Verh. Westd. Entom. Tag 2001, S. 155-165, Löbbecke-Mus., Düsseldorf 2003

Einfluss der Habitatdiversität innerstädtischer Grünanlagen auf phytophage Insekten der Pyramidenpappel

Ralf Bündgen und Karl-Heinz Lampe

Zusammenfassung

Die Phytophagenfauna auf Pyramidenpappel (*Populus nigra* LINNÉ, 1753 var. *pyramidalis* (ROZIER) wurde in neun Habitaten mit unterschiedlicher Habitatdiversität und Größe im Raum Bonn untersucht. Habitate höherer Diversität lagen eher am Stadtrand und solche niedrigerer Diversität eher in Stadtkernnähe. Ein Einfluss der Baumgruppengröße (1-15 Wirtspflanzen) auf die Phytophagendiversität war nicht nachweisbar. Habitatdiversität und Arealgröße waren deutlich interkorreliert. Der Besatz phytophager Insekten zeigte qualitativ und quantitativ eine signifikante Beziehung zur Habitatdiversität, zur Arealgröße hingegen nur eine schwachsignifikante. Mit zunehmender pflanzlicher Diversität stiegen die Arten- und mit Ausnahme der Blattlaus *Pterocomma populeum* KALTENBACH auch die Individuenzahlen aller phytophagen Insektengruppen an. *P. populeum* hingegen trat in diversitätsarmen Habitaten in Stadtkernnähe in höheren Abundanzen auf. Dem gleichen Trend folgte die mit ihr vergesellschaftete Ameisenart *Lasius niger* LINNÉ, für die *P. populeum* eine wichtige Nahrungsquelle, den Honigtau, liefert. Demgegenüber konnten Marienkäfer (Coccinellidae) als Blattlaus-Prädatoren das erhöhte und von Ameisen geschützte Beuteangebot nicht vermehrt nutzen.

1. Einleitung

Die pflanzliche Habitatdiversität innerstädtischer Areale unterliegt anthropogenen Kriterien und ist nur selten natürlich. Städtische Habitate besitzen einen hohen Anteil an Hemerochoren (Pflanzen fremdländischer Herkunft), die nach gärtnerischen Gesichtspunkten angepflanzt werden. Hier werden meist Generalisten angetroffen, jedoch in einer geringeren Artenzahl als in vergleichbaren Arealen mit einheimischen Pflanzen. Pappa (1976) konnte auf 100 Zierpflanzenarten in Hamburg insgesamt 166 phytophage Insektenarten nachgeweisen. Das ist im Vergleich zu einheimischen Pflanzen wenig. So rechnet KLAUSNITZER (1993) mit 5-10 phytophagen Arten pro einheimischer Pflanze.

Innerstädtische Habitate ähneln aufgrund fehlender Vernetzungselemente Inselbiotopen. Nach MCARTHUR & WILSON (1963, 1967) wird die Artenzahl auf ökologischen Inseln hauptsächlich durch die Parameter Inselgröße, Isolationsgrad und Ressourcen-Diversität bestimmt. So stellt ein großer Inselbiotop ein „Refugium" für mehr Arten dar als ein kleiner, ökologisch vergleichbarer Standort. Isolierte Habitat-Areale werden langsamer besiedelt, ähnlich wie kleine Inseln in der Regel später

„entdeckt“ werden als große. Eine heterogene Biotopstruktur vermehrt das Angebot ökologischer Nischen. Daraus resultiert – nach einer gewissen Anlaufzeit – ein dynamisches, inselcharakteristisches Gleichgewicht zwischen immigrierenden neuen und lokal aussterbenden, vorhandenen Arten.

Eine positive Beziehung zwischen Inselgröße und Artenvielfalt ist oft dokumentiert worden (PRESTON 1948, 1960, WILLIAMS 1964, MCARTHUR 1972, MCARTHUR & WILSON 1967, ABBOTT 1980, ROSENZWEIG 1995). Verkleinerung der Inselfläche führt zu einem Artenschwund. Dieses Phänomen beschreibt auch BICK (1993) bei kontinentalen verinselten Biotopen. Neben den Auswirkungen der Arealgröße sollten in vorliegender Untersuchung besonders die Beziehungen zwischen pflanzlicher Habitatdiversität und Phytophagenbesatz in anthropogen beeinflussten Habitaten an einer einheimischen Pflanzenart, der Pyramidenpappel (*Populus nigra*), untersucht werden.[1]

2. Material und Methoden

Von Anfang April bis Ende Oktober 1996 wurde im Zehntagesrhythmus die Phytophagenfauna auf *Populus nigra* LINNÉ, 1753 var. *pyramidalis* (ROZIER) in neun Habitaten im Raum Bonn untersucht. Es handelte sich dabei um eine Auenlage, eine Waldrandlage und um städtische Grünanlagen. Gesammelt wurde an mindestens einem bis maximal vier Bäumen. Die Probennahmen erfolgten zufällig; bei vereinzelt stehenden Bäumen wurde an verschiedenen Ästen aus der Gesamtheit aller Bäume gesammelt. Insgesamt wurden an jedem Standort 21 Proben mit Klopffängen entnommen. Belegexemplare der angetroffenen Arten sind im Zoologischen Forschungsinstitut und Museum Koenig (ZFMK) hinterlegt.

Die pflanzliche Habitatdiversität wurde anhand der Gehölzpflanzen bestimmt und der Diversitätsindex Hs nach Shannon-Weaver berechnet. In kleinen und mittelgroßen Habitaten (30-1500 m^2) wurden alle Pflanzen erfasst. In den größeren wurden Stichproben genommen. Dazu wurde in Voruntersuchungen eine optimale Probenflächengröße bestimmt.

Die statistische Auswertung wurde mit Korrelations- und Regressionsanalysen durchgeführt. Bei der Berechnung von Regressionen wurden drei Signifikanzen unterschieden: Hochsignifikant ($p < 0{,}002$***), signifikant ($0{,}002 < p < 0{,}01$**) und schwach signifikant ($0{,}01 < p < 0{,}05$*).

3. Ergebnisse

3.1. Voruntersuchungen

Die optimale Probeflächengröße zur Bestimmung der Habitatdiversität wurde mittels einer Arten-Probegrößenbeziehung ermittelt. Nach JANETSCHEK (1982) werden dazu die

---

1 *Populus nigra* kommt häufig in Hybridformen vor, die im Feld schwierig anzusprechen sind (SCHMITZ 1999). Hier bietet die Variation *pyramidalis* den Vorteil, dass sie aufgrund ihrer charakteristischen Kronenform relativ leicht zu bestimmen ist, und in innerstädtischen Grünanlagen häufig angetroffen wird.

Pflanzenarten in verschieden großen Probeflächen des zu untersuchenden Areals ausgezählt. Die Probeflächengröße, bei der die Artenzahl nicht mehr (oder nur unwesentlich) ansteigt, wird als Minimumareal bezeichnet. In bis zu 500 m² großen Probeflächen steigt die Artenzahl steil an. Danach geht die Kurve in einen „gesättigten" Teil über. Für die Bestimmung der Habitatdiversität müssen extrem seltene Arten nicht unbedingt komplett erfaßt werden, da sie aufgrund ihrer Seltenheit den Diversitätsindex so gut wie nicht mehr beeinflussen. In der vorliegenden Untersuchung stellte sich als Minimumareal eine Flächengröße von 1500 m² heraus (Originaldaten in BÜNDGEN 1997).

Die Habitate wiesen pflanzliche Diversitätsindices Hs von 0,2 (einförmige Habitate) bis Hs von 2,5 (hoch diverse Habitate) auf.

In den ausgewählten Habitaten kamen die untersuchten Wirtspflanzen einzeln oder in Gruppen bis max. 15 Bäumen vor. Zunächst mußte geklärt werden, ob die Baumgruppengröße einen Einfluss auf den Phytophagenbesatz ausübt. So könnten z. B. in größeren Baumgruppen mehr Arten erwartet werden, als an alleinstehenden Bäumen. Auf den ersten Blick scheint in Abb. 1 ein solcher Trend vorzuliegen, jedoch ist die Korrelation nicht signifikant. Für vorliegende Untersuchung gilt demnach, dass der Einfluss der Baumgruppengröße auf die Phytophagen-Diversität falls überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Der nächste Parameter, den es zu prüfen galt, war die Arealgröße. Die pflanzliche Habitatdiversität und Arealgröße interkorrelierten hochsignifikant. Mit größer werdendem Areal steigt die Habitatdiversität und damit auch die Artenzahl phytophager Insekten. Die gemessene Beziehung der Phytophagendiversität in Abhängigkeit von der Arealgröße liegt deutlich unter der der Habitatdiversität (Habitatdiversität: $p < 0{,}002$, Arealgröße: $p < 0{,}01$)

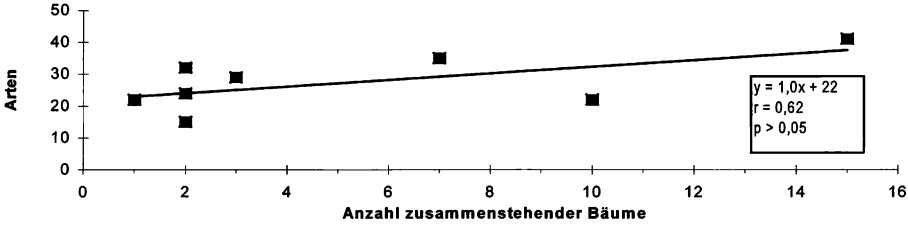

Abb. 1: Anzahl phytophager Insektenarten in Abhängigkeit von der Baumgruppengröße.

Der Einfluss der Arealgröße per se auf die Phytophagen kann hier nicht ermittelt werden. Mit zunehmender Größe dürfte das diversifiziertere Pflanzenangebot an größeren Standorten einen deutlicheren Einfluss ausüben, als „area-per se" Effekte.

Angesichts der deutlichen Beziehungzwischen Artenzahl phytophager Insekten und pflanzlicher Habitatdiversität (Abb. 2) konzentriert sich die vorliegende Untersuchung auf diesen Aspekt.

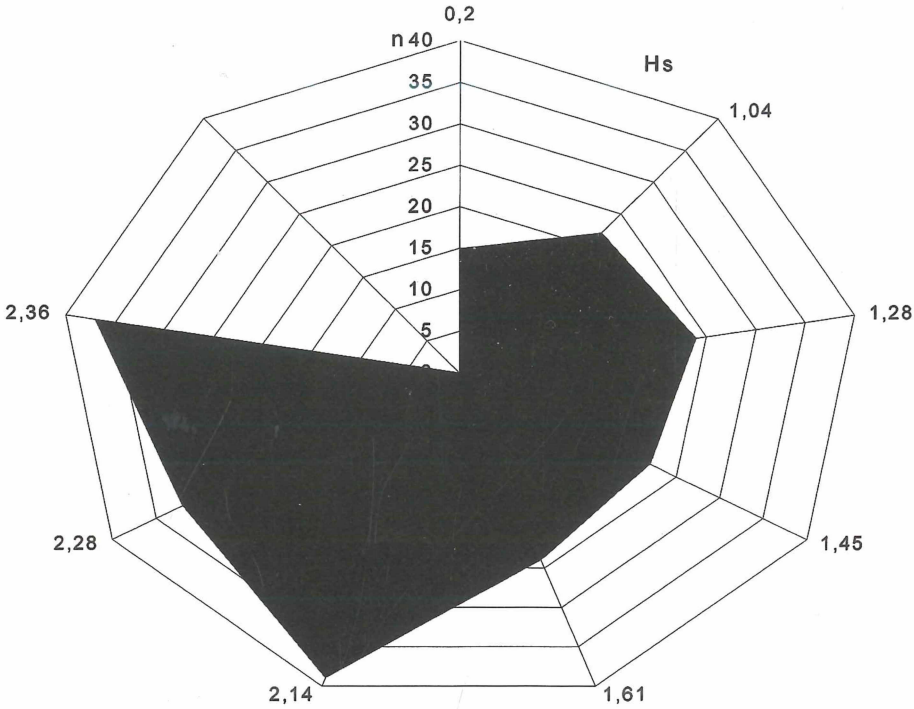

Abb. 2: Die Artenanzahl phytophager Insekten, gespiegelt an der Habitat-Diversität (Hs)

3.2. Untersuchungsergebnisse

Während des Untersuchungszeitraumes wurden bei 189 Probennahmen (21 Proben in neun Habitaten) insgesamt ca. 7.600 Insekten aus 97 Taxa erfasst (Tab. 1). Die Mehrzahl der angetroffenen Taxa stellten die Phytophagen. Sie waren um den Faktor 6,5 zahlreicher als die Vertreter höherer trophischer Ebenen (Räuber, Gemischtköstler und Andere).

Tab. 1:

Insektenordnung	Artenzahl
Coleoptera	44
Homoptera	21
Heteroptera	15
Lepidoptera	9
Diptera	2
Hymenoptera	2
Saltatoria	1
Neuroptera	1
Planipennia	1
Megaloptera	1
Σ	97

3.2.1. Beziehung zwischen Coleoptera und der Habitatdiversität

Phytophage Coleoptera stellten mit 33 Arten die taxastärkste Gruppe. Darunter waren die Curculionidae am häufigsten vertreten, gefolgt von den Chrysomelidae. Die höchste Populationsdichte zeigten CHRYSOMELA SALICETI (WEISE, 1884) und *Chrysocephalus rufipes* (GOEZE, 1777). Letzterer zeigte mit 77 % die größte Konstanz. Die größte Populationsdichte war von *Phyllobius argentatus* (LINNÉ, 1758) zu verzeichnen. Die Artenzahl an Coleoptera und deren Individuenzahlen korrelierten hochsignifikant ($p < 0{,}002$***) mit der pflanzlichen Habitatdiversität (Abb. 3 und 4).

3.2.2. Beziehung zwischen Heteroptera und Habitatdiversität

Von insgesamt 15 angetroffenen Heteroptera-Taxa waren 11 polyphytophage Vertreter, die übrigen ernährten sich als Räuber. *Kleidocerys resedae* (PANZER, 1797) zeigte neben *Palomena prasina* (LINNÉ, 1761) mit je 88 % die größte Konstanz. *K. resedae* zeigte darüber hinaus die größte Populationsdichte.

Die Heteroptera-Artenzahl korrelierte signifikant ($0{,}002 < p < 0{,}01$ **), die Populationsdichte hochsignifikant ($p < 0{,}002$ ***) mit der Habitatdiversität (Abb. 5 und 6) wobei die Artenanzahl exponentiell mit der Habitatdiversität zunahm.

3.2.3. Beziehung zwischen Homoptera und Habitatdiversität

Am zweithäufigsten kamen die Homoptera mit 24 Arten vor. Die Familie Cicallidae stellte mit 9 Taxa die meisten Arten. In der Gruppe der Monophagen waren die Cicadellidae mit 5, die Pemphigidae mit 4 und die Aphidiidae mit 1 Art vertreten.

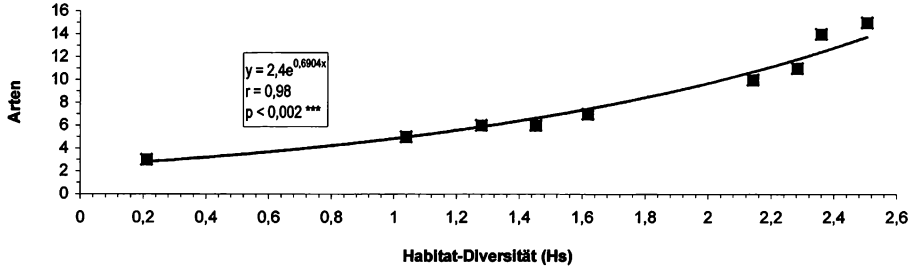

Abb. 3: Coleoptera-Arten auf *Populus* in Abhängigkeit von der Habitatdiversität.

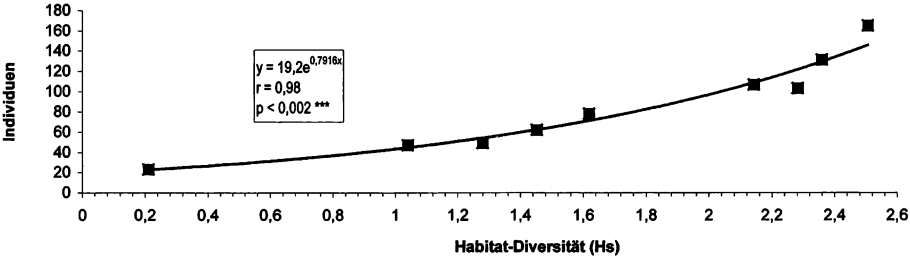

Abb. 4: Coleoptera-Dichte auf *Populus* in Abhängigkeit von der Habitatdiversität.

Im einzelnen waren dies:

Zikaden	Cicadellidae	*Tremulicerus vitreus* (FABRICIUS, 1803)
		T. fulgidus (FABRICIUS, 1798)
		Rhytidodus decimusquartus (SCHRANK, 1776)
		Macropsis graminea (FABRICIUS, 1798)
		M. infuscata (FABRICIUS, 1798)
Blasenläuse	Pemphigidae	*Pemphigus bursarius* (LINNÉ, 1758)
		P. filaginis (FONSCOLOMBO, 1841)
		P. spiroteca (PASSERINI, 1860)
		Thecabius affinis (KALTENBACH, 1843)
Blattläuse	Aphidiidae	*Pterocomma populeum* (KALTENBACH, 1843)

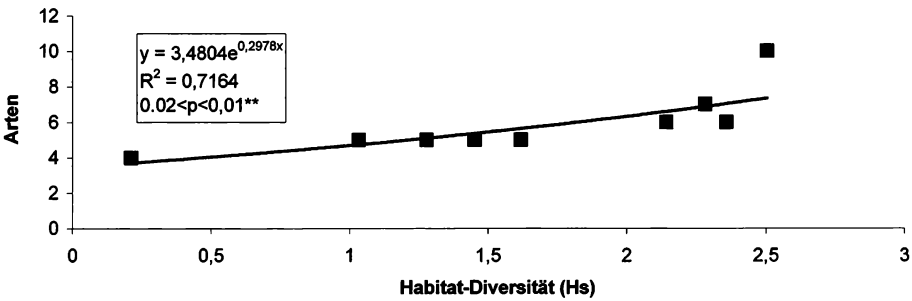

Abb. 5: Heteroptera-Arten auf *Populus*, in Abhängigkeit von der Habitatdiversität.

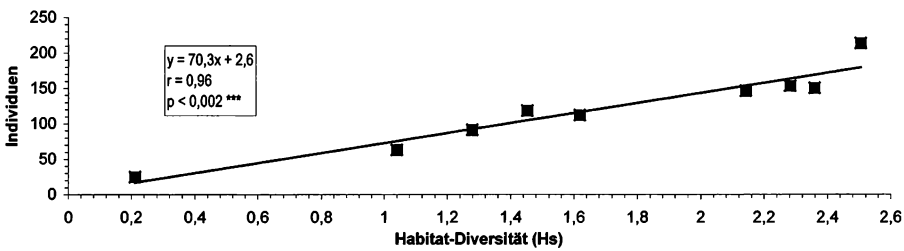

Abb. 6: Heteroptera-Dichte auf *Populus*, in Abhängigkeit von der Habitatdiversität.

Bei der Betrachtung der Homoptera ohne Berücksichtigung der Blattläuse und der Blasenläuse ließ sich sowohl bei der Artenmenge und Individuenmenge ebenfalls eine signifikante Korrelation zur Habitatdiversität feststellen (Abb. 7 und 8). Die Larven der monophag an Populus gebundenen Pemphigidae wurde an allen Standorten angetroffen. Das Larvenstadium verbringen sie in Blattstielgallen, die jeweils unterschiedliche Siedlungsdichten aufweisen. Aufgrund dieser versteckten Lebensweise, die eine quantitative Erfassung in dieser Untersuchung nicht zuließ, wurde ihre Siedlungsdichte nicht berücksichtigt.

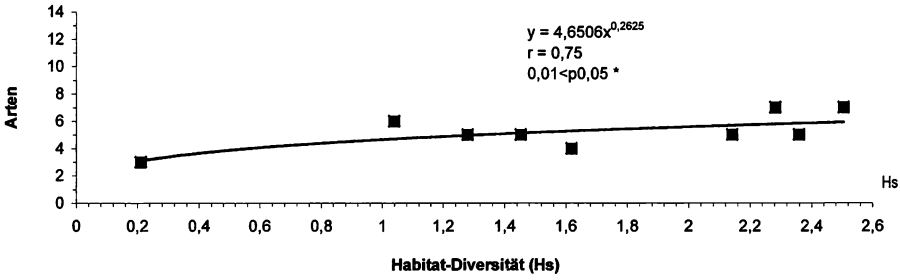

Abb. 7: Homoptera-Arten auf *Populus*, in Abhängigkeit von der Habitatdiversität (ohne Aphidiidae und Pemphigidae).

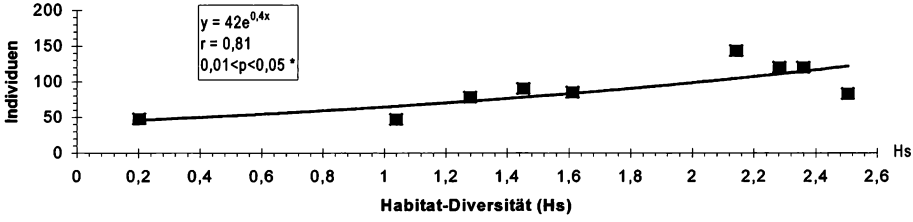

Abb. 8: Homoptera-Dichte auf *Populus*, in Abhängigkeit von der Habitatdiversität (ohne Aphidiidae und Pemphigidae).

3.2.4. Populationsdichten von *Pterocomma populeum, Lasius niger* und Coccinelidae in Abhängigkeit von der Habitatdiversität

Die Populationsdichte der Formicidae *Lasius niger* verlief proportional mit der von ihnen besuchten Aphidiidae *Pterocomma populeum*. Die Siedlungsdichten von *L. niger* und *P. populeum* waren mit der Habitatdiversität hoch signifikant negativ korreliert ($p < 0{,}002$ ***). Die Coccinellidae korrelierten signifikant positiv mit der Habitatdiversität ($0{,}002 < p < 0{,}01$ **) (Fig. 9).

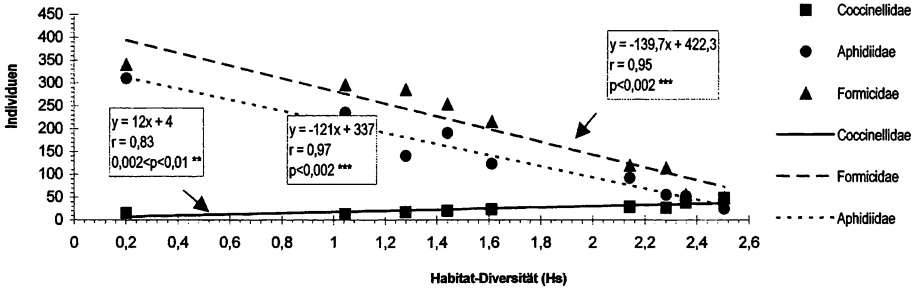

Abb. 9: Populationsdichte von *Pterocomma populeum* (Aphidiidae) und der mit ihr vergesellschafteten Formicidae und Coccinellidae auf *Populus*, in Abhängigkeit von der Habitatdiversität.

4. Diskussion

Neben der pflanzlichen Diversität entscheidet auch der physiologische Zustand der Wirtspflanze über einen Teil ihrer Verwertbarkeit für phytophage Insektenarten. In den meisten innerstädtischen Biotopen erfolgt oft eine nur vorübergehende Besiedelung, weil die Flächen z. B. zu klein sind oder ein nur ungenügendes Nahrungsangebot für eine sich dauerhaft erhaltende Population aufweisen.

McArthur & Wilson (1967) beschreiben die Arten-Areal Beziehungen im Zusammenhang mit Inselbiogeographie als dynamisches Gefüge abhängig von Arealgröße, Habitatdiversität und Isolationsgrad. Verkleinerung der Inselfläche und steigende Isolation führen danach im Normalfall zu Artenschwund. An innerstädtischen Standorten spielen neben begrenztem Nahrungsangebot beständige oder regelmäßig wiederkehrende Migrationsprozesse zum angrenzenden Umland eine entscheidende Rolle für das Vorkommen und die Populationsdichte einer Art sowie für die Artenzusammensetzung eines Standortes (Blab 1986). Bei Untersuchungen der Entomofauna in verschieden großen Trittsteinbiotopen im Raum Bonn stiegen die Diversitätsindices der untersuchten Laufkäfer und Spinnen mit zunehmender Isolation und Verringerung der Fläche proportional an (Mader 1981). Dieses Ergebniss steht im Gegensatz zu den Erwartungswerten, die sich aus der üblichen Flächen-Arten-Kurve ableiten lassen (McArthur & Wilson 1967). Andere Untersuchungen zeigen einen gegenläufigen Trend. So stellten Mühlenberg & Werres (1983) nach einer Flächenverkleinerung unter den Coleopteren einen Artenrückgang von 33,3% fest (bei gleicher Stichprobenzahl). Ritzau (1995) konnte am Beispiel der Ostfriesischen Inseln (Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog, Wangerooge, Memmert und Mellum) keine Beziehung zwischen Isoliertheit einer Insel und vorgefundener Blattwespendiversität feststellen. Offenbar stellte die geringe Entfernung zwischen den einzelnen Inseln keine wesentlichen Ausbreitungsbarriere dar. Die Diversität von Blattwespen (Symphyta) ließ sich eher durch Umgebungs-Diversität als durch Inselgröße erklären, übereinstimmend mit der sog. „habitat-diversity-hypothesis", nach der große Habitate nur indirekt einen Einfluss auf die Artenzahl haben, weil eben größere Gebiete auch eine größere pflanzliche Diversität aufweisen (Williams 1964 in Ritzau 1995).

Bei Untersuchungen im Botanischen Garten Kiel stellte Klausnitzer (1993) eine erhebliche Abhängigkeit des Coleoptera-Vorkommens von der Habitatdiversität fest. Auch hier waren Kleinsthabitate nicht vollkommen voneinander isoliert und die Coleoptera konnten sich ungehindert ausbreiten. In anderen Untersuchungen spiegelte sich die Pflanzendiversität eines Parks ebenfalls in der Arthropodendiversität wieder (Klausnitzer 1993, Keplin 1995). Ähnliche Ergebnisse fand Knie (1975) bei Untersuchungen im Kottenforst bei Bonn. Er stellte bei gleicher Arealgröße mit zunehmender Habitatdiversität eine steigende Coleoptera-Diversität fest. Zusammenfassend ist festzustellen, dass zwar mit steigender Habitatdiversität die Insekten-Diversität steigt, aber keiner Pflanzengemeinschaft eine entsprechende Tiergemeinschaft zugeordnet werden

kann. Das heißt, Diversität wird von den Tieren bevorzugt, jedoch ohne Vorliebe für eine bestimmte Pflanzengemeinschaft (MÜHLENBERG 1982).

In der vorliegenden Untersuchung zeigte sich auf Ordnungsebene ein deutlicher Anstieg der Arten- und auch der Individuenzahlen mit der Habitatdiversität. Eine Ausnahme von diesem gängigen Beziehungsmuster bildet die Blattlaus *Pterocomma populeum*. Nur bei *P. populeum* und der mit ihnen vergesellschafteten Ameisen war die Korrelation signifikant negativ: Mit abnehmender Habitatdiversität stieg die Populationsdichte von *P. populeum* und *L. niger* hochsignifikant an.

DIXON (1976) und DOHMEN (1987) beschreiben dieses Phänomen entlang eines Land-Stadt-Gradienten mit der Begründung, dass die Pflanzen in Innenstädten von Umwelteinflüssen so stark belastet bzw. verändert sind, dass sie im Phloemsaft einen höheren Gehalt löslicher Stickstoffverbindungen und Zucker aufweisen als völlig gesunde Pflanzen. Dies kann zu einer gewissen Bevorteilung phytosuger Taxa führen (KLAUSNITZER 1983) und möglicherweise das verstärkte Auftreten von Blattläusen im zentralen Stadtgebiet von Bonn erklären. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, dass OLTHOFF (1986) bei Untersuchungen an Innenstadtbäumen in Hamburg das von verschiedenen Autoren (z. B. DIXON 1976, MÜHLENBERG 1982, DOHMEN 1987) beschriebene generell vermehrte Vorkommen phytosuger Taxa in innerstädtischen Habitaten nicht feststellen konnte.

Neben den möglicherweise verbesserten Ernährungsbedingungen für Aphidiidae im innerstädtischen Bereich spielt sicherlich auch die Präsenz von Prädatoren und Protektoren eine Rolle. Die Ameisen dürften in diversitätsarmen innerstädtischen Habitaten, mangels alternativer Ernährungsquellen, verstärkt vom ‚Manna' der Blattläuse profitieren; sie „betrillern" die Blattläuse an deren Abdomen, so dass diese einen Tropfen Phloemsaft (Honigtau) abgeben. Im Gegenzug schützen die Ameisen die Blattläuse vor Räubern und anderen Fressfeinden wie z.B. Parasitoiden. Das vermehrte Vorkommen von Ameisen als Blattlaus-Protektoren in innerstädtischen Habitaten dürfte folglich für die Blattläuse ein positives Feedback zur Folge haben, ablesbar an erhöhten Populationsdichten. Sie bieten damit den Blattläusen einen größeren Schutz als in diversifizierteren, naturnahen Standorten. Dies könnte ein weiterer Grund für die hohe Siedlungsdichte von Blattläusen in innerstädtischen Habitaten sein. Parallel stellen die Blattläuse für Marienkäfer zum Stadtkern hin ein größeres Beuteangebot dar. Dennoch können sie diese Ressource nicht entsprechend nutzen (Abb. 7), wahrscheinlich weil Formicidae hier stärker als Protektoren der Blattläuse agieren.

Aufgrund von stochastischen Verhaltensweisen, die eine wichtige Rolle für die zeitweilige Artenzusammensetzung und Populationsdichte spielen, sind für isolierte Innenstadthabitate bodenständige oder gar Stadtbiozönosen nur schwer zu beschreiben. Weitere Untersuchungen an der ebenfalls in fast allen Bonner innerstädtischen Biotoptypen vorkommenden Fraxinus könnten weitere Erkenntnisse über die Auswirkungen eines innerstädtischen Diversitätsgradienten auf die Entomofauna geben.

5. Literatur

ABBOTT, I. (1980): Theories dealing with the ecology of landbirds of islands. Adv. Ecol. Res. 1, 329-371.

BICK, H. (1993): Ökologie. Grundlagen. Terrestrische und aquatische Ökosysteme. Angewandte Aspekte. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.

BLAB, J. (1986): Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere, 2. Aufl., Greven, Kilda.

BÜNDGEN, R. (1997): Phytophage Insekten an Esche und Pyramidenpappel im Raum Bonn. Ein Standortvergleich. Diplomarbeit, Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig, Bonn.

DIXON, A. F. G. (1976): Biologie der Blattläuse. Gustav Fischer Verlag, New York.

DOHMEN, G. F. (1987): Luftverschmutzung beeinflußt das Wachstum von Blattläusen. Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Ang. Ent. 5, 63-65.

JANETSCHEK, H. (1982): Ökologische Feldmethoden: Hinweise zur Analyse von Landökosystemen. Ulmer Verlag, Stuttgart.

KEPLIN, B. (1995): Untersuchungen zur Bodenfauna städtischer Grünflächen unter dem Einfluss verschiedener Pflegemaßnahmen. Arbeitsberichte Landschaftsökologie Münster, zugl. Mitteilungen der Landschaftsökologischen Forschungsstelle Bremen. Heft 16. Münster.

KLAUSNITZER, B. (1993): Ökologie der Großstadtfauna. 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

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

MADER, H. J. (1981): Untersuchungen zum Einfluss der Flächengröße von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. Natur und Landschaft 56, 235-241.

MCARTHUR, R. H. (1972): Geographical Ecology. Princeton University Press, Princeton, NJ.

MCARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution 17, 373-387.

MCARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ, 1-203.

MÜHLENBERG, M. (1982): Artenverlust - trotz ökologischer Planung? Natur und Landschaft 57, 295-296.

MÜHLENBERG, M. & WERRES, W. (1983): Lebensraumverkleinerung und ihre Folgen für einzelne Tiergemeinschaften. Natur und Landschaft 58, 43-50.

OLTHOFF, T. (1986): Untersuchungen zur Insektenfauna Hamburger Straßenbäume. Ent. Mitt. Hamburg 8, 213-229.

PAPPA, B. (1976): Zierpflanzenschädlinge in und um Hamburg. Ent. Mitt. Hamburg 5, 25-47.

PRESTON, F. W. (1948): The commonness, and rarity, of species. Ecology 29, 254-283.

PRESTON, F. W. (1960): Time and space and the variation of species. Ecology 41, 611-627.

RITZAU, C. (1995): Pflanzenwespen (Hym: Symphyta) einer Küstenlandschaft untersucht am Beispiel der Ostfriesischen Inseln. Dissertation im Fachbereich Biologie der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg.

ROSENZWEIG, M. L. (1995): Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, Cambridge.

SCHMITZ, U. (1999): Naturverjüngung und Identifizierung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) am Niederrhein. Decheniana (Bonn) 152, 97-103.

WILLIAMS, C. B. (1964): Patterns in the Balance of Nature. Academic Press, London.

Dr. Ralf Bündgen
Deutsche Telekom
Zentralstelle für Umweltschutz, Umweltpolitik und -strategie
Friedrich-Ebert-Allee 140
D 53113 Bonn
e-mail: ralf.buendgen@telekom.de

Dr. Karl-Heinz Lampe
Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig
Adenauerallee 150-164
53113 Bonn
e-mail: k.lampe.zfmk@uni-bonn.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen des Westdeutschen Entomologentag Düsseldorf

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: 2001

Autor(en)/Author(s): Bündgen Ralf, Lampe Karl-Heinz

Artikel/Article: Einfluss der Habitatdiversität innerstädtischer Grünanlagen auf phytophage Insekten der Pyramidenpappel 155-165