HANSKI 1994). COLLINS (1991) prüft ein Modell zur Besiedlung von Habitatfragmenten (core-satellite-Modell) und zeigt, daß dabei im Gegensatz zur Inseltheorie nur die Aussterberate, nicht aber die Einwanderung auf die Habitatfragmente mit dem Artenreichtum korreliert ist.

Das Überleben von kleinen Populationen in der zergliederten Umwelt ist ein fundamentales Problem der Ökologie und insbesondere der Urbanökologie. STACY (1992) zeigt mit einem Modell, daß *kleine Populationen überleben, solange die Möglichkeit besteht, daß Einzeltiere aus anderen (abgegrenzten) Teilpopulationen einwandern*. Isolierte Populationen sterben vergleichsweise bald aus (im untersuchten Beispiel wurden Spechtpopulationen über 49 Jahre beobachtet). Diese Erkenntnisse sind nicht nur für urban-ökologische Fragestellungen, sondern auch für Naturschutz und ökologische Betrachtungen fragmentierter Verteilungsmuster bei schneller Veränderung der Umwelt von großer Bedeutung. DUELLI (1992) faßt die Ergebnisse zur Modellierung fragmentierter Habitate in Anwendung auf "Kulturlandschaften" mit seinem Mosaikkonzept zusammen. Habitatvielfalt, Habitatheterogenität und ein Mindestaustausch von Individuen einer Tierart zwischen den verschiedenen Grünflächen werden hier als Ursache für hohe Artenzahlen in kleinsten Gebieten angenommen. Das sind Merkmale, die sich auch gut auf die betrachteten Stadtgrünflächen übertragen lassen.

Aus diesen theoretischen Überlegungen wird deutlich, daß **Isolationsgrad** bzw. **Vernetzung** städtischer Grünflächen zwei sehr wichtige Faktoren darstellen und auch die **Flächengröße** eine Rolle spielt. Ferner ist der **Strukturreichtum** eng mit dem Ressourcenangebot verbunden. Mit der Strukturvielfalt sind Nahrungsangebot, Versteck- und Rückzugsmöglichkeiten verbunden, aber auch Bodenbeschaffenheit kann hierunter gefaßt werden.

SUSTEK (1985) zeigt, daß Gebäudehöhe und Bebauungsdichte bei Überschreitung eines Grenzwertes negativen Einfluß auf Struktur und Überleben von Carabiden-Gemeinschaften ausüben. Diese Fragestellung konnte auf den Leipziger Untersuchungsflächen nicht analysiert werden. SUSTEK (1985) macht keine Angaben über die Höhe des Grenzwertes. Eine objektive Beurteilung des Einflusses von Gebäudehöhe und -dichte erscheint uns methodisch schwierig, da der Einfluß anderer Faktoren, wie Strukturvielfalt herausgerechnet werden müßten.

Zweifelsfrei haben direkte anthropogene Faktoren, z.B. häufige Störung oder Zerstörung von Flächen, Straßennähe, Immissionsbelastung, Pflege und Nutzung einen wesentlichen Einfluß auf urbane Artengemeinschaften (siehe dazu auch SUSTEK 1983, 1989, 1992). Dieser methodisch schwierige Problembereich soll in Kapitel 5 behandelt werden.

Ferner beeinflussen abiotische Faktoren, wie Feuchtigkeit, Licht (Einstrahlung) und Temperatur die Zusammensetzung von Artengemeinschaften. Die Unterschiede in der Ausprägung abiotischer Faktoren zwischen einzelnen Flächen in Leipzig werden von uns als gering und daher eher als untergeordnet betrachtet. Sie sollen jedoch näher im "Grünstrukturkatalog" (Kapt. 5.3) beleuchtet werden.

Im folgenden soll untersucht werden, welche Biotopfaktoren Einfluß auf die Besiedlung urbaner Flächen durch die untersuchten Modelltiergruppen haben.

4.2.1. Flächengröße

Die Größe der untersuchten Grünflächen reicht von 10 m² (BA) bis zu mehreren Hektar (Auwald TD bis TE). Es konnte weder für die Artenzahl noch für die Individuenzahl der Laufkäfer (Carabidae) ein statistisch gesicherter Zusammenhang zur Flächengröße gefunden werden - unabhängig davon, ob alle Untersuchungsflächen oder nur Ruderalflächen (zahlenmäßig am stärksten vertretener Biotoptyp, Tab. 4.4) betrachtet werden. Dieses Resultat wird durch die Einbeziehung anderer Organismengruppen (Asseln, Isopoda; Kurzflügler, Staphylinidae; Spinnen, Aranea, Abb. 4.8) bestätigt.

SUSTEK (1985) konnte nur für Waldbiozöosen eine positive Korrelation von Grünflächengröße und Gemeinschaftsstabilität nachweisen. Damit werden die Ergebnisse an Carabiden in Leipzig indirekt bestätigt. Zumindest für die untersuchte Modelltiergruppe sind demzufolge andere Biotopfaktoren stärker für Besiedlung und Struktur der Artengemeinschaften ausschlaggebend.

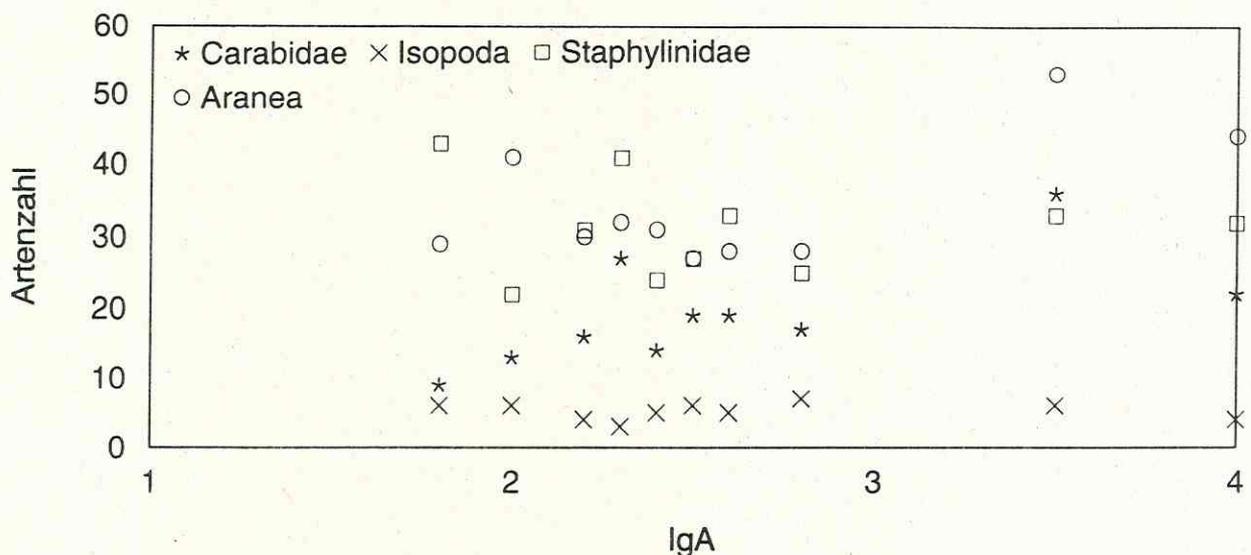


Abb. 4.8. Zusammenhang von Artenzahl verschiedener Bodenarthropoden und Flächengröße Leipziger Grünflächen (Datensätze und Flächen aus ÖKOR-Bericht, ARNDT & RICHTER 1992).

4.2.2. Flächenstruktur

Die Flächenstruktur (Vegetation und Bodenmerkmale) ist eine der wesentlichen Biotopfaktoren, die das Vorhandensein von Tierarten determinieren. Strukturreiche Flächen bieten reichhaltige Ressourcen, Strukturverarmung bis hin zu einem Rohboden wirkt sich negativ auf tierische Besiedlung aus.

GRUTTKE & WEIGMANN (1990) zeigen, daß bereits geringe Veränderungen an der Vegetation und damit an der vorhandenen Struktur auf urbanen Ruderalflächen enorme Verschiebungen im Dominanzspektrum von Laufkäfern nach sich ziehen (siehe Seite 39). Strukturveränderungen können demnach über abiotische Faktoren (Temperatur, Einstrahlung, Licht, Feuchtigkeit) auf Artengemeinschaften einwirken, andererseits jedoch auch über den Faktor "Nahrung" (trophische Ebene) und über räumliche Nischen (Rückzugs- und Versteckmöglichkeiten, Entwicklungsmöglichkeiten für Larven usw.).

Vielfach wurde darauf hingewiesen, daß nicht nur Boden und Vegetation selbst einen wesentlichen Einfluß als Struktureigenschaften städtischer Grünflächen besitzen, sondern auch die Streuauflage. ARNDT & MATTERN (i.D.) bringen Beispiele des Einflusses der Bodenstreu auf

das Vorkommen von Asselarten, ARNDT & PELLMANN (i.D.) auf das von Laufkäfer- und Kurzflüglerarten auf Leipziger Grünflächen.

In Tab. 4.4 wird die Flächenstruktur in einer 6-stufigen Werteskala von 1 (vegetationsloser Rohboden) bis 6 (Wald) abgeschätzt. Obwohl die Flächenstruktur offensichtlich wesentlichen Einfluß auf Artengemeinschaften hat, kann kein statistischer Zusammenhang zwischen der vorgenommenen Strukturbonitierung der Flächen und Arten- oder Individuenzahl der Carabidae hergestellt werden. Dafür sind zwei Erklärungen denkbar. Entweder ist die Bonitierung zu unspezifisch oder die Strukturparameter werden von anderen Faktoren überlagert. Es besteht jedoch ein (schwacher) Zusammenhang zwischen einzelnen trophischen Gruppen und Struktur: polyphage Arten sind negativ ($r=-0,525^{***}$), unspezialisierte zoophage Carabiden dagegen positiv ($r=0,584^{***}$) mit dem Strukturreichtum korreliert. Polyphage Arten ernähren sich teilweise pflanzlich von Grassamen und -wurzelteilen (*Amara spec.*) bzw. von Umbiliferen- u.a. Samen (*Pseudophonus*, *Ophonus*). Die meisten dieser Arten sind Pionierbesiedler, typische Bewohner von Ruderalstandorten früher Sukzessionsstadien und gehen in ihrer Abundanz stark zurück, sobald Sträucher und Bäume auf der Fläche stehen und eine Bodenstreuauflage existiert.

4.2.3. Isolation bzw. Vernetzungsgrad von Grünflächen

Das Begriffspaar *Verinselung und Verbundsystem* ist heute in Ökologie und Landschaftsplanung allgegenwärtig (MADER 1980). In der Stadt besteht allgemein ein hoher Isolationsgrad der Grünflächen durch Straßen und Häuser. Dies führte zum Versuch der Anwendung von Inselmodellen auf Stadtgrünflächen (vergl. KLAUSNITZER 1993). Inselmodelle (MAC ARTHUR & WILSON 1971) wurden jedoch für größere geografische Räume entworfen, einige der Hauptaussagen werden bei der Betrachtung kleinflächiger Gebiete, wie Ruderalflächen in der Stadt, invertiert. Entgegen den Aussagen zur Inseltheorie kann man z.B. auf ruderalen Stadtgrünflächen bei einem bestimmten Flächenminimum häufig ein Anwachsen der Artenzahl beobachten. Wie problematisch die Anwendung der Inseltheorie für Habitatsinseln ist, zeigt auch MADER (1980): auf eine Waldinsel inmitten von Kulturland penetrieren viele Feldarten und erhöhen so signifikant die nachgewiesene Artenzahl (Bei Inseln in urbanen Räumen muß dieser Effekt noch geprüft werden.) Effekte kleiner Habitatsinseln sind a) ein signifikanter Abfall der Relation N_s/N_i (Zahl der Arten/Zahl der Individuen) und b) die Zunahme von hochmobilen "Pionierarten" mit abnehmender Fläche (Ähnlichkeit zu instabilen Habitaten). D.h., auf kleinen Inseln sind zahlreiche Arten, die keine eigenständigen Populationen bilden können, in geringer Dichte zu beobachten. Auf die zunehmende Instabilität von Populationen bei abnehmender Habitatgröße wurde bereits hingewiesen.

Tab. 4.4. Artenzahl, Individuen und Anteil der trophischen Gruppen (Polyphage [POL], spezialisierte Collembolenfresser [COL], unspezialisierte Zoophage[ZOO]) bei Laufkäfern (Carabidae), sowie Größe, Isolationsgrad, Strukturvielfalt und Verkehrsbelastung der Untersuchungsflächen.

Erläuterung: Es wurde nur jeweils ein Jahrgang pro Fläche (mit der höchsten nachgewiesenen Artenzahl) berücksichtigt. **Flächengröße:** Logarithmus der Quadratmeterzahl. **Isolation:** Prozentuale Skala von 0,1-völlig isolierte Fläche ... 100-völlig eingebunden. Hinweis: vernetztes Begleitgrün wie QD erhält 30%. **Struktur:** 1-Rohboden, weitgehend vegetationsfrei; 2-ruderaler Pioniervvegetation; 3-dichte Krautvegetation, ohne Rohhumus- und Streuauflage; 4-dichte Krautvegetation, mit einzelnen Büschen, geringe Streuauflage; 5-Büsche und Bäume wesentlicher Bestandteil der Vegetation, deutliche Humusauflage; 6-Wald, dicke Humusauflage. **Verkehr:** Prozentuale Skala von 0-naturnahe Referenzfläche...100-von stark befahrenen Straßen eingeschlossenem Begleitgrün. Die drei **trophischen Gruppen** werden in %-Anteil an der Individuenzahl angegeben.

Fläche	Arten	Ind.	POL	COL	ZOO	Fl.-Größe	Isolation	Struktur	Verkehr
Ruderalfl.									
BA	3	78	91	0	9	1	0,1	3	100
BB	26	501	48.7	46.3	5.0	2,95	1	3	20
(BC)	3	51	98	0	2	2,3	1	4	100
(D)	3	7	100	0	0	2,48	5	3	100
(EA)	7	24	91.7	0	8.3	2,5	1	3	60
EC	15	92	68.5	5.4	26.1	2	0,1	3	10
F	15	67	35.8	19.4	44.8	2,17	5	1	30
GB	18	323	65	0.3	34.7	2	5	2	50
GE	11	87	13.8	21.8	60.4	3,3	50	4	10
GF	17	95	72.3	10.5	16.8	3	50	2	5
GH	25	415	28.5	13.7	57.8	3	50	2	5
(I)	9	25	68.0	0	32	1,7	0,1	2	100
(JD)	15	68	23.5	22	54.5	2,5	30	4	10
KA	14	236	45.8	33.5	20.7	2,4	1	4	5
L	19	145	46.2	17.9	41.9	2,6	30	3	10
QB	20	85	57	14	28	2,17	5	4	100
QD	25	736	57.3	0.1	42.6	2,5	30	2	100
RB	37	906	68.9	1.5	29.6	2,3	5	2	75
(RC)	9	22	22.7	9.1	68.2	1,84	10	4	25
(U)	13	46	91.3	4.3	4.3	2	10	3	20
V	34	271	45	2.2	52.8	3,5	75	2	10
WA	34	281	77.9	4.3	17.8	2,3	80	4	0
WB	33	684	75.4	0.9	23.7	3,48	80	3	0
WC	27	90	31.1	14.4	54.5	2,7	80	4	0
YA	29	146	54.8	6.2	39	2,95	30	2	50
YB	21	128	78.9	5.5	15.6	3,7	75	2	50
ZE	43	1014	42.6	1.9	55.5	2,8	100	1	0
ZF	35	675	57	4.4	38.6	4	100	2	0
Hecken									
JA	15	241	9.5	85.1	5.4	2,9	50	5	10
JB	12	138	75.3	15.2	9.5	3,08	50	5	10
(JC)	13	42	28.6	11.9	59.5	2,5	50	4	10
QC	23	145	52.4	13.8	34.8	2	30	5	50
TB	24	226	10.6	2.2	87.4	3	100	4	5
TC	26	251	33.9	1.6	64.5	2,6	75	4	20
ZA	36	784	31.2	0.5	68.3	3,3	30	4	5
ZB	31	133	36.1	6.8	58.1	3,5	30	4	5
Parkfl.									
(A)	13	65	49.2	16.9	33.9	3,3	5	4	20
KB	10	143	12.6	66.4	21	2,78	5	4	25
M	8	137	6.0	92	1.4	2,78	20	4	10
O	17	236	16.9	72.4	12.7	2,78	20	4	10
P	16	439	44	18.2	47.8	3	50	4	10
QA	18	92	51	13	36	2,6	50	5	20
(RA)	18	74	66.2	23.0	10.8	2,5	1	4	5
Auwald									
TA	17	232	1.3	5.6	93.1	2,84	75	6	5
TD	22	530	3.4	1.1	95.5	4	100	6	0
TE	27	754	1.1	11.8	87.1	4	100	6	0
TF	28	338	4.1	10.6	85.3	4	100	6	0
TG	23	270	5.2	53.5	41.4	4	100	6	0

Wir müssen bei kleinen Stadtgrünflächen ferner annehmen, daß nicht alle aufgefundenen Arten tatsächlich dort auch längerfristig leben und sich reproduzieren. Nur von wenigen Arten wurden die Larven gefunden. GRÜM (1962) weist darauf hin, daß (bei Insekten) Larven und Adulte unterschiedliche Nischen besetzen. Selbst wenn jedes Jahr Adulte einwandern und gute Bedingungen finden, müssen Larven nach diesem Modell nicht notwendig Möglichkeiten der Entwicklung haben. Kleine Ruderalflächen, wie auch Straßenbegleitgrün und andere strukturarme Splitterflächen besitzen vielmehr "Trittbrettcharakter". Es sind Kleinsthabitate, die verschiedenen Tierarten eine unterschiedlich starke Durchdringung der Stadt erlauben (ARNDT & PELLMANN i.D.).

Synökologische Konsequenzen der Verinselung von Lebensräumen sind ein begrenzter Energiehaushalt, geringes Ressourcenspektrum, reduziertes Artenspektrum, Überfremdung des Artenspektrums, hoher Arten-turnover, genetische Verarmung, Verlust ökologischer Stabilität und Verdrängung stenöker Arten (MADER 1980). Fast alle diese Faktoren bedingen sich kausal.

Der Grad der Isolation (Verinselung) unserer Untersuchungsflächen wird in Tab. 4.4 anhand einer prozentualen Skala abgeschätzt, wobei 0 eine weitgehend vollständige Isolation, 100 eine vollständige "Vernetzung" (z.B. eine UF innerhalb eines größeren Waldgebietes) verkörpert. Die ermittelten Werte stehen weder zur Artenzahl noch zur Individuenzahl der untersuchten Modelltiergruppen in einem statistisch nachweisbaren Zusammenhang.

4.2.4. Straßen, Verkehr, Immissionen

Straßen haben in der Stadt nicht nur isolierende Wirkung. Allgemein bekannt ist die Erhöhung des Schadstoffgehaltes (z.B. Schwermetalle, diverse organische Verbindungen und Salze) des Bodens in Straßennähe. Von Straßen eingeschlossene Kleinflächen in der Stadt müssen diesbezüglich besonders stark belastet sein. Dort lebende Organismen haben keine Möglichkeit, sich in weniger stark belastete Regionen zurückzuziehen. Eine umfassende Darstellung über die Wirkung von Schadstoffen auf tierische Organismen bringt SCHUBERT 1985, eine Zusammenfassung der Ergebnisse für Laufkäfer FREITAG (1979). Untersuchungen der Schwermetallbelastung von Laufkäfern immissionsbeeinflusster Habitate werden von HECK & WEIGMANN (1995) und SUSTEK (1994) vorgelegt.

Hohe Schadstoffwerte existieren auch auf Sonderflächen (z.B. Mülldeponien). Auf solchen Sonderflächen entstehen Standorte, die beispielsweise durch die halophilen oder halobionten (salztoleranten) Staphylinidenarten *Hypomedon bicolor*, *Oxyropa exoleta*, *O. brachyptera* *Tachinus corticinus* und *Platysthetus nitens* erfolgreich besiedelt werden. Die ersten beiden Arten wurden im Raum Leipzig ausschließlich auf Innenstadtfächen gefangen, *T. corticinus* dort mit der größten Individuenzahl (ARNDT & PELLMANN i.D.). Unter den nachgewiesenen Carabiden gilt *Anisodactylus binotatus* als halotolerant bis halophil, der in schwerbelasteten Habitaten eudominant vorkommen kann (SANDER 1984). Auch er wurde in Leipzig nur auf Deponien und ruderalen Innenstadtfächen nachgewiesen. Am häufigsten in einer unmittelbar an der Straße liegenden ruderalen Baulücke, wo ebenfalls die erwähnten Staphylinidenarten gefangen wurden.

Neben erhöhtem Gehalt an Salzen, organischen Verbindungen und Metallen wirken auf die Fauna in Straßennähe insbesondere mechanische Einflüsse, die zur Dezimierung der Populationen führen und die Barriere-Wirkung von Straßen verstärken (vergl. Kapt. 3.2).

Im Rahmen unseres Projektes wurde die Verkehrsbelastung der Untersuchungsflächen abgeschätzt und mit einer prozentualen Abstufung von 0 (unbelastete Auwald- und Referenzstandorte) bis 100 (vollständig von stark frequentierten Straße eingeschlossenes Begleitgrün) in Tab. 4.4 angegeben. Die so ermittelten Werte sind nicht signifikant mit Artenzahl oder Individuenzahl bei Laufkäfern korreliert.

4.2.5. Summarische Wirkung von Biotopfaktoren und weitere Ursachen urbaner Merkmale von Artengemeinschaften

Wir finden eine Reihe spezifischer Merkmale von Artengemeinschaften in Stadtbiotopen:

- Artenzahl, Diversität und Dominanzstruktur schwanken zwischen den Flächen und zwischen einzelnen Jahren erheblich,
- Kleingrünflächen und Splitterflächen haben oft wenig Beziehungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung zueinander, selbst wenn sie in räumlicher Nachbarschaft liegen (ARNDT & PELLMANN i.D.),
- urbane Flächen unterscheiden sich in der Artenzusammensetzung von vergleichbaren Biotopen des Umlandes,
- der Arten-turnover auf Stadtgrünflächen ist hoch,
- in Städten können Arten, darunter auch nicht-synanthrope, häufiger auftreten als in der Umgebung usw.

In den vorangegangenen Kapiteln wurde jedoch gezeigt, daß keiner der untersuchten Biotopfaktoren alleine ausreicht, um die spezifischen Strukturmerkmale urbaner Artengemeinschaften zu erklären. Weder Arten-turnover, noch Diversität, Artenzahl oder Individuenanzahl der auf den urbanen Flächen gefangenen Laufkäfer ist signifikant mit einem Biotopfaktor korreliert. Wir müssen deshalb von einem wechselseitiges Zusammenspiel verschiedener Faktoren ausgehen und multifaktorielle Analysemethoden verwenden. Eine solche Verrechnung aller gemessenen Biotopfaktoren kann Aufschluß über ihre gemeinsame Wirkung geben. Abb. 4.9 stellt die Clusterung der Untersuchungsflächen anhand der in Tab. 4.4 ermittelten Biotopfaktoren dar. Vier Gruppen werden deutlich: im unteren Bereich mit den Flächen M, O, KB, JA eine Gruppe artenarmer Parkanlagen (mit geringer Bodenstreuauflage) und eine zweite Gruppe, die alle Auwaldflächen (TA...TG) beinhaltet. Im oberen Bereich eine große Gruppe, die alle ruderalen Flächen einschließlich des Straßenbegleitgrüns, jedoch nicht die Deponieflächen enthält. Hier sind stark isolierte, kleine Flächen zusammengefaßt. Die verbleibende vierte Gruppe kann kaum näher aufgegliedert werden, sie umfaßt artenreiche, großflächige Ruderalstandorte, die Referenzstandorte, aber auch Parks und Hecken. Mit dem Grünstrukturkatalog (Kapt. 5.3) soll die Analyse durch Einbeziehung weiterer Biotopfaktoren und städtischer Flächentypen geprüft und verallgemeinert werden.

Abb. 4.10 zeigt eine multifaktorielle Analyse (DECORANA) der gleichen Daten aus Tab. 4.4. Mit dieser Methode werden die Flächen zwischen zwei oder mehreren berechneten Gradienten angeordnet. Es zeichnet sich eine Gruppe kleinflächiger Ruderalstandorte (Straßenbegleitgrün) ab, die stark vom ersten Gradienten beeinflusst ist. Ferner finden wir wie in der Clusteranalyse eine Gruppe mit artenarmen Parkanlagen (M, O, KB, JA), die am stärksten vom zweiten Gradienten beeinflusst ist. Eine große Gruppe einschließlich der Auwaldstandorte und Referenzflächen ist nahe am Schnittpunkt der Achsen nicht zu differenzieren. Diese Flächen werden von keinem der beiden Gradienten maßgeblich beeinflusst. Zwischen Parkanlagen und dieser Gruppe liegen mit BB, KA und TG Ruderalflächen im späten Sukzessionsstadium (Büsche bzw. Bäume sind bereits vorhanden) bzw. ruderalisierte Auwaldgebiete.

Neben den genannten Biotopfaktoren können historische und bodenkundliche Unterschiede der Flächen eine Rolle spielen. Städtische Flächen werden oft nicht zielgerichtet, sondern zufällig besiedelt. Für wenig mobile Gruppen ist sogar eine passive Verdriftung mit Erde oder Pflanzenmaterial denkbar. Diese Faktoren wirken bei verschiedenen mobilen Tiergruppen sehr unterschiedlich.

Unterschiede in der Struktur der Artengemeinschaften und der Populationsdynamik von Arten sind jedoch nicht nur auf äußere Einflüsse zurückzuführen. Zahlreiche Arbeiten über Carabiden zeigen, daß Instabilität der Populationen auch ein Merkmal "natürlicher", nicht

isolierter bzw. anthropogen beeinflusster Lebensräume ist. GRÜM (1982) weist nach, daß Fluktuation ein inhärentes Merkmal von Populationen ist und von Altersstrukturen, sowie Zufallseinflüssen verursacht wird. Er stellt zwei Modelle der Erklärung der Dichte-Schwankungen vor, basierend auf dichteabhängiger Eiproduktion bzw. auf Mortalitätsbeeinflusster Reproduktionsrate. Beide Modelle sind aber nach Grüm (1982) nicht ausreichend, um das Phänomen zu beschreiben,

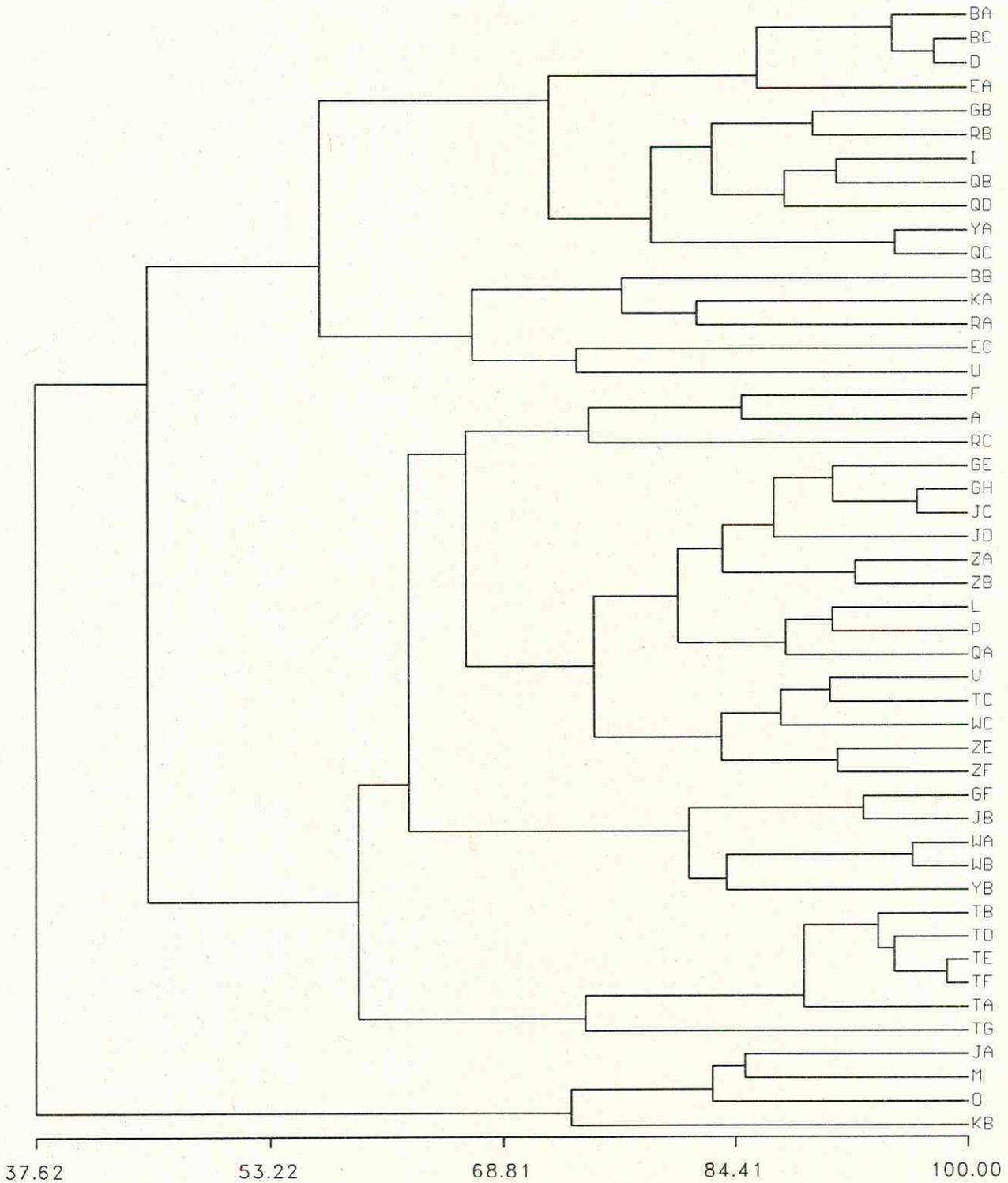


Abb. 4.9. Clusteranalyse der in Tab. 4.4 dargestellten Biotopfaktoren, Artenzahlen, Individuen und Anteile der trophischen Gruppen der Laufkäfer auf den Untersuchungsflächen (Renkonen-Index, UPGMA)

Zufallseinflüsse (intern) und Umwelteinflüsse begrenzen die Fluktuationen des Systems. Auch DEN BOER (1986a) zeigt interne Schwankungen in Carabiden-Populationen unbeeinflusster Biotope. DEN BOER (1986b) schlußfolgert aus langjährigen Fängen, daß die Fluktuation der Nettoproduktion nicht logarithmisch normal verteilt ist, wie es bei stochastischem Einfluß zu erwarten wäre, bzw. lokale Populationen öfter aussterben als erwartet. In naturnahen Lebensräumen werden die betreffenden Flächen jedoch durch Zuwanderung aus umliegenden Populationen ständig neubesiedelt, so daß eine lokale Extinktion kaum spürbar wird. Da die Wiederbesiedlung \pm isolierter städtischer Habitate in der Regel nicht unmittelbar erfolgt (vergl. Kapt. 3.2), wäre eine Verstärkung intraspezifischer Instabilität durch urbane Biotopfaktoren und damit die Erklärung der häufig beobachteten Unterschiede in Artengemeinschaften benachbarter Grünflächen (vergleichbarer Struktur) denkbar.

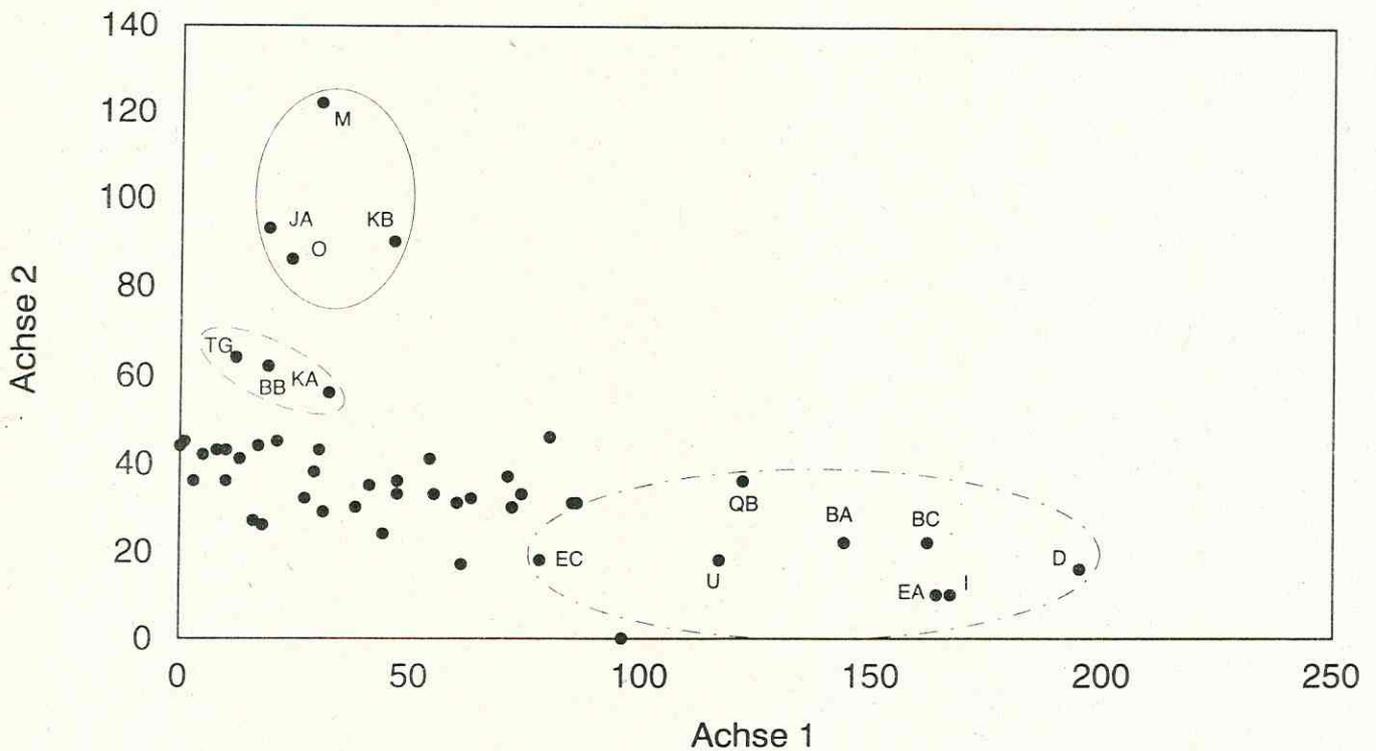


Abb. 4.10. Achse1:Achse2-Darstellung einer Korrespondenzanalyse (DECORANA) der in Tab. 4.4 dargestellten Biotopfaktoren, Artenzahlen, Individuen und Anteile der trophischen Gruppen der Laufkäfer auf den Untersuchungsflächen. Gruppenbildung erfolgte durch Clusterung (Abb. 4.9).

5. Syrphidengemeinschaften auf Stadtgrünflächen

5.1. Arten- und Individuenzahlen, Whittaker plots

Zweifellos gehören die meisten Schwebfliegenarten zu den sehr guten Fliegern unter den Insekten. Ihr Aktionsradius wird kaum durch solche Geländestrukturen behindert, die für die meisten der vornehmlich bodenlebenden Arthropoden, zu denen auch die Laufkäfer gehören, von Bedeutung sind. Im Unterschied zu diesen im Vergleich weniger mobilen Tiergruppen können sie leicht von einem Habitat zum nächsten wechseln. Verschiedene isolierende Elemente, die zwischen städtischen Grünanlagen existieren, dürften deshalb für die Mehrzahl der Schwebfliegen ohne Bedeutung sein und keine Ausbreitungsbarrieren darstellen. Der Artbestand an Schwebfliegen auf einer konkreten Fläche spiegelt deshalb in erster Linie die tatsächlich herrschenden ökologischen Bedingungen wider, die eine Ansiedlung ermöglichen. Er ist sehr viel weniger durch isolierende Raumstrukturen modifiziert. Aufgrund der räumlichen Nähe der einzelnen Grünflächen in einer Stadt ist im Artenspektrum der Syrphidae eine relativ hohe Übereinstimmung auf ähnlichen Flächentypen zu erwarten. Ausnahmen bilden nur eng eingensicherte Arten, die aufgrund konkreter Ressourcenanforderungen nur in bestimmten Lebensbereichen existieren können. Ihre Migrationsneigung ist deshalb gering und ihr Vorkommen trägt inselartigen Charakter. Trennende und isolierende Raumstrukturen, wie stark befahrene Straßen oder Flächen mit einem hohen Versiegelungsgrad, kommt nur eine untergeordnete Bedeutung für ihre Verbreitung in der Stadt zu. Das Verteilungsmuster des trophischen Faktors (Nahrungsgrundlage) z.B. ist ausschlaggebender. Die Habitatansprüche der einzelnen Schwebfliegenarten auf der einen Seite und das Ressourcenangebot sowie die Besonderheiten auf den unterschiedlichen Stadtgrünflächen andererseits bestimmen, welche Arten mit welchen Individuenzahlen in einer Stadt überhaupt existieren können. Das Vorkommen einer Schwebfliegencommunity auf einer konkreten Grünfläche ist Ausdruck des Ressourcenangebotes und beschreibt ein bestimmtes Entwicklungsstadium dieser Fläche. Aus der Verteilung der Arten auf die unterschiedlichen Grünanlagen lassen sich solche Parameter wie Flächenähnlichkeit und Isolationsgrad bestimmen. Auch eine Typisierung von Flächen auf zoologisch-ökologischer Grundlage wird möglich. Dabei sind bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht endgültig alle Parameter geklärt, die einen Zugang zur Typisierung von Grünflächen über diese Tiergruppe erlauben. Es soll deshalb ein Ziel dieses Kapitels sein, wichtige Aspekte dieser Fragestellung zu klären.

Grundlage für diese Betrachtungen bilden Schwebfliegenaufsammlungen in Leipzig, die bereits 1989 begonnen wurden. Sie ergänzen die Erhebungen des eigentlichen Projektzeitraums von 1993-95. In Tab. 5.1. sind die registrierten Arten- und Individuenzahlen auf den einzelnen Untersuchungsflächen für die verschiedenen Beobachtungsjahre aufgeführt.

Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Flächen werden augenscheinlicher, wenn man die Individuen-Artenrelation als sogenannte Whittaker Plots darstellt (siehe Abb. 5.1.). Dabei bekommt jede Art eine Rangnummer (X-Wert), die sich aus der relativen Abundanz (Y-Wert) ergibt. Die Art mit der höchsten Abundanz erhält die kleinsten Rangnummern und alle folgenden Arten die entsprechenden größeren Ränge.

Kleinere Ruderalflächen (SE, HN, EC) haben dabei überraschender Weise ein ähnliches Erscheinungsbild wie naturnahe, vom Stadtzentrum weiter entfernte Auwaldstandorte (hier nicht abgebildet NH93, NI93 NG93). Charakteristisch für sie sind die geringen registrierten Artenzahlen in der Größenordnung von etwa zehn Arten. Auch die Abundanzen sind niedrig. Nur einzelne Arten treten in größerer Individuenzahl auf. Der am weitesten in das Stadtgebiet hineinreichende Auwaldstandort "Die Nonne" (ND) hat im Gegensatz dazu bereits eine ausgeglichene Abundanzverteilung und beherbergt höhere Artenzahlen. Ein Bild, das für die

eigentlichen Stadtstandorte - Parkflächen, größere Ruderalstandorten und Gärten - ähnlich ausfällt. Hier lassen sich zeitweilig (NA, NB) oder ständig deutlich höhere Artenzahlen beobachten (BB, BG). Eine Sonderstellung nimmt der im nördlichen Auwald gelegene Standort SH ein. Für den Vergleichszeitraum 1993-95 liegen die Arten- und Individuenzahlen hier deutlich über den Werten der übrigen Untersuchungsflächen. Allein der Botanische Garten (BG) beherbergt näherungsweise eine ähnliche arten- und individuenreiche Schwebfliegen-gesellschaft.

Tab. 5.1. Arten- [S] und Individuenzahlen [n] für Syrphidae auf unterschiedlichen Untersuchungsflächen.

Untersuchungsfläche	S	n	Untersuchungsfläche	S	n
BB ges	36	448	NC ges	68	2492
BB93	21	194	NC90	38	647
BB94	24	139	NC91	35	321
BB95	21	115	NC93	37	555
BG ges	86	4661	NC94	35	745
BG89	67	1238	NC95	25	226
BG90	60	2052	ND ges	25	874
BG93	30	279	ND93	14	231
BG94	48	896	ND94	19	445
BG95	21	196	ND95	9	198
EC95	12	17	NE90	19	350
HN94	5	32	NF91	14	49
NA ges	41	547	NH93	4	15
NA90	31	279	NI93	7	15
NA91	22	139	NG93	6	174
NA93	15	83	SB ges	39	500
NA94	11	31	SB93	26	169
NA95	6	15	SB94	29	254
NB ges	54	1422	SB95	18	77
NB90	50	1196	SE ges	10	52
NB91	22	61	SE94	5	25
NB93	19	135	SE95	9	27
NB94	7	26	SH ges	78	3315
NB95	3	4	SH93	29	556
			SH94	62	1390
			SH95	51	1369

Die Beobachtungsergebnisse in den einzelnen Jahren sind Schwankungen unterworfen. Am ausgewogensten sind noch die Ergebnisse auf den Flächen BB und NC. Auf allen übrigen treten stärkere Schwankungen in Erscheinung, am stärksten auf NB und NA (Abb. 5.1.). Gleichgerichtete Schwankungen, die auf allen Untersuchungspunkten zu beobachtet waren, haben vor allem klimatische Ursachen. So führten die extremen Bedingungen des Sommers 1995 dazu, daß auf fast allen Flächen ein Rückgang der registrierten Arten- und Individuenzahlen eingetreten ist.

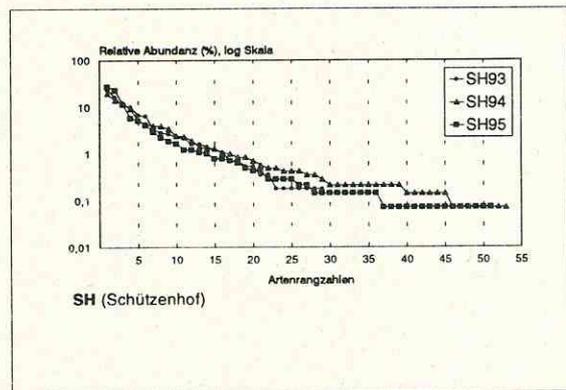
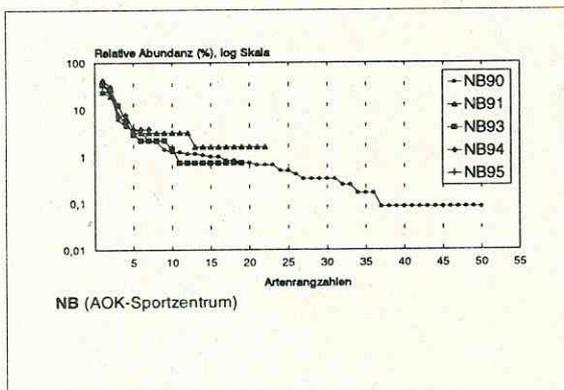
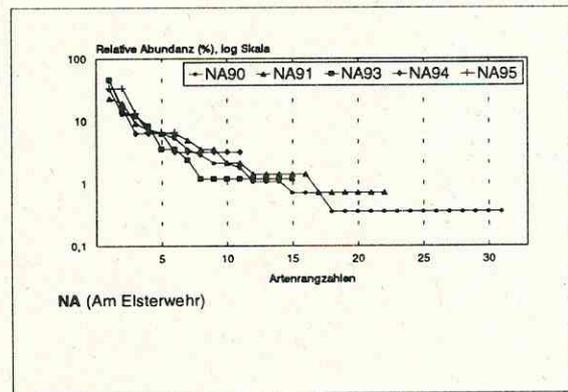
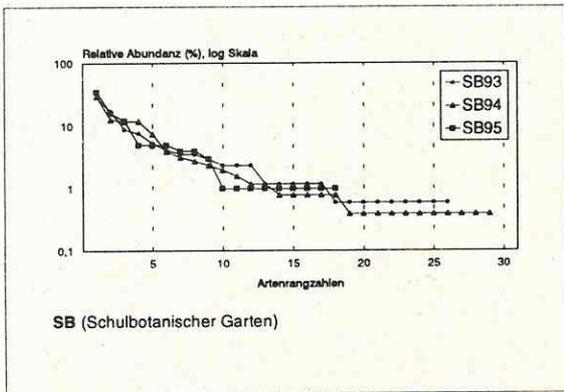
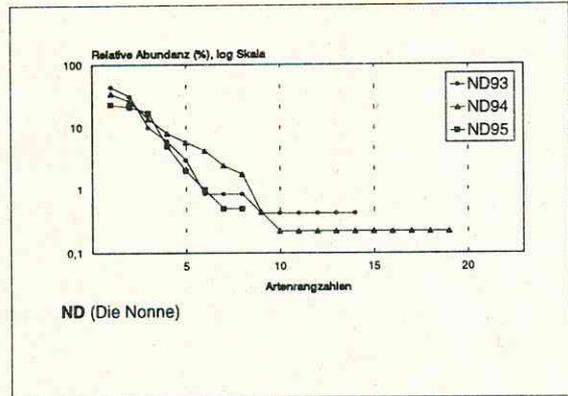
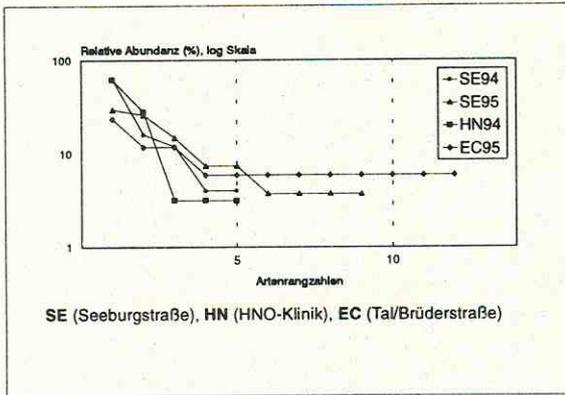


Abb. 5.1. Whittaker plots für ausgewählte Syrphidenfänge

5.2. α -Diversität

Nach MÜHLENBERG (1989) beschreibt die α -Diversität den Artenreichtum in einem Habitat. Für ihre Berechnung werden sowohl Artenzahl als auch die Individuenverteilung unter den Arten berücksichtigt. Aus der Vielzahl möglicher Indizes für die Berechnung der Diversität sind die folgenden ausgewählt worden: Simpson Index = C, Simpsons reciprocal Index = Hills Index = N_2 , Brillouin-Index = HB sowie Alpha log Serie. Dabei wurde versucht die stärker oder schwächere Wichtung verschiedener Häufigkeitsklassen, wie sie sich aus den Berechnungsgrundlagen ergibt zu erfassen, indem alternierende Indizes berechnet worden sind. Schließlich wurde für den Brillouin-Index HB die Evenness (HBe) bestimmt.

Aus Tab. 5.2. wird ersichtlich welche Diversität auf den verschiedenen Standorten erreicht wird. Die Zusammenfassung von Beobachtungsdaten aus mehreren Jahren erlaubt die Berechnung von Gesamtdiversitäten für unterschiedliche Zeiträume. Schwankungen, die durch die Jahresspezifika hervorgerufen werden, können so nivelliert werden.

Tab. 5.2. Diversitätswerte für die Schwebfliegenfaunazöosen je Standort und Untersuchungsjahr. C = Simpsons Index; N_2 = Simpsons reciprocal Index = Hills Index, HB = Brillouin-Index, HBe = Evenness für den Brillouin-Index HB, Alpha log Serie.

	C	N_2	HB	HBe	Alpha
Gesamtwerte für 1989/90 bis 1995					
BG ges	0,0991	10,1	2,9	0,66	15
NA ges	0,137	7,28	2,52	0,696	10,3
NB ges	0,158	6,32	2,49	0,639	11,1
NC ges	0,101	9,93	2,74	0,66	12,9
Leipzig	0,0914	10,9	3,01	0,63	18,3
Gesamtwerte für die Jahre 1993-95					
BB935	0,235	4,25	2,04	0,582	9,22
BG935	0,103	9,67	2,67	0,689	11
NA935	0,237	4,22	1,81	0,623	6,15
NB935	0,22	4,54	1,81	0,638	5,96
NC935	0,125	8,03	2,46	0,651	9,42
ND935	0,177	5,66	1,94	0,616	4,8
SB935	0,127	7,9	2,48	0,678	9,89
SE945	0,204	4,9	1,62	0,788	3,68
SH935	0,0921	10,9	2,82	0,658	14,3
Bayerischer Bahnhof					
BB935	0,235	4,25	2,04	0,582	9,22
BB93	0,476	2,1	1,28	0,44	5,98
BB94	0,181	5,54	2,03	0,651	8,37
BB95	0,279	3,59	1,72	0,592	7,53
Botanischer Garten der Universität					
BG ges	0,0991	10,1	2,9	0,66	15
BG935	0,103	9,67	2,67	0,689	11
BG89	0,0766	13	2,91	0,713	15,2
BG90	0,147	6,81	2,6	0,646	11,6
BG93	0,126	7,92	2,36	0,723	8,53
BG94	0,104	9,58	2,62	0,7	10,8
BG95	0,155	6,45	2,08	0,715	5,96

(Fortsetzung Tab. 5.2.)

	C	N2	HB	HBe	Alpha
Tal/Brüderstraße					
EC95	0,114	8,76	1,7	0,882	****
HNO-Klinik					
HN94	0,473	2,12	0,826	0,543	1,66
Grünflächenamt Elsterwehr					
NA ges	0,137	7,28	2,52	0,696	10,3
NA935	0,237	4,22	1,81	0,623	6,15
NA90	0,153	6,53	2,25	0,7	8,92
NA191	0,12	8,3	2,27	0,779	7,36
NA93	0,256	3,9	1,64	0,638	5,35
NA94	0,249	4,02	1,48	0,664	6,09
NA95	0,253	3,95	1,18	0,743	3,71
AOK-Sportzenrum					
NB ges	0,158	6,32	2,49	0,639	11,1
NB935	0,22	4,54	1,81	0,638	5,96
NB90	0,184	5,44	2,34	0,614	10,5
NB91	0,12	8,36	2,18	0,752	12,3
NB93	0,215	4,65	1,8	0,659	6,03
NB94	0,29	3,45	1,22	0,671	3,14
NB95	0,375	2,67	0,621	0,782	****
Schularchiv					
NC ges	0,101	9,93	2,74	0,66	12,9
NC935	0,125	8,03	2,46	0,651	9,42
NC90	0,109	9,17	2,62	0,749	8,82
NC91	0,0887	11,3	2,68	0,79	10
NC93	0,142	7,05	2,32	0,669	8,92
NC94	0,151	6,64	2,21	0,64	7,62
NC95	0,126	7,92	2,24	0,746	7,18
Grünflächenamt Rennbahn					
NE90	0,439	2,28	1,34	0,473	4,31
Parkbühne					
NF91	0,219	4,56	1,65	0,675	6,55
Die Nonne					
ND935	0,177	5,66	1,94	0,616	4,8
ND93	0,31	3,23	1,41	0,562	3,28
ND94	0,222	4,5	1,76	0,617	4,03
ND95	0,217	4,6	1,59	0,754	1,94
Weißer Brücke; Burgau					
NG93	0,39	2,57	1,05	0,609	1,2
NH93	0,493	2,03	0,734	0,531	1,78
NI93	0,324	3,08	1,11	0,756	5,11
Seeburgstraße					
SE945	0,204	4,9	1,62	0,788	3,68
SE94	0,453	2,21	0,894	0,656	1,88
SE95	0,193	5,17	1,51	0,844	4,73

Schulbotanischer Garten					
SB935	0,127	7,9	2,48	0,678	9,89
SB93	0,135	7,43	2,29	0,729	8,58
SB94	0,144	6,94	2,26	0,678	8,44
SB95	0,174	5,74	1,94	0,741	7,39
Schützenhof					
SH935	0,0921	10,9	2,82	0,658	14,3
SH93	0,121	8,25	2,42	0,745	6,5
SH94	0,0949	10,5	2,79	0,695	13,3
SH95	0,157	6,38	2,36	0,614	10,4

Die Schwankungsbreite für Diversität und Evenness bei Schwebfliegen (Tab. 5.3.) liegt in der gleichen Größenordnung wie für andere Tiergruppen aus dem urbanen Raum (z.B. Carabidae, siehe Tab. 4.1.). In diese Betrachtung sind ausschließlich Daten für die jeweiligen Einzeljahrgänge pro Standort einbezogen worden. Gesamtdiversitäten für unterschiedliche Zeiträume finden hierbei keine Berücksichtigung.

Tab. 5.3. Schwankungsbreite der Diversitätsmaße und der Evenness für Syrphidae in Leipzig

Diversität	C	N2	HB	HBe	Alpha
min	0,4930 (NH93)	2,03 (NH93)	0,621 (NB95)	0,440 (BB93)	1,2 (NG93)
max	0,0767 (BG89)	13,00 (BG89)	2,910 (BG89)	0,882 (EC95)	15,2 (BG89)

Die Ergebnisse des Jahres 1989 im Botanischen Garten der Universität ergeben für alle Diversitätsmaße die höchsten Werte. Die Auwaldstandorte NH und NG im Jahr 1993 sowie der Parkstandort NB 1995 und die ruderalisierte Grünfläche BB 1993 liegen je nach betrachteten Index im unteren Bereich der Skala. Die Diversitätswerte stehen folglich sowohl mit den unterschiedlichen Standorten als auch mit den z.T. standortspezifischen Schwankungen in den einzelnen Jahren in Beziehung.

Beim Zusammenfassen von Fangergebnissen aus mehreren Jahren dargestellt an den Diversitätsmaßen N₂ und HB sowie an der Evenness HBe (Abb. 5.2. - Gesamtfangperiode; Abb. 5.3. - Fangperiode 1993-95) nivellieren sich die vom Fangjahr abhängigen Schwankungen. Die Evenness-Werte liegen für die meisten Flächen zwischen 0,6 und 0,7. Eine deutliche Ausnahme bildet der Standort SE. Möglicherweise ist dieses Ergebnis jedoch ein Artefakt, da die Fangperiode nur zwei Jahre umfaßt. Für alle übrigen standen Daten aus drei bis fünf Jahren zur Verfügung. Für einzelne Jahrgänge gibt es auch auf anderen Flächen ähnlich hohe Werte. Absolut gesehen, werden jedoch offenbar besonders hohe HBe-Werte auf einigen Ruderalflächen erreicht. Dies bedeutet, daß die dort nachgewiesenen Arten mit einer größeren Gleichverteilung als auf anderen Standorten vorkommen.

Für die Diversität fällt die Übereinstimmung geringer aus. Eine bessere Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Indizes ist dann gegeben, wenn man in Anlehnung an das von HANSKI & KOSELKA (1977) vorgeschlagene Verfahren die prozentualen Beträge an Stelle der absoluten Werte miteinander vergleicht. So liegt für die meisten der untersuchten Standorte die relative Diversität bei stärkerer Wichtung der seltenen Arten (Index HB) höher als bei stärkerer Wichtung häufiger Arten (Diversitätsmaß N₂). Die Reihenfolge der einzelnen Standorte bleibt davon jedoch unbeeinflusst. Eine Ausnahme ist für die Untersuchungsfläche SE zu verzeichnen. Eine reichlich 10% höhere Diversität wird im Vergleich zum Diversitätsmaß HB erreicht.

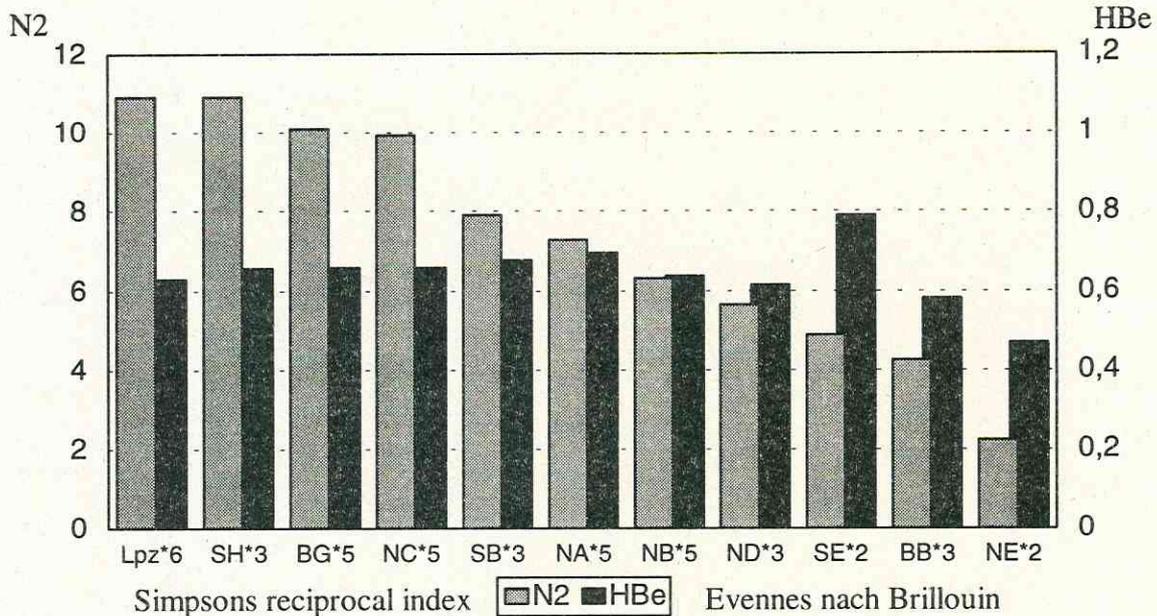


Abb. 5.2. Diversität (N2) und Evenness (HBe) für den Schwebfliegengesamtfang aus Gelbschalen für die einzelnen Standorte. * Zahl der Fangjahre.

Deutliche Verschiebungen gibt es außerdem noch für Standort BB. Auf BB weist das Verhältnis aus seltenen und häufigeren Arten anders als auf den übrigen Untersuchungsflächen ein Defizit an häufigen Arten auf. Es treten nur vier Arten mit einer relativen Häufigkeit von mehr als 3,1% auf. Somit überwiegen zahlenmäßig die Arten, die nur in wenigen Exemplaren beobachtet werden konnten, die sogenannten Begleitarten. Dies offenbart eine Abweichung in der Dominanzstruktur. Auf vergleichbaren Flächen sind die Hauptarten (Individuenanteil >3,1%) häufiger. Auf der Fläche SE ist dieses Verhältnis genau umgedreht. Im Unterschied zu den Flächen NA, NB und BB fehlen hier ausgesprochen seltene Arten. Wie unter 5.4. noch gezeigt wird, ist auf dieser Fläche die Dominanzstruktur der Schwebfliegenaufnahme abweichend. Die Arten-Individuenrelation ist ausgeglichener als auf den andern hier betrachteten Untersuchungsflächen.

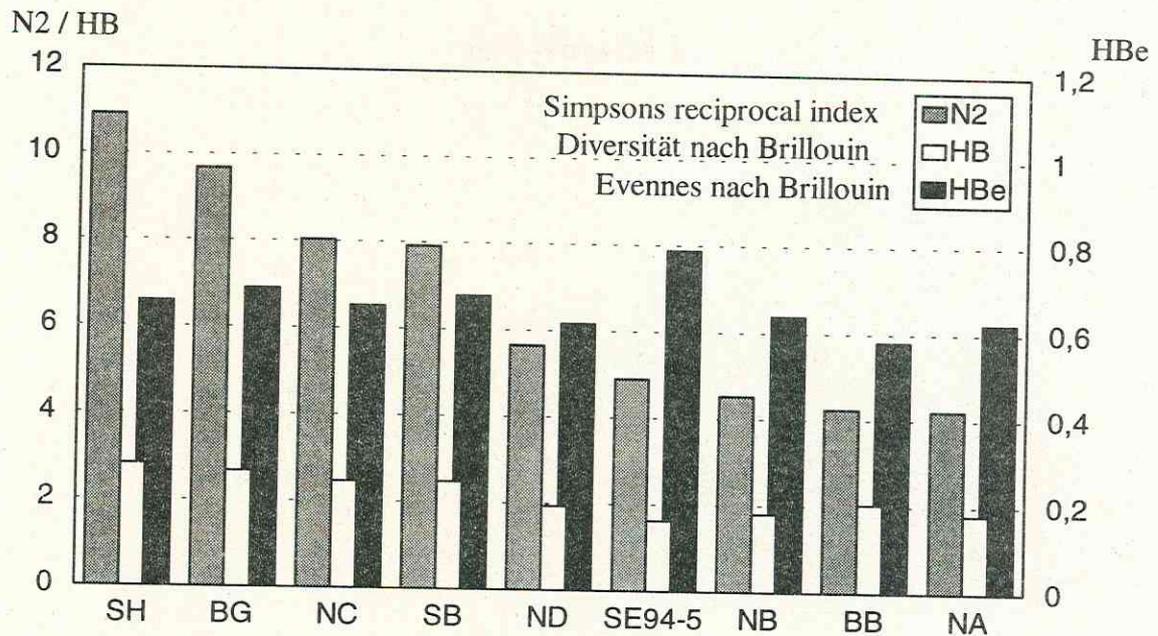


Abb. 5.3. Diversität als N2 und HB Indizes aus Gelbschalenfängen von Syrphiden zusammengefaßt für die Jahre 1993-95 sowie die Evenness HBe.

Die Zusammenhänge, die sich bei der Betrachtung der Diversität in der Zeit ergeben, sind kompliziert. In Abb. 5.4. sind diese Sachverhalte exemplarisch für die α -log-Serie dargestellt. Das Jahr 1995 dient als Standard und die Diversitätswerte sind der Größe nach sortiert. Die sich ergebende Reihung weist aus, daß Grünflächen mit hoher Pflanzenvielfalt und entsprechender Mindestfläche auch die höchste Artenvielfalt besitzen. Es kann jedoch nicht eine Reihung und damit klare Trennung zwischen Park- und Gartenanlagen, Ruderal- und Auwaldflächen erkannt werden. Dafür sind komplexe Ursachen verantwortlich. Sie wirken z.T. gegensätzlich auf den unterschiedlichen Flächentypen. Weiter kompliziert sich die Situation noch dadurch, daß auf allen untersuchten Flächen unterschiedliche Eingriffe von außen zu beobachten waren. Art und Weise der Eingriffe und Wirkung sind ebenfalls verschieden. Die Reihung, die für das Jahr 1995 festgestellt werden konnte, kann deshalb auch nur eine Momentaufnahme sein. Durch Schraffur in älteren Jahrgängen sind diejenigen Flächen hervorgehoben, bei denen eine Abweichung in der für 1995 registrierten Reihenfolge auftritt. Am auffälligsten die Veränderungen für die Fläche NB (AOK-Sportzentrum). Hier haben Prozesse stattgefunden, die zu einer dramatischen Abnahme der Artenvielfalt geführt haben. Es handelte sich hierbei in der Hauptsache um indirekte Einflüsse, die im Zuge von Baumaßnahmen zu beobachten waren. Selbst die unmittelbare Nähe zum Auwald (Revier "Die Nonne"), die sich in den Jahren 1990 und 1991 noch deutlich erkennen läßt, kann diesen Rückgang nicht ausgleichen.

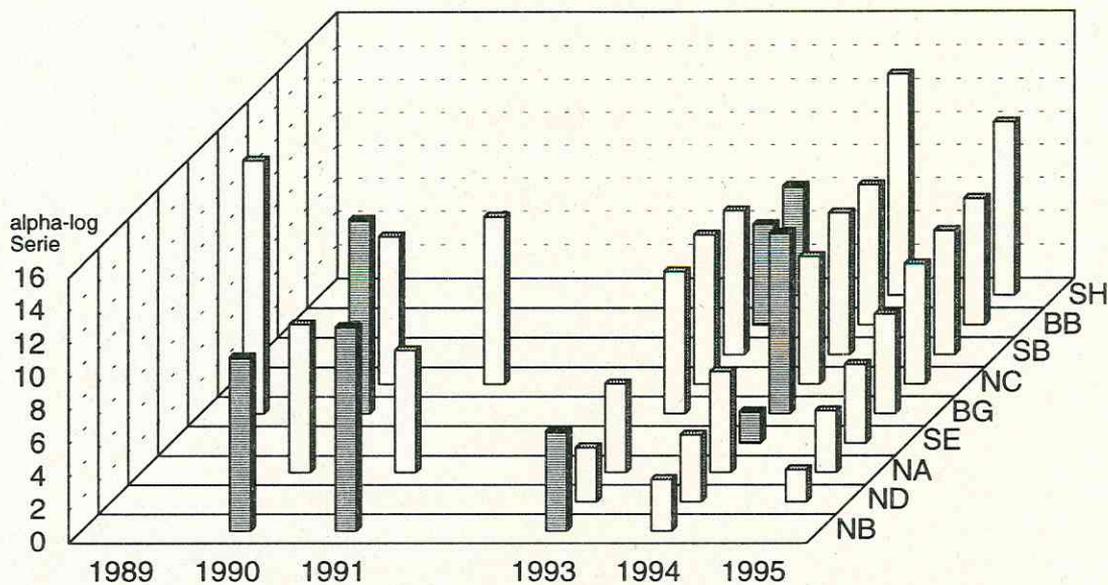


Abb. 5.4. Diversität (alpha-log-serie) von Syrphidentaxozöosen für verschiedene Untersuchungsflächen. 1995 sortiert und Abweichungen von dieser Reihung in den älteren Jahrgängen durch Schraffur hervorgehoben.

Erst wenn man sich die Schwankungsbreite für jeden Standort anschaut und den tatsächlichen räumlichen Beziehungen der Flächen Rechnung trägt, lassen sich Zusammenhänge zum Flächentyp herstellen (Abb. 5.5., Beispiel N₂). Man kann bei einer solchen Darstellungsweise mindestens drei große Gruppierungen erkennen. Es handelt sich hierbei um die naturnahen Auenbereiche im Stadtgebiet (NG-I sowie ND), die kleinere Ruderalflächen (SE, HN, mit Einschränkungen BB) und schließlich großflächige Grünanlagen. Die hohen Diversitätswerte auf letzteren erklären sich aus dem Umstand, daß offenbar Arten sowohl aus dem ruderalen als auch aus dem naturnahen Bereich diese Flächen besiedeln können. Weitere Unterschiede resultieren dann aus der konkreten Lage im Stadtgebiet, hier vor allem die Nähe zum Auwald und der Habitatausstattung bzw. andere Flächenmerkmale.

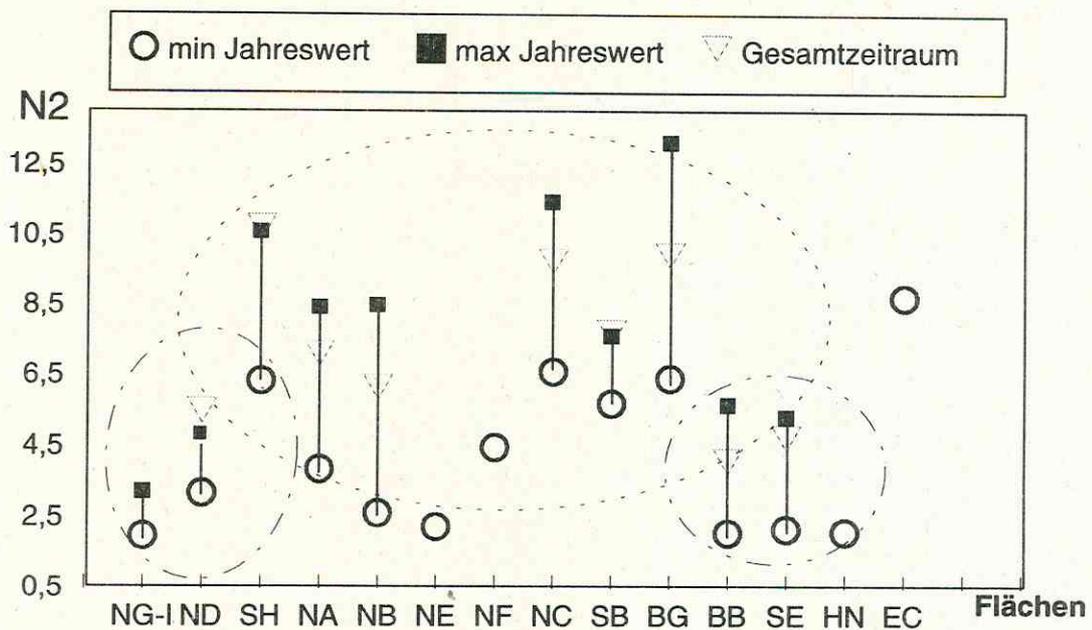


Abb. 5.5. Schwankungsbreite für Hills N2 Diversitätsmaß von Syrphidentaxozönosen auf den einzelnen Untersuchungsflächen (Erläuterungen siehe Text).

5.3 β -Diversität

Die β -Diversität dient zur Einschätzung, wie stark sich die Fauna von einem Habitat zum nächsten ändert, wieviel Arten verschwinden bzw. neu hinzukommen. Man kann sie auch "Gradient-Diversität" nennen, da sie den Grad des Wechsels in der Artenzusammensetzung entlang eines Umweltgradienten beschreibt (MAGURRAN 1988, MÜHLENBERG 1994). Um so weniger Arten verschiedene Gemeinschaften oder Gradientpositionen teilen, um so größer ist die Diversität bzw. um so größer die Anzahl gemeinsamer Arten, um so kleinere Werte nimmt sie an. Berechnet wurden verschiedene Indizes der β -Diversitäts (Tab. 5.4.) für 4 Transekte. Die Auswahl der Transekte erfolgte unter verschiedenen Gesichtspunkten, die im folgenden genannt sein sollen.

Transekt 1 untersucht den Arten-turnover beginnend auf Vergleichsflächen im Auwaldbereich (SH, ND) bis in verschiedene Stadthabitate hinein. Dazu zählen die auwaldnah gelegene Fläche SB, die innerstädtischen Ruderalflächen BB, SE, EC sowie der Botanischen Garten der Universität (BG).

Der Transekt 2 vereinigt die Untersuchungsflächen, die in einer Nord-Süd-Achse im Bereich der Elster-Pleiße Aue liegen. Neben unterschiedlich städtisch beeinflussten Auwaldstandorten (NH, NI, SH, ND, NG) liegen weiterhin Park- und Gartenanlagen auf diesem Transekt (NA, NB bzw. NC, SB).

In einem 3. Transekt werden ausschließlich die innerstädtischen Ruderalflächen betrachtet (BB, SE, HN, EC) bzw. im 4. Transekt die Park- und Gartenanlagen, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft zum Auwaldstandort "Die Nonne" befinden (NA, NB, NC, NE, NF). Die Reihenfolge im Transekt 3 wird durch die Flächengröße bestimmt, während bei Transekt 4 die unterschiedliche räumliche Nähe zur Nonne ausschlaggebend war. Die ermittelten Werte sind in Tab. 5.4. dargestellt.

Tab. 5.4. β -Diversität (I_w , I_c , I_{ws}) für vier ausgewählte Transekte von Untersuchungspunkten für Schwebfliegen.

	I_w	I_c	I_{ws}
Transekt 1 (1995)			
SH/ND	0,733	22,0	0,733
ND/SB	0,481	6,5	0,481
SB/BB	0,590	11,5	0,590
BB/SE	0,533	8,0	0,533
SE/EC	0,333	3,5	0,333
EC/BG	0,576	9,5	0,576
Gesamt- β -Diversität	5,106	87,0	4,319
Transekt 2 (1993)			
NI/NH	0,273	1,5	0,273
NH/SH	0,818	13,5	0,818
SH/NA	0,545	12,0	0,545
NA/NB	0,588	10,0	0,588
NB/ND	0,515	8,5	0,515
ND/NC	0,529	13,5	0,529
NC/SB	0,397	12,5	0,397
SB/NG	0,812	13,0	0,812
Gesamt- β -Diversität	6,051	116,5	6,678
Transekt 3 (1994/95)			
EC95/HN94	0,765	6,5	0,765
HN94/SE94	0,400	2,0	0,400
SE94/BB94	0,724	10,5	0,724
Gesamt- β -Diversität	9,695	105,0	9,130
Transekt 4 (1990/91)			
NC90/NB90	0,273	12,0	0,273
NB90/NE90	0,536	18,5	0,536
NE90/NF91	0,515	8,5	0,515
NF91/NA90	0,556	12,5	0,556
Gesamt- β -Diversität	3,046	88,5	2,911

Auffallend ist die hohe Gesamt- β -Diversität auf Ruderalflächen. Der gewählte Transekt 3, der sich an den Flächengrößengradient anlehnt, zeigt, daß sowohl auf den kleineren als auch den größeren ruderal beeinflussten Flächen hohe Diversitäten auftreten. Sie teilen folglich wenige Arten und der turnover ist entsprechend groß. Die β -Diversität zwischen einer größeren und kleineren Fläche fällt im Gegensatz dazu geringer aus. Eine Abnahme des Arten-turnover zwischen ihnen ist die Ursache. Die auf den kleine Flächen vorkommenden Arten sind zu einem erheblichen Teil auch auf den größeren vertreten. Dieses Ergebnis weist auf die hohe Eigenständigkeit des Artenbestandes von ruderalen Flächen mit etwa gleicher Größe hin. Im Gegensatz dazu deuten sich größere Ähnlichkeiten des Artenspektrums zwischen Flächen unterschiedlicher Größe an. Dieses interessante Ergebnis gibt Anhaltspunkte zum Verständnis der Besiedlung dieser Flächen durch Schwebfliegen. Alle vier hier betrachteten Standorte liegen in einer Entfernung zueinander, die den Kilometerradius nicht überschreitet. Trennende Raumstrukturen und Besonderheiten der Habitatausstattung können für die oben erläuterte Eigenständigkeit nur zum Teil verantwortlich gemacht werden. Andererseits findet sich eine

deutliche Anzahl von gemeinsamen Arten, jedoch nur zwischen einer größeren Fläche und kleineren Ruderalstandorten (BB-SE oder SE-HN). Da ein solches Ergebnis nicht bei den kleineren Flächen untereinander beobachtet werden kann, spricht alles dafür, daß 1. die Austauschprozesse zwischen den Flächen nicht auf bestimmte gleiche Arten beschränkt sind und 2. eine Ansiedlung auf den jeweiligen Einzelstandorten in hohem Maße von Zufällen abhängig ist. Größere Grünflächen nivellieren bis zu einem bestimmten Maß Zufälligkeiten der Ansiedlung von einzelnen Arten und unterscheiden sich deshalb weit weniger als kleinere Standorte. Die Trefferquote steigt mit zunehmender Flächengröße und gleichzeitig vergrößert sich die Wahrscheinlichkeit, daß eine Ansiedlung erfolgreich verläuft. Das größere Ressourcenangebot ist dafür eine Ursache.

Der Arten-turnover für den Transekt 2, der neben Auwaldstandorten auch die in der Aue gelegenen Park- und Gartenanlagen einschließt, ist höher als für den Transekt 1. Letzterer beginnt, wie oben bereits dargestellt, auf einer im nördlichen Auwald gelegenen Fläche (SH), schließt die Nonne (ND) und den Schulbotanischen Garten (SB) ein und setzt sich über die städtischen Ruderalflächen bis zum Botanischen Garten der Universität (BG) fort (Abb. 5.6.). Die höchste turnover-Rate liegt zwischen SH und ND. Alle anderen Punkte weisen eine größere Gleichförmigkeit im Artbestand auf. Die niedrige Diversität für die zwei Ruderalflächen SE und EC wurde bereits bei der Betrachtung für den Transekt 3 diskutiert.

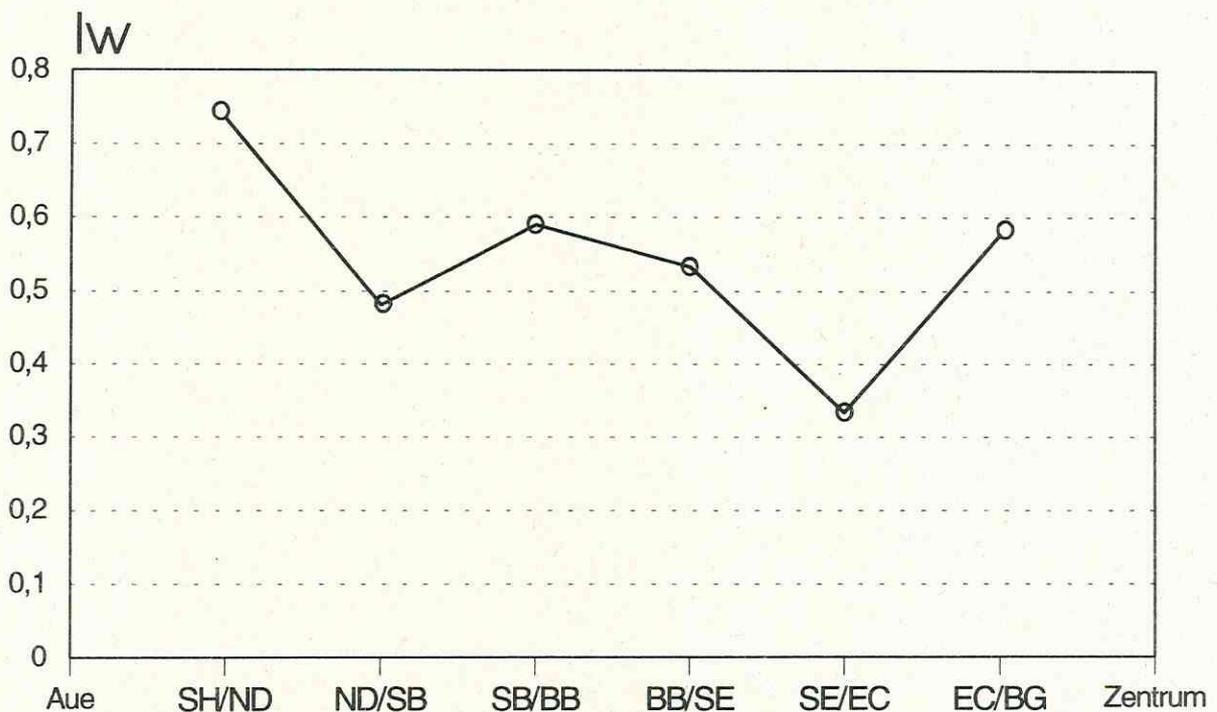


Abb. 5.6. Veränderungen der β -Diversität von Syrphidenfängen dargestellt für den I_w -Index entlang des Transekts 1. Dieser hat seinen Anfang in der Aue (SH, ND, SB) und reicht bis zum Botanischen Garten (BG) über zentrumsnahe Ruderalstandorte (BB, SE, EC).

Wenn man für den Transekt 1 einzelne Punkte der Reihe nach weg läßt und die sich so ergebenden I_w -Werte für BG ermittelt, zeigt sich, daß die turnover-Rate zwischen BG und ND am größten ist (0,733). Ein Ergebnis, daß nicht überrascht. Die Besonderheiten einer Auwald-

fläche und einer Gartenanlage spiegeln sich darin wider. Zu allen übrigen Flächen existiert eine größere Übereinstimmung. Für diese Flächen ergibt sich folgende Reihung: BB (0,381), SH (0,444), SB (0,487), SE (0,533), EC (0,567). Daraus ist abzuleiten, daß die räumliche Nähe der Flächen zueinander eine untergeordnete Bedeutung für die sich ergebenden Diversitätswerte hat. Wichtiger ist die Ähnlichkeit in Habitatstrukturen, die für Schwebfliegen von Bedeutung sind. Die Flächen BB, SH besitzen folglich eine größere Entsprechung zu BG, als BG zu den Ruderalflächen EC und SE.

Für den Transekt 2 ist der höchste Arten-turnover beobachtet worden ($I_C=116,5$). Bedingt wird dieser Wert vor allem dadurch, daß sich die Flächen aus dem nördlichen (NH, NI) und südlichen (NG) Auwaldbereich deutlich von den übrigen Flächen unterscheiden. Die im mittleren Abschnitt des Transekts gelegenen Untersuchungsflächen SH, NA, NB, ND und NC zeigen nur unwesentliche Schwankungen der β -Diversität (Abb. 5.7.). Lediglich SB hat eine geringere Eigenständigkeit im Vergleich zu NA-NC (I_W zwischen 0,39 und 0,47). Andererseits ist die turnover-Rate von SB zur Auwaldfläche ND mit $I_W=0,6$ höher. Anthropogene Störungen (Nähe zu stark befahrener Straße, Pflegemaßnahmen auf der Fläche u.a.) sind für diesen Unterschied verantwortlich zu machen.

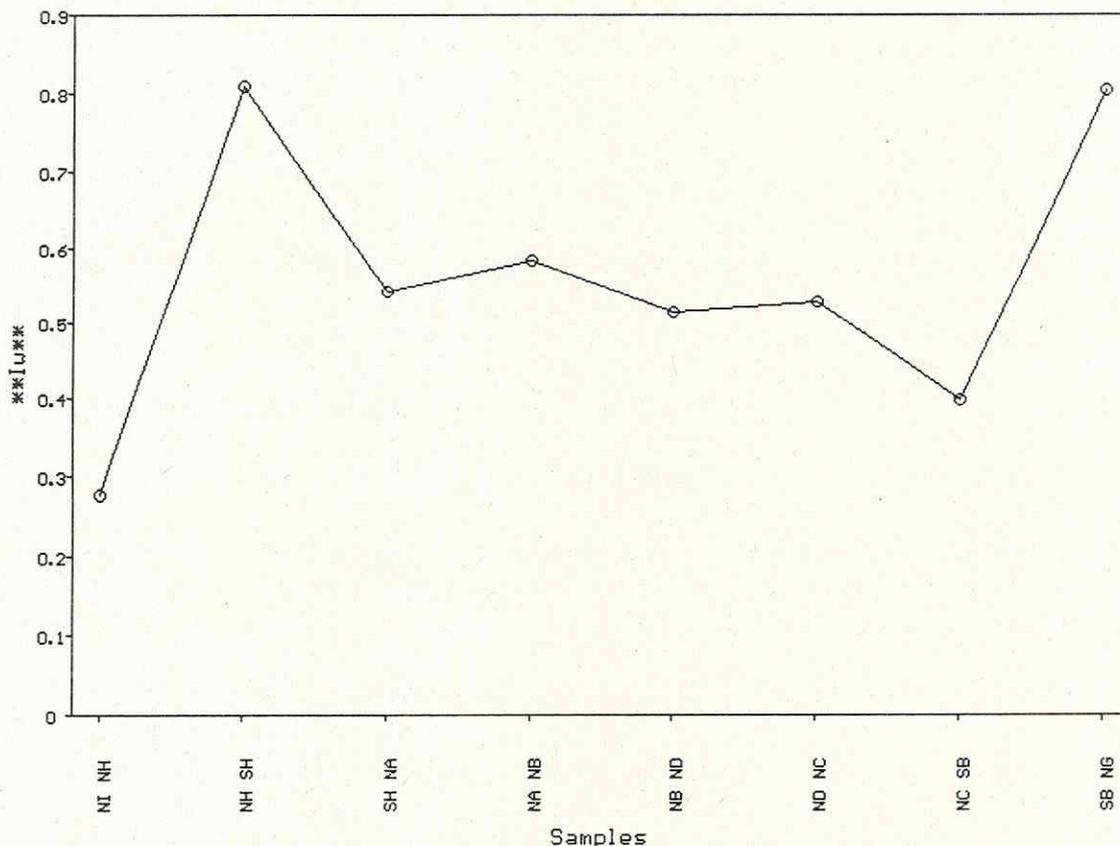


Abb. 5.7. Gradient der β -Diversität von Syrphidenfängen, dargestellt für den I_W -Index entlang einer Nord-Südachse durch die Elster-Pleiße Aue (Transekt 2).

Wie zu erwarten, erreicht die Gesamt-turnover-Rate auf dem Transekt 4 nur geringe Werte. Einzelne untersuchte Strukturen in der Park- und Gartenlandschaft in der näheren Umgebung der Nonne zeigen eine hohe Selbständigkeit. Interessant sind die Beobachtungen auf den Flächen NE und NF. Beide liegen im Clara-Zetkin-Park nördlich der Rennbahn nur ca. 300 m voneinander entfernt. NE ist ein für den Park repräsentativer Standort. NF weist die

Besonderheit auf, daß nur hier inselartig eine üppige Krautschicht mit typischen Auwaldpflanzen vorkommt. Dieser nur auf einer kleinen Fläche zu beobachtende Vegetationsunterschied hat Einfluß auf die Syrphiden. Es siedeln hier eine Reihe von Arten, die im angrenzenden Parkgelände nicht mehr nachweisbar sind. Eine hohe Habitatbindung und/oder zu geringe Individuenzahlen außerhalb von NF haben daran Anteil und bewirken die hohe turnover-Rate.

5.4. Dominanzstruktur

Trägt man das Gesamtfangergebnis für Leipzig aus Gelbschalen für den Zeitraum 1993-95 entsprechend der von ENGELMANN (1987) vorgeschlagenen logarithmischen Klasseneinteilung als Individuendominanzen ab, so erhält man die in Abb. 5.8. gezeigte Darstellung. Arten im eudominanten Bereich fehlen. Dafür treten drei dominante Arten mit einem Anteil von ca. 42% an der Gesamtindividuenzahl auf. Subdominant sind 5 Arten mit ca. 33% und rezedent 9 Arten mit ca. 14% der Individuen vertreten. Die restlichen 88 Arten konnten nur selten registriert werden. Ihr Anteil beträgt ca. 11% vom Gesamtfang und verteilt sich auf die Klassen subrezedent sowie sporadisch.

Der Gesamtfang für den Zeitraum von 1993 bis 1995 verteilt sich auf insgesamt 11 Standorte. Unterschiede zwischen diesen Standorten treten sowohl im Artbestand als auch bei den Individuendominanzen in Erscheinung (Abb. 5.9. und 5.10.). So kommen von 8 Arten, die im Gesamtfang für Leipzig sub- bis dominant auftreten 6 auf allen untersuchten Flächen mit Ausnahme von ND und den kleineren innerstädtischen Ruderalflächen HN, SE und EC vor. Im innerstädtischen Bereich fehlenden lokal die Arten *Xylota segnis* und *Eumerus tuberculatus*. Auf dem geschlossenen Auwaldstandort (Fläche ND) fehlen im Gegensatz dazu die Arten *Pipizella viduata* und *Sphaerophoria scripta*.

Auffällig sind die Gemeinsamkeiten bezüglich der Art *Episyrphus balteatus*. Sie ist auf allen Untersuchungsflächen vertreten, dabei auf acht Flächen die häufigste Art (dominant bis eudominant), sonst dominant (ND, BB) und nur auch EC subdominant. Die Übereinstimmung in der Verbreitung der übrigen fünf häufigsten Arten ist hoch, fällt jedoch im Vergleich zu *E. balteatus* etwas geringer aus.

Die nachgewiesene Dominanzverteilung läßt eine Zuordnung der Flächen zu zwei Gruppen zu:

1. Flächen mit ausgewogener Arten-Individuen-Relation: NC, SB, SH, BG und mit Einschränkungen BB sowie ND;
2. gestörte Individuenverteilung, angezeigt durch das Auftreten eudominanter Arten und/oder dem Fehlen niedriger Dominanzklassen: NA, NB (Parkstandorte) sowie noch stärker auf SE, HN, EC (kleine innerstädtische Ruderalflächen).

Die Unterschiede in den Dominanzklassen der zwei Gruppen haben ihre Ursachen in unterschiedlichen Umweltkapazitäten der einzelnen Standorte. Sie finden ihren Niederschlag in den nachgewiesenen Arten- und Individuenzahlen. Während die Funde für die Flächen der 2. Gruppe nur bis ca. 20 Arten/165 Individuen erreichen, liegen sie für die 1. Gruppe im Bereich von 25 Arten /800 Individuen bis 78 Arten /3300 Individuen für den Untersuchungszeitraum von 3 Jahren. Das **Habitat**, vor allem mit den Parametern Größe, Lage im Stadtbild und Ausstattung sowie die **anthropogene Beeinflussung** sind die entscheidenden Faktoren, auf die sich aus der Vielzahl von variablen Umweltgrößen die Umweltkapazität fokussieren läßt.

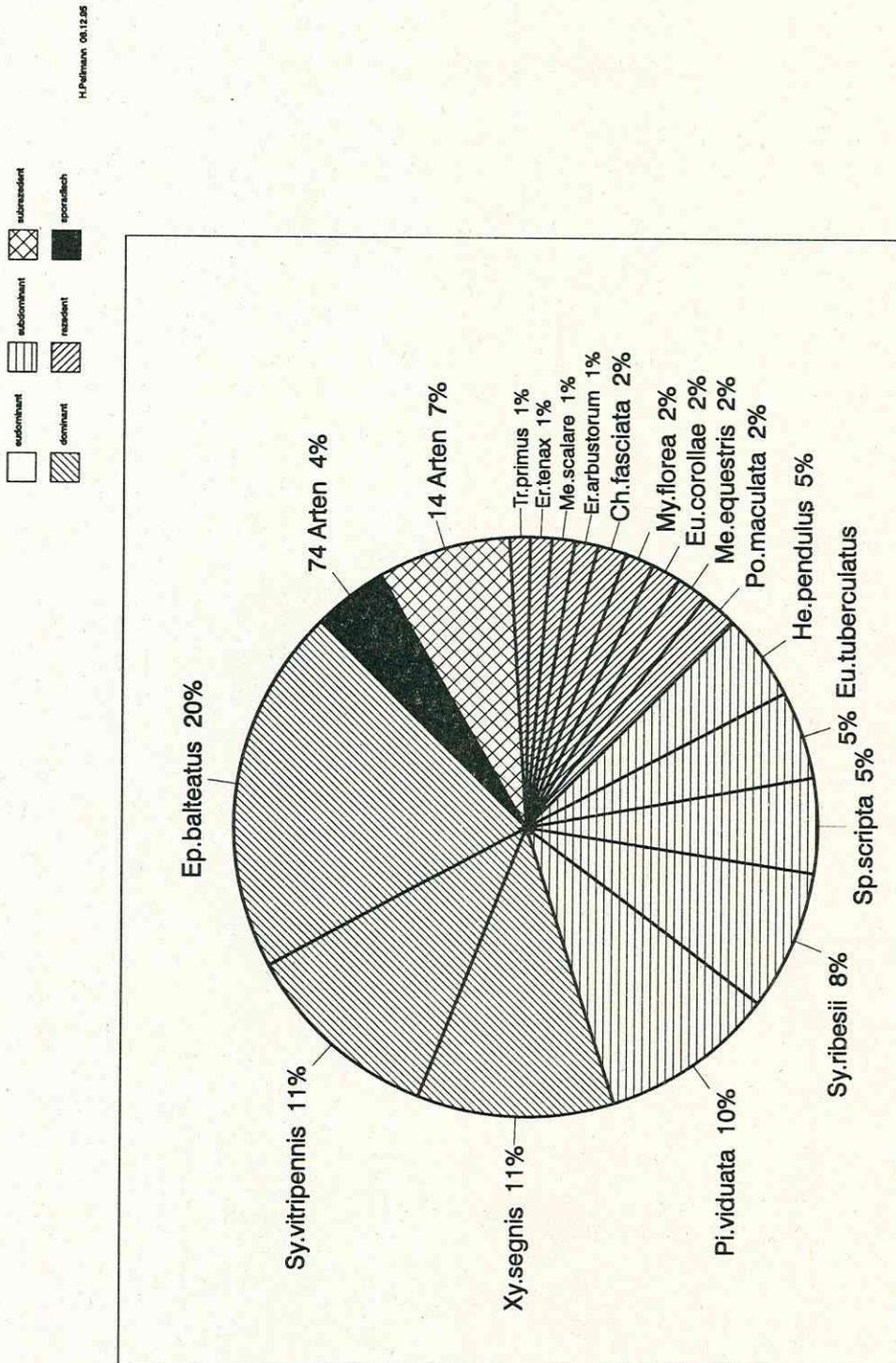
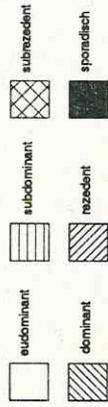
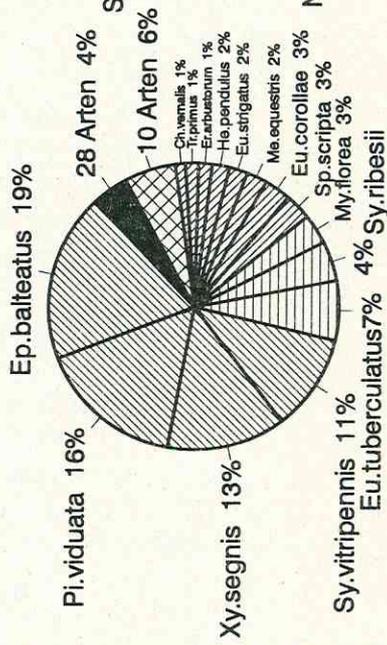


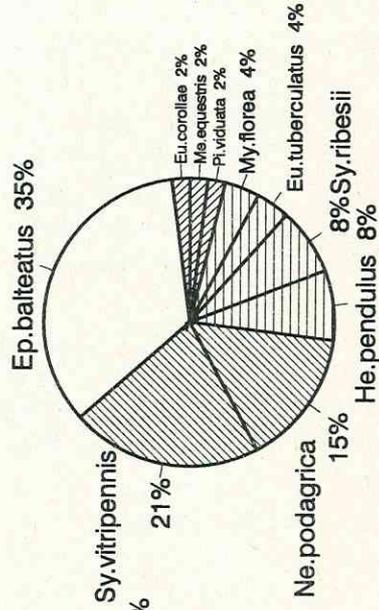
Abb. 5.8. Dominanzstruktur des Gesamtfangs an Schwebfliegen aus Gelbschalen im Stadtgebiet von Leipzig für den Zeitraum 1993-95.



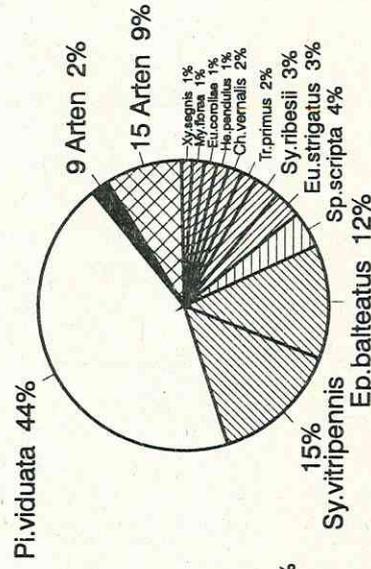
BG



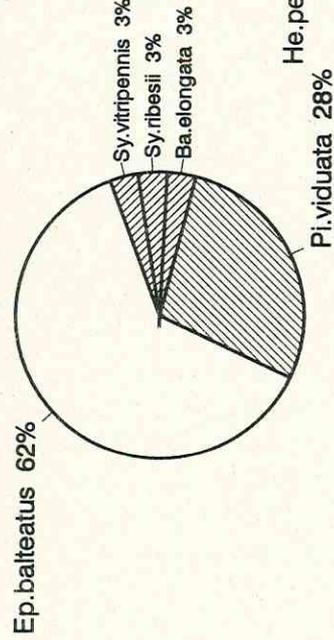
SE1994-95



BB



HN1994



EC1995

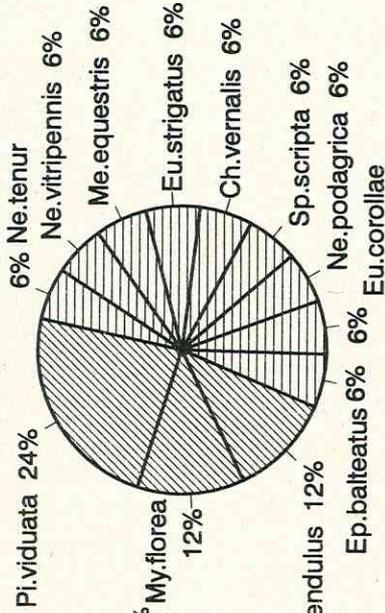


Abb. 5.10. Dominanzstruktur für Schwebfliegenfänge aus Gelbschalen im Stadtgebiet von Leipzig 1993-95, Teil II: zentrumsnahe Standorte.

Qualitative Unterschiede zwischen den Untersuchungspunkten lassen sich im Artenspektrum und ihrer Ernährungsweise im Larvenstadium feststellen. Wie oben bereits ausgewiesen, ist für zwei in Leipzig insgesamt häufige Arten (*X. segnis* und *E. tuberculatus*) eine diskontinuierliche Verbreitung typisch. Die erste Art meidet vollständig die kleineren innerstädtischen Ruderalflächen und kommt auch auf der größeren Fläche, die z.T. ruderalisiert ist (BB), nur in geringer Individuenzahl vor. In drei Jahren wurden dort insgesamt nur 5 Exemplare registriert. Im Gegensatz dazu zählt sie zu den häufigsten Arten überhaupt, wenn man die Bereiche städtische Park- und Gartenanlagen bis hinein in den geschlossenen Auwaldbereich (ND) betrachtet.

Das Fehlen von *E. tuberculatus* läßt sich nicht in eine so einfache Beziehung zu Flächentypen setzen. Auf innerstädtischen Ruderalflächen kommt die Art selten vor oder fehlt. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Gartenanlagen sowie in reich strukturierten Parks, dort dürften auch ihre als phyto-saprophag eingestufte Larven geeignete Entwicklungsbedingungen vorfinden und die beobachteten hohen Individuenzahlen erklären.

Der mit Bäumen bestandene Auwaldabschnitt ND unterscheidet sich von allen übrigen untersuchten Flächen vor allem dadurch, daß hier zwei im Larvenstadium phytophage Arten in sehr hohen Individuenzahlen vorkommen. Es handelt sich um *Portevinia maculata* und *Cheilisia fasciata*. Beide sind ausgesprochene Nahrungsspezialisten, da sie eng an ihre Futterpflanze (Bärlauch, *Allium ursinum*) gebunden sind. Bärlauch kommt auch außerhalb des Auwaldes, auf den Untersuchungsflächen SB, BG und NF inselförmig vor. Dort bzw. auf den in der Nachbarschaft von ND gelegenen Flächen NB und NC läßt sich *C. fasciata* regelmäßig nachweisen. Die beobachteten Individuenzahlen sind jedoch gering. Folglich spielt diese Art nur eine untergeordnete Rolle für die Dominanzstruktur dieser Orte. Für *P. maculata* ist eine noch stärkere Bindung an das abiotisch-biotische Gefüge eines Auwaldstandort mit Bärlauch zu beobachten. Nur selten gelangen Nachweise auf den benachbarten Flächen NB und NC, niemals jedoch in den isolierten Pflanzenbeständen auf SB, BG oder NF. Sie kann deshalb als Indikatorart für den Auwaldstandort ND gelten.

Wie im vorherigen Absatz bereits angedeutet, ernähren sich Schwebfliegen im Larvenstadium nicht einheitlich. Sie gehören je nach bevorzugter Nahrung zu den aphidophagen (Blattlausfresser), phytophagen (Pflanzenfresser), saprophagen (Ernährung von toter organischer Substanz), bzw. xylophagen (Ernährung von Holz), im Wasser (=aquatisch) oder auf dem Land (=terrestrisch) lebenden Organismen. Im Gesamtfang für Leipzig überwiegen die Aphidophagen (Abb. 5.11.), ebenso auf den Einzelstandorten. Die einzige Ausnahme bildet ND. Dort sind es etwa nur ein Drittel aller Individuen, die dieser Ernährungsart zu zuordnen sind. Überdurchschnittlich hoch sind andererseits die Anteile von Tieren mit phytophager und saprophag-terrestrischer Ernährungsweise. In dieser Verteilung der Ernährungsformen der Schwebfliegenlarven spiegelt sich das spezifische Ressourcenangebot des bewaldeten Auwaldstandortes ND wieder. Er bietet allen drei Grundernährungsformen gleichermaßen gute Existenzmöglichkeiten. Zu beachten ist jedoch, daß der hohe Anteil von phytophagen Individuen auf im Wesentlichen nur zwei Arten zurückzuführen ist. Beim Fehlen ihrer Nahrungspflanze, wie es auf dem unmittelbar im Auwald gelegenen offenen Standort SH der Fall ist, reduziert sich zwangsläufig ihre Bedeutung in der Syrphidentaxozönose.

Den höchsten Anteil an aphidophagen Individuen findet man auf einigen Ruderalstandorten (100% auf HN bzw. auf BB mit 86,2%). Der generell hohe Anteil dieser Ernährungsform in Leipzig hängt damit zusammen, daß in einem urbanen System besonders die eurytopen aphidophagen Schwebfliegenarten gute Entwicklungsmöglichkeiten vorfinden. Gehäuftes Auftreten anderer Ernährungsformen zeigt im Gegensatz dazu Standortbesonderheiten an. Eine weitergehende Interpretation ist schwierig und setzt die Analyse der Ursachen voraus. Entsprechende Angaben liegen nur dürftig vor. Sie betreffen Aussagen zu den Fragen: was macht einen Standort attraktiv für Schwebfliegenimagines und wo sind die Larvalhabitate.

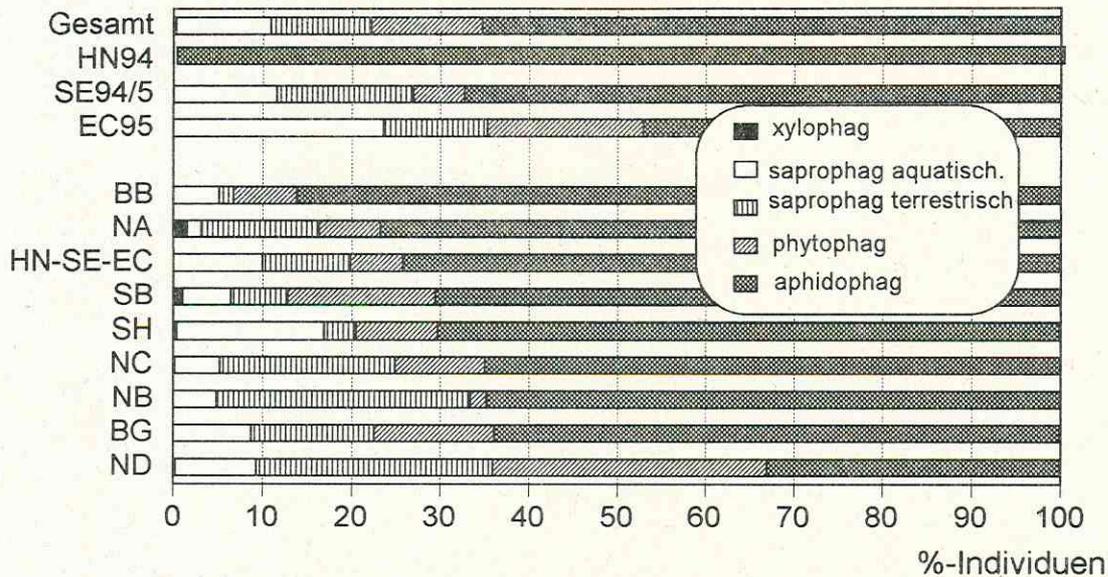


Abb. 5.11. %-Anteile unterschiedlicher Ernährungsformen der Syrphidae im Larvenstadium auf verschiedenen Untersuchungsflächen im Zeitraum von 1993-95; die jeweils registrierte Gesamtindividuenzahl für drei Jahre entspricht 100%, bei kürzerer Untersuchungszeit folgt eine Jahresangabe nach der Ortsbezeichnung; HN-SE-EC: Zusammenfassung der Ergebnisse für die drei kleineren Ruderalflächen gleicher Bezeichnung

5.5. Flächenähnlichkeiten abgeleitet aus der Struktur der Syrphidentaxozöosen

Für den Vergleich von Artengemeinschaften ist die Berechnung des Sørensen-Quotienten eine geeignete Methode. In die Betrachtungen gehen dabei nur die registrierten Arten je Fundort ein. Die Individuendominanzen bleiben unberücksichtigt. Um so größer die berechneten Werte sind, die zwischen 0 und 1,0 liegen, um so größer ist die Ähnlichkeit in der Artzusammensetzung zwischen den jeweils zwei miteinander verglichenen Artengemeinschaften (Tab. 5.5.).

Tab. 5.5. Sørensen-Quotient für Syrphidenfänge aus Gelbschalen im Zeitraum von 1993 bis 1995 auf 11 Leipziger Untersuchungsflächen. Werte auf den Flächen SE nach zwei- bzw. auf HN und EC nach einjährigen Datenerhebungen.

	ND	NA	NB	NC	SB	SH	BG	BB	SE945	HN94
NA	0.5000	1.0000								
NB	0.4444	0.4103	1.0000							
NC	0.5753	0.4179	0.5000	1.0000						
SB	0.5625	0.5172	0.4746	0.6667	1.0000					
SH	0.4078	0.3299	0.3878	0.5714	0.5812	1.0000				
BG	0.4103	0.3611	0.4384	0.5941	0.6087	0.6565	1.0000			
BB	0.4918	0.4364	0.5357	0.5476	0.5600	0.5965	0.6742	1.0000		
SE	0.4000	0.4138	0.4000	0.3103	0.4082	0.2273	0.3175	0.4348	1.0000	
HN	0.2667	0.2500	0.3200	0.1887	0.2273	0.1205	0.1379	0.2439	0.5333	1.0000
EC	0.2703	0.3871	0.3750	0.3333	0.3529	0.2444	0.3385	0.4583	0.6364	0.2353

Die Ähnlichkeiten der einzelnen Flächen unterscheiden sich z.T. erheblich. Sie schwanken in einem weiten Bereich von 0,12 (HN-SH) bis 0,67 (BG-BB). Am besten läßt sich die Ähnlichkeit der Flächen zueinander in Form eines Ähnlichkeitsdendrogramms nach paarweisem Vergleich und Clusterung (UPGMA, siehe 2.2.2.) mit den Werten aus Tab. 5.5. darstellen (Abb. 5.12.).

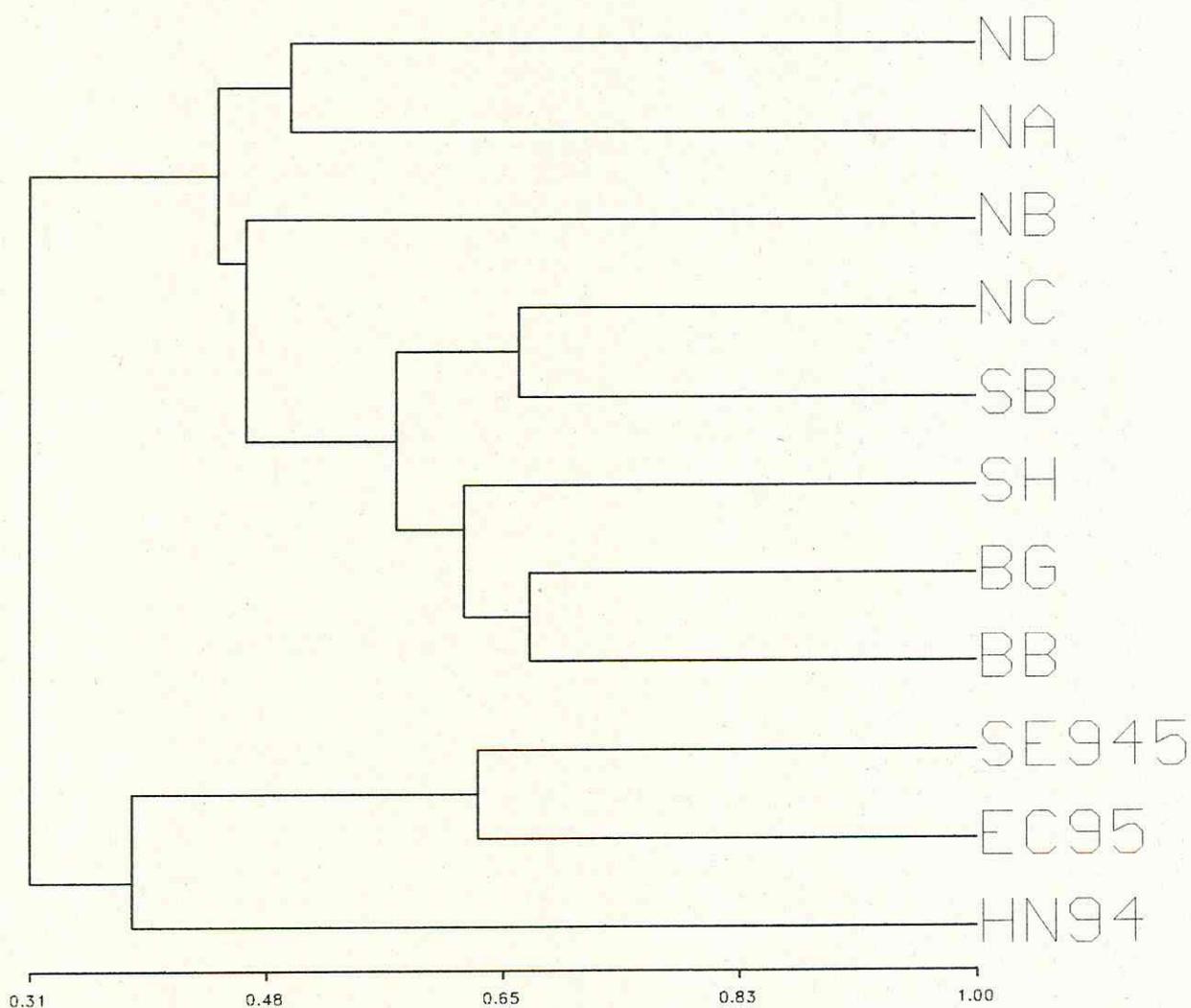


Abb. 5.12. Ähnlichkeitsdendrogramm nach Berechnung des Sörensen-Quotienten für den Artbestand der Schwebfliegenfauna auf den 1993 bis 1995 untersuchten Stadtflächen von Leipzig.

Die Artengemeinschaften der kleinen innerstädtischen Ruderalflächen (SE945, EC95, HN95) bilden zusammen eine Gruppierung. Sie sind allen anderen Untersuchungsflächen gegenübergestellt. Ihre Sonderstellung wird somit nachhaltig unterstrichen. Sie hat ihre Ursachen in den im Vergleich zu den übrigen betrachteten Flächen deutlich niedrigeren nachgewiesenen Artenzahlen. Wie bereits im Kapitel 5.4. diskutiert, läßt die Umweltkapazität dieser Flächen keine höheren Artenzahlen zu. Entscheidend sind die geringe Habitatgröße und das damit verbundene fehlende bzw. eingeschränkte Ressourcenangebot. Sie begrenzen die Tierwelt. Weitere Gruppierungen, die jedoch nicht so deutlich ausfallen, finden sich für

die Standorte NC bis BB und ND, NA sowie NB. Die Gruppe NC-BB vereint alle Standorte, die aufgrund der Flächengöße und der Habitatbesonderheiten, die höchsten nachgewiesenen Artenzahlen beherbergen. Dabei ist ihre Lage in Leipzig ohne Bedeutung. Es lassen sich deshalb keine entscheidenden Unterschiede zwischen den Gartenanlagen (NC, SB und BG) finden, die durch unterschiedliche Zentrumsnähe charakterisiert werden. Eine reich strukturierte sowie artenreiche zentrumsnah gelegene Gartenanlage (BG) mit hoher Pflegeintensität kann durchaus eine sehr ähnliche Artzusammensetzung aufweisen, wie eine größere ruderalisierte Stadtgrünfläche (BB), die etwa zwei mal im Jahr gemäht wird, bzw. wie ein offener Auwaldstandort (SH). Auf letzterem Standort fanden in den letzten Jahren überhaupt keine Pflegemaßnahmen mehr statt. Die Fläche ist sich selbst überlassen und durch spontane Entwicklungsprozesse charakterisiert, die eine Erhöhung der Strukturvielfalt bewirken.

Mit Hilfe der Renkonschen Zahl erfolgt eine Bewertung der Dominanzverhältnisse von unterschiedlichen Artengemeinschaften. Die Werte liegen im Bereich von 0 bis 100. Letztere Zahl entspricht 100 %ige Übereinstimmung, bei gänzlich fehlenden Gemeinsamkeiten nimmt die Renkonsche Zahl den Wert Null an. Da die Individuendominanzen als Berechnungsgrundlage dienen, werden Zufallsfunde von Arten, für die nur ein Nachweis von Einzelindividuen möglich ist, nicht überbewertet. Grundlage für die Berechnung der Zahlenwerte in Tab. 5.6. sind die Aufsammlungsergebnisse aus den Jahren 1993-95 von 11 Leipziger Grünflächen.

Tab. 5.6. Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen der Artengemeinschaften bei Syrphiden aus Gelbschalenfängen für 1993 bis 1995. Als Berechnungsgrundlage dient die Renkonsche Zahl.

	ND	NA	NB	NC	SB	SH	BG	BB	SE945	HN94
NA	21.1366	100								
NB	26.3715	63.2653	100							
NC	46.3333	12.9305	16.0852	100						
SB	42.3581	34.0223	34.8872	43.2379	100					
SH	22.2965	06.4460	08.9080	48.8742	24.2726	100				
BG	42.5835	14.0000	17.9688	72.2817	47.0337	49.6799	100			
BB	18.6082	29.4627	27.7325	34.9544	54.8523	22.0569	48.2683	100		
SE	08.6393	36.4641	23.9631	05.5767	18.1159	03.0888	06.7463	18.8000	100	
HN	05.0773	27.3292	27.4112	04.1078	12.0301	01.9122	04.4191	13.3333	50.0000	100
EC	01.3468	09.5890	12.0879	01.9443	05.0290	00.9604	02.3055	06.8817	26.0870	20.4082

Die Schwankungsbreite ist für diesen Indexwert noch größer als nach dem Sörensen-Quotienten. Sie liegt zwischen 0,96 (EC-SH) und 72,28 (BG-NC). Nach einer Clusterung und der Darstellung der Ähnlichkeiten in einem Dendrogramm (Abb. 5.13.) lassen sich wie in Abb. 5.12. zwei Gruppen finden.

In der ersten Gruppe sind erneut die kleineren Ruderalflächen zusammengefaßt. Zusätzlich ordnen sich dort noch NA und NB ein. Sie waren bereits in Abb. 5.12. nicht bei den Flächen mit hoher Artenvielfalt zu finden. Hier wird dieser Unterschied noch besser sichtbar. Für beide Standorte ist ein deutlicher Rückgang von Artenvielfalt und Individuenhäufigkeit im Untersuchungszeitraum von 1993-95 zu beobachten. Sie nähern sich deshalb in ihrem Syrphidenbestand innerstädtischen Ruderalflächen an. Vergleichsweise wenige Arten in geringen Individuenzahlen sind für sie im letzten Untersuchungsjahr typisch. Vergleicht man die Ergebnisse aus dem Zeitraum 1993-95 mit Daten aus den Jahren 1990-91 fällt außerdem das Fehlen seltener Arten auf. Der Schwebfliegenbestand reduziert sich in der Gegenwart auf

wenige Arten. Diese zeichnen sich durch eine weite Verbreitung im Stadtgebiet aus und gelten als eurytpe Arten.

Die Ursachen für die Verarmung der Schwebfliegenfauna sind auf beiden Flächen ähnlich. Sie sind gleichermaßen auf Baumaßnahmen zurückzuführen. Dabei ist festzustellen, daß solche Habitatstrukturen, wie die an die Fallenstandorte angrenzende Vegetation (insbesondere Bäume und Sträucher), nur unwesentlich verändert worden sind. Eine kompensatorische Wirkung geht von ihnen offenbar nicht aus. Folgen der Bautätigkeit waren in beiden Fällen eine Erhöhung der Flächenversiegelung und Störungen im Umfeld der Untersuchungspunkte (Baufahrzeuge, zeitweilige Ablagerung von Bau- und Abbruchmaterialien). Auf die Störfaktoren gab es eine gleichgerichtete Reaktion - ein drastischer Rückgang der Arten- und Individuenzahlen. Selbst die Nähe zum Auwald (NB) bzw. die Lage in einem größeren Park (NA) konnten diese negativen Folgen nicht ausgleichen. Auf den Schwebfliegenbestand beider Untersuchungspunkte wirken sich weiterhin die Folgen einer deutlich angehobenen Pflegeintensität auf den angrenzenden Grünanlagen sehr nachteilig aus. Eine Erscheinung die in Leipzig auf sehr vielen Flächen zu beobachten ist. Die Folge ist eine weitgehende Zerstörung natürlicher Beziehungen. Diese konnten sich in der Vergangenheit auf vielen Grünanlagen herausbilden. Das Pflegeregime war stärker extensiv. Die dadurch mögliche Spontanentwicklung war der Ausbildung vielfältiger natürlicher Beziehungen und einem hohen Artenreichtum förderlich. Eine in der Gegenwart praktizierte Grünflächengestaltung mit dem Primat auf ästhetischen Gesichtspunkten und der Ignoranz ökologischer Zusammenhänge beschleunigt zusätzlich den oben nachgewiesenen Rückgang von Lebensvielfalt.

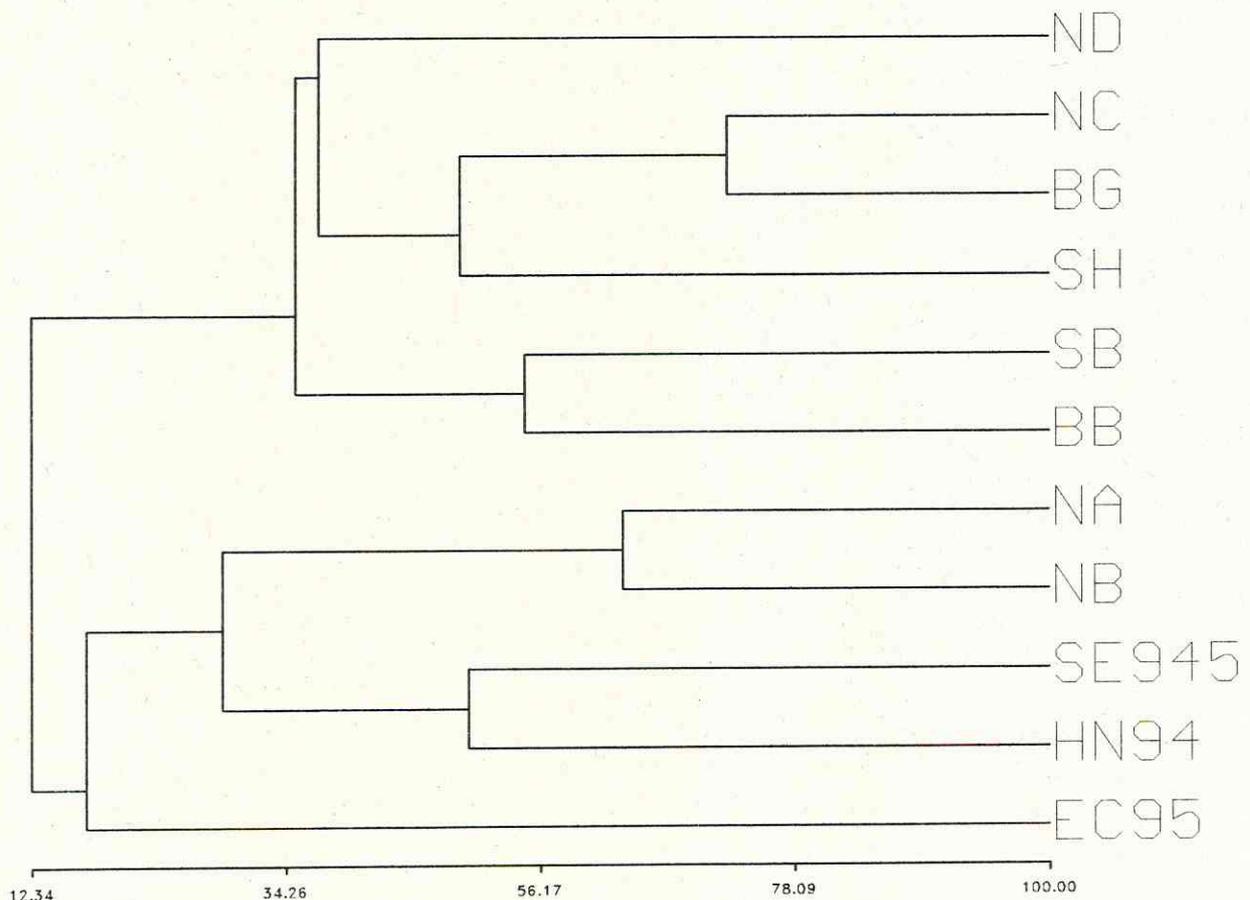


Abb. 5.13. Dominanzverhältnisse für die Syrphidenfänge der 1993-95 untersuchten Standorte in Leipzig. Das Ähnlichkeitsdendrogramm basiert auf einer Clusteranalyse der Renkonschen Zahl.

Die weiteren Flächenbeziehungen aus Abb. 5.13. entsprechen in weiten Teilen der vorhergehenden Darstellung. Etwas deutlicher fällt die Separierung des bewaldeten Auenstandortes ND aus. Er nimmt eine von den übrigen Flächen dieser Gruppe (NC, BG und SH) isolierte Sonderstellung ein. Bei allen vier Standorten handelt es sich um Flächen, die wegen ihrer Größe, Struktur und Lage einen vielfältigen Artenbestand mit ausgewogenen Dominanzverhältnissen aufweisen. Für NC und SH ist dies nicht verwunderlich. Sie liegen direkt im Auwald (SH) bzw. grenzen unmittelbar an ihn (NC) und sind durch die beschriebenen vielfältigen Habitatstrukturen charakterisiert. Bemerkenswert ist im Gegensatz dazu der Standort BG. Ursprünglich am Stadtrand gelegen, hat der Botanische Garten heute keine direkte Verbindung mehr zum Umland oder zum Auwald. Ungeachtet dieser Besonderheiten zeichnet er sich immer noch durch eine hohe Artenvielfalt aus. Die weiter oben für NA und NB gemachten Aussagen über die generell veränderte Grünflächenpflege in Leipzig sowie weiterer im Einzelnen nicht näher zu benennende Veränderungen führen jedoch auch hier zu einem deutlichen Rückgang der Schwebfliegenpopulation im Vergleich zum Beobachtungszeitraum 1989-90. Für den Zeitraum von 1993-95 lassen sich nur noch 50% des Artbestandes bzw. 30% der Individuenzahl nachweisen.

Schließlich bilden noch SB und BB zusammen eine separate Untergruppe. Sie sind in stärkerem Maß Störwirkungen durch die Stadt ausgesetzt als andere betrachtete Flächen. So werden beispielsweise SB und BB in gleichem Maß von einer hohen Verkehrsbelastung durch unmittelbar angrenzende Straßen betroffen.

Nach Lage, Habitatstruktur sowie möglicher Anbindung an den Auwald war zu erwarten, daß der Standort SB eine große Ähnlichkeit mit NC aufweist. Bezüglich des Artenspektrums läßt sich diese Übereinstimmung zeigen. Sie ist jedoch weit geringer ausgeprägt, wenn man die Dominanzverhältnisse vergleicht. Eine mögliche Ursache ist die negative Wirkung des Straßenverkehrs auf dieser Fläche. Dabei ist im Einzelnen noch unklar, wie die konkrete Wirkung aussieht. Schadstoffausstoß und verkehrsbedingte Luftverwirbelung und damit die Gefahr mechanischer Beschädigung von Schwebfliegen sind als wichtige Störfaktoren anzusehen. Eine Beeinträchtigung der Schwebfliegenfauna durch diese Faktoren ist sehr wahrscheinlich.

Ein Teil der Schwebfliegenfauna von Leipzig gehört zu den eurytopen Arten, die auf den unterschiedlichsten Stadthabitaten bis hinein in den Auwaldbereich in hohen Individuenzahlen vorkommen. Standortbesonderheiten, die durch nur lokal vorkommende Arten angezeigt werden, bleiben mit den bisherigen Auswertungsverfahren weitestgehend unerkannt. Erschwerend kommt hinzu, daß diese Arten meist in geringen Individuenzahlen auftreten. Der hohe Anteil der eurytopen Arten überdeckt diesen wichtigen Informationsgehalt der Taxozönosen. Das Gesamtergebnis für alle Untersuchungspunkte über den gesamten Beobachtungszeitraum von 1989 bis 1995 wurde deshalb daraufhin untersucht, wie sich die einzelnen Arten auf die Untersuchungsflächen verteilen. Die höchste Wichtung erhalten die Arten, für die nur Nachweisen von einem einzigen Untersuchungspunkt vorliegen. Mit jedem weiteren Nachweispunkt fällt die Wichtung geringer aus. Bei 16 betrachteten Fundpunkten sind nach diesem Verfahren insgesamt 16 verschiedene Klassen möglich. Zusätzlich findet die Individuenzahl Berücksichtigung, indem sich die Wichtung innerhalb einer Klassen mit zunehmender Individuenzahl der jeweiligen Art erhöht. Die Ähnlichkeiten für das so transformierte Datenmaterial wurde erneut nach Renkonen bestimmt und einer Clusteranalyse unterzogen.

Im Ergebnis dieser Auswertung wird klar erkennbar (Abb. 5.14.), daß sich die Standorte NH, NI und NG von allen anderen unterscheiden. Es handelt sich bei ihnen um Auwaldstandorte. Sie sind am weitesten vom Stadtzentrum entfernt. Aufgrund dieser besonderen Lage ist davon auszugehen, daß Einflüsse der Stadt nur noch eine untergeordnete Rolle spielen. Man kann sie

deshalb als Referenzstandorte des näheren Stadtumlandes ansehen. Die übrigen Untersuchungsflächen liegen entweder auf typischen Stadtgrünflächen bzw. sind heute in

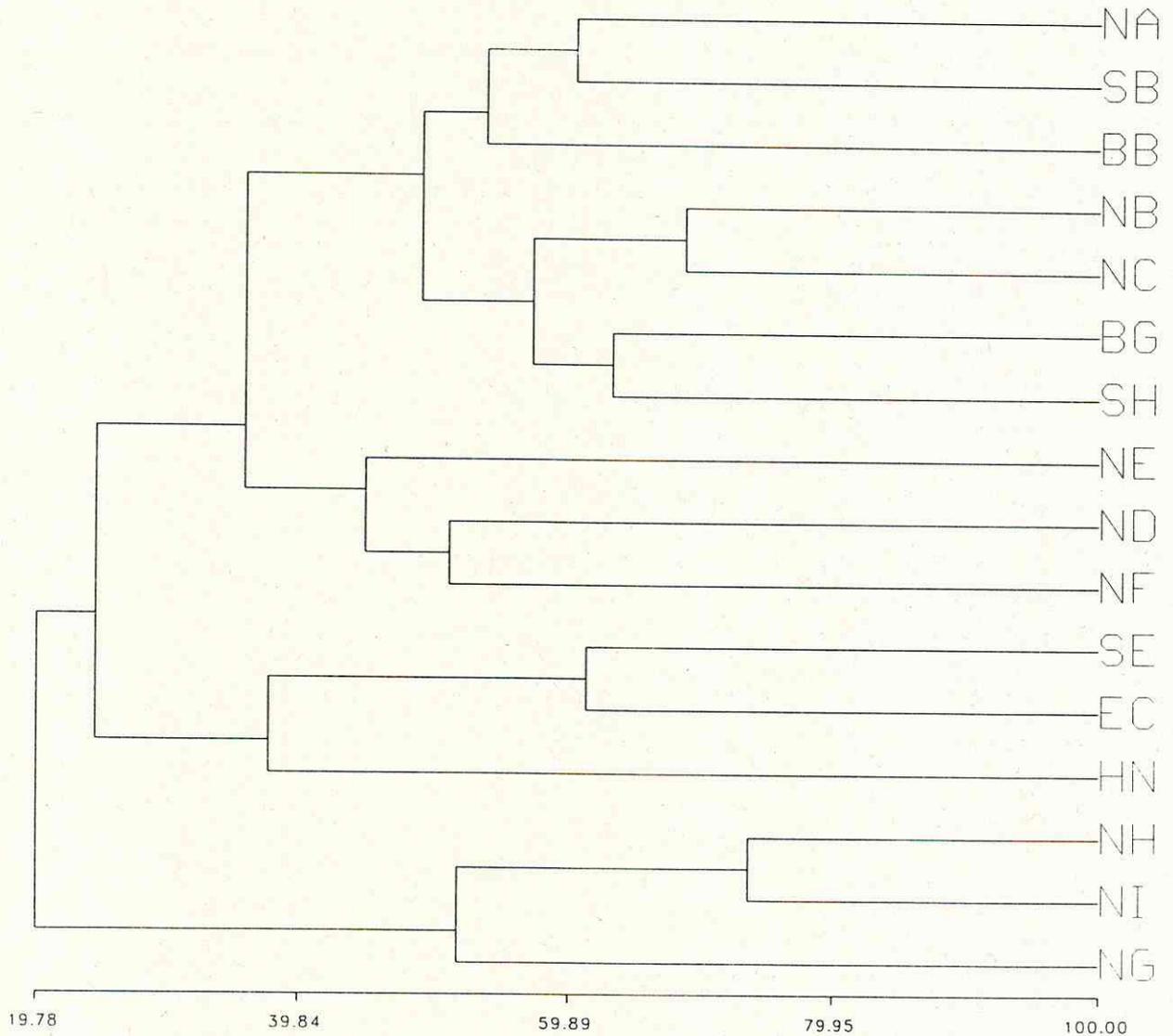


Abb. 5.14. Ähnlichkeitsdendrogramm für die Untersuchungsflächen im Leipziger Stadtgebiet bei stärkerer Wichtung seltener, nur lokal nachweisbarer Schwebfliegenarten.

erheblichem Maß urban beeinflusst. Eine Überformung ursprünglich naturnaher Zustände durch angrenzende Stadtstrukturen hat deshalb stattgefunden. Innerhalb dieser als Stadthabitate im engeren Sinn aufzufassenden Flächen existieren weitere Gruppierungen. Die drei untersuchten kleinflächigen Ruderalstandorte des Innenstadtbereichs (SE, EC, HN) zeigen erneut eine hohe Ähnlichkeit. Interessant ist die deutliche Gruppierung von zwei Parkflächen (NF, NE) um den Auwaldstandort Nonne (ND). In diesem Parkbereich kommen bestimmte Habitatstrukturen des Auwalds vor. Dazu zählen vor allem der reiche Gehölzbestand und insbesondere für NF das Vorhandensein von Resten auwaldtypischer Pflanzen in der Krautschicht. Die Standorte NC und NB, die ebenfalls an die Nonne (ND)

grenzen, zeigen im Unterschied keine so hohe Ähnlichkeit zum Auwald. Sie werden offenbar viel stärker durch die Einflüsse der Garten- und Parklandschaft beeinflusst, als man in Anbetracht ihrer räumlichen Nähe zur Aue erwarten sollte. Im Vergleich zu NE und NF ist eine geringere Beschattung zu registrieren. Viel stärkere auch der Vegetationsunterschied, der im Vergleich zur Aue zu beobachten ist. Typisch sind Zierpflanzen und Ruderalvegetation offener Standorte. Bebauungsstrukturen mit einhergehender Versiegelung des Bodens sind weitere wichtige Unterscheidungskriterien. Beide Flächen besitzen eine große Ähnlichkeit mit BG und SH. Alle vier bilden zusammen eine Untergruppe. Auch für den Standort SH wird deutlich, daß sich bei fehlender Beschattung durch die Baumschicht selbst auf in der Aue gelegene Flächen eine andere Syrphidentaxozönose einstellt, als im Waldbereich. Es dominieren Arten der offenen Landschaft über Arten der Waldstandorte. Diese suchen den offenen Bereich nur sporadisch auf. Es kommt deshalb zu einer sehr viel größeren Übereinstimmung mit Flächen der städtischen Park- und Gartenanlagen. Unterstützt wird dieser Prozeß zusätzlich noch dadurch, daß durch die Nutzung in der Vergangenheit eine fast vollständige Zurückdrängung auwaldtypischer Habitatmerkmale erfolgte. Stellenweise sind deshalb ähnliche Strukturen entstanden, wie man sie auch auf innerstädtischen Ruderalflächen finden kann (Müllablagerungen, Ruderalpflanzengesellschaften).

Schließlich bilden noch die Flächen NA, SB und BB eine Untergruppe. Es sind sehr verschiedene Flächen (ruderalisierte innerstädtische Grünfläche, Garten- und Parkanlagen). Allen drei ist gemeinsam, daß sie durch bestimmte Störgrößen beeinflusst werden. Bei BB und SB handelt es sich vor allem um Belastungen, die mit dem Straßenverkehr in Zusammenhang stehen. Für NA sind es vor allem die intensiven Pflegemaßnahmen auf dem angrenzenden Parkgelände. Durch sie kommt es zu einer weitgehenden Reduktion der natürlichen Vielfalt in der Pflanzen- und Tierwelt der Parklandschaft. Im Ergebnis dieser Eingriffe wird eine gleichgerichtete Beeinflussung der Syrphidentaxozönose hervorgerufen, die zur festgestellten großen Ähnlichkeit mit SB und BB führt. Die Bedeutung von Habitatbesonderheiten für die Ausbildung charakteristischer Artengemeinschaften bei Syrphiden relativiert sich folglich durch den Einfluß von Störfaktoren. Dabei können, wie die Ergebnisse belegen, diese Störungen unterschiedlichen Charakter besitzen. Sie bewirken eine Nivellierung im Artenspektrum und führen gleichzeitig zu einer Verarmung der Taxozönosen.

5.6. Bewertung des Artenreichtums in Stadthabitaten

Der Artenreichtum auf dem Standort ND ist deutlich niedriger, als auf allen übrigen hier dargestellten Untersuchungsflächen für den Beobachtungszeitraum 1993-95 (Abb. 5.15.). Zwischen ihm und den übrigen Standorten befinden sich NA und NB, letzterer nicht abgebildet, da er fast identisch mit NA ist. Alle übrigen Untersuchungsflächen haben einen höheren Artenreichtum und damit auch eine höhere Diversität. Man kann erkennen, daß die Abnahme des Artenreichtums in folgender Reihung der Flächen erfolgt: SH, BG, SB, BB und NC. Untereinander unterscheiden sich diese Flächen jedoch nur wenig. Die verschiedenen Stadthabitate sind bezüglich ihres Artenreichtums folglich nur gering differenziert. Eine sichere Unterscheidung ist nur zwischen dem Auwaldstandort Nonne (ND), den zwei Parkanlagen NA und NB zu allen übrigen Flächen möglich.

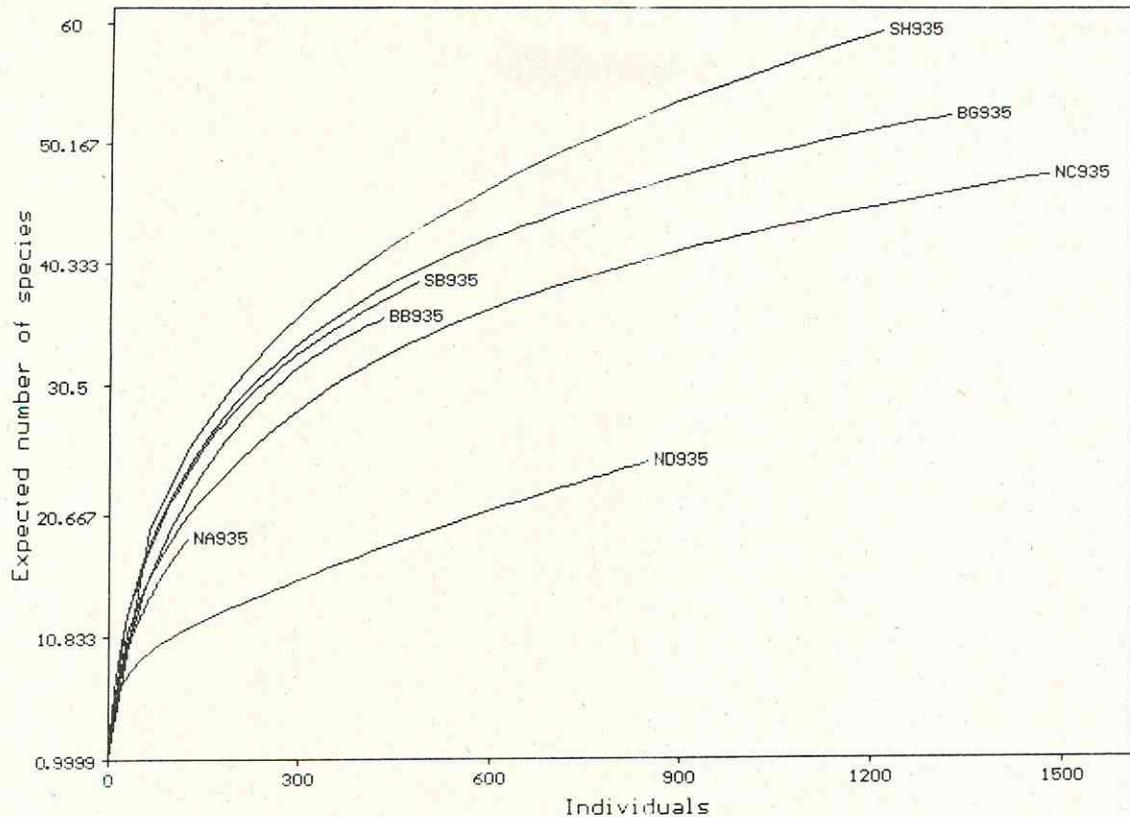


Abb. 5.15. Rarefaction-Kurven für Grünflächen nach dreijähriger (1993-95) Beobachtungsdauer der Schwebfliegengemeinschaften. Nicht dargestellt der Standort NB, da er fast identisch mit NA ist.

Die meisten ökologischen Untersuchungen gestatten es nicht, den gesamten tatsächlich vorkommenden Artenbestand einer Taxozönose zu erfassen. Mittels der Rarefaction Methode (SANDERS 1968) kann man sich diesem Problem von einer anderen Seite nähern. Diese statistischen Methode erlaubt es, die erwartete Artenzahl für eine beliebige Individuenprobe einer Aufsammlung zu schätzen. Über diesen Weg ist es möglich die Aufsammlungsergebnisse von verschiedenen Flächen als standardisierte Kurven aus Individuen- und erwarteter Artenzahl darzustellen. Der Verlauf dieser Kurven ist standortabhängig und kann gut zur Einschätzung des Artenreichtums zwischen zu vergleichenden Flächen dient.

Die Rarefaction-Kurven für kleinere Ruderalstandorte sind nicht gleich. Sie weisen z.T. erhebliche Unterschiede auf (Abb. 5.16.). Dies ist ein Hinweis auf die instabilen Verhältnisse auf derartiger Flächen und die von vielen Zufällen abhängige Besiedlung durch Schwebfliegen. Anders ist die Situation auf dem Standort BB. Die abgebildeten Einzelwerte für 1994 und 1995 unterscheiden sich nur unwesentlich und haben fast gleich hohe Beträge. Der Wert für 1993 weicht mit deutlich flacherem Kurvenverlauf davon ab. Die Gründe sind in Eingriffen zu suchen, die 1993 hier durchgeführt worden sind. Mit einschneidenden Maßnahmen wurde versucht die Spontanvegetation zurück zu drängen. Davon betroffen waren nicht nur Ruderalpflanzen sondern vor allem auch Gehölze. Sie wurden so stark zurückgeschnitten, daß einige dadurch in der Folgezeit abstarben. Die späteren Eingriffe waren weniger intensiv und vor allem erfolgten sie nicht auf der ganzen Fläche. Im Ergebnis konnte sich ein Teil der ursprünglich dominierenden Pflanzen vor allem in der Randzone der

Grünanlage regenerieren. Dies zeigte stabilisierende Wirkung für die Tierwelt. Auch die Erhöhung der Artenvielfalt der Schwebfliegen in den Jahren 1994 bis 95 ist eine Folge davon.

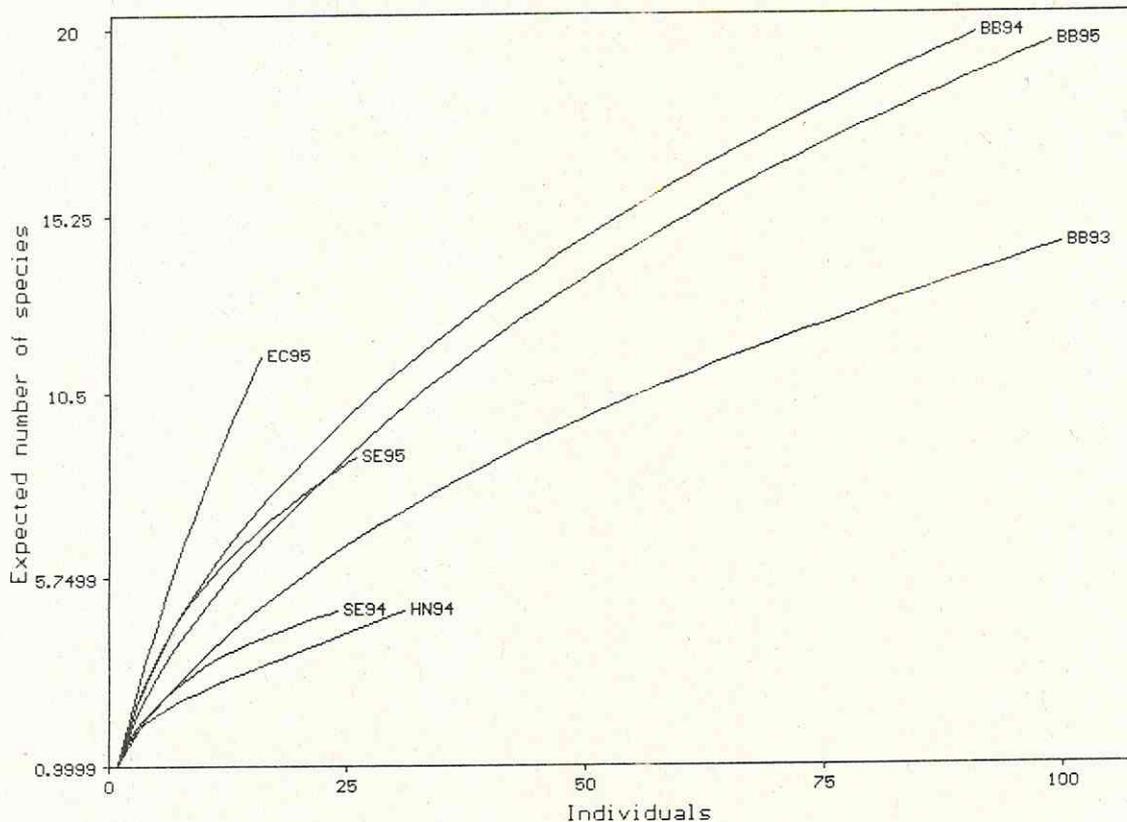


Abb. 5.16. Rarefaction-Kurven für Schwebfliegengemeinschaften auf den innerstädtischen Ruderalflächen EC, HN, SE sowie BB.

5.7. Einflüsse von Gradienten auf Schwebfliegengemeinschaften

Für den Zeitraum 1993-95 wurden auf insgesamt 11 untersuchten Flächen 105 Schwebfliegentaxa in mehr als 8.600 Individuen nachgewiesen. Im Kapitel 5.3. konnte gezeigt werden, wie sich die aus diesem Datenpool abgeleitete β -Diversität für bestimmte Flächen und entlang eines gewählten Transekts verändert. Der Nachteil bei dieser Herangehensweise ist augenscheinlich wenn es darum geht, einen Transekt zu wählen, der möglichst gleichzeitig einem Gradienten entspricht. Der Gradient müßte vor der Analyse festgelegt werden. Dies ist in den meisten Fällen jedoch nicht möglich. Wie die Untersuchungen zeigen, entspricht die räumlichen Lage der Standorte zueinander bzw. die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Habitaten nicht zwangsläufig einem Gradienten. Die Schwierigkeit besteht darin, die richtige Auswahl aus der Vielzahl der verschiedenen Parameter zu treffen. Es müssen dabei die Parameter gefunden werden, die den größten Einfluß auf graduelle Unterschiede zwischen den Schwebfliegengesellschaften von verschiedenen Standorten haben. Da ein direkter Zugang zur Lösung dieses Problems nicht gegeben ist, wurde versucht eine Lösung mit Hilfe einer Korrespondenzanalyse des Datenmaterials zu finden.

Mittels einer Korrespondenzanalyse läßt sich zeigen, wo die einzelnen Flächen in einem mehrdimensionalen Gradientensystem liegen. Dargestellt werden diese Zusammenhänge in

einem zweidimensionalen Koordinatensystem. Dabei entsprechen die zwei Achsen jeweils zwei der unabhängigen Gradienten. Ihre Deutung bedarf einer eingehenden Analyse der Wertigkeit der einzelnen Untersuchungsflächen für die verschiedenen Gradienten.

Es sollen nur die mit Axis 1 und 2 bezeichneten Gradienten näher betrachtet werden. Sie besitzen die höchste Wertigkeit für die Lage der Untersuchungspunkte im mehrfaktoriellen Gradientensystem (Abb. 5.17).

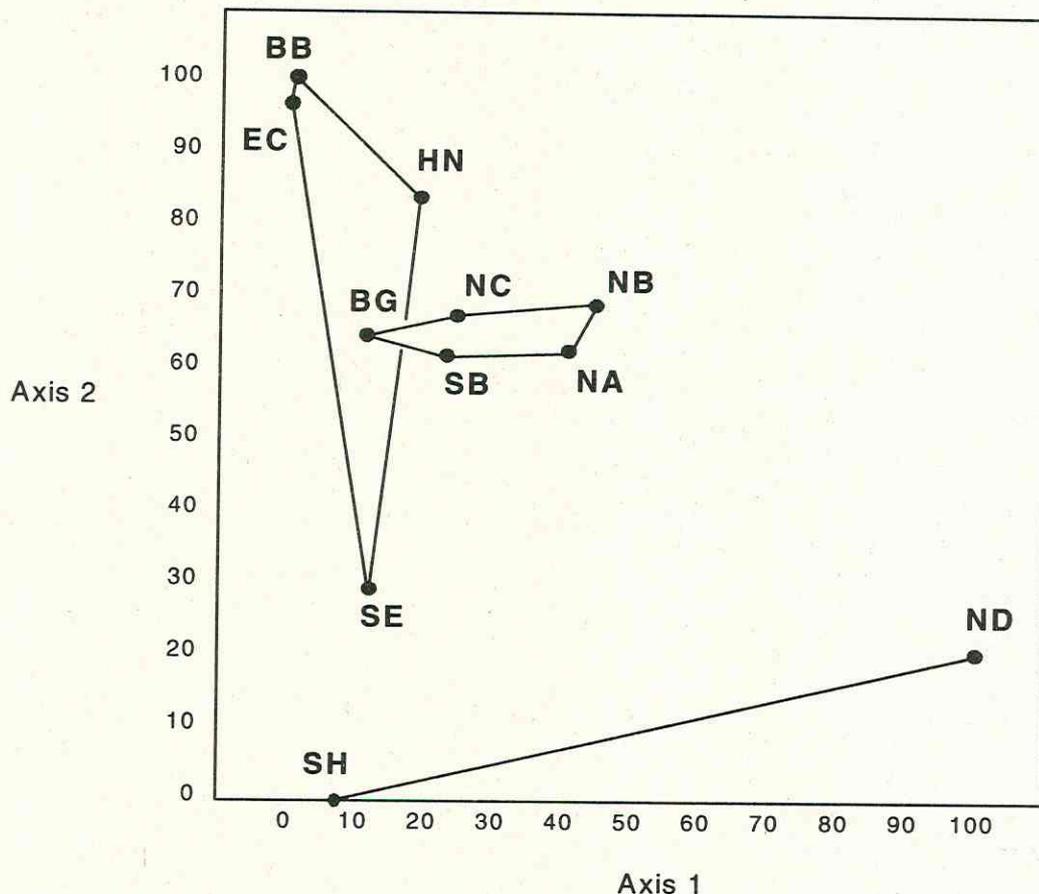


Abb. 5.17. Korrespondenzanalyse der Schwebfliegenfänge für die im Zeitraum von 1993-95 untersuchten Grünflächen. Axis 1 und 2 entsprechen den Gradienten 1 und 2.

Die einzelnen Untersuchungsflächen sind entsprechend ihrem Charakter und ihrer Position im System der beiden Gradienten in sogenannten "convex hulls" (JOLLIFFE 1986) zusammengefaßt. Die Flächen, die in größeren Park- bzw. Gartenanlagen zu finden sind (NA, NB, NC, SB und BG) bilden eine solche Gruppe. Sie unterscheiden sich vorallem in ihrer Lage entlang des 1. Gradienten. Der 2. Gradient übt nur einen geringen Einfluß auf ihre Position zueinander aus.

In einer zweiten Gruppe sind Ruderalstandorte (SE, HN und EC) und eine ruderalisierte Grünfläche (BB) vereinigt. Im Koordinatensystem wird ihre Lage zueinander stärker durch den Gradient 2 und nur geringfügig durch Gradient 1 beeinflusst. An gänzlich anderer Stelle, abweichend von den Positionen der ersten beiden Gruppierungen, findet man die Untersuchungsflächen SH und ND. Bei ihnen handelt es sich um Standorte, die in der Aue liegen. Direkte und indirekte anthropogene Störungen sind auf beiden Untersuchungsflächen im Vergleich zu den übrigen geringer ausgeprägt. Die Ruderalfläche SE kommt ihnen

bezüglich der Position auf dem Gradient 2 am nächsten. Sie zeichnet sich genau wie SH und ND dadurch aus, daß auf ihr keinerlei Pflegemaßnahmen durchgeführt worden sind. Dies betrifft den gesamten Entwicklungszeitraum, den diese Brachfläche durchlaufen hat. Sie entstand nach einem Gebäudeabriß. Nach Spontanansiedlung von Ruderal- und Gehölzpflanzen wurde die bis heute andauernde natürlich ablaufende Sukzession eingeleitet. Allen übrigen Flächen sind in unterschiedlich starkem Maß von Eingriffen betroffen. Mit hoher Intensität erfolgen Pflegemaßnahmen auf den Flächen der Garten- und Parklandschaft. Aber auch auf den Ruderalstandorten (mit Ausnahme von SE) waren derartige Aktivitäten zu beobachten. So wurde auf BB und HN in bestimmten Zeitabständen die Krautschicht zurückgeschnitten. Auf EC fanden ähnliche Eingriffe im Beobachtungsjahr 1995 nur einmal statt. Sie haben aber in den vorherigen Jahren regelmäßig eine Rolle gespielt. Auch ist der Grad der Spontanität der Entwicklungsprozesse auf allen drei Flächen im Vergleich zu SE geringer, da ein Teil der jetzt dort vorkommenden Vegetation angepflanzt ist.

Man kann bei der Berechnung der Gradienten 1 und 2 bezogen auf das Gesamtergebnis die häufigen und seltenen Arten unterschiedlich stark werten. Die Reihung entlang Gradient 1 bleibt davon unbeeinflusst. Veränderungen treten nur beim zweiten Gradienten auf. Werden die seltenen Arten stärker gewertet, dann geht die Reihung teilweise verloren. Park- und Gartenanlagen sowie auch alle Ruderalstandorte bis auf EC liegen dann in etwa auf gleicher Position. Davon nicht betroffen ist die Lage von SH und ND, die fast unverändert erhalten bleibt. Im Gegensatz dazu treten bei stärkerer Wertung der häufigen Arten nur unwesentliche Veränderungen der Positionen im Vergleich zu Abb. 5.17. auf. Wenn man die oben gefundenen Zusammenhänge verallgemeinert, wird eine Interpretation des 2. Gradienten möglich. Er ist demnach als Gradient zu verstehen, der Komponenten anthropogener Flächenbeeinflussung wiedergibt. Dieser Aspekt wird über die Verteilung der häufigen Arten realisiert und wenig durch seltenere Arten beeinflusst.

Bei Betrachtung des Gradienten 1 fällt die Lage von ND auf. Sie nimmt eine allen anderen Flächen gegenüberstehende Position ein. Am anderen Ende des Gradienten befinden sich die Flächen EC und BB. Ein Parameter der ND und EC/BB unterscheidet, ist die Habitatgröße. ND weist von allen untersuchten Flächen die größte Ausdehnung auf, während EC die mit Abstand kleinste ist. Sie hat keinerlei direkte Verbindung zu benachbarten unversiegelten Flächen.

Wichtig für das Verständnis der Reihung aller anderen Untersuchungspunkte ist die Unterscheidung zwischen Untersuchungsfläche und wirksamer Habitatgröße. Nur so werden die ähnlichen Positionen von eigentlich verschieden großen Flächen wie BG, SH einerseits und SE, HN andererseits verständlich. Die auf SH erfaßte wirksame Habitatgröße beschränkt sich in auf die weitestgehend baumlose und stellenweise mit Ruderalvegetation bestandenen Fläche (siehe 2.1.2.), dem eigentlichen Untersuchungsgebiet und Fallenstandort. Der unmittelbar angrenzende Auwald stellt einen anderen Habitattyp dar und spielt, wie die Ergebnisse belegen, in diesem Zusammenhang eine nur untergeordnete Rolle. Auch beim Botanischen Garten (BG) ist eine ähnlich klare Grenzziehung gegeben. Außerhalb des Gartengeländes sind eindeutig andere Strukturen zu finden - bebaute Flächen bzw. strukturarme Parkanlagen. Die Kernbereiche beider Untersuchungsflächen haben in etwa gleiche Größe mit einer Fläche von 3-4 ha. Die näherungsweise gleiche Position auf dem Gradienten spiegelt die große Übereinstimmung in der räumlichen Ausdehnung sehr gut wider. Im Gegensatz dazu haben die Untersuchungsgebiete SE und HN eine deutlich kleinere Fläche. Entsprechend der weiter oben vertretenen Interpretation zum Gradienten 1 ist dies ein Widerspruch. Wenn man aber davon ausgeht, daß die wirksame Habitatfläche weit größer ist als die eigentlichen Standorte, dann ist ihre Position zu erklären. Es wurde deshalb untersucht, welche Strukturen für die nachgewiesenen Schwebfliegengemeinschaften auf diesen Flächen eine große Bedeutung besitzen. Es sind vor allem die Ruderalpflanzen, die wegen ihres

reichen Blütenangebots und/oder wegen Blattlausbefall für bestimmte Schwebfliegen als Nahrungsquelle für Imagines und Larven sehr attraktiv sind. Die Verbreitung dieser Pflanzen ist nicht allein auf die untersuchten Flächen beschränkt. Es finden sich in unmittelbarer Nachbarschaft oder in nur wenigen Metern Entfernung kleinere oder größere Vorkommen. Band- oder inselförmig treten sie in angrenzenden Stadtquartieren auf. Es existieren folglich keine klaren Grenzen zwischen den wichtigen Habitatstrukturen der Untersuchungsflächen und ihrer Umgebung. Das wirksame Habitat schließt deshalb auch Flächenanteile aus der Umgebung mit ein und ist folglich größer als die eigentliche Untersuchungsfläche.

Die Grünflächen der Park- und Gartenanlagen (SB, NC, NB und NA) sind ökologisch in unterschiedlichem Grad von angrenzenden Flächen getrennt. Ein Ausdruck ist dafür ihre Reihung entlang des Gradienten 1. SB und NC besitzen eine stärkere Habitatbegrenzung, da sie teilweise an großflächig bebaute Strukturen grenzen (Straße, Gebäude). Für NA und NB trifft dies nicht in gleichem Maß zu. Die für sie typischen Habitatstrukturen finden ihre Fortsetzung in den sie umgebenden großflächigen Parkanlagen. Entsprechend unterscheidet sich ihre Gradientenposition von der von SB und NC.

Zusammenfassend läßt sich für den Gradienten 1 feststellen, daß er Komponenten der Flächengröße beinhaltet. Dabei handelt es nicht um die einfache Flächengröße, sondern ganz offensichtlich um die ökologisch wirksame Habitatgröße. Sie wird durch die tatsächliche räumliche Ausdehnung des jeweiligen Habitattyps bestimmt. Im Gegensatz zum Gradienten 2 wird dieser Gradient durch die häufigen und seltenen Arten nicht unterschiedlich beeinflusst.

Eine wichtige Schlußfolgerung über die Beziehungen zwischen den untersuchten Standorten läßt sich auf der Grundlage der oben dargestellten Zusammenhänge ziehen. Die Ruderalflächen (BB, SE, HN und EC) stellen trotz ihrer Nähe relativ selbständige und isolierte Habitate dar. Besonders gut kann am Beispiel von SE gezeigt werden, daß die ökologische wirksame Habitatgröße über die eigentliche Untersuchungsfläche hinaus reicht. Sie ist jedoch nicht auf die gesamte hier vertretene Bebauungsstruktur vom Typ "geschlossene Blockbebauung" auszudehnen. Dieser Typ nimmt eine Fläche von vielen Hektar ein. Die Position der Untersuchungsflächen auf dem 1. Gradienten weist eindeutig darauf hin, daß es sich hier um deutlich kleinere Einheiten der Stadtstruktur handelt. Bestimmte Habitatmerkmale von Ruderalstandorten lassen sich selbst bei punktueller und kleinstflächiger Ausdehnung finden. Es ist jedoch davon auszugehen, daß ab einer bestimmten Entfernung von der eigentlichen Untersuchungsfläche (SE) diese Strukturen für die registrierte Schwebfliegenartenzönose keine Rolle mehr spielen und die tatsächliche Habitatgrenze erreicht ist.

5.8. Zusammenfassende Betrachtungen über die Schwebfliegenfauna im Leipziger Stadtgebiet

Schwebfliegen als hochmobile Tiergruppe sind gekennzeichnet durch die Fähigkeit aktiv geeignete Habitate aufzusuchen. Die Zusammensetzung von Syrphidentaxozöosen spiegelt Habitatpotenzen wider. Isolationsbarrieren für Schwebfliegen lassen sich nachweisen, da nicht auf allen ähnlichen und selbst räumlich nahen Flächen das gleiche Artenspektrum vorkommt. Isolation realisiert sich bei Schwebfliegen in erster Linie über die unterschiedliche Verfügbarkeit von Ressourcen und sehr viel weniger durch die Existenz von räumlichen Ausbreitungshindernissen.

Als Charakterarten urbaner Grünanlagen von Leipzig können die zwei Schwebfliegenarten *Xylota segnis* und *Eumerus tuberculatus* gelten. Sie ernähren sich saprophag bzw. phytophag.

Nur auf den innerstädtischen kleinflächigen Ruderalflächen fehlen sie. Auf ihnen scheint generell der Anteil von aphidophagen Schwebfliegen erhöht zu sein.

Innerstädtischen kleinflächigen Ruderalflächen haben außerdem meist hohe Evenness-Werte und eine gestörte Dominanzstruktur. Unterschiede treten bei ihnen bezüglich der meisten untersuchten ökologischen Parameter (Diversität, Ähnlichkeiten nach Arten und Dominanzstruktur, Arten-turnover) im Vergleich zu anderen Grünflächentypen des urbanen Raums auf. Der Artenreichtum auf Ruderalstandorten ist gekennzeichnet durch eine große Schwankungsbreite und ist Ausdruck für Instabilität.

Eine eindeutige Zuordnung von Syrphidentaxozöosen zu verschiedenen Grünflächentypen (Garten- und Parkanlagen, Auenstandorte, ruderalisierte Brach- und Grünflächen) versagt in den meisten Fällen. Zu den wichtige Merkmale, die unabhängig vom Flächentyp sind und eine Differenzierung hervorrufen zählen - Pflanzenvielfalt, Gehölzanteil, Ausbildung der Krautschicht, Blütenangebot, Blattlausangebot, Beschattung, Mindestgröße der Fläche, Lage in der Stadt, Ausstattung und anthropogene Beeinflussung. Aus ihnen leitet sich die jeweilige flächenspezifische Umweltkapazität ab. Sie determiniert, welche Syrphiden sich ansiedeln und welche Abundanz (Individuenzahlen) erreicht werden können.

Die erfolgreiche Ansiedlung einer bestimmten Art ist von einer Reihe von Zufällen abhängig. Die Trefferquote, eine Grünanlage zu erreichen und dort zu überleben, steigt mit zunehmender Flächengröße, weil damit meist ein verbessertes Ressourcenangebot verbunden ist.

Verschiedene Faktoren wirken im urbanen Raum als Störungen im ökologischen Sinn, wenn es durch ihre Wirkung zu einer Beeinträchtigung von natürlichen Beziehungen auf Grünflächen kommt. Die Folgen für Schwebfliegen äußern sich in einer Nivellierung des Artenspektrums und einer generellen Verarmung der Taxozöosen. Während sich der Anteil seltener Arten reduziert, werden eurytopen Arten weniger beeinflusst. Es lassen sich sensible Reaktion auf solche Eingriffe wie Bautätigkeit in der Randzone einer Grünanlage oder die Intensivierung der Grünflächenpflege nachweisen. Aber auch eine hohe Verkehrsbelastung ruft auf angrenzenden Grünanlagen eine Reduktion der Artenvielfalt bei Schwebfliegen hervor. Unmittelbare Kompensation aus benachbarten naturnahen Standorten heraus erfolgt nicht. Mittelfristig ist eine Erholung möglich. Voraussetzung dafür ist die Regeneration beeinträchtigter Habitatstrukturen.

Genereller war für Leipzig ein deutlicher Rückgang der Schwebfliegenfauna auf urbanen Standorten in den letzten drei Jahren zu beobachten. Verschiedene anthropogene Störfaktoren aber auch natürliche Schwankungen (z.B. Klimafaktor) sind dafür verantwortlich.

Die Ausbildung der Syrphidentaxozöosen wird im Leipziger Stadtgebiet durch die Wirkung von Gradienten beeinflusst. Einen großen Einfluß übt der Gradient aus, der eine unterschiedlich starke anthropogene Flächenbeeinflussung anzeigt. Er wirkt vor allem auf die Verbreitung der häufigen Arten. Ein zweiter Gradient spiegelt die Abhängigkeit von der Flächengröße wider, die als wirksame ökologische Habitatgröße zu verstehen ist. Ein genereller Zusammenhang zwischen den Gradienten und der Lage von Untersuchungsflächen in der Stadt besteht nicht. Dies dürfte nur für solche Grünflächentypen zutreffen, die aufgrund ihrer Funktionalität an bestimmte, räumlich klar festgelegte Stadtstrukturen gebunden sind.

6. Praxisbezogene Ansätze

6. 1. Biotopbewertung und anthropogene Beeinflussung

Für Umweltgutachten (UVS, UVP) und städte- wie landschaftsplanerische Entscheidungen wird häufig eine Biotopbewertung gefordert. Laufkäfer (Carabidae) gehören zu den am häufigsten benutzten Modelltiergruppen bei der Biotopbewertung. Sie sind:

- in hohem Maße standortgebunden und reagieren auf Veränderungen ihrer Habitate schnell und sensibel (Veränderung der Populationsdichte, der Artenzusammensetzung von Gemeinschaften usw.),
- in allen terrestrischen Biotopen (auch in der Stadt- und Industrielandschaft) in hoher Artenzahl und Individuenzahl anzutreffen,
- autökologisch und entwicklungsbiologisch gut untersucht, ihr ökophysiologisches Verhalten wurde detailliert im Labor untersucht.

Laufkäfer besitzen damit einen hohen bioindikatorischen Wert und sind prädestiniert als Modellgruppe für ökologische Untersuchungen, wie auch für naturschutzfachliche Fragestellungen und verschiedenste Umweltgutachten. Mit den Roten Listen werden Gutachtern, Planern und Politikern Entscheidungshilfen für ihre Arbeit bereitgestellt (siehe u.a. ARNDT & RICHTER i.D.). Die Biotopbewertung an sich ist jedoch kompliziert und bleibt dem Spezialisten vorbehalten.

Eine Biotopbewertung kann prinzipiell über zwei verschiedene Wege erfolgen: **1. multivariate Verfahren** oder **2. Indikatoren**.

Multivariate Verfahren berücksichtigen die Gesamtheit des Organismenbestandes. Mit Clusteranalysen oder multivariaten Statistikverfahren (z.B. DECORANA, HILL 1979, KOVACH 1994) können Untersuchungsflächen und Biotopfaktoren mit qualitativ oder quantitativ erfaßten Artengemeinschaften verrechnet werden. Flächen können auf diesem Wege nicht einzeln analysiert werden, sondern nur im Vergleich mit anderen Flächen.

Ein solches Verfahren hat SUSTEK (1989) für Untersuchungsflächen in Brno und Bratislava angewandt. Er fand in den untersuchten Städten drei Typen von Artengemeinschaften: (1) Carabidengemeinschaften des Auwalds, (2) des mesophilen Walds und (3) der Kulturlandschaft. Unter steigendem anthropogenen Einfluß degradieren diese natürlichen Gemeinschaften zunehmend. Es entstehen jeweils Untertypen, die schließlich zu einem "urbanen Sukzessionstyp", der Elemente aus (2) und (3) enthält, konvergieren.

In Abhängigkeit vom anthropogenen Druck, dem die Flächen unterliegen, werden von SUSTEK (1989) Subtypen aufgestellt. Subtyp (3.1) ist charakterisiert durch das Vorkommen von *Carabus*-Arten und *Calosoma auropunctatum*; diese Arten kommen nur auf wenig belasteten Flächen vor. Subtyp (3.2), eine "mittelmäßig geschädigte" Gemeinschaft, ist durch das Fehlen der Großlaufkäfer, die Kodominanz von *Pseudophonus rufipes*, *Pterostichus melanarius*, *Poecilus cupreus* und geringe α -Diversität gekennzeichnet. Die Weibchen sind dominant bei häufigeren Arten, die kumulative Abundanz und Biomasse hoch und Arten mit kleinem Areal fehlen. Subtyp (3.3), eine "stark geschädigte Gemeinschaft", ähnelt 3.2. Er hat aber eine geringere Biomasse und kumulative Abundanz; *P. rufipes* ist autodominant. Subtyp (3.4), eine "extrem geschädigte Gemeinschaft" oder chronische Pioniergesellschaft auf Kleingrünflächen mit individuellem Artengleichgewicht, weist eine sehr geringe Abundanz und Biomasse, aber hohe α -Diversität und Äquität, sowie ein loggeometrisches Verhältnis von Verteilung und Abundanz der Arten auf, wobei große Arten, flügellose oder solche mit kleinem Areal fehlen. Eine solche oder ähnliche Gruppierung der Grünflächen konnte in unseren Untersuchungen nicht gefunden werden, obwohl Leipzig - ähnlich wie die von SUSTEK (1989) untersuchten Städte - ein von Auwald, Agrarelementen und Restwäldern geprägtes Umland hat.

Die Verwendung von Indikatoren (bzw. Leitarten) ist die zweite Möglichkeit der Biotopbewertung, bei der Laufkäfer Anwendung finden. Eine allgemeine Einführung in das Problem gibt NETTMANN (1992). Im folgenden sollen die an Carabiden gewonnenen Erkenntnisse zusammengefaßt und ergänzt werden.

SUSTEK (1992) untersucht den "Lebensformtyp" (EVANS & FORSYTH 1984, SHAROVA 1981) von Laufkäfern als Indikatorsystem für urbane Grünflächen. Nach SUSTEK verschwinden im Stadtzentrum grabende Formen quantitativ und qualitativ mit zunehmender Flächenzerstörung. Zoophage laufende Epigeobionten nehmen ebenfalls beträchtlich ab. Im Auwald und mesophilen Stadtwald dominieren polyphage Stratobionten, die im Boden leben und zoophage Stratobionten der Blattstreu. Im Stadtzentrum sind die Lebensformen sehr variabel, aber ähnlich der Kultursteppe. Hauptmerkmal ist das Fehlen bzw. eine extrem niedrige Abundanz zoophager Epigeobionten. Zoophage Stratobionten dominieren auf weniger stark geschädigten Flächen. Sie werden hauptsächlich durch polyphage Stratobionten ersetzt. Das Verhältnis zwischen beiden Formen ist variabel und wird wesentlich durch den Gehölzbestand auf den Flächen bestimmt. Laufende Epigeobionten fehlen auf allen Flächen im Zentrum. Dies wird als eine mögliche Folge der Klimaveränderung (zunehmend mediterran) der untersuchten Städte von Brno und Bratislava diskutiert (SUSTEK 1992). Nach SUSTEK verschwinden im Urbanisierungsprozeß zoophage Epigeobionten zuerst. Im zweiten Stadium ist eine Erhöhung von Abundanz und Artenzahl polyphager Stratobionten oder Geochortobionten. Das letzte Stadium der Degradation ist durch ausgeglichene Besetzung aller Lebensformtypen, aber durch das Fehlen der laufenden zoophagen Epigeobionten gekennzeichnet.

Das vorgestellte Bewertungssystem ist schwierig zu handhaben, da die Klassifizierung der Arten in "Lebensformtypen" in hohem Maße subjektiv ist. Die Artengemeinschaften auf Leipziger Untersuchungsflächen sind nicht im Sinne von SUSTEKs Ergebnissen zu interpretieren.

Der gleiche Autor (SUSTEK 1987) findet eine Abhängigkeit der vorhandenen Körper-Größenklassen bei Laufkäfern (Carabidae) und Kurzflüglern (Staphylinidae) von Biotopfaktoren. Nach SUSTEK ist das Auftreten bestimmter Körper-Größenklassen determiniert von der Biotopstruktur (Versteckmöglichkeiten, energetische Bilanz, Nischenverteilung, Konkurrenz, Migrationsvermögen) und deshalb ein Merkmal von Artengemeinschaften. Anthropogener Druck verändert die Körpergrößen-Relation. Das Fehlen von Größenklassen bei Laufkäfern wird bedingt *und* ausgeglichen durch das Vorhandensein anderer carnivorer Gruppen (z.B. Staphylinidae). In mitteleuropäischen, naturnahen Biotopen (Wäldern) findet man eine polymodale Übereinstimmung zwischen Arten- und Individuenkurven als Funktion der Körpergröße. Eine zunehmende anthropogene Beeinflussung des Habitats führt zu einer zunehmenden Verschiebung zwischen qualitativen (Arten-) und quantitativen (Individuen-) Körpergrößen-Kurven, sowie zur Isolation der Peaks. Die potentiell möglichen Größenklassen (3-40 mm) sind nicht vollständig vorhanden. Auf den meisten zerstörten Flächen (z.B. Straßenbegleitgrün) zerfallen die Kurven in Einzelpeaks mit sekundärer 90-100% Übereinstimmung zwischen Arten und Individuen als letzte Stufe urbaner Degradation. Stark gestörte Grünflächen entlang von Straße, in Stadtzentren usw. (ruderales Grasflächen) sind extrem artenarm. Die Körpergrößenrelation beschränkt sich auf einen Gipfel (SUSTEK 1993) und ist bei Staphyliniden und Carabiden ähnlich strukturiert.

Als weiteres Indikatorsystem für Carabiden urbaner Flächen wurde von SUSTEK (1984) das Verhältnis von Männchen zu Weibchen eingeführt. Nach SUSTEK tendieren Carabiden grundsätzlich zu ausgeglichenem Geschlechterverhältnis. Wo abiotische und/oder anthropogene Faktoren eine Intensität erreichen, die einen selektiven Effekt auf

unterschiedliche ökologische Toleranz beider Geschlechter hat, verschiebt sich das Verhältnis. In urbanen (Klein-)Habitaten sind Männchen häufiger, weil solche Flächen auf Immigration von Nachbarflächen angewiesen sind und Männchen eine höhere Mobilität haben. Weibchen können häufiger auf Flächen sein, wenn sie eine erhöhte Mortalitätsrate kompensieren müssen (SUSTEK 1984).

Der Vergleich des Geschlechterverhältnisses dominanter Laufkäfer auf den Leipziger Untersuchungsflächen (Tab. 6.1, nur dominante Arten haben eine statistisch auswertbare Individuenzahl) zeigt jedoch, daß die Angaben von SUSTEK (1984) nicht bestätigt werden. Weder die Annahme, daß Carabiden in natürlichen Populationen ein ausgeglichenes Verhältnis von Männchen und Weibchen haben, noch eine Verschiebung des Verhältnisses bei zunehmendem anthropogenen Druck ist haltbar.

Tab. 6.1. Verhältnis Männchen/Weibchen von Laufkäfern auf Leipziger Untersuchungsflächen (nur Flächen und Jahrgänge mit mehr als 20 Individuen pro Art wurden berücksichtigt). Die Fläche mit der jeweils höchsten Individuenzahl ist unterstrichen.

Art	Flächen, geordnet nach Größe des Quotienten Männchen/Weibchen	Schwankungsbreite des Quotienten Männchen/Weibchen
<i>Amara aenea</i>	QD>RB	1,62...1,14
<i>Amara bifrons</i>	QD>GB>QB>BB>WB> <u>RB</u>	1,61...0,82
<i>Amara similaris</i>	BB>JA> <u>JB</u>	1,44...1,10
<i>Calathus fuscipes</i>	BB>QD	1,25...0,76
<i>Carabus nemoralis</i>	JA/JB>QC95>RB> <u>QC94</u>	9...1,60
<i>Harpalus affinis</i>	QD95>EC> <u>QD94</u>	6,14...2,58
<i>Harpalus tardus</i>	WA>> <u>WB</u>	13...2,41
<i>Nebria brevicollis</i>	TA>JA> <u>BB</u>	1,3...0,77
<i>Pseudophonus rufipes</i>	GB>RB>QC>BB> <u>QB</u>	2,10...0,74
<i>Trechus quadristriatus</i>	WB> <u>QD</u> >QB	4,10...2,3

Ein Vergleich des Quotienten "Anzahl Männchen/Anzahl Weibchen" läßt starke Zweifel an einer Gleichverteilung der Geschlechter aller Arten unter "natürlichen" Bedingungen berechtigt erscheinen. Zumindest bei den untersuchten *Harpalus*- und *Carabus*-Arten scheinen Männchen generell häufiger (bzw. aktiver) als Weibchen zu sein. Diese Beobachtung wird durch andere Arten beider Gattungen in (unbeeinflussten) nicht-urbanen Biotopen bestätigt (ARNDT, unveröff.). Deshalb können wir bei einer Beurteilung des Quotienten *nicht* von einer absoluten Zahl ausgehen, sondern nur von einem Vergleich der Relation. Die Größe des Quotienten ist ferner auf den Leipziger Flächen weder mit dem Isolationsgrad der Flächen noch mit deren Größe in Zusammenhang zu bringen. Im Vergleich mehrerer Untersuchungsjahre fällt auf, daß der Quotient der einzelnen Arten - unabhängig von seiner Größe - relativ stabil bleibt und deshalb ein möglicherweise reproduzierbares Merkmal der Fläche darstellt. Nur wenige Ausnahmen wurden bekannt: große Differenzen ergaben die Flächen QC bei *C. nemoralis* und QD bei *H. affinis* zwischen 1994 und 1995. Von Art zu Art unterschiedlich kann auf einer Fläche der Quotient jedoch im oberen, mittleren oder unteren Bereich liegen, so daß die Verschiebung des Quotienten kein allgemeines Flächenmerkmal (etwa Isolation oder anthropogene Belastung), sondern ein artspezifisches Merkmal darstellt. Ferner wurde festgestellt, daß bei 7 von 10 Arten (dies entspricht 70%) die Fläche mit der höchsten Individuenzahl gleichzeitig die Fläche mit den anteilmäßig meisten Weibchen war. Unter der Annahme, daß die meisten Individuen einer Art in dem für sie optimalsten Habitat (d.h. unter optimalsten Umweltbedingungen) auftreten, ist zu schlußfolgern, daß: (1) unter optimalen Bedingungen der Anteil der Weibchen in der Population in der Regeln am höchsten ist. Dieser Anteil lag in den untersuchten 10 Arten bei dem ca. 0,4 bis 1,3fachen der Anzahl der Männchen. Der Faktor kann jedoch nur näherungsweise abgeschätzt werden, da unbekannt ist, ob Männchen und Weibchen eine exakt gleichgroße Aktivität hatten.

Ferner ist zu schlußfolgern, daß (2) das optimale Habitat und damit das Verhältnis Männchen/Weibchen von Art zu Art variiert und deshalb entgegen den Angaben von SUSTEK (1984) mit dem Verhältnis keine Aussagen über die anthropogene Belastung der urbanen Untersuchungsflächen gemacht werden können.

MOSSAKOWSKI & PAJE (1985) führen ein Bewertungssystem ein, bei dem alle gefangenen Laufkäferarten als Indikatorarten dienen und quantitativ zur Bewertung der Einzelflächen eingehen. Für eine quantitative Bewertung von Raumeinheiten an Hand der Carabidenbestände bedarf es einer Punktbewertung der Arten und eines Rechenverfahrens.

Punktbewertung der Arten: $A = v \cdot d \cdot b$, wobei

v = Nominales Vorkommen (1 - gemein...6 - lokal)

d = Häufigkeit (1 - massenhaft...6 - vereinzelt)

b = Habitatpräferenz (1 - Ubiquist...6 - Spezialist)

Rechenverfahren: $B = \sum A \cdot i$, wobei

A = Artbewertungen (siehe oben)

i = Häufigkeitsklasse (1 - ein Individuum...6 - mehr als 100 Individuen)

Die erhaltene Bewertung B ist nur für vollkommen homogene UF anwendbar oder es sind Einzelstandorte einer UF zu bestimmen und die Summe der Bewertungen "B" durch die Anzahl der Einzelstandorte zu dividieren. Nur Proben über mindestens eine Saison sollten für dieses Verfahren Berücksichtigung finden.

Tab. 6.2. Flächenbewertung ausgewählter Leipziger Standorte anhand der Laufkäferfänge (nach MOSSAKOWSKI & PAJE 1985)

Fläche	Flächenbewertung	Fläche	Flächenbewertung
Parkanlagen:		Baulücke:	
A	126	RB	642
P	230	Mülldeponie:	
Auwald:		WB	620
TA	358	Straßenbegleitgrün:	
TD	560	QD	364
Referenzfläche (Feld):			
ZF	590		

Die Anwendung des von MOSSAKOWSKI & PAJE (1985) vorgeschlagenen Verfahrens auf urbane Flächen macht ein Problem deutlich: Die "wertvollsten" Flächen im Stadtgebiet sind Baulücken und Mülldeponien; selbst ruderales Straßenbegleitgrün liegt noch in der Größenordnung der Auwaldflächen.

"Biotopbewertung" in Großstädten ist *nicht* mit der Einschätzung naturnaher Standorte gleichzusetzen (obwohl das Verfahren von MOSSAKOWSKI & PAJE, 1985 nicht explizit für außer-urbane Flächen entwickelt, sondern in Bremen angewendet wurde). Großstädte sind Lebens-, Aufenthalts- und Arbeitsraum des Menschen, dem ist alles andere untergeordnet. Grünflächen sollen deshalb in der Stadt wichtige Funktionen für die menschliche Umwelt erfüllen: Klimaausgleich, Wasserspeicher, Sauerstofflieferant, Erholungsräume.

Aus diesen Gründen sind Grünflächen in Städten nicht mit rein biologischen Bewertungskriterien (siehe dazu z.B. EIKHORST 1992), die aus der Arbeit in naturnahen Landschaften übertragen werden, zu messen. Für den Menschen positive Funktionen können nicht mit "hoher Biodiversität" und "Stabilität der Artengemeinschaften" ausreichend genau abgeschätzt

werden. Ferner ist die Konservierung naturnaher Flächen in Ballungsräumen zum Schutz einer "natürlichen Fauna" objektiv kaum möglich. Durch Unterschreitung von Habitatmindestgrößen, Habitatfragmentierung, durch anthropogene Störungen, Lärm, Emissionen usw. ist eine "natürliche" Fauna nicht entwicklungsfähig, wie z.B. an der zunehmenden Degradation des Leipziger Auwaldes sichtbar ist (MÜLLER 1995).

In der praktischen Anwendung ökologischer Forschung sollte deshalb die "Biotopbewertung" in urbanen Räumen durch die *Einschätzung des anthropogenen Einflusses auf die Flächen* ersetzt werden.

Im folgenden wird ein einfach anzuwendendes *Indikatorsystem aus Ruderal- und Referenzarten* zur Einschätzung der anthropogenen Belastung urbaner Flächen anhand von Laufkäferfängen vorgestellt. Das Prinzip liegt in der Prüfung des Auftretens dieser Ruderal- und Referenzarten auf einer zu untersuchenden Fläche.

Als *Ruderalarten zur Indikation starker anthropogener Einflüsse*, unabhängig von urbanen Biotoptypen, wurden folgende 7 Arten ermittelt:

Amara aenea
A. bifrons
A. familiaris
Bembidion lampros
Calathus melanocephalus
Harpalus affinis
Pseudophonus rufipes.

Alle Arten sind für ruderalisierte Biotope typisch, d.h. bestimmte anthropogene Belastungen gehen nach vorliegenden Ergebnissen \pm stark mit Ruderalisierung einher. Der Nachweis aller oder fast aller Indikatorarten ist im urbanen Raum gleichbedeutend mit einer hohen anthropogenen Belastung. Der Nachweis nur einzelner dieser sieben Arten oder fehlender Nachweis kann zwei Ursachen haben: die Fläche ist kaum belastet (ruderalisiert) oder so stark beeinflusst, daß nicht alle 7 Arten vorkommen. Aus diesem Grund muß ein zweites Indikatorsystem (Referenzarten) berücksichtigt werden, das eine Reihe von Arten beinhaltet, die für wenig beeinflusste Wald- oder Feuchtbiopte typisch sind. Für Leipzig wurden folgende 11 *Referenzarten* festgelegt:

<i>Abax parallelepipedus</i>	<i>C. hortensis</i>
<i>A. parallelus</i>	<i>Cychrus caraboides</i>
<i>Agonum moestum</i>	<i>Pterostichus nigrita</i>
<i>A. marginatum</i>	<i>P. niger</i>
<i>Carabus coriaceus</i>	<i>P. oblongopunctatus</i>
<i>C. granulatus</i>	

Die anthropogene Belastung der Untersuchungsflächen ist am stärksten, wenn keine Referenzarten, aber auch nur wenig Indikatorarten nachgewiesen werden. Sie ist umso schwächer, je weniger Ruderalarten bei gleichzeitigem Auftreten von Referenzarten gefunden werden. In der Praxis scheint es sinnvoll, 6 Klassen der anthropogenen Beeinflussung von Flächen zu unterscheiden (siehe Tab. 6.3). Ein Fehlen der Ruderalarten in Verbindung mit einer hohen Zahl Referenzarten würde einer 7. Klasse ("unbelastete Fläche") entsprechen, die in der vorliegenden Untersuchung nicht auftrat (auch nicht auf den Vergleichsflächen außerhalb des urbanen Gebietes). In keinem einzigen Fall konnten auf einer Fläche weder Ruderal- noch Referenzarten nachgewiesen werden.

Die Verteilung der Leipziger Untersuchungsflächen nach der vorgeschlagenen Klassifizierung zeigt die Anwendbarkeit der Methode. Als am stärksten belastet werden Parks, kleine Verkehrsbegleitgrünflächen, das untersuchte Flachdach und Bahndämme ausgewiesen. Alle diese Flächen liegen im Stadtzentrum oder in dessen Nähe. Im mittleren Teil der Belastungsskala finden wir auwaldnahe Flächen und die Flächen der seit mehr als 10 Jahren stillgelegten Deponie. Die Standorte im Auwald gehen als am wenigsten beeinflusst hervor; gleichzeitig zeigen sie durch das Auftreten einzelner Ruderalarten aber - wie bereits mehrfach angemerkt -, daß es sich bei diesen Standorten nicht mehr um ursprünglichen, sondern um denaturierten Auwald handelt.

Tab. 6.3. Bewertung der anthropogenen Belastung von urbanen Grünflächen anhand von Carabidenfängen (Indikator- und Referenzarten siehe Text)

Klasse	Verteilung von Ruderalarten und Referenzarten	Zuordnung der Leipziger Untersuchungsflächen
1 (sehr stark anthropogen belastet)	1-2 Ruderalarten, keine Referenzart	A, BA, BC, D, GA, JA, JD, RC, EZ, JB
2	3-4 Ruderalarten, keine Referenzart	EA, GE, GF, JB, M, O, P, QB, RA, U
3	5-7 Ruderalarten, keine Referenzart	BB, EC, F, GB, GC, GD, GH, QA, QB, QC, QD, RB, WA, WB80, YA, YB, YC, ZB, ZC, ZF
4	alle 7 Ruderalarten, eine oder mehrere Referenzarten	WB 89/94, ZA
5	4-6 Ruderalarten, eine oder mehrere Referenzarten	L, TC, WC, ZE, ZG
6 (schwach anthropogen belastet)	1-3 Ruderalarten, eine oder mehrere Referenzarten	TA, TB, TD, TE, TF, TG, V, ZD

Das vorgeschlagene Bewertungssystem für urbane Grünflächen ist leicht zu handhaben. Seine Anwendung scheint prinzipiell auch für naturnahe Biotope möglich. Die Referenzarten müssen jedoch den zu bewertenden Biotoptypen angepaßt werden. In die vorliegende Beispielrechnung sind Jahresfänge von Carabiden eingegangen. Eine Anwendung des Bewertungssystems auf Handfänge und damit weiter vereinfachte Handhabung scheint möglich und müßte geprüft werden.

6.2. Vernetzung und Management von urbanen Grünflächen

Tierarten, die städtische Grünflächen besiedeln, treten infolge der Fragmentierung der Standorte in zahllosen lokalen Teilpopulationen auf. Fehlender Austausch zwischen den Flächen kann bei Unterschreitung von artspezifischen Flächenmindestgrößen zur Instabilität der Teilpopulationen führen. Damit verbunden sind z.B. hohes Aussterberisiko und hoher Arten-turnover. Diese Effekte sind unerwünscht. Nach dem Konzept von der kleinsten überlebensfähigen Population für die jeweiligen Arten (MVP-Konzept - HOVESTADT et al. 1992) sind Maßnahmen von Bedeutung, die dem Absinken der Individuenzahl unter dieses kritische Niveau entgegenwirken. Die Schaffung wirksamer Vernetzungsstrukturen erscheint deshalb notwendig. Nur so können längerfristig die Existenz von Populationen gesichert und Zufallseinflüsse minimiert werden. Das Biotopnetz soll für die verschiedenen Pflanzen- und Tierarten Wanderungsmöglichkeiten enthalten. Das erfordert einerseits die Vollständigkeit des Netzes, andererseits Maßnahmen zur Sicherung der notwendigen Funktionen. Diese prinzipiellen Überlegungen treffen auf die meisten Organismen unabhängig von ihrer Herkunft zu. Die Einrichtung von zentralen, mehr oder weniger geschlossenen "Biotopachsen" mit "Leiterbiotopen", d.h. Achsen mit Querverbindungen zum Beispiel entlang von

Straßensystemen, wobei die Querverbindungen von Bahndämmen oder Flußläufen gebildet werden können (eine zusammenfassende Darstellung gibt JEDICKE 1994), bringt in Städten nicht automatisch einen Austausch der Organismen zwischen den verschiedensten grünen Flächen. Für bestimmte Biotoptypen (im Fall von Leipzig gilt dies für das geschlossene Auwaldsystem) werden deshalb aufgrund von charakteristischen Anforderungen ausschließlich "Biotopachsen" vorgeschlagen. Ein pauschales Verbinden mittels "begrünter Flächen" ist aus ökologischer Sicht wenig geeignet den oben geforderten Organismenaustausch zwischen verschiedenen Flächen zu verbessern. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß Wanderkorridore zwischen naturnahen Restflächen entsprechend ausgestattet sein müssen, um ökologisch wirksam zu sein. Das heißt: zwei isolierte Auwaldstandorte, die durch eine Wiese oder Ruderalfläche verbunden sind, bilden zwar ein "lückenloses Grünflächennetz", die Wiese ermöglicht es jedoch der Mehrzahl der Waldarten nicht, den anderen Waldstandort zu erreichen. Es handelt sich nur um eine scheinbare Biotopvernetzung. Nicht nur die Strukturvielfalt, sondern selbst die floristische Ausstattung der Vernetzungsstrukturen spielt eine Rolle. SUSTEK (1992) zeigt, daß Laufkäfer aus dem Wald bis zu 30% ihrer normalen Abundanz in Heckengebiete einwandern wenn heimische Bäume die Hecke bilden. Nur 1-3% ihrer Abundanz erreichen sie bei Hecken mit fremden Gehölzen (Adventivarten), was mit der Blattstreu und den damit vorhandenen Bodenorganismen gekoppelt sein dürfte. Dagegen ist die Länge des "Leiterbiotops" ohne Bedeutung. VERMEULEN und VEENBAAS (1991) weisen nach, daß durch "Heidekorridore" stenotope Carabiden in der Lage sind, von größeren Flächen aus kleine Splitterflächen, auf denen sie ausgestorben sind, wieder zu besiedeln.

Günstiger als für Waldflächen stellt sich im urbanen Raum die Situation für Ruderalflächen dar. In Städten lassen sich neben den bereits an anderer Stelle genannten mehr oder weniger großflächigen Bereichen zahllose kleine und kleinste mit Ruderalvegetation bewachsene Areale und Säume finden. Das sind Flächen, die ökologische Extremstandorte darstellen. Sie sind mikroklimatisch starken Schwankungen unterworfen. Gegenüberliegende Straßenränder weisen oft konträre abiotische Faktorenkombinationen auf (sonnenbeschienen = heiß und trocken; beschattet = kühl und feuchter). Sie haben meist eine hohe Raumstrukturvielfalt. Es sind häufig bandartig nebeneinander liegende Mikrohabitate mit einer hohen Anzahl von Störfaktoren, hohem Arten-turnover und vielen Einzelindividuen mit geringer Stabilität der Populationen.

Dennoch sind sie ökologisch interessant. Ruderalsäume verbinden als "Trittsteinbiotope" die größeren, längerfristig als Lebensräume geeigneten Flächen miteinander. Sie dienen Arthropoden als Wanderkorridore. Die "natürliche" Besiedlung städtischer Lebensräume erfolgt in erster Linie über Ruderalkorridore. Ruderalstandorte haben in der Summe einen hohen Anteil an der Stadtgrünfläche und bilden durch das zahlreiche Straßenbegleitgrün und Ruderalsäume schon ein an verschiedenen Stellen gut ausgebildetes Netz. Gleichzeitig sind Ruderalflächen aber auch in hohem Maß zersplittert bzw. ständigen Veränderungen von außen unterworfen. Größere Flächen, die ein Mindestmaß für das Überleben von Teilpopulationen aufweisen, sind selten.

Um einer hohen Anzahl von Tierarten die Existenz in der Stadt zu ermöglichen, den Austausch zwischen Teilpopulationen zu optimieren und damit stabilere ökologische Beziehungen zu gewährleisten, erscheint ein Ausbau und Schutz der Vernetzung von Ruderalflächen sinnvoll. Großflächige Ruderalstandorte sollten für überlebensfähige Teilpopulationen erhalten bleiben, dazwischenliegende kleine und kleinste Ruderalflächen können Korridorfunktion besitzen. Einzubetten in dieses System sind alle vorhandenen naturnahen (nicht-ruderalen) Restflächen und anderen begrüntem Standorte, über die in der Summe die hohe Habitatvielfalt in Städten realisiert wird. Damit wird ein bereits vorhandenes System gefördert und kein neues künstlich geschaffen. Die natürlichen Potenzen

unversiegelter Flächen und spontan ablaufende Renaturierungsprozesse im urbanen Bereich kommen somit wirkungsvoll zur Geltung. Mit einem urbanen Ruderalflächennetz wird eine hohe Vielfalt an Kleintieren in der Stadt gehalten. Es siedeln sich selbst als selten geltende (in Roten Listen enthaltene) Insekten an. Eine Besiedlung von Parkanlagen und anderen Grünanlagen, wo sich ruderale Elemente halten können (vgl. Kapt. 5.1), durch Insekten wird begünstigt. Damit werden sekundär andere Faunenelemente, wie Vögel, die sich von Insekten ernähren, ebenfalls gefördert.

So angelegte Grünflächen müssen erhalten und in der richtigen Art und Weise gepflegt werden. Mahd oder gar Düngung wirken nur störend oder sind überflüssig. Wichtiger ist die Gestaltung des unmittelbaren Umfeldes und der Unterbindung von Müllablagerungen, um die Akzeptanz im Stadtbild zu bewirken (ARNDT & PELLMANN i.D.). Eine Mahd z.B. würde das Angebot an Blüten (Pollen, Nektar) auf dieser Fläche drastisch verringern. Durch eine Reihe konkreter Maßnahmen (KLAUSNITZER et al. in WITTIG & ZUCCHI 1993) kann man zur Förderung von verschiedenen Tiergruppen beitragen und die ökologische Vielfalt auf den Grünflächen der Stadt positiv beeinflussen.

6.3. Grünstruktur-Katalog

6.3.1. Notwendigkeit und Zielstellung eines Katalogs urbaner Grünstrukturen

Großstädte sind als Mosaik unterschiedlicher Strukturen, welche Bebauungs- und Habitattypen umfassen, zu verstehen. Diese Strukturen sind in räumlicher Ausdehnung und Ausstattung außerordentlich variabel. Dennoch ist ihre Klassifizierung und Katalogisierung eine notwendige Voraussetzung für Planung, Modellierung und Kartographie. Ein Beispiel ist der Katalog der "Strukturtypen der Stadtgebiete von Leipzig und Halle" (erstellt im UFZ, Projektbereich Urbane Landschaften). Die Klassifizierung von Grünstrukturen innerhalb solcher Strukturtypen-Kataloge erweist sich als kompliziert: Parkanlagen, Friedhöfe, Kleingartenanlagen sind als Grünflächen eigenständige Strukturtypen. In anderen Strukturtypen, wie Mülldeponien, Verkehrsflächen, offene Bebauung usw. sind unterschiedliche Grünstrukturen wesentliche Bestandteile, werden jedoch in dieser Klassifikation nicht erfaßt.

Für die Erfassung und vollständige Gliederung von urbanen Grünstrukturen wurden deshalb verschiedene Biotoptypen-Kataloge vorgeschlagen (z.B. KLOTZ et al. 1984, SCHULTE et al. 1993, Stadtbiotopkartierung der Geobotanisch-Ökologischen Arbeitsgemeinschaft Leipzig), die sich an Bebauungs- und/oder Nutzungstypen orientieren. Dabei erwies sich bislang die Gliederung urbaner Räume in quasi-homogene Teilsysteme (KLOTZ et al. 1984) als einzig praktikabler Weg, das "Ökosystem Stadt" verstehen zu lernen. Diese Herangehensweise ist jedoch mit großen methodischen Fehlern verbunden und erzeugt eine hohe Unschärfe der Ergebnisse, da die Voraussetzung für diese Methode, eine große Detailkenntnis (vgl. KLOTZ et al. 1984), noch nicht erfüllt ist! Zudem fehlt weitestgehend die theoretische Basis der "Stadtökologie" als biologischer Forschungsrichtung und die außergewöhnlich große Komplexität urbaner Ökosysteme kann gegenwärtig weder theoretisch noch methodisch erfaßt werden.

In unseren Untersuchungen haben sich eine Reihe von Faktoren herauskristallisiert, die den ökologischen Zustand der Flächen charakterisieren. Sie erlauben einen anderen Ansatz zur Gliederung von Stadthabitaten, als die bisher übliche, die sich an Bebauungs- und/oder Nutzungstypen orientiert:

- Flächenausstattung und Strukturierung. Dazu zählt u.a. die Strukturierung durch vorhandene Vegetation und die potentielle Einbindung der Vegetation in ökologische Konnekte, z.B. Nahrungsketten. Für die Praxis bedeutet das: einheimische Pflanzen spielen bei der Flächenausstattung eine andere Rolle als fremdländische.
- Größe der Fläche, ihr Alter in unversiegeltem Zustand und Isolationsgrad (Entfernung von benachbarten Grünflächen gleichen Typs). In den meisten Fällen nehmen mit zunehmender Flächengröße und Alter die Qualität von Flächenausstattung und ihre Strukturierung zu.
- Anthropogene Beeinflussung. Darunter sind Pflegeform und -intensität, Nutzungsart und -intensität, sowie Schad- und Störfaktoren zu zählen. Durch den Grad der Pflege wird in natürlich ablaufende Entwicklungsprozesse mehr oder weniger stark eingegriffen. Das System wird künstlich stabilisiert. Nutzungsart und -intensität sind eng mit den vorhergehenden Faktoren verknüpft und determinieren die auf einer Fläche ablaufenden Pflegemaßnahmen sowie biologischen Entwicklungsvorgänge in hohem Maße. Zu Schad- und Störfaktoren zählen Gifte und andere schädlich auf biologische Systeme wirkende Stoffe und Prozesse, sowie mechanische Beeinflussung und Verkehr. Sie führen zur Verarmung der biologischen Vielfalt, können jedoch unter Umständen eine Förderung eng angepaßter Spezialisten bewirken (z.B. salztolerante Arten auf Straßenbegleitgrün).

Diese Faktoren spielen eine wichtigere Rolle, als die Zugehörigkeit der Grünflächen in eine der gängigen Strukturtypen für urbane Ökosysteme. Die Faktoren wirken unabhängig vom Maßstab, d.h. eine stärker Aufspaltung der Strukturtypen bringt nicht den gleichen Erkenntnisgewinn. Eine ökologische Bewertung der einzelnen Faktoren darf nicht eindimensional, sondern muß in ihren komplexen Zusammenhängen gesehen werden.

Die Charakterisierung urbaner (terrestrischer) Grünflächen anhand ökologischer Faktoren soll im folgenden **Grünstrukturkatalog** (GSK) am Beispiel von Leipzig vorgestellt werden.

Der GSK vermittelt ein räumlich und strukturell anderes Verständnis (bzw. eine andere Betrachtungsebene) als der auf bebauungs-/nutzungsbezogenen räumlichen Grundstrukturen aufbauende Strukturtypenkatalog für die Gliederung von Stadtbiotopen. Er kann zur ökologischen Flächenbewertung und zum Flächenmanagement herangezogen werden und soll die Gliederung mit wissenschaftlichen Kriterien aus biologisch-ökologischer Sicht untermauern.

Der GSK unterscheidet sich grundsätzlich von anderen Gliederungsansätzen für Stadtstrukturen (z.B. KLOTZ et al. 1984, SCHULTE et al. 1993) indem er *nicht* auf nutzungsbezogene räumliche Strukturen in einem bestimmten Darstellungsmaßstab aufbaut. Deshalb stimmen die ökologisch wirksamen Strukturmerkmale von Grünflächen in der Regel nicht mit Stadtstrukturtypen (die an einen bestimmten Kartenmaßstab angepaßt sind) überein. Stadtstrukturtypen-Kataloge und GSK haben partielle Schnittpunkte (z.B. Park, Deponie). Sie sind praktisch zwei verschiedene Betrachtungsebenen (nutzungsbezogene räumliche Struktur bzw. ökologisch bedeutsame Flächenstrukturierung).

Da mit dem GSK versucht wird, über ökologisch bedeutsame Parameter auf den Flächen selbst zu einer Klassifizierung zu gelangen, gehen die Nutzungsbedingungen nur noch marginal als beschreibende Merkmale (etwa als anthropogene Beeinflussung) ein. Die Flächen werden vom Maßstab unabhängig berücksichtigt.

Der GSK umfaßt außerdem nur die Abhandlung von *Grünflächen* im eigentlichen Sinn. Die Grünflächen werden einer Analyse und Typisierung unterzogen. Schließlich wird der Begriff "Biotop" im GSK bewußt vermieden, da die angewendete Definition nach DAHL (1908): "Biotop ist jeder abgrenzbare Raum, in dem Pflanzen und Tiere leben können", nach dem heutigen Verständnis zu weit gefaßt ist (vgl. SCHAEFER 1992).

6.3.2. Auswahl relevanter Grünstrukturen und ihrer Merkmale für die Stadt Leipzig

Folgende **Grünstrukturen** werden im GSK unterschieden:

Wald	Auwald
Park	Großpark Kleinpark Baumallee
Hecken	
Gartenanlagen	Friedhöfe, Botanische Gärten, Gärtnereien, Gartenkolonien Hausgärten (Kleingärten)
Ruderalflächen	Deponien Baulücken Kleinstflächen (z.B. Verkehrsbegleitgrün)
Offene Flächen	Feld Wiese Rasen

Die Strukturtypen "Wald", "Feld", "Grünland" und "Wiese" stellen keine Stadtstrukturen im engeren Sinn dar.

Folgende **Strukturmerkmale** werden im GSK berücksichtigt:

- Flächengröße,
- Flächenanteil (von der Grünflächen einer Stadt), -anzahl und Vernetzung
- Alter in unversiegeltem Zustand, Historie
- Flächenausstattung und Strukturierung
- Vegetation, Sukzessionsstadium
- Fauna (Es finden zwei Modellgruppen Berücksichtigung: Vögel als Wirbeltiergruppe und Laufkäfer als Insektengruppe; Dominanz, Diversität, Arten turn-over, Spezialisten, Rote Liste u.a.)
- abiotische Faktoren (Einstrahlung, Temperatur, Feuchtigkeit, Windexposition, Boden u.a.)

Antropogene Beeinflussung:

- Pflegeform und -intensität,
- Nutzungsart und -intensität
- Schad- und Störfaktoren (Gifte, Autoabgase, Salze, mech. Belastung, Störmaß f{Pflege und Nutzung})

Anwendungsbezug:

- Pflegevorschläge
- Entwicklungsziel

6.3.3. Katalog der Grünstrukturen Leipzigs

Tab. 6.4. Katalog der Grünstrukturen der Stadt Leipzig

Grünstrukturtyp	Subtyp	Beispiel (Untersuchungs- fläche)	Reste nicht-urbaner Strukturen	Flächengröße (Richtwerte)	Flächenanteil/-anzahl/ Vernetzung gleicher Flächen- typen
Wald	Auwald Wäldchen	Auwald (TA, TD, S)	+	10 ha-km ² >1 ha	sehr hoch/ gering/ sehr hoch sehr gering/ sehr gering/ sehr gering gering/ gering/ gering
Park	Großpark Kleinpark Baumallee	Friedenspark (GF) Bernhardplatz (KB)	-	0,5 bis mehrere ha 100-500m ²	mittel/ mittel/ sehr gering-mittel sehr gering/ mittel/ gering gering/ hoch/ hoch
Hecke	Gartenanlage Hausgarten	Wundtstraße (QC) Botan. Garten (BG)	-	10-mehrere 100m ² 10-mehrere 100m ² 0,5-mehrere ha	mittel/ gering/ gering mittel/ gering/ gering gering/ hoch/ mittel-hoch
Ruderalfläche	Deponie Baulücke, Brache Begleitgrün	Möckern (WB) Hermann-Str. (RB); Begleitgrün (BA, QD)	-	<500m ² 0,5-mehrere ha 10-mehrere 100m ²	gering/ sehr gering/ gering mittel/ mittel/ sehr gering mittel/ sehr hoch/ sehr hoch
Offene Fläche	Rasen Wiese Feld	Begleitgrün (BA, QD)	-	m ² -ha >0,5 ha >500m ²	gering/ hoch/ gering gering/ gering/ gering gering/ gering/ gering

Grünstrukturtyp	Subtyp	Flächenausstattung und - strukturierung	Vegetation (Sukzession)	Alter
Wald	Auwald Wäldchen	reich strukturiert, 4 Schichten	beide Subtypen: Dominanz einheimischer Vegetation, meist stabiles Sukzessionsstadium	sehr hoch hoch
Park	Großpark Kleinpark Baumallee	reich strukturiert, 3 Schichten strukturiert in 3 Schichten strukturiert in 3 Schichten strukturarm, in 1-2 Schichten strukturiert in 2-3 Schichten	alle Subtypen: hoher Anteil fremdländischer Vegetation, intensive Rasenpflege; natürliche Sukzession durch menschliche Eingriffe verhindert einheimische Gehölze mit Anteilen fremdländischer Arten, Sukzession verlangsamt	mittel-hoch mittel-hoch gering bis mittel gering-mittel
Hecke	Gartenanlage Hausgarten	reich strukturiert, in 1-3 Schichten, Deckungsgrad variabel	Zier- und Nutzpflanzen, hoher Anteil fremdländischer Pflanzen, einjähriger Arten	sehr gering-mittel sehr gering-mittel
Ruderalfläche	Deponie Baulücke, Brache Begleitgrün	schwach-reich strukturiert, 1-2 Schichten strukturarm, 1-3 Schichten strukturarm, 1 Schicht	alle Subtypen: nitrophile Vegetation, natürlicher Sukzessionsablauf	sehr gering-mittel sehr gering
Offene Fläche	Rasen Wiese Feld	schwach strukturiert, 1 Schicht reich strukturiert, 1 Schicht schwach strukturiert, 1 Schicht	hier: Sukzession gestört artenarme Grasvegetation artenreiche einjährige Vegetation wenige Nutzgräser in Verbindung mit Ruderalflora	sehr gering gering-mittel mittel-hoch gering-hoch

Grünstrukturtyp	Subtyp	Fauna (Modellgruppen) Vögel --- Laufkäfer	abiotische Faktoren
Wald	Auwald Wäldchen	beide Subtypen: Artenreichtum hoch---mittel	ausgeglichen ausgeglichen
Park	Großpark Kleinpark Baumallee	Artenreichtum hoch---sehr gering Artenreichtum mittel---sehr gering geringe Arten-, Individuenzahl und Diversität mittlere Arten-, Individuenzahlen und Diversität inhomogene Verhältnisse	fast ausgeglichen fast ausgeglichen hohe Einstrahlung und Verdunstung fast ausgeglichen
Hecke	Gartenanlage Hausgarten	geringe bis sehr geringe Zahlen	hohe Amplituden aller Faktoren
Gartenanlage	Deponie	gering---sehr hohe Artenzahl und Diversität	hohe Amplituden aller Faktoren
Ruderalfläche	Baulücke, Brache Begleitgrün	gering---sehr hohe Artenzahl und Diversität nicht vorhanden---sehr gering bis mittel	hohe Amplituden aller Faktoren sehr hohe Amplituden aller Faktoren
Offene Fläche	Rasen Wiese Feld	sehr gering bis nicht vorhanden gering---mittlere Artenzahl und Diversität gering bis mittlere Artenzahlen und Diversität	sehr hohe Amplituden aller Faktoren hohe Amplituden aller Faktoren hohe Amplituden aller Faktoren

Grünstrukturtyp	Subtyp	Schad- und Störfaktoren	Pflegeform und -intensität	Nutzungsintensität und -art
Wald	Auwald Wäldchen	gering; mechanische (Zer)Störung	mittel bis gering, Forstarbeit	gering (Naherholung)
Park	Großpark Kleinpark Baumallee	gering; mechanische (Zer)Störung mechanische Störung durch Nutzung mechanische Störung durch Nutzung mechanische Störung durch Nutzung	mittel, Forstarbeit alle Subtypen: intensive Pflege, Forstarbeit, Mahd	mittel (Naherholung) intensiv (Erholung) intensive (Erholung) gering-intensiv (Parkfläche), keine Nutzung
Hecke	Gartenanlage Hausgarten	sehr gering; mechanische Störung mechanische, chemische Faktoren	sehr gering bis intensiv intensive mechanische und Pflege und Einsatz chemischer Mittel	keine Nutzung beide Subtypen: mittlere bis intensive Nutzung (Erholung)
Gartenanlage	Deponie Baulücke, Brache Begleitgrün	sehr gering; chemische Rückstände mechanische Störung sehr hoch: Verkehr	keine keine mittlere bis intensive mechanische Pflege, Mahd	Deponie geringe Nutzung (Müllablagerung) keine-gering
Offene Fläche	Rasen Wiese Feld	sehr hoch, mechanische Faktoren sehr gering sehr hoch, mech.-chemische Faktoren	intensive Pflege, Mahd extensiv, Mahd intensiv, mechanisch und chemisch	gering-intensiv (Sport) keine-gering (Erholung) intensiv (Agrarwirtschaft)

Grünstrukturtyp	Pflegevorschläge	Entwicklungsziele
Wälder	Reduzierung der Pflegemaßnahmen auf das notwendige Mindestmaß, um eine weitestgehend ungestörte Entwicklung des Ökosystems zu ermöglichen	Ökosystem Auwald als Gesamtsystem naturnah erhalten
Parks	Pfleßmaßnahmen müssen sich an der tatsächlichen Parknutzung orientieren	reiche Strukturierung, hoher Anteil einheimischer Pflanzen
Hecken	Ersetzen fremdländischer Sträucher durch einheimische, um die biologische Vielfalt zu erhöhen	Erhöhung des Flächenanteils, der Anzahl und der Vernetzung; standortgerechte Bepflanzung
Gartenanlagen	Einschränkung der Anwendung von Chemikalien (z.B. Insektiziden, Dünger);	keine Erhöhung des Versiegelungsgrades
Ruderalflächen	Deponien: ökologisch vertretbare Rekultivierung unter Nutzung des biologischen Potentials der Ruderalgesellschaften Baulücken und Begleitgrün: Müllberäumung bzw Verhinderung der Ablagerung von Müll	Deponiebegrünung; Erhöhung der Vernetzung, Erhöhung der Akzeptanz
Offene Fläche	Rasen: Wenn es die Nutzungsform erlaubt, Reduzierung der Häufigkeit der Mahd	Umwandlung in artenreiche, reich strukturierte Wiesen

6.3.4. Ökologische Prüfung der postulierten Grünstrukturen

Die im GSK beschriebenen Grünstrukturen sind wie bereits erwähnt abstrahierte Modellvorstellungen. Eine interessante Frage ist daher, inwiefern diese Grünstrukturen der Realität entsprechen und welche ökologischen Verbindungen zwischen ihnen bestehen. Diesen Fragen wollen wir uns mit den bereits in Kapt. 4.2 angewandten multivariaten Analysen nähern. Dazu ist es notwendig, die im GSK verbal beschriebenen Flächenmerkmale durch Messungen, Abschätzungen oder Bonitierung in eine Matrix zu bringen (Tab. 6.5). Um die mathematische Überbewertung einzelner Faktoren zu verhindern, werden alle Faktoren auf einer 6-stufigen Skala abgetragen (0...5). Dabei steht jeweils eine 0 für "nicht vorhanden" und eine 5 für "sehr hoch", die Zahlen 1 bis 4 repräsentieren dazwischenliegende Abstufungen. Ausnahmen gelten für folgende Faktoren:

- Flächengröße = dekadischer Logarithmus der Fläche in m²
- Vegetation: 0 - keine Vegetation; 1 - artenarme Vegetation, einjährige Pflanzen; 2 - artenreiche, z.T. nitrophile Vegetation; 3 - artenarme Vegetation, mehrjährige Arten, z.T. hoher Adventivartenanteil; 4 - artenreiche mehrjährige Vegetation, aber mit hoher Adventivartenzahl; artenreiche mehrjährige einheimische Vegetation.
- Fauna: Einschätzung erfolgt über den Parameter "Artenvielfalt gering...hoch"; möglich wäre auch eine Einschätzung über Indikatorarten.
- abiotische Faktoren: Einschätzung erfolgt über die Schwankungsbreite von 0 - maximale Schwankungsbreite, z.B. vegetationslose Brache bis 5 geringe Schwankung abiotischer Faktoren, z.B. reich strukturierter dreischichtiger Pflanzenbestand.

Für Vernetzungsgrad (Isolation), Struktur und anthropogenem Einfluß (Verkehr) werden die in Tab. 4.4 verwendeten Größen genutzt. Alle Werte für einzelne Strukturtypen in Tab. 6.5 sind als

mittlere oder für die Struktur besonders typische Werte zu verstehen. Die gesamte Schwankungsbreite kann hier nicht berücksichtigt werden.

Tab. 6.5. Grünstrukturtypen und Bewertung ihrer Flächenmerkmale. Abkürzung A...N bezieht sich auf Abb. 6.2. Die versiegelte Fläche N ist eine nicht zu den Grünstrukturen gehörende urbane Referenzfläche.

Strukturtyp/Subtyp	Fläche	Isolation	Struktur	Vegetation	Fauna: Vögel	Fauna: Insekten	Abiotische Faktoren	Anthropogener Einfluß
Wald								
A Auwald	4	5	4	5	4	2	5	0
Park								
B Großpark	4	2	3	3	3	1	4	3
C Kleinpark	3	2	2	3	2	1	3	3
D Allee	2	2	2	3	1	1	2	4
E Hecke	3	3	3	4	2	3	3	3
Garten/Friedhof								
F Gartenanlage	3,5	1	4	3	2	3	2	3
G Hausgarten	2	3	3	2	1	2	2	3
Ruderalfläche								
H Deponie	3,5	1	1	2	2	4	1	3
I Baulücke	2,5	2	1	2	0	4	1	4
J Begleitgrün	2	4	1	2	0	1	1	5
Offene Fläche								
K Rasen	3	1	1	1	1	1	1	4
L Wiese	3,5	1	1	2	1	3	2	1
M Feld	5	1	1	1	1	2	1	2
N versiegelte Fläche	3,5	4	0	0	0	1	0	5

Die Auswertung der in Tab. 6.5 ermittelten Flächenmerkmale erlaubt mehrere Rückschlüsse. Die Clusteranalyse (Abb. 6.1) zeigt, daß Straßenbegleitgrün in seinen ökologischen Verhältnissen einer vollständig versiegelten Fläche nahe kommt. Man kann ferner zwei deutliche Gruppen unter den restlichen Grünflächen erkennen: eine Gruppe von Grünstrukturen, die potentiell durch Bäume (Gehölze) gekennzeichnet ist und eine zweite, denen Gehölze prinzipiell fehlen. Wie aus den Bewertungsmethoden zu entnehmen ist, sind Bäume bzw. Gehölze nicht direkt in die Datenmatrix eingeflossen. Indirekt wirken sie sich jedoch über die Faktoren "Vegetation" und "Strukturvielfalt" aus. Der Auwald als natürliches System steht in der Clusteranalyse allen anderen Strukturen gegenüber. In der Korrespondenzanalyse (Abb. 6.2) kann man zwei Gruppen ähnlicher Grünflächen erkennen. Eine Gruppe umfaßt Auwald, Gärten und Parks im weitesten Sinn. Sie entspricht damit der ersten Gruppe der Clusteranalyse, wobei der Auwald dem Großpark jedoch wesentlich näher steht. Die zweite Gruppe umfaßt ruderalisierte Flächen im weitesten Sinn und unterscheidet sich von der zweiten Gruppe in Abb. 6.1 durch die Ausklammerung des Rasens, der dem Begleitgrün näher steht. Der errechnete Hauptgradient (Axis 1 zwischen A-Auwald und N-versiegelter Fläche) spiegelt die Strukturvielfalt der Flächen wider.

Die Korrespondenzanalyse spiegelt gut die realen Zusammenhänge zwischen den untersuchten Grünstrukturen wider, die Clusteranalyse dagegen abstrahiert stärker.

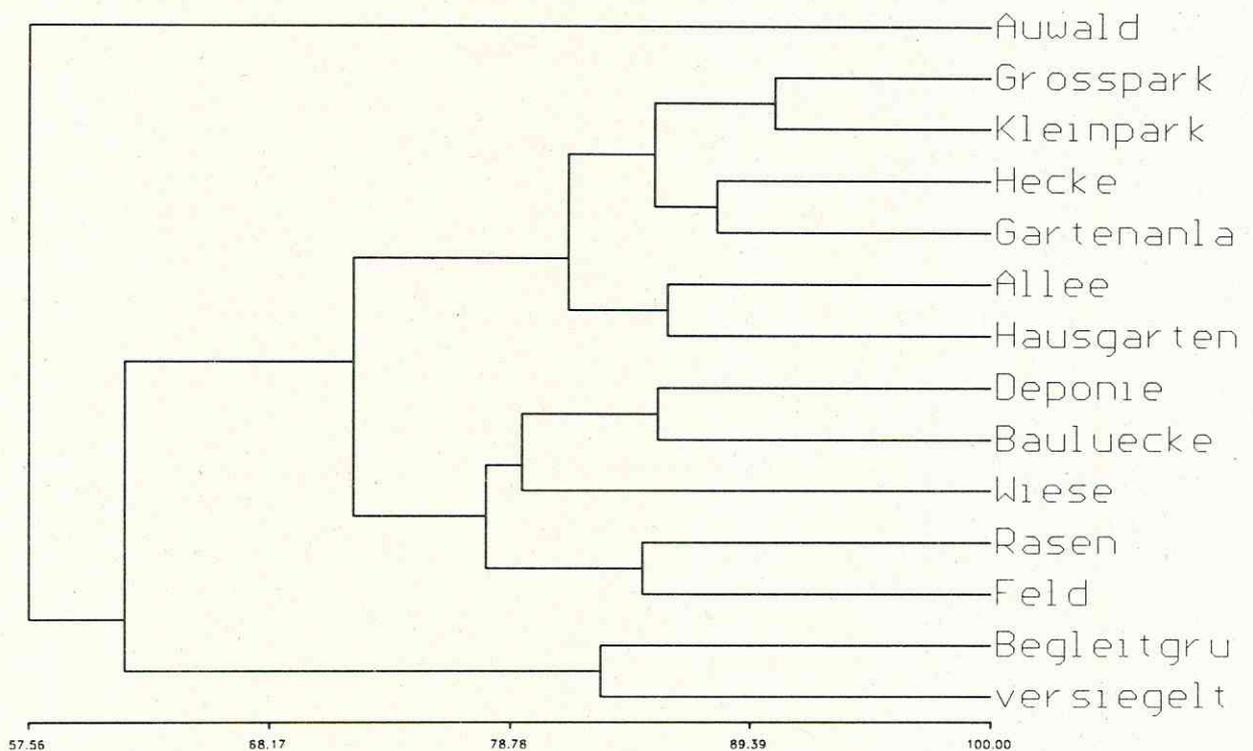


Abb. 6.1. Clusteranalyse der im Grünstrukturkatalog von Leipzig berücksichtigten Grünflächentypen (UPGMA auf Grundlage des Renkonen-Index)

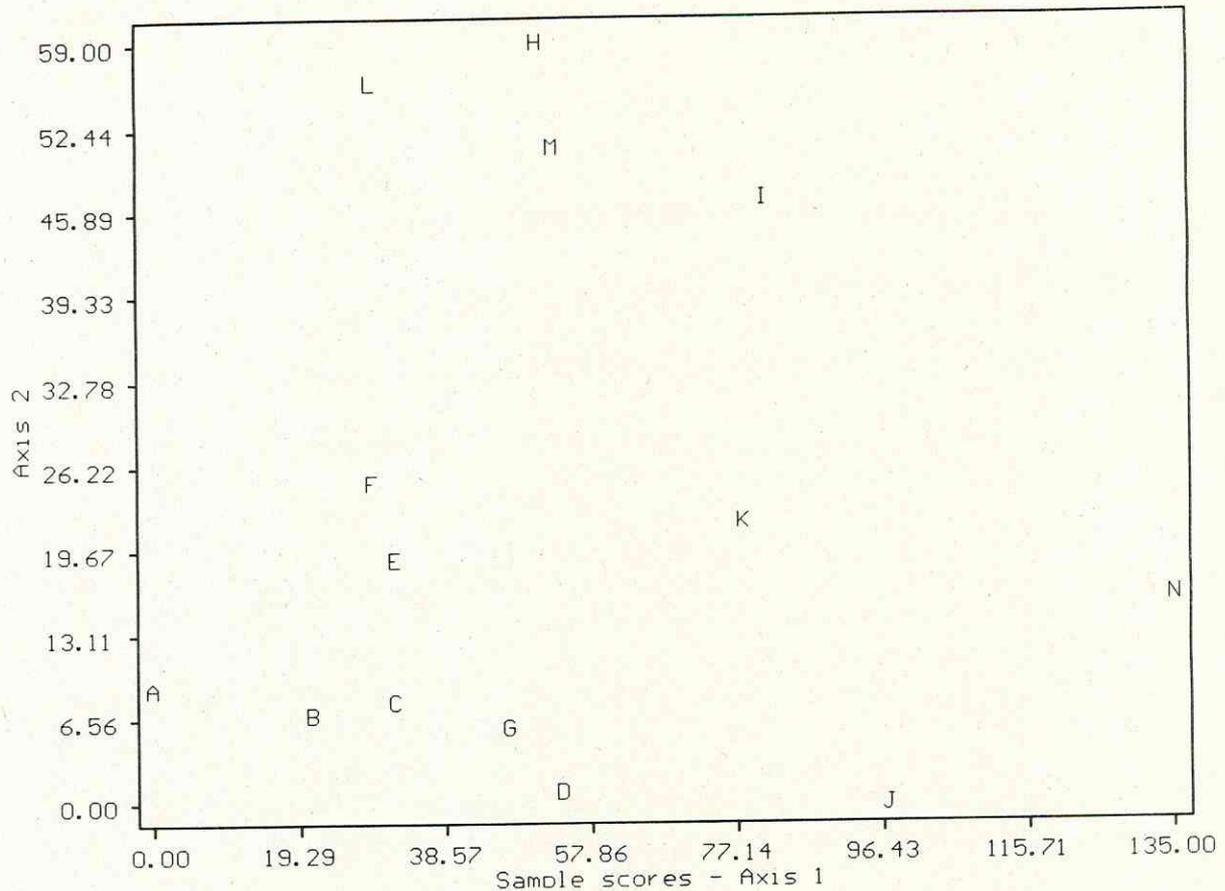


Abb. 6.2. Korrespondenzanalyse (DECORANA, Achsen 1/2) der im Grünstrukturkatalog von Leipzig berücksichtigten Grünflächentypen (Datensatz aus Tab. 6.5, siehe dort auch Abkürzungen der Flächen)

Ein Vergleich der Ordination der GSK-Flächen (Abb. 6.2) mit der Ordination der real untersuchten Flächen (Abb. 4.10) ist nur teilweise möglich - nicht von allen im GSK enthaltenen Flächentypen wurden Laufkäferdaten erhoben. Die Darstellungen müssen sich deshalb zwangsläufig unterscheiden. Wie beim GSK verläuft jedoch auch in der Analyse der Untersuchungsflächen der Hauptgradient von den Auwaldstandorten zum kleinflächigen ruderalen Begleitgrün. Das ist eine Bestätigung der Praxisnähe und Handhabbarkeit des GSK.

7. Zusammenfassung

1. Im Stadtgebiet von Leipzig wurden in den Jahren 1993-1995 auf 25 Untersuchungsflächen die Modelltiergruppen Laufkäfer (Carabidae) und Schwebfliegen (Syrphidae) gefangen und ökologisch ausgewertet. Die untersuchten Grünflächen umfassen Auwaldstandorte, Park- und Gartenanlagen, Hecken und Ruderalflächen, wie Baulücken, Brachen, Deponieflächen und Verkehrsbegleitgrün. Daneben wurde in die Auswertung Datenmaterial über Laufkäfer von ca. 30 weiteren Grünflächen aus dem Stadtgebiet von Leipzig und 5 nicht-urbanen Referenzflächen aus den Jahren 1979-1992 einbezogen. Außerdem wurde das Datenmaterial durch Fangergebnisse für Schwebfliegen aus den Jahren 1989-1991 ergänzt.
2. Die Struktur der Artengemeinschaften aller untersuchten Grünflächen wird anhand der Artenzahl, der Individuenzahl und der Diversität bestimmt. Alle Parameterwerte sind auf urbanen Flächen geringer als oder maximal genauso hoch wie auf vergleichbaren nicht-urbanen Flächen. Innerhalb der einzelnen Grünflächentypen besteht eine sehr hohe Schwankungsbreite aller Werte. Artenzahlen und Diversität liegen auf Ruderalflächen durchschnittlich höher als auf anderen urbanen Grünflächen, eine Ausnahme bilden die strukturarmeren, kleinflächigen, isolierten Verkehrsbegleitgrünflächen. Die Flächendiversität ist in Parkanlagen und auf Begleitgrünflächen am geringsten. Hohe Werte der Diversität, Artenzahl und des Arten-turnovers auf den untersuchten Auwaldstandorten zeigen, daß es sich um denaturierte, teilweise ruderalisierte Auwaldstandorte und nicht mehr um naturnahe Systeme handelt. Die Dominanzstruktur von Artengemeinschaften ist stark von der Artenzahl der einzelnen Flächen, nicht aber von urbanen bzw. geografischen Merkmalen abhängig.
3. Die Herkunft der Stadtf fauna wird exemplarisch anhand der Modellgruppe Laufkäfer untersucht. Mit 77 Arten (64,2%) der ist der Großteil der Laufkäfer des urbanen Raumes aus offenen Biotopen im Umland (Wiesen, Felder) eingewandert. 43 der in Leipzig gefangenen Arten (35,8%) sind Residualarten (d.h. schon ursprünglich vorhandene Arten). Der größere Teil der Residualarten bleibt im Vorkommen auf Restwälder, Wiesen und Flußufer beschränkt, nur 11 wandern in urbane Grünflächen ein. Für andere Tiergruppen kommen auch synanthrope (kulturfolgende) und adventive (eingeschleppte) Arten in Frage.
4. Schwebfliegen als hochmobile Tiergruppe sind durch die Fähigkeit, aktiv geeignete Habitate aufzusuchen, gekennzeichnet. Die Zusammensetzung von Syrphidentaxozöosen spiegelt Habitatpotenzen wider. Isolationsbarrieren für Schwebfliegen lassen sich nachweisen, da nicht auf allen ähnlichen und selbst räumlich nahen Flächen das gleiche Artenspektrum vorkommt. Isolation realisiert sich bei Schwebfliegen in erster Linie über die unterschiedliche Verfügbarkeit von Ressourcen und sehr viel weniger durch die Existenz von räumlichen Ausbreitungshinternissen.
5. Für die untersuchten Gruppen spielen Hecken, Säume und Verkehrsbegleitgrün eine große Rolle bei der Einwanderung in die Stadt und beim Austausch zwischen städtischen Flächen. Das Vorkommen in der Stadt ist abhängig von der Mobilität der Tiere. Isolierte und innerstädtische Flächen werden nur durch flugfähige Arten besiedelt. Sukzessionen werden auf Ruderalflächen, insbesondere auf Brachen (Baulücken) und ehemaligen Mülldeponien beobachtet und beschrieben. Im Verlauf der Sukzession von Laufkäfergemeinschaften ändert sich die Zahl der auf den Flächen lebenden Arten, im mittleren Sukzessionsstadium ist die Artenzahl am höchsten. Die Artengemeinschaften ändert sich im Verlauf der Sukzession grundlegend. Mit fortschreitender Sukzession werden die dominierenden primär phytophagen Arten durch zoophage abgelöst.

6. Der Einfluß der Biotopfaktoren "Flächengröße", "Isolationsgrad", "Strukturvielfalt" und "anthropogener Streß" auf urbane Laufkäfergemeinschaften wird untersucht. Keiner der Faktoren besitzt allein eine signifikante Wirkung auf die Struktur der Artengemeinschaften. Im Zusammenspiel aller Faktoren ist eine Beeinflussung der Laufkäfergilde jedoch nachweisbar. Keinen Einfluß haben "die Lage der Fläche in der Stadt" oder "urbane Gradienten". Letztere konnten anhand von Laufkäferfängen in Leipzig nicht nachgewiesen werden, was in striktem Gegensatz zu herrschenden Lehrbuchmeinungen steht.

7. Die Ausbildung der Syrphidentaxozöosen wird im Leipziger Stadtgebiet durch die Wirkung von Gradienten beeinflusst. Einen großen Einfluß übt der Gradient aus, der eine unterschiedlich starke anthropogene Flächenbeeinflussung anzeigt. Er wirkt vor allem auf die Verbreitung der häufigen Arten. Ein zweiter Gradient spiegelt die Abhängigkeit von der Flächengröße wider, die als wirksame ökologische Habitatgröße zu verstehen ist. Ein genereller Zusammenhang zwischen den Gradienten und der Lage von Untersuchungsflächen in der Stadt besteht nicht. Dies dürfte nur für solche Grünflächentypen zutreffen, die aufgrund ihrer Funktionalität an bestimmte, räumlich klar festgelegte Stadtstrukturen gebunden sind.

8. Verschiedene Ansätze zur Biotopbewertung werden vorgestellt und Schwierigkeiten in der Anwendung auf urbane Systeme aufgezeigt. Es wird vorgeschlagen, im urbanen Raum den Schwerpunkt von der "Biotopbewertung" zur Messung der "anthropogenen Beeinflussung" zu verlagern. Ein einfach nutzbares System zur Abschätzung der anthropogenen Beeinflussung von städtischen Grünflächen anhand von Laufkäferfängen wird vorgestellt. Das Verfahren beruht auf dem Nachweis von Indikatorarten.

9. Ruderalflächen bieten ein weitverzweigtes Grünflächenverbundsystem im urbanen Raum. Die Bedeutung der Ruderalflächen für verschiedene Tiergruppen wird dargestellt. Vorschläge für das Management dieser Flächen werden unterbreitet.

10. Auf der Basis einer ökologischen Charakterisierung der Flächen wird ein Katalog der Grünstrukturtypen von Leipzig entwickelt. Die Gliederung der Strukturtypen erfolgt nicht nach nutzungsbezogenen räumlichen Strukturen (z.B. Bebauungsstrukturen), wie in herkömmlichen Ansätzen, sondern nach ökologischen Strukturmerkmalen. Dazu werden Merkmale der Fläche (Größe, Anteil, Anzahl, Vernetzung, Alter, Ausstattung, Strukturierung), der Vegetation und Fauna, abiotische Faktoren sowie anthropogene Beeinflussung als Kriterien berücksichtigt. Auf dieser Grundlage werden 13 Grünflächentypen charakterisiert und klassifiziert. Ein Vergleich mit den real untersuchten Flächentypen zeigt die Anwendbarkeit des Vorschlags in der Praxis. In einer ökologischen Analyse der 13 Flächentypen wird ein bestehender Gradient zwischen Auwaldstandorten und kleinflächigem Verkehrsbegleitgrün deutlich. Dieser Gradient läßt sich mit der Strukturvielfalt bzw. mit dem Gehölzanteil der Standorte beschreiben. Kleinflächiges Verkehrsbegleitgrün kommt in seinen ökologischen Eigenschaften den vollständig versiegelten Flächen nahe.

8. Literatur

- ACHTZIGER, R., NEUMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1: 89-105.
- ADIS, J. (1979): Problems of Interpreting Arthropod Sampling with Pitfall Traps. - Zool. Anz. 202: 177-184.
- ALTNER, H. & T. BAUER (1982): Ultrastructure of a specialized, thrust-sensitive, insect mechanoreceptor: Stimulus-transmitting structures and sensory apparatus in the rostral horns of *Nothiophilus biguttatus*. - Cell Tissue Res. 226: 337-345.
- ARNDT, E. (1991): Carabidae. - In: KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Die Larven der Käfer Mitteleuropas, Bd. 1 - Goecke & Evers, Krefeld: 45-141.
- ARNDT, E. & D. MATTERN, (i.D.): Urban-ökologische Untersuchungen an Asseln (Isopoda) im Stadtgebiet von Leipzig. - Hercynia.
- ARNDT, E. & H. PELLMANN (i.D.): Arthropodengemeinschaften auf Ruderalflächen in Leipzig. - In: BREUSTE, J. (Hrsg.): Stadtökologie und Stadtentwicklung: Das Beispiel Leipzig, Analytica.
- ARNDT, E. & K. RICHTER (1993): Beiträge zur Ökosystemanalyse im urban-industriellen Raum von Leipzig mit dem Ziel der Entwicklung von Biotopverbund- und Sanierungskonzepten für terrestrische Flächen. Abschlußbericht ÖKOR. - UFZ Leipzig-Halle-GmbH, 134pp.
- ARNDT, E. & K. RICHTER (i.D.): Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Arthropodengruppen im Stadtgebiet von Leipzig mit Empfehlungen für Biotopverbund- und Sanierungskonzepte. - Oecologia urbana.
- ARNDT, E. & K. RICHTER (i.D.): Rote Liste der Laufkäfer (Carabidae) im Freistaat Sachsen. - Veröff. Fachamt Umwelt & Geologie, Dresden.
- AUKEMA, B. (1986): Winglength determination in relation to dispersal by flight in two wing dimorphic species of *Calathus* Bonelli (Coleoptera, Carabidae). - In: DEN BOER, P.J., LUFF, M.L., MOSSAKOWSKI D. & F. WEBER (eds.): Carabid Beetles, their adaptations and dynamics, Gustav Fischer, Stuttgart-New York: 91-99.
- AUKEMA, B. (1987): Differences in egg production and egg-laying period between long- and short-winged *Calathus erythroderus* (Col., Carab.) in relation to wing morph frequencies in natural populations. - Acta Phytopath. Entom. Hung. 22: 45-56.
- AUKEMA, B. (1990): Wing length determination in two wing-dimorphic *Calathus* species (Coleoptera: Carabidae). - Hereditas 113: 189-202.
- AUKEMA, B. (1991): Fecundity in relation to wing-morph of three closely related species of the *melanocephalus* group of the genus *Calathus* (Coleoptera: Carabidae). - Oecologia 87: 118-126.
- AUKEMA, B. (1995): Wing dimorphism in closely related species of the genus *Calathus* (Coleoptera: Carabidae) - Thesis Wageningen, 168pp.
- BAARS, M.A. (1979): Patterns of movement of radioactive carabid beetles. - Oecologia 44: 125-140.
- BAEV, P.V. & L.D. PENEV (1995): BIODIV. Programm for Calculating Biological Diversity Parameters, Similarity, Niche Overlap, and Cluster Analysis. - Pensoft Moscow.
- BARKEMEYER, W. & C. CLAUSSEN (1986): Zur Identität von *Neoascia unifasciata* (STROBL 1898) - mit einem Schlüssel für die in der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesenen Arten der Gattung *Neoascia* WILLISTON 1886 (Diptera: Syrphidae). - Bonn. zool. Beitr. 37 (3): 229-239.
- BASTIAN, O. (1986): Schwebfliegen (Syrphidae). Neue Brehm-Bücherei 576. - A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.

- BAUER, T. (1981): Prey Capture and Structure of the Visual Space of an Insect that Hunts by Sight on the Litter Layer (*Notiophilus biguttatus* F., Carabidae, Coleoptera). - Behav. Ecol. Sociobiol. 8: 91-97.
- BAUER, T. (1982): Predation by a carabid beetle specialized for catching Collembola. - Pedobiologia 24: 169-179.
- BAUER, T. (1985a): Different adaptation to visual hunting in three ground beetle species of the same genus. - J. Insect. Physiol. 31: 593-601.
- BAUER, T. (1985b): Beetles which use a setal trap to hunt springtails: The hunting strategy and apparatus of *Leistus* (Coleoptera, Carabidae). - Pedobiologia 28: 275-285.
- BLUME, H.-P. & H. SUKOPP (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. - Schriftenreihe der Vegetationskunde 10: 75-90.
- COLLINS, S.L. & S.M. GLEEN, (1991): Importance of Spatial and Temporal Dynamics in Species Regional Abundance and Distribution. - Ecology 72: 654-664.
- DAHL, F. (1908): Grundsätze und Grundbegriffe der biozönotischen Forschung. - Zool. Anz. 33: 349-353.
- DEITERT, M. (1994): Struktur und ökologische Klassifikation von Carabidengemeinschaften auf Grünflächen im Stadtgebiet von Leipzig. - Staatsexamensarbeit Univ. Leipzig, 38pp.
- DEN BOER, P.J. (1970a): Stabilization of animal numbers and the heterogeneity of the environment: The problem of persistence of sparse populations. - Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul.: 77-97.
- DEN BOER, P.J. (1977): Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside. - Miscell Papers LH Wageningen 14: 1-190.
- DEN BOER, P.J. (1980): Exclusion or coexistence and the taxonomic or ecological relationship between species - Netherlands Journal of Zoology 30(2): 278-306.
- DEN BOER, P.J. (1986a): Environmental Heterogeneity and the Survival of Natural Populations. - Proc. 3rd European Congress Entomology, Amsterdam: 354-356.
- DEN BOER, P.J. (1986b): What can Carabid Beetles tell us about Dynamics of Populations. - In: DEN BOER, P.J., LUFF, M.L., MOSSAKOWSKI D. & F. WEBER (eds.): Carabid Beetles, their adaptations and dynamics, Gustav Fischer, Stuttgart-New York: 315-330.
- DEN BOER, P.J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. - Journal evol. Biology 3: 19-48.
- DEN BOER, P.J., VAN HUIZEN, T.H.P., DEN BOER-DAANJE, W., AUKEMA B. & C. F.M. DEN BIEMAN (1980): Wing Polymorphism and Dimorphism in Ground Beetles as Stages in an Evolutionary Process (Coleoptera: Carabidae). - Entomologia Generalis 6(2/4): 107-134.
- DUELLI, P. (1992): Mosaikkonzept und Inseltheorie in der Kulturlandschaft. - Verh. Gesell. Ökologie 21: 379-384.
- DUSEK, J. & P. LASKA (1976): European species of *Metasyrphus*: key, descriptions and notes (Diptera, Syrphidae). - Acta ent. bohemoslov. 73 (4): 263-282.
- EIKHORST, R., Hrsg. (1992): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. - Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg, 176pp.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - Pedobiologia 18: 378-380.
- EVANS, M.E.G & G. FORSYTH (1984): A comparison of adaptation to running, pushing and burrowing in some adult Coleoptera: especially Carabidae. - J. Zool. 202: 513-534.
- FREUDE, H. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2. Laufkäfer. - Goecke & Evers, Krefeld.
- GILBERT, O.L. (1994): Städtische Ökosysteme. - Neumann Verlag, 246pp.
- GOELDLIN DE TIEFENAU, P. (1989): Sur plusieurs espèces de *Sphaerophoria* (Dipt., Syrphidae) nouvelles ou méconnues des régions paléarctique et nearctique. - Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 62 (1/2): 41-66.

- GOOT, V. VAN DER (1981): De zweefvliegen van Noordwest-Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux. - Koninklijke Nederlandse Natuurhist. Vereniging, Amsterdam.
- GOSPODAR, U. (1981): Statik und Dynamik der Carabidenfauna einer Trümmerschuttdeponie im LSG Grunewald in Berlin (West). - Diss. TU Berlin, 225pp.
- GREENSLADE, P.J.M. (1964): The distribution, dispersal and size of a population of *Nebria brevicollis* (F.) with comparative studies of three other Carabidae. - Journal of Animal Ecology 33: 311-333.
- GRÜM, L. (1982): Some Aspects of Fluctuations in the Population Density of Carabid Beetles. - In: MOSSAKOWSKI, D. & G. ROTH (eds.): Environmental Adaption and Evolution: 253-272.
- GRÜM, L. (1983): Home range estimates as applied to study Carabid dispersal. - Report 4th Symp. Carab. 1981: 55-58.
- GRUTTKE, H. (1990): Characteristics of the Carabid Fauna of a Ruderal Parkland in the Centre of Berlin. - In: STORK, N.E. (ed.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies, Intercept, Andover, Hampshire: 343-347.
- GRUTTKE, H. (1994): Investigations on the ecology of *Laemosthenus terricola* (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. - In: DESENDER, K. (ed.): Carabid Beetles: Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- GRUTTKE, H. & G. WEIGMANN (1990): Ecological Studies on the Carabid Fauna (Coleoptera) of a Ruderal Ecosystem in Berlin. - In: STORK, N.E. (ed.): The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies, Intercept, Andover, Hampshire: 181-189.
- HANSKI, I. (1994): Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. - TREE: 131-135.
- HANSKI, I. & H. KOSELKA (1977): Niche relations among dung-inhabitant beetles. - Oecologia 28: 103-231.
- HECK, M., RINK, U. & G. WEIGMANN (1995): Blei- und Cadmiumbelastung von Bodentieren in einem immissionsbelasteten Forst in der Nähe von Berlin. - Z- Ökologie u. Naturschutz 4: 75-85.
- HEITJOHANN, H. (1974): Faunistische und Ökologische Untersuchungen zur Sukzession der Carabidenfauna (Coleoptera, Insecta) in den Sandgebieten der Senne. - Abhandl. Landesmus. Münster, Westfalen 36: 1-27.
- HENGEVELD, R. (1980 a): Qualitative and quantitative aspects of the food of ground beetles (Coleoptera, Carabidae): a review. - Netherland Journal of Zoology 30: 555-563.
- HENGEVELD, R. (1980 b): Polyphagy, oligophagy and food specialization in ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - Netherland Journal of Zoology 30: 564-584.
- HENSEL, J. (1981): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabiden an ausgewählten Habitaten in Leipzig-Eutritzsch und Leipzig-Wiederitzsch. - Dipl.-Arbeit Univ. Leipzig.
- HERR, U. (1987): Untersuchungen zur Arthropodenfauna verschiedener Kleinsthabitate der Großstadt Leipzig mit dem Versuch einer Anwendung der von Mac Arthur & Wilson entwickelten Inseltheorie. - Dipl.-Arbeit Univ. Leipzig 95pp.
- HILL, M.O. (1979): DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell University Ithaca, New York.
- HOVESTADT, T., ROESER, J. & M. MÜHLENBERG (1992): Flächenbedarf von Tierpopulationen als Kriterien für Maßnahmen des Biotopschutzes und als Datenbasis zur Beurteilung von Eingriffen in Natur und Landschaft. - Ber. ökol. Forsch. 1, Jülich.
- HURLBERT, S.H. (1978): The non-concept of species diversity; a critique and alternative parameters. - Ecology 52: 577-586.
- JÄRVINEN, O. (1979): Geographical Gradients of Stability in European Land Bird Communities. - Oecologia 38: 51-69.
- JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund. - Ulmer, Stuttgart, 287pp.

- JOLLIFFE, I.T. (1986): Principal component analysis. Springer Series in Statistics. - Springer-Verlag. New York, Berlin, Heidelberg, Tokyo. 271 pp.
- KADAR, F. & C. ERLYI (1992): Relationships between the Air Temperatures and the Catches of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Light Trap. - Proceed. 4th ECE/XIII.SIEEC: 495-499.
- KADAR, F. & F. SZENTKIRALYI (1992): Influences of Weather Fronts on the Flight Activity of Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae). - Proceed. 4th ECE/XIII.SIEEC: 500-503.
- KAREIVA, P., (1990): Population Dynamics in Spatially Complex Environments. - Theory and Data. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences 330: 175-190.
- KATH, B. (1981): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabidae an ausgewählten Habitaten Leipzigs. - Dipl.-Arbeit Univ. Leipzig.
- KLAUSNITZER, B. (1983a): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) des Stadtgebietes von Leipzig. - Ent. Nach. u. Ber. Leipzig 27: 241-261.
- KLAUSNITZER, B. (1983b): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf dem neuen Müllberg Leipzig-Möckern (2. Beitrag: Carabidae). - Hercynia N.F. 20: 392-402.
- KLAUSNITZER, B. (1988): Zur Kenntnis der winterlichen Insektenvergesellschaftung unter Platanenborke (Heteroptera, Coleoptera). - Ent. Nach. u. Ber. Leipzig 32: 107-112.
- KLAUSNITZER, B. (1993): Ökologie der Großstadtfauna. - G. Fischer, Jena, 454 S.
- KLAUSNITZER, B., JOOST, W. & H. WOLFF (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf dem Neuen Müllberg Leipzig Möckern. - Wiss. Z. Karl-Marx-Universität Leipzig, Math.-Nat. Reihe 29: 646-652.
- KLOTZ, S., GUTTE, P. & B. KLAUSNITZER (1984): Vorschlag einer Gliederung urbaner Ökosysteme. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 24: 152-156.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie. Bd. 1. Goecke & Evers, Krefeld, 440pp.
- KÖHLER, H., MÜLLER, G.K. & D. SCHULZ (1975): Führer durch den Botanischen Garten der Sektion Biowissenschaften der K.-M.-Universität Leipzig.- Leipzig.
- KOJA NAHHAL, M. (1991): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über die Syrphidae (Insecta, Diptera) im Stadtgebiet von Leipzig. - Dissertation, Universität Leipzig.
- KOSLOWSKI, R., KUCKELKORN, B., PFÜLLER, B., PFÜLLER R. & S. SÜSSENGUT (1980): Ökologisch-Faunistische Untersuchungen an Aranea in Grünanlagen Leipzigs. - Wiss. Z. KMU Leipzig, Math.-Nat. R.: 561-566.
- KOVACH, W.L. (1995): MVSP - A Multivariate Statistics Package for IBM compatible PCs, Ver. 2.2. - Pentreath, Wales, UK.
- KREBS, C.J. (1994): Ecological Methodology. - HarperCollinsPubl. New York, 654pp.
- KUTTLER, W. (1987): Stadtklimatologie. Westfalen im Bild. - Landesbildstelle Westfalen, Münster.
- LEUCKEFELD, S. (1995): Untersuchungen zur Sciaridenfauna des innerstädtischen Auwaldgebietes der Elster-Pleißenaue. Wissenschaftliche Hausarbeit zur Erlangung des 1. Staatsexamens für das Lehramt am Gymnasium. Leipzig.
- LUFF, M.L. (1975): Some features influencing the efficiency of pitfall traps. - Oecologia 19: 345-357.
- MAC ARTHUR R.H. & E.O. WILSON (1971): Biogeografie der Inseln. - Goldberg, München, 201pp.
- MADER, H.-J. (1984): Animal Habitat Isolation by Roads and Agricultural Fields. - Biological Conservation 29: 81-96.
- MADER, H.-J. (1986): The Succession of Carabid Species in a Brown Coal Mining Area and the Influence of Afforestation. - In: DEN BOER, P.J., M.L. LUFF, D. MOSSAKOWSKI & F. WEBER (eds.): Carabid Beetles, their adaptations and dynamics, Gustav Fischer, Stuttgart-New York: 491-508.

- MADER, H.-J. (1987): Straßenränder, Verkehrsnebenflächen - Elemente eines Biotopverbundsystems? - *Natur und Landschaft* 62: 296-299.
- MADER, H.-J. & M. MÜHLENBERG, (1981): Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot einer kleinflächigen Habitatinsel, untersucht am Beispiel der Carabidenfauna. - *Pedobiologia* 21: 46-59.
- MADER, H.-J., SCHELL, C. & P. KORNACKER (1990): Linear Barriers to Arthropod Movements in the Landscape. - *Biological Conservation* 54: 209-222.
- MAGURRAN, A.E. (1988): Ecological diversity and its measurement. - Princeton, New Jersey; Princeton University Press
- MAURER, B.A. (1990): The relationship between distribution and abundance in a patchy environment. - *Oikos* 58: 181-189.
- MENZEL, F. & K. METZNER (i.D., 1996): Untersuchungen zur Sciaridenfauna des innerstädtischen Auwaldgebietes Burgaue bei Leipzig (Insecta, Diptera, Sciaridae). *Studia Dipterologica*. 3(2).
- MOLS, P.J.M. (1979): Motivation and walking behaviour of the carabid beetle *Pterostichus coeruleus* L. at different densities and distribution of the prey. - *Misc. Papers Wageningen* 18: 185-198.
- MOSSAKOWSKI, D. & F. PAJE (1985): Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten an Hand der Carabidenbestände. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie XIII*: 747-750.
- MOSSAKOWSKI, D. & J. STIER (1983): Vergleichende Untersuchungen zur Laufgeschwindigkeit der Carabiden. - *Report 4th Symp. Carab.*: 19-33.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. UTB 595. - Quelle & Mayer, Heidelberg, Wiesbaden, 512pp.
- MÜLLER, G.K. (1992): Der Botanische Garten der Universität Leipzig. - Hrsg. Rekt. d. Universität Leipzig.
- MÜLLER, G.K. (1996): Die Leipziger Auen - Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Bd. 1. - Sachsen-Werbungs- und Verlags-GmbH Pulsnitz, 102pp.
- MÜLLER, P. (1980): Anpassung und Informationsgehalt von Tiergruppen in Städten - *Verh. Dtsch. Zool. Ges.*: 57-77.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. - *Pedobiologia* 33: 145-153.
- NELEMANS, M.N.E. (1987): Possibilities for flight in the carabid beetle *Nebria brevicollis* (F.). The importance of food during larval growth. - *Oecologia* 72: 502-509.
- NETTMANN, H.-K. (1992): Artensättigung, Flächengröße, Wiederherstellbarkeit, Leitarten. Aspekte zur Auswertung faunistischer Daten. In: EIKHORST, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. - Verlag für Ökologie und Faunistik, Duisburg: 7-22.
- PECK, L.V. (1988): Syrphidae. - In : *Catalogue of Palearctic Diptera. Syrphidae-Conopidae*. ed. SOOS, A. & L. PAPP, Budapest 8 : 11-229.
- POLLET, M. & K. DESENDER (1987): Feeding ecology of grassland-inhabiting carabid beetles (Carabidae, Coleoptera) in relation to the availability of some prey groups. - *Acta Phytopath. Entom. Hung.* 22: 223-246.
- REFESETH, D. (1980): Ecological analysis of Carabid communities - potential use in biological classification in nature conservation. - *Biol. Cons.* 17: 131-141.
- RIJNSDORP, A.D. (1980): Pattern of movement in and dispersal from a Dutch forest of *Carabus problematicus* Hbst. Coleoptera, Carabidae. - *Oecologia* 45: 274-281.
- SANDERS, H.L. (1968): Marine benthic diversity: a comparative study. - *Am. Nature.* 102: 243-282.
- SCHAEFER, M. (1992): Ökologie. WTB 430. - Fischer, Jena, 433pp.
- SCHMIDT, U. (1995): Neu beschriebene paläarktische Schwebfliegenarten (Diptera, Syrphidae) und neue Synonyme: eine Übersicht. - *Volucella* 1 (1): 29-44.

- SCHUBERT, R., Hrsg. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. - Fischer Jena, 327pp.
- SCHULTE, W., SUKOPP, H. & P. WERNER (1993): Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung. - *Natur und Landschaft* 68: 491-526.
- SHAROVA, I.C. (1981): Die Lebensformtypen der Laufkäfer. - Moskau, 283pp [in Russisch].
- STACEY, P.B. & TAPER, M. (1992): Environmental Variation and the Persistence of Small Populations. - *Ecological Applications* 2: 18-29.
- STACKELBERG, A.A. (1970): Sem. Syrphidae - zurcalki. - *Opredelitel nasekomych evropskoj casti SSSR, Leningrad*, 2 (5): 11-96 [in Russisch].
- STUBBS, A.E. & S.J. FALK (1983): British hoverflies. An illustrated identification guide. - *Brit. Ent. & Nat. Hist. Soc.*, London.
- SUSTEK, Z. (1984): The bioindicative and prognostic significance of sex ratio in Carabidae (Insecta, Coleoptera). - *Ekológia* 3: 3-22.
- SUSTEK, Z. (1985): Influence of some properties of built up areas on the communities of Carabidae and Staphylinidae in the urban landscape. - *Zoocenózy urbánnych a suburbánnych celkov so zvláštým akcentom na podmienky Bratislavy*: 140-144.
- SUSTEK, Z. (1987): Changes in body size structure of Carabid communities (Coleoptera, Carabidae) along an urbanisation gradient. - *Biológia* 42: 145-156.
- SUSTEK, Z. (1989): Properties of Carabid and Staphylinid Communities in Central European and Mediterranean Cities. - *Verhandlungen IX.SIEEC, Gotha*: 113-122.
- SUSTEK, Z. (1992): Changes in the representation of Carabid life forms along an urbanisation gradient (Coleoptera, Carabidae). - *Biológia* 47: 417-430.
- SUSTEK, Z. (1993): Changes in body size structure of staphylinid communities (Coleoptera, Staphylinidae) along an urbanisation gradient. - *Biológia* 48: 523-533.
- SUSTEK, Z. (1994): Impact of pollution by nickel leaching rest on Carabidae, Silphidae and Staphylinidae in the surroundings of the nickel smelting plant at Sered' (Slovakia). - *Biologia* 49: 709-721.
- THIELE, H.-U. (1964): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. - *Z. Morph. Ökol. Tiere* 53: 537-586.
- THIELE, H.-U. (1977): Carabid beetles in their environment. - *Zoophys. Ecol.* 10, Springer Heidelberg, New York.
- TILMAN, D. (1994): Competition and biodiversity in spatially structured habitats. - *Ecology* 75: 2-16.
- TORP, E. (1994): Danemarks Svirrefluer (Diptera, Syrphidae). *Danmarks Dyrelv. Bd. 6.* - Apollo Books. Stenstrup.
- VAN HUIZEN, T.H.P. (1979): Individual and environmental factors determining flight in Carabid beetles. - *Miscell. Papers LH Wageningen* 18: 199-212.
- VAN HUIZEN, T.H.P. (1990): "Gone with the Wind": Flight Activity of Carabid Beetles in Relation to Wind Direction and to the Reproductive State of Females in Flight. - In: STORK, N.E. (ed.): *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*, Intercept, Andover, Hampshire: 289-293.
- VERLINDEN, L. (1991): Zweefvliegen (Syrphidae). *Fauna van België.* - Kon. Belg. Inst. voor Natuurwet., Brussel.
- VERMEULEN, H.J.W. & G. VEENBAAS (1991): The Effect of Connections between Heathy Habitat Fragments on the Survival of Stenotopic Ground-dwelling Arthropods. - *Proceed. 4th ECE/XIII.SIEEC*: 387-392.
- VERMEULEN, R. & T. Opsteeg (1993): Movements of some carabid beetles in road-side verges. Dispersal in a simulation programme. - In: DESENDER, K. (ed.): *Carabid beetles - Ecology and Evolution*: 1-7.

- WALLIN, H. & B.S. EKBOM (1988): Movements of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) inhabiting cereal fields: a field tracing study. - *Oecologia* 77: 39-44.
- WITTIG, R & H. ZUCCHI, Hrsg. (1993): Brachen in der Stadt - Geobotanisches Kolloquium 9.
- WITTIG, R. (1991): Ökologie der Großstadtflora. UTB 1587. - Fischer Stuttgart, 261pp.
- WOLFF, K. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Carabidae an ausgewählten Standorten der Stadt Leipzig. - Dipl.-Arbeit Univ. Leipzig.

Danksagung

Wir möchten Herrn Dr. S. Klotz (UFZ, Bad Lauchstädt) für die Unterstützung bei der vegetationskundlichen Aufnahme der Untersuchungsflächen und Frau Dr. A. Kindler (UFZ, Leipzig) für die Anfertigung der Karte "Stadtgebiet von Leipzig" danken. Unser besonderer Dank gilt Herrn Prof. Breuste für seine vielfältige Unterstützung unseres Vorhabens. Das Engagement unserer Studenten hat wesentlich zum Gelingen des Vorhabens beigetragen, stellvertretend soll Frau H. Gröger, Frau S. Kirmse und Herrn T. Wohlrab gedankt werden.

Stadtökologische Forschungen

Nr. 1 UFZ-Bericht Nr. 5/1996

Winkler, M.: Untersuchungen zur gepflanzten Vegetation und ihre ökologische Bedeutung

Nr. 2 UFZ-Bericht Nr. 6/1996

Arndt, E. & Pellmann, H.: Ökologische Charakterisierung von Biotopen im urbanen Raum am Beispiel von Modelltiergruppen

Autoren:
Dr. Erik Arndt
Dr. Hans Pellmann
Universität Leipzig, Institut für Zoologie
Talstraße 33
D-04103 Leipzig
Telefon 0341/9736735
Telefax 0341/9603099

Herausgeber:
Prof. Dr. Jürgen Breuste
Redaktion:
Dr. Peter Böhm
Projektbereich Urbane Landschaften
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
Telefon 0341/235-2843
Telefax 0341/235-2534