

Faunistisch-ökologische Untersuchungen an den freilebenden Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Wiens

Birgit C. Schlick-Steiner & Florian M. Steiner

1. Einleitung	10
2. Material und Methoden	10
2. 1. Parameter zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen	10
2. 2. Fangmethoden	11
2. 3. Determination	11
2. 4. Auswertung	12
3. Untersuchungsgebiet	12
3. 1. Lage, naturräumliche Gliederung, Klima, Böden	12
3. 2. Landschafts-Typen	14
3. 3. Lebensraum-Typen	14
3. 4. Untersuchungsflächen	16
4. Ergebnisse	17
4. 1. Artenspektrum	17
4. 2. Fangergebnisse auf den Untersuchungsflächen	19
4. 3. Artenzahlen	19
4. 4. Konstanz der Arten	19
4. 5. Zusammenhang zwischen Umweltparametern und Artenzahl bzw. Auftreten einzelner Arten	21
4. 6. Faunenähnlichkeit	25
5. Diskussion	26
5. 1. Effizienz der durchgeführten Untersuchungen	26
5. 2. Artenzahlen	27
5. 3. Zusammenhang zwischen Artenzahl und Umweltparametern	30
5. 4. Konstanz der Arten	30
5. 5. Kommentierte Artenliste	31
5. 6. Faunenähnlichkeit	47
5. 7. Friedhöfe als Ersatzlebensräume	47
5. 8. Vergleich der Ameisenfaunen mitteleuropäischer Städte	47
6. Literatur	48
7. Anhang	53

Abstract

In summer of 1997, the outdoors living ants of Vienna (the whole district including urban, suburban and natural areas) were investigated. Nine different methods were used to sample 69 sites, and all sites were characterized by measuring eleven ecological parameters. 57 species were identified. Additional information (e.g. museum collections, literature) resulted in a total of 67 species. The pitfall traps combined with hand collecting proved to be sufficient for obtaining a temporary list of the species of Vienna. Nevertheless, the other methods added information on the distribution of several species. There was a tendency of high species numbers at natural, xerothermic sites. The results of simple linear regressions between the number of ant species and the measured parameters showed a positive influence of dryness. The constancy of occurrence is differing between the species. According to their distribution patterns some species (e.g. *Lasius niger*, *Solenopsis fugax*) cope well with urbanization. Some can be classified as hemerophile, others as hemerophobe. The results of multiple logistic regressions between the occurrence of 37 species and various parameters are used to discuss their autecological requirements. The species composition of the forest sites was clearly defined by clusteranalysis and showed distinct difference to the other investigation sites. Compared to other Central European cities (Linz, Warsaw, Mainz, Köln) Vienna has the most diverse ant fauna. This may be among others a result of its location, overlapping two zoogeographical zones (Pannonic / Montanic).

Key words: ant-fauna, Vienna, Austria, methods, autecology, ecological parameters

1. Einleitung

Mit der Ausdehnung menschlicher Siedlungsbereiche und der zunehmenden Auseinandersetzung mit deren Auswirkungen (SUKOPP & WITTIG 1993: z. B. klimatische Veränderungen, Verdichtung und Versiegelung der Böden, Veränderung des Lichtangebotes, etc.) hat sich die urbane Zoologie in den letzten Jahren zu einem wichtigen Forschungsgebiet entwickelt.

Die Lage an der tiergeographischen Grenze zwischen der pannonischen und der montanen Zone (SCHWEIGER 1962) macht Wien zu einem interessanten Untersuchungsgebiet für faunistische Untersuchungen. Über die Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) Wiens gibt es lediglich einige Anhaltspunkte. Die Sammlung von Walter Klemm im Naturhistorischen Museum Wien beinhaltet punktuelle Aufsammlungen aus Wien aus der Zeit um 1950. Auch im Catalogus Faunae Austriae (HÖLZEL 1966) finden sich vereinzelt Hinweise auf den Wiener Raum, allerdings sind in den letzten Jahren einige neue Arten beschrieben worden, die damals noch nicht unterschieden wurden (z. B. *Lasius platythorax* SEIFERT, 1992).

Eine umfassende Erhebung der freilebenden Ameisen, wie sie in mehreren mitteleuropäischen Städten durchgeführt wurde (Warschau: PISARSKI 1982; Mainz: DAUBER 1995; Köln: LIPPKE & CÖLLN 1991) fehlte bisher aus Wien.

Im Gegensatz zu den oben zitierten myrmekologischen Arbeiten wurde versucht, nicht nur das engere Stadtgebiet, sondern auch die Vielfalt an naturnäheren Lebensräumen zu erfassen: Das Bundesland Wien beherbergt auf einer Fläche von 415 km² neben dem dicht besiedelten Stadtkern und den dünner besiedelten Randzonen auch Naturlandschaftsrelikte wie Auen und Trockenrasen sowie geschlossene Waldbestände. Neben den faunistischen Aspekten erfolgt auch ein Beitrag zur Autökologie einzelner Arten. Die vorliegende Arbeit, hat den Charakter einer Voruntersuchung und ersten Bestandsaufnahme. Sie soll zu langfristigen Untersuchungen anregen.

Zu danken haben wir folgenden Personen: Dr. A. Bruckner (Wien), Prof. Dr. E. Christian (Wien), Mag. C.O. Dietrich (St. Pölten), DI T. Holzer (Wien), Prof. Dr. M. Kundi (Wien), Dr. E. Leitgeb (Wien), Dr. K. Moder (Wien), T. Müllner (Wien), E. Ottinger (Wien), Dr. R. Safar (Wien), Dr. A. Schlick (Köstenberg), Dr. S.D. Schlick (Köstenberg), Prof. Dr. W. Schlick (Wien), Dr. S. Schödl (Wien), Dr. B. Seifert (Görlitz), Prof. Dr. H.M. Steiner (Kritzendorf), D. Zitta (Wien). Der Stadtgemeinde Wien, Gruppe Wissenschaft, danken wir für finanzielle Unterstützung.

2. Material und Methoden

2.1. Parameter zur Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Auf den Untersuchungsflächen wurden folgende Parameter aufgenommen (in Anlehnung an SEIFERT 1986, DAUBER 1995, GLASER 1997):

Gesamtgröße: Durch Abschreiten der Seitenlängen geschätzt.

Exposition: Anhand des Stadtplans (1:25.000, Freytag & Berndt) ermittelt. Angabe in 22,5°-Sektoren (z. B. SSE).

Inklination: Geschätzt (5°-Klassen).

Versiegelung: Der prozentuelle Anteil der versiegelten Fläche an der gesamten Untersuchungsfläche wurde geschätzt und der Typ der Versiegelung (Asphalt, Bahnschwellen, Beton, Betonplatten, Eisen, Grabsteine, Pflastersteine, Steinblöcke) notiert.

Steinauflage: Der prozentuelle Anteil der von Steinen bedeckten Fläche an der gesamten Untersuchungsfläche, der durchschnittliche Durchmesser und die Zahl der Steine pro m² wurden geschätzt.

Streuauflagen: Der prozentuelle Anteil der von Streu bedeckten Fläche an der gesamten Untersuchungsfläche und die Höhe der Streuauflage wurden geschätzt, sowie der Typ (Gras Laub, Nadeln) bestimmt.

Totholz: Der minimale und der maximale Durchmesser des am Boden liegenden Totholzes, die Feuchte (naß, feucht, trocken) und der Erhaltungszustand (frisch, mittelmorsch, morsch) wurden bestimmt, die Zahl der Totholzstücke pro m² ermittelt.

Feuchte: Die Feuchte wurde nach einer fünfstufigen Skala beurteilt (1 = trocken, 2 = frisch, 3 = halbfeucht, 4 = feucht, 5 = naß).

Beschattung: Die Beschattung wurde nach einer vierstufigen Skala beurteilt (1 = keine Beschattung, 2 = schwache Beschattung, 3 = mittlere Beschattung, 4 = starke Beschattung).

Bodenart (LEITGEB, schriftliche Mitteilung 1997): Erdproben aus 5-10 cm Tiefe wurden im Labor mittels der Fingerprobe einer 8 - teiligen Skala zugeordnet (1 = Sand, 2 = anlehmiger Sand, 3 = schwach lehmiger Sand, 4 = stark lehmiger Sand, 5 = sandiger Lehm, 6 = Lehm, 7 = toniger Lehm, 8 = Ton).

2. 2. Fangmethoden

Zur möglichst vollständigen Erfassung der Ameisenfauna der einzelnen Untersuchungsflächen wurden jeweils folgende Fangmethoden angewandt:

- a. Barberfallen:** Es wurden pro Fläche jeweils 5 Glasröhrchen (110 mm lang; Innendurchmesser 19 mm; nach MAJER 1978) entlang eines Transekts senkrecht in den Boden versenkt. Der Abstand zwischen den Fallen betrug, soweit es die Flächengröße erlaubte, 2 bis 4 m. Die Röhrchen wurden etwa zu einem Drittel mit Fangflüssigkeit gefüllt. In zwei direkt aufeinanderfolgenden Durchgängen (a1: Formol 4 % (MÜHLENBERG 1989), 10.7.1997 - 23.7.1997; a2: Rum 80 % : Bienenhonig im Verhältnis 1:4 (VEILE 1992), 19.7.1997 - 3.8.1997) wurden die Fallen jeweils 9-11 Tage fängig gehalten.
- b. Exhaustor-Fang auf der Bodenoberfläche;** Umdrehen von Steinen und Aufbrechen von Totholz. Bei Nestfunden wurden mindestens 5 Tiere entnommen.
- c. Exhaustor-Fang auf der Stammoberfläche von Bäumen.**
- d. Durchsieben von Streu (soweit vorhanden) und von Bodenmaterial bis in 10 cm Tiefe (Maschenweite 4 mm).**
- e. Köderfang:** 2 Glasröhrchen (40 mm lang, Innendurchmesser 13 mm) wurden mit in 4 % Formol getränktem Thunfischfleisch befüllt und mit durchlöcherten Kunststoffstöpseln verschlossen. Sie wurden im Abstand von 25 cm schräg ungefähr 5 cm unter der Bodenoberfläche positioniert. Zwischen 4.8.1997 und 28.8.1997 wurden die Köderröhrchen fängig gehalten.
- f. Bekeschern der Strauchschicht und tiefhängender Äste.**
- g. Bekeschern der Wiese bzw. der Krautschicht.**

Die Methoden b, c, d, f, g wurden bei jeweils einem Aufenthalt pro Untersuchungsfläche so lange durchgeführt, bis keine weiteren Arten hinzukommen schienen, mindestens aber eine halbe Stunde.

Da laut SEIFERT (1990) nur die Ermittlung der Nstdichte verlässliche quantitative Daten über Ameisenpopulationen liefert, handelt es sich bei den hier angewandten Methoden um eine qualitative Erfassung.

2. 3. Determination

Im Labor wurde das Tiermaterial in 75 % Ethanol überführt. Lediglich die Arbeiterinnen wurden nach den Schlüsseln von SEIFERT (1991, 1996, 1997) bestimmt (Auflicht-Stereomikroskop Wild

M3 mit maximal 100 facher Vergrößerung und Meßplatten). War – insbesondere bei individuenreichen Nestproben – Konspezifität anzunehmen, so wurden nicht alle Individuen determiniert. Fragliche Individuen wurden zwecks Nachbestimmung zu Dr. B. Seifert (Görlitz) geschickt.

Aufgrund von Unsicherheiten in der Ansprache von Einzeltieren von *Tetramorium* sp. werden die Funde der beiden Arten *T. impurum* und *T. caespitum* unter *Tetramorium impurum/caespitum* zusammengefaßt.

Das bestimmte Material wird am Institut für Zoologie der Universität für Bodenkultur, Wien, aufbewahrt.

2. 4. Auswertung

Um mögliche Zusammenhänge in dem umfangreichen Datenmaterial zu entdecken und zu veranschaulichen, wurden folgende Kennwerte und Verfahren angewandt:

Einfache Lineare Regressionen zwischen den Artenzahlen und den erhobenen Parametern (n = 69 Untersuchungsflächen): Die Berechnungen wurden mit dem Programm STATISTICA 4.5 durchgeführt.

Konstanz: Sie dient zur Angabe der Verbreitung/Häufigkeit einer Art im Untersuchungsgebiet oder in Teilen des Untersuchungsgebietes. Berechnet wird der prozentuelle Anteil der Flächen, auf denen eine Art nachgewiesen werden konnte, an der Gesamtzahl der Flächen. In Anlehnung an CZECHOWSKI & PISARSKI (1990) erfolgt eine Einteilung in Konstanzklassen.

Multiple Logistische Regression: Sie dient der Untersuchung des Zusammenhanges zwischen der Ausprägung mehrerer quantifizierter Parameter und dem Auftreten einer Art. Diese statistische Methode ermöglicht die Feststellung der Korrelation, wenn der Effekt eines Parameters vom Wert eines anderen abhängt (JONGMAN et al. 1987). Das Vorzeichen des „Parameter Estimate“ gibt an, ob es sich um eine direkte (positiver Wert) oder eine indirekte Korrelation (negativer Wert) handelt. Die Parameter wurden folgendermaßen eingegeben: Bodenart, Streuhöhe, Feuchte und Beschattung unverändert; die relativen Flächenangaben Steinauflagenanteil und Streuauflagenanteil als Bogenmaß (arcussinus) der Quadratwurzel; Totholzzahl als Quadratwurzel. Die Berechnungen wurden mit dem Programm SAS durchgeführt.

Clusteranalyse: Um Ähnlichkeiten zwischen den Arteninventaren einzelner Untersuchungsflächen darstellen zu können („Faunenähnlichkeit“), wurden Clusteranalysen mit dem Programm STATISTICA 4.5 durchgeführt. Als agglomeratives Clusterverfahren wurde die „Ward-Methode“ benutzt, als Datenmatrix dient die Artidentität (Sörensen-Quotient: $Q = 2G/(A+B)$, wobei G die Zahl der auf beiden Flächen vorkommenden Arten und A bzw. B die Zahl der auf den jeweiligen Flächen vorkommenden Arten ist, MÜHLENBERG 1989). Als Maß der Verschiedenheit zwischen zwei Datenpunkten dient die Euklidische Distanz.

Artensättigungskurve: Zur Überprüfung, ob der Untersuchungsaufwand zur vollständigen Erfassung des Artenspektrums ausreichend war, wurde eine modifizierte Version der Pooled-Quadrats-Methode nach Pielou (SCHEIBENGRAF 1997) angewandt, um eine Artensättigungskurve zu erhalten. Dabei wird eine Folge von Berechnungen durchgeführt, wobei bei jedem Rechendurchgang eine zufällige Reihung der Untersuchungsflächen stattfindet und der Artenzahlzuwachs durch jede weitere Untersuchungsfläche den Kurvenverlauf bestimmt. 50 Durchgänge und der Durchschnitt wurden berechnet.

3. Untersuchungsgebiet

3. 1. Lage, naturräumliche Gliederung, Klima, Böden

Die politischen Grenzen der mitteleuropäischen Großstadt Wien (1,7 Millionen Einwohner) umfassen eine Fläche von 415 km². Der höchste Punkt ist der Gipfel des Hermannskogels mit 542 m Seehöhe, der tiefste Punkt liegt in den Donauauen mit 150 m; daraus ergibt sich ein Höhenunterschied

von fast 400 Höhenmetern innerhalb der Landesgrenzen. Der größte Teil der Stadt steht auf den pleistozänen Schotterterrassen des Wiener Beckens. In Wien liegen neben dem Stadtkern und den äußeren Siedlungsgebieten auch Auwaldreste (Südosten), intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen (Süden und Osten), Teile des Kalk- und Flyschwienerwaldes auf den Ausläufern der Alpen (Nordwesten) sowie der Bisamberg (Norden). Die tiergeographische Grenze zwischen pannonischer und montaner Zone (SCHWEIGER 1962) – annähernd parallel zum Alpenostrand – zieht durch das Stadtgebiet (Abb. 1).

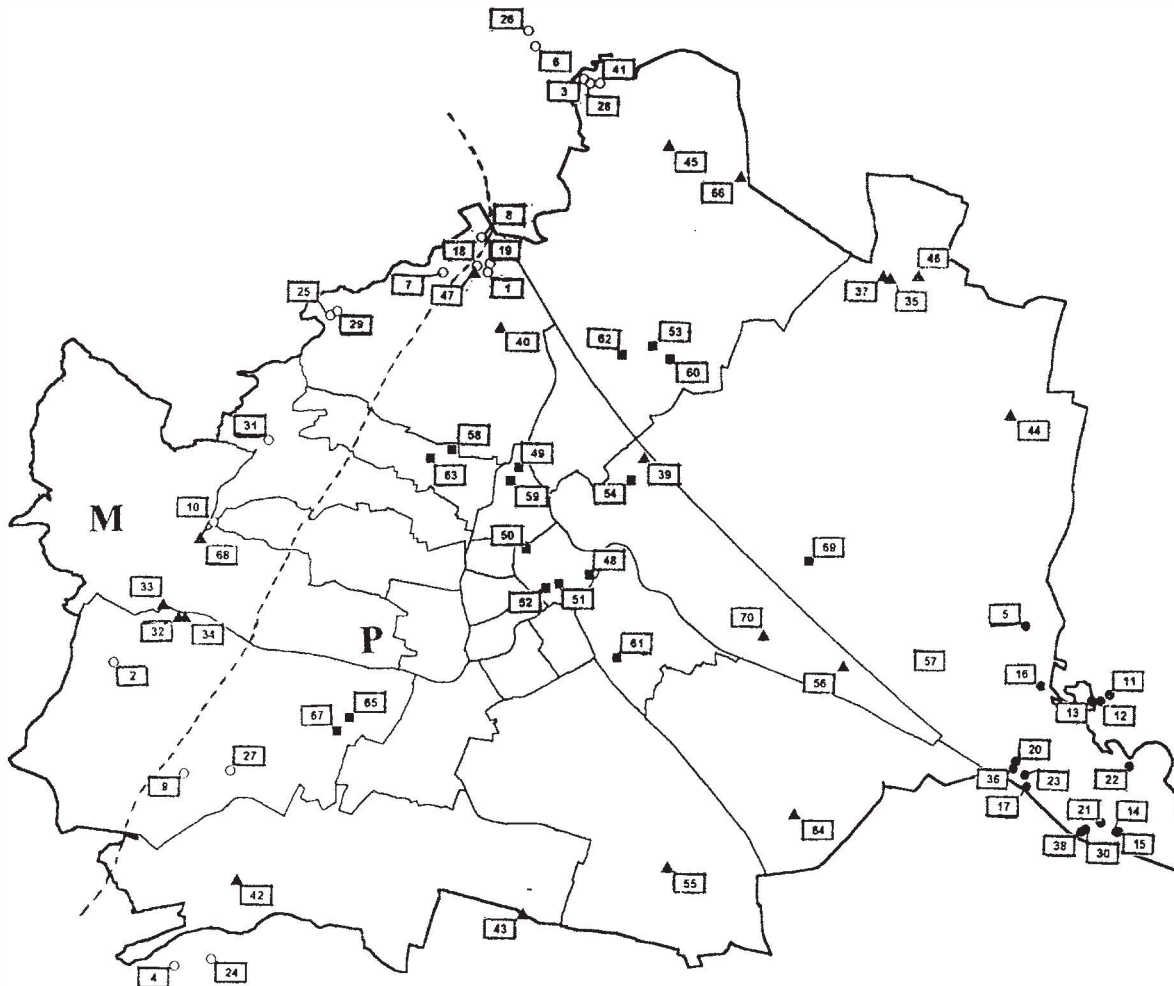


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen (Zuordnung der Namen und Lebensraum-Typen zu den verwendeten Kennziffern ist Tab. 1 zu entnehmen) im Untersuchungsgebiet; tiergeographische Grenze zwischen montaner (M) und pannonischer (P) Zone (nach SCHWEIGER 1962) eingetragen. Flächen zu den Landschafts-Typen zugeordnet: Stadtkern (Quadrat), Stadtrand (Dreieck), Donauebene (gefüllter Kreis), Wienerwald (leerer Kreis).

Wegen seiner Lage im Zentrum Europas kann Wien als kontinentale Stadt bezeichnet werden (SCHWEIGER 1962). Wien liegt im Grenzgebiet zwischen der trockenwarmen pannonischen und der feucht-kühleren montanen Klimazone. Dadurch ergibt sich ein steiler klimatischer Gradient von Nordwest nach Südost (Beobachtungsperiode 1951-1980): Jahresmittel der Lufttemperatur am Kahlenberg 8,5 °C, im östlichen Flachland 9,5 °C. Im Stadtkern beträgt die Jahresmitteltemperatur – zum Teil durch den urbanen Wärmeinseleffekt bedingt – 10,5 °C. Auch bei den Niederschlägen (30-jähriges Mittel 1951 bis 1980) zeigt sich ein Gradient zwischen dem feuchten Wienerwaldge-

biet im Westen (mittlere Niederschlagssumme 700 bis 850 mm pro Jahr) und dem trockenen Ostrand (mittlere Niederschlagssumme von 550 bis 600 mm pro Jahr) (AUER et al. 1989).

Die folgende Kurzcharakterisierung der natürlich entstandenen Böden Wiens erfolgt in Anlehnung an EHRENDORFER et al. (1972). Danach lassen sich Gley- und Schwemmböden, Tschernoseme und Braunerden unterscheiden:

Rohauboden: Flußnächste Bereiche nördlich und südlich der Donau; Grauer Auboden: Nördlich und südlich die Rohauböden begleitend; Lehmiger vergleyter Schwemmboden im Flyschgebiet: Wiental; Kalkiger vergleyter Lößkolluvialboden des Trockengebietes: Liesingtal; Tschernosem aus Löß: Östliches und Südöstliches Stadtgebiet, Innere Stadt, Landstraße, Simmering; Entkalkter und verbraunter Tschernosem: Nußdorf bis Schönbrunn, Meidling, Altmannsdorf, nördlich und südlich des Laaer und Wiener Berges; Tschernosem aus Tegel: Südlich des Liesingtals; Braunerde aus Löß und ähnlichen jungtertiären Substraten: Bisamberg, Nußberg über Pötzleinsdorf, Baumgarten, Mauer bis Perchtoldsdorf; Braunerde- und Reliktboden über Schotter: Schmelz, Laaer und Wiener Berg.

Im Stadtgebiet sind die natürlich entstandenen Böden durch menschliche Eingriffe stark überprägt: So führen bauliche Tätigkeiten etwa zu massiven Veränderungen des Profils, es kommt häufig zu Bodenverdichtungen, die Bodenchemie wird durch Einflüsse wie etwa die Streusalzbelastung stark verändert. Generell sind Stadtböden im Vergleich zu natürlichen Böden trockener (Grundwasserabsenkung), reicher an Nährstoffen (Eutrophierung) und reagieren basischer (Alkalisierung) (WITTIG 1991, SUKOPP & WITTIG 1993).

3. 2. Landschafts-Typen

Um dem Gefälle des Urbanitätsgradienten, klimatischen Unterschieden und der besonderen Lage einzelner Elemente der Landschaft Wiens gerecht zu werden, wurde das Untersuchungsgebiet in Landschafts-Typen unterteilt: SK = Siedlung und Stadtkern; SR = Stadtrand und landwirtschaftlich genutzte Flächen; D = Donauebene; W = Wienerwald und Bisamberg (Tab. 1). In Abb. 1 sind die einzelnen Untersuchungsflächen durch unterschiedliche Symbole als zu den Landschafts-Typen zugehörig gekennzeichnet.

3. 3. Lebensraum-Typen

Da vor allem in stärker menschlich überprägten Flächen der aktuelle Zustand nicht immer dem Standort, also dem potentiellen Klimax- oder Dauerstadium, entspricht, wird im folgenden der Begriff Lebensraum-Typ verwendet. Dabei können in manchen Fällen, wie zum Beispiel bei einem Trockenrasen, die Begriffe Standort und Lebensraum-Typ identisch sein. In den meisten Fällen handelt es sich bei dem zugeordneten Lebensraum-Typ aber um eine Klassifizierung, die auf dem gegenwärtigen nutzungsbedingten Erscheinungsbild beruht (z. B. der Lebensraum-Typ Fichtenforst am Standort Harte Au).

Es wurde versucht, alle wichtigen Lebensraum-Typen Wiens in die Untersuchungen einzubeziehen, wobei Anregungen und Definitionen aus EHRENDORFER et al. (1972), MARGL (1974), HOLZNER (1986), SUKOPP & WITTIG (1993) und DAUBER (1995) entnommen wurden. Die 32 erfaßten Lebensraum-Typen, bzw. die ihnen zugehörigen Lebensräume (Teilweise fließen Besonderheiten der konkreten Untersuchungsflächen in die Charakterisierung ein) wurden in Anlehnung an SUKOPP & WITTIG (1993) nach Nutzungstypen gegliedert:

Naturnähere Lebensräume

Wälder und Forste:

Eichenwald (EW): Zerreichenuwälder, Stieleichenhainbuchenwälder, Flaumeichenbuschwälder, Streuschicht geringer Mächtigkeit. Föhrenwald (FW): Natürliche Schwarzföhrenbestände und Rotföhrenaufforstungen, flächendeckende Nadelstreuschicht. Fichtenforst (FIW): Fichtenaufforstungen, flächendeckende Nadelstreuschicht, teilweise dichter Unterwuchs. Buchenwald (BW): Hanglage, teils in Bachnähe, flächendeckende mächtige Laubstreuschicht. Harte Au (HA): Alte

Auwälder mit überwiegendem Hartholzbestand, alle untersuchten Flächen abgedämmt. Weiche Au (WA): Jüngere Auwälder mit Weichholzbestand, hohes Nährstoffangebot, alle untersuchten Flächen abgedämmt. Nicht abgedämmte Au (NAA): Weiche Auen in großer Nähe zum Donaustrom, direkte Überflutung bei Hochwasser.

Offenland:

Schutthalde (SH): Durch Südhanglage bedingte klimatische Begünstigung, durch hohe Inklination und natürliche Schuttauflage bedingte Instabilität, rudimentäre Krautschicht, teilweise Beschattung durch Baumbestand. Trockenrasen (TR): Sonderstandort, flachgründiger Boden, offene Bodenstellen, stark trockenwarmes Kleinklima, keinerlei Nutzung, im Untersuchungsgebiet kleinflächig. Heißlände (HL): Lage in Auwaldbeständen; hoch aufgeschütteter Schotterkörper mit geringer Bodenüberdeckung, dadurch bedingte Steppen mit maximal Einzelbaumbestand und Sträuchern, offene Bodenstellen. Schotterheißlände (SHL): Besondere Heißländen mit geringer bis fehlender Bodenbildung, sehr geringe Bodendeckung. Halbtrockenrasen (HTR): Wiesenähnliche Rasenbestände, regelmäßige Mahd oder Beweidung, tiefergründigere Böden als Trockenrasen mit dadurch besserer Wasserversorgung. Fettwiese (WFT): Leichte Inklination, regelmäßige Mahd, frisch, hohes Nährstoffangebot. Feuchtwiese (WF): Keine Inklination, teilweise regelmäßige Mahd, feucht bis naß, geringeres Nährstoffangebot. Uferbefestigung (UB): Zementierte Steinblöcke an Flußufern, durch hohe Inklination, Südexposition, und die Wärmespeicherkapazität der Steine bedingte klimatische Begünstigung, sehr schütterere Trockenvegetation in den Steinfugen, lineare Erstreckung. Schotterfläche (SF): Lage in einem betonierten Überschwemmungsbecken des Wienflusses, geringe Flächenausdehnung, aufgeschütteter Schotterkörper, geringe Bodenbildung, schütterere Vegetation, keine Beschattung. Sandwall (SW): Anthropogene Sandaufschüttungen mit hoher Inklination, geringer Deckungsgrad der Vegetation. Damm (D): Hochwasserdamm in Donaunähe, Lage im Auwald, hohe Inklination der Dammschultern, regelmäßige Mahd, geringe Bodenmächtigkeit, lineare Erstreckung. Schotterufer (SU): Natürliche und anthropogene, größtenteils vegetationsfreie Schotterflächen an Gewässerufern.

Intensiv landwirtschaftlich genutzte Lebensräume

Weingarten (WG): Klimatische Begünstigung durch Süd- und Südosthanglage, teilweise Graswuchs, immer offene Bodenstellen. Getreideacker (GA): Teils hoher Biozideinsatz, hohe Instabilität durch regelmäßiges Ackern, starke Beschattung des Bodens, alle untersuchten Flächen mit Mais bepflanzt. Hackfruchtacker (HFA): Hoher Biozideinsatz, hohe Instabilität durch regelmäßiges Ackern, starke Beschattung des Bodens, zusätzliche Bewässerung. Streuobstwiese (SOW): Lockere, alte Bestände von Obstbäumen, regelmäßiger Grasschnitt.

Urbane Lebensräume

Bebautes Gebiet:

Innenhof (IH): Isolierte Lage in stark bebautem Gebiet, Trittdichtung, teilweise Zierpflanzenbestand, unterschiedliche Beschattung.

Verkehrsflächen:

Splittergrün (SG): Baumscheiben und Verkehrsinseln, Lage in völlig versiegeltem Gebiet, minimale Flächenausdehnung, starke Eutrophierung und starke Belastung durch Schadstoffe, teilweise Zierpflanzenbestand. Bahnanlage (BA): Auflagerung von Fremdgestein, Überwärmung, fehlende Beschattung, Belastung mit Herbiziden, Kraftstoffen und Mineralölen.

Entsorgungsflächen:

Kompostierplatz (KOP): Völlige Versiegelung durch Asphalt, Auflage von bis zu 3 m hohen häufig umgeschichteten Kompostmieten mit Kerntemperaturen von bis zu 70 °C, große Flächenausdehnung.

Grünflächen:

Kleinpark (KP): Lage in Gebieten dichter Bebauung, geringe Flächenausdehnung, häufiger Rasenschnitt, teilweise zusätzliche Bewässerung, Beete mit Zierpflanzen und teilweise Rindenkompost, Eutrophierung, Trittverdichtung durch intensive Nutzung. Großpark (GP): Größere Anlagen mit altem Baumbestand, regelmäßiger Rasenschnitt, teilweise zusätzliche Bewässerung, Eutrophierung, extensivere Nutzung. Friedhof (FH): Intensive Pflege, z. T. Biozideinsatz, tiefgründige Auflockerung des Bodens, Einzelbäume und kleine Baumgruppen, Versiegelung durch Steinplatten. Privatgarten (PG): Zusätzliche Bewässerung, regelmäßiger Rasenschnitt, Struktureichtum, kleinflächiger Nutzungswechsel, teilweise alter Baumbestand. Golfplatz (GOP): Sehr homogener, dichter Rasen, täglich Rasenschnitt und Bewässerung, Biozideinsatz.

3. 4. Untersuchungsflächen

Bei der Auswahl der Flächen wurde teilweise auf Kartenmaterial von EHRENDORFER et al. (1972) und MARGL (1974) zurückgegriffen. Die Ansprache des Lebensraum-Typs der Flächen erfolgte z. T. nach eigenem Ermessen; sie erfüllt daher nicht immer die Ansprüche an eine exakte ökologische Terminologie. Abgesehen von den seltenen und extremen Lebensraum-Typen wurden pro Lebensraum-Typ drei Untersuchungsflächen in möglichst gleichmäßiger Verteilung über das Untersuchungsgebiet ausgewählt: Unter den insgesamt 70 Untersuchungsflächen sind 19 Lebensraum-Typen mit je 3, 13 Lebensraum-Typen mit nur 1 Fläche vertreten (Tab. 1). Aus Abb. 1 ist ersichtlich, daß 7 Untersuchungsflächen knapp außerhalb der politischen Grenzen Wiens liegen. Die Untersuchungsfläche Kompostierplatz wird in die Auswertungen nicht einbezogen, da es sich um einen höchst instabilen, mit den anderen Lebensräumen in keiner Weise vergleichbaren Lebensraum handelt. Diese Fläche wurde in die Untersuchungen einbezogen, um gezielt nach der aus den Tropen und Subtropen nach Mitteleuropa eingeschleppten *Monomorium pharaonis* (LINNAEUS, 1758)

Tab. 1: Zuordnung der Namen, Kurzbezeichnungen (KB), Landschaftstypen (LA) und Kennziffern (Z) der Untersuchungsflächen zu den Lebensraumtypen.

Lebensraumtyp	KB	LA	Z	Name	KB	LA	Z	Name	KB	LA	Z	Name
Eichenwald	EW1	W	1	Leopoldsberg	EW2	W	2	Johannser Kogel	EW3	W	3	Bleier Wald
Föhrenwald	FW1	W	4	Parapluiberg	FW2	D	5	Kasernboden	FW3	W	6	Elisabethhöhe
Fichtenforst	FTW	W	7	Kahlenberg								
Buchenwald	BW1	W	8	Leopoldsberg	BW2	W	9	Hermesvilla	BW3	W	10	Moosgraben
Harte Au	HA1	D	11	Hermau	HA2	D	12	Steinbühel	HA3	D	13	Schusterau
Weiche Au	WA1	D	14	Rohrwörth 1	WA2	D	15	Rohrwörth 2	WA3	D	16	Uferhaus
Nicht abgedämmte Au	NAA	D	17	Lobau								
Schutthalde	SH	W	18	Leopoldsberg								
Trockenrasen	TR	W	19	Leopoldsberg								
Schotterheißländer	SHL	D	20	Sophienau								
Heißländer	HL1	D	21	Rohrwörth	HL2	D	22	Mühlleiten	HL3	D	23	Hansgrund
Halbtrockenrasen	HTR1	W	24	Perchtoldsdorfer Heide	HTR2	W	25	Rohrerwiese	HTR3	W	26	Elisabethhöhe
Fettwiese	WFT1	W	27	Penzinger Wiese	WFT2	W	28	Falkenbergwiese	WFT3	W	29	Fischerwiese
Feuchtwiese	WF1	D	30	Lobauer Auwiese	WF2	W	31	Hanssteich	WF3	SR	32	Wienflußbecken
Uferbefestigung	UB	SR	33	Wienfluß								
Schotterfläche	SF	SR	34	Wienflußbecken								
Sandwall	SW	SR	35	Campingplatzweg								
Damm	D	D	36	Hubertusdamm								
Schotterufer	SU1	SR	37	Campingplatzweg	SU2	D	38	Lobau	SU3	SR	39	Donauinsel
Weingarten	WG1	SR	40	Nußberg	WG2	W	41	Bisamberg	WG3	SR	42	Mauer
Getreideacker	GA1	SR	43	Laxenburg	GA2	SR	44	Eßling	GA3	SR	45	Bisamberg
Hackfruchtacker	HFA	SR	46	Süssenbrunn								
Streuobstwiese	SOW	SR	47	Leopoldsberg								
Innenhof	IH1	SK	48	Mus.f.Angew.Kunst	IH2	SK	49	Biozentrum	IH3	SK	50	Hauptuni
Splittergrün	SG1	SK	51	Kärntnerstraße	SG2	SK	52	Ring	SG3	SK	53	Freytaggasse
Bahnanlage	BA1	SK	54	Nordwestbahnhof	BA2	SR	55	Oberlaa	BA3	SR	56	Freudenau
Kompostierplatz	KOP		57	Lobau								
Kleinpark	KP1	SK	58	Linnépark	KP2	SK	59	Schubertpark	KP3	SK	60	Kinzerplatz
Großpark	GP1	SK	61	Schweizergarten	GP2	SK	62	Wasserpark	GP3	SK	63	Türkenschanzpark
Friedhof	FH1	SR	64	Zentralfriedhof	FH2	SK	65	Hietzingerfriedhof	FH3	SR	66	Stammersdorfer Friedh.
Privatgarten	PG1	SK	67	Opitzgasse	PG2	SR	68	Ulmenstraße	PG3	SK	69	Rügenau
Golfplatz	GOP	SR	70	Golfclub Wien								

zu suchen, einer Art, deren Vorkommen in Häusern Wiens nachgewiesen ist (EHRENDORFER et al. 1972). Nach KOHN & VLCEK (1984) ist die Etablierung einer im Freien ganzjährig überlebenden Population auf wärmeproduzierenden Mülldeponien möglich. Im Anhang findet sich eine Charakterisierung der Untersuchungsflächen anhand der erhobenen Parameter. Zur Bezeichnung der Untersuchungsflächen wird die in Tab. 1 eingeführte Kurzbezeichnung verwendet.

4. Ergebnisse

4. 1. Artenspektrum

Unsere Untersuchung im Jahre 1997 erbrachte 55 Ameisenarten innerhalb der politischen Grenzen Wiens, zwei weitere Arten wurden auf den knapp außerhalb in Niederösterreich liegenden Untersuchungsflächen gefunden (*Myrmica lonae*, *Lasius reginae*). Durchsicht und teilweises Nachbestimmen der Sammlung Klemm im Naturhistorischen Museum Wien, Hinweise aus der Literatur und mündliche Mitteilungen erhöhten die Zahl der in Wien nachgewiesenen Arten auf 67.

Tab. 2: Die Ameisen Wiens. Nomenklatur und Reihung nach SEIFERT (1996). NÖ = nur auf Flächen in Niederösterreich gefunden. Die mit * gekennzeichneten Arten wurden während der Erhebungen nicht gefunden (CFK = nachbestimmte Nachweise aus der Sammlung Klemm, Naturhistorisches Museum Wien; CFK¹ = Hinweis im Katalog zur Klemmsammlung, das zugehörige Tier konnte nicht gefunden werden; sonstige Hinweise).

Ponerinae

Ponera coarctata (LATREILLE, 1802)

Myrmicinae

Myrmica rugulosa NYLANDER, 1846

Myrmica specioides BONDROIT, 1918

Myrmica scabrinodis NYLANDER, 1846

Myrmica sabuleti MEINERT, 1860

Myrmica lonae FINZI, 1926; NÖ

Myrmica salina RUZSKY, 1905

Myrmica rubra LINNAEUS, 1758

Myrmica ruginodis NYLANDER, 1846

**Myrmica lobicornis* NYLANDER, 1846; CFK

Myrmica schencki EMERY, 1894

Aphaenogaster subterranea (LATREILLE, 1798)

Solenopsis fugax (LATREILLE, 1798)

**Messor structor* (LATREILLE, 1798); CFK, FRANZ & BEIER (1948), OTTINGER (pers. Mitt. 1998)

**Leptothorax acervorum* (FABRICIUS, 1793); CFK¹, MAYR (1855)

**Leptothorax muscorum* (NYLANDER, 1846); CFK

Leptothorax gredleri MAYR, 1855

Leptothorax affinis MAYR, 1855

Leptothorax corticalis (SCHENCK, 1852)

Leptothorax interruptus (SCHENCK, 1852)

Leptothorax nigriceps MAYR, 1855

Leptothorax unifasciatus (LATREILLE, 1798)

Leptothorax slavonicus SEIFERT, 1995

Leptothorax sordidulus MÜLLER, 1923

Leptothorax parvulus (SCHENCK, 1852)

**Leptothorax clypeatus* (MAYR, 1853); MAYR (1855), EMERY & FOREL (1880)

**Formicoxenus nitidulus* (NYLANDER, 1846); CFK

Stenamma debile (FÖRSTER, 1850)

Tetramorium ferox (RUZSKY, 1903)

Tetramorium caespitum (LINNAEUS, 1758)
Tetramorium impurum (FÖRSTER, 1850)
Myrmecina graminicola (LATREILLE, 1802)

Dolichoderinae

Dolichoderus quadripunctatus (LINNAEUS, 1767)
Tapinoma ambiguum EMERY, 1925
Tapinoma erraticum (LATREILLE, 1798)
Liometopum microcephalum MAYR, 1861

Formicinae

Prenolepis nitens MAYR, 1861
Plagiolepis vindobonensis LOMNICKI, 1925
Plagiolepis pygmaea (LATREILLE, 1798)
Camponotus herculeanus (LINNAEUS, 1758)
Camponotus ligniperda (LATREILLE, 1802)
Camponotus vagus (SCOPOLI, 1763)
Camponotus fallax (NYLANDER, 1856)
Camponotus aethiops (LATREILLE, 1798)
Camponotus piceus (LEACH, 1825)
**Camponotus truncatus* (SPINOLA, 1808); CFK, MAYR (1855) CHRISTIAN (pers. Mitt. 1998)
**Polyergus rufescens* (LATREILLE, 1798) CFK, FRANZ & BEIER (1948)
Lasius alienus (FÖRSTER, 1850)
Lasius paralienus SEIFERT, 1992
Lasius niger (LINNAEUS, 1758)
Lasius platythorax SEIFERT, 1991
Lasius emarginatus (OLIVIER, 1791)
Lasius brunneus (LATREILLE, 1798)
Lasius flavus (FABRICIUS, 1781)
**Lasius umbratus* (NYLANDER, 1846); CFK, MAYR (1855)
**Lasius mixtus* (NYLANDER, 1846); CFK, MAYR (1855)
Lasius reginae FABER, 1967; NÖ
Lasius fuliginosus (LATREILLE, 1798)
Formica fusca LINNAEUS, 1758
Formica gagates LATREILLE, 1798
Formica cunicularia LATREILLE, 1798
Formica lusatica SEIFERT, 1997
Formica rufibarbis FABRICIUS, 1793
Formica lefrancoisi BONDROIT, 1918
Formica pratensis RETZIUS, 1783
Formica rufa LINNAEUS, 1761
**Formica polychaeta* FÖRSTER, 1850; CFK¹
**Formica truncorum* FABRICIUS, 1804; CFK, MAYR (1855)
Formica sanguinea LATREILLE, 1798

Im folgenden werden ausschließlich die 57 im Rahmen unserer Untersuchung erfaßten Arten behandelt. Davon entfallen auf Ponerinae 1 Art, Myrmicinae 25, Dolichoderinae 4 und Formicinae 27 Arten.

Der Nachweis von *Tetramorium impurum* in Wien beruht auf der Bestimmung eines Nestfundes durch Dr. B. Seifert. In anderen Nestserien von *Tetramorium* gibt es Einzeltiere, deren morphologische Merkmale (nach SEIFERT 1996) eher für *Tetramorium impurum* sprechen, neben Tieren, die eher als *Tetramorium caespitum* anzusprechen wären.

4. 2. Fangergebnisse auf den Untersuchungsflächen

Während der Erhebungen mußten Fallenverluste hingenommen werden (Tab. 3). Ursachen sind Zerstörung durch Mähen und Betritt im urbanen Bereich, Ausgraben durch Säuger in Wäldern, Überflutung im Aubereich sowie Nichtauffinden. Die Köderröhrchen der Methode e wurden auf jeweils einer Untersuchungsfläche der 32 erfaßten Lebensraum-Typen ausgelegt (Damm, Weiche Au 3 nicht wiedergefunden). Somit können 76 (11 %) von 690 ausgelegten Fallenröhrchen und 4 (6 %) von 64 ausgelegten Köderröhrchen nicht in die Auswertung einbezogen werden.

Detaillierte Ergebnisse der mit den verschiedenen Methoden auf den einzelnen Untersuchungsflächen erfaßten Ameisenarten finden sich in Tab. 4. Auf allen Flächen konnten Ameisenarten nachgewiesen werden (ausgenommen die Fläche Kompostierplatz, auf der die zu erwartende *Monomorium pharaonis* nicht gefunden wurde).

Tab. 3: Fallenverluste: Anzahl der bei den beiden Durchgängen der Barberfallen (a1, a2) verloren gegangenen Röhrchen auf den einzelnen Untersuchungsflächen.

	EW3	FW3	FW	BW1	HA1	HA2	WA2	WA3	NAA	SH	TR	SHL	HL3	HTR1	WFT1	WFT2	WF1	UB	SF	SU2	SU3	WG2	IH1	SG1	SG2	BA3	KP3	GP1	PG2
a1			1				5	1	4	1			1	2	4				3	3	3		1	2		2	2	1	1
a2	2	1		1	1	1		5			1	1		2	5	1	3	1	3		3	2	2	1	2		1		

4. 3. Artenzahlen

Auf den Untersuchungsflächen Heißlände 2 und Halbtrockenrasen 3 konnten die höchsten Artenzahlen (17) festgestellt werden (Tab. 4). Dann folgt eine kontinuierliche, nicht sprunghafte Abnahme der Artenzahl bis zu den Flächen Buchenwald 2, Schotterufer 2, Getreideacker 2, bei denen nur eine Art nachgewiesen werden konnte.

Bei den 19 Lebensraum-Typen, von denen 3 Flächen untersucht wurden, konnten die höchsten Artenzahlen (Abb. 2) auf den Halbtrockenrasen (insgesamt 26 oder 46,4 %) und den Heißländen (insgesamt 25 oder 44,6 %) festgestellt werden. Die niedrigsten Artenzahlen zeigen sich für die Buchenwälder (insgesamt 5 oder 8,9 %), Flächen des Lebensraum-Typs Splittergrün (insgesamt 6 oder 10,7 %) und Weiche Auen (7 oder 12,5 %).

Betrachtet man die Zahl der Arten pro Landschafts-Typ (Abb. 3), so zeigt sich eine deutliche Zunahme der Artenzahl mit abnehmendem Urbanitätsgrad: Im Stadtkern 28 Arten, am Stadtrand 35 Arten, in der Donauebene 36 Arten, im Wienerwald 41 Arten. Das Verhältnis der Zahl der Myrmicinae-Arten zu jener der Formicinae verschiebt sich mit abnehmendem Urbanitätsgrad zu Gunsten der Formicinae: Im Stadtkern 1,8; am Stadtrand 1,4; in der Donauebene 0,8; im Wienerwald 0,9.

4. 4. Konstanz der Arten

Abb. 4 ist eine Darstellung der Konstanz aller Arten im gesamten Untersuchungsgebiet in absteigender Reihung. Die höchste Konstanz weist *Lasius niger* auf, der etwa zwei Drittel aller untersuchten Flächen besiedelt. Ungefähr ein Drittel der restlichen Arten wurde auf über 10 % der Flächen gefunden. Daraufhin folgt eine weitere kontinuierliche Abnahme bis hin zu 7 Arten, die auf lediglich einer Fläche (entspricht einer Konstanz von 1,5 %) angetroffen wurden.

Im Landschafts-Typ Stadtkern (16 Flächen, 28 Arten) hat *Lasius niger* eine überragende Konstanz

Tab. 4: Nachgewiesene Ameisenarten auf den einzelnen Untersuchungsflächen sowie Artenzahl pro Fläche in absteigender Reihe.

[illegible]

von über 90 %, es folgt eine steile Abnahme der Werte, wobei drei weitere Arten (*Solenopsis fugax*, *Tetramorium caespitum/impurum*, *Lasius flavus*) 50 % oder mehr erreichen (Abb. 5). Mit 12 Arten wurde ein relativ großer Anteil der Arten auf nur einer Fläche nachgewiesen (entspricht einer Konstanz von 6 %). Im Landschafts-Typ Stadtrand (19 Flächen, 35 Arten) erreichen *Lasius niger* und *Tetramorium caespitum/impurum* Werte von über 80 % (Abb. 6). Der Kurvenverlauf ist ähnlich jenem des Stadtkerns, durch die höhere Zahl der Arten allerdings flacher. Auch hier wurde ein großer Teil der Arten (15) auf nur einer Fläche angetroffen. In der Donauebene (15 Flächen, 36 Arten) zeigen *Myrmica rubra* und *Leptothorax slavonicus* mit 60 % die höchsten Werte, es folgt ein sehr gleichmäßiger Kurvenverlauf bis zu der hier geringeren Zahl der Arten (10), die nur auf einer Fläche gefunden wurde (entspricht einer Konstanz von 7 %) (Abb. 7). Im Landschafts-Typ Wienerwald (19 Flächen, 41 Arten) weist *Leptothorax slavonicus* mit über 60 % die höchste Konstanz auf, es folgt *Lasius niger* mit etwa 40 %. In diesem Landschafts-Typ ist der Anteil der Arten, die auf nur einer Fläche nachgewiesen werden konnten (Konstanz von 5 %) mit 8 Arten am geringsten.

4.5. Zusammenhang zwischen Umweltparametern und Artenzahl bzw. Auftreten einzelner Arten

Die einfache lineare Regression zwischen der Artenzahl und den Umweltparametern (Tab. 9, Anhang) ist nur für die Feuchte signifikant ($n = 69$; $p < 0,001$; $r = -0,43$). Je feuchter die Untersuchungsfläche, desto weniger Arten sind demnach feststellbar. Die Feuchte erklärt die gefundenen Artenzahlen auf den Untersuchungsflächen zu 18 %.

Um den Einfluß der Parameter Bodenart, Steinauflagenanteil, Streuauflagenanteil, Streuhöhe, Totholzzahl, Feuchte und Beschattung auf das Vorkommen der einzelnen Arten betrachten zu können, wurde eine Multiple Logistische Regression durchgeführt. Bei 19 Arten ist die Gültigkeit der Berechnungen – entsprechend den Angaben des Programmes SAS – statistisch nicht abgesichert, bei 15 Arten beeinflusst keiner der eingegebenen Parameter in statistisch signifikanter Weise das Vorkommen. Die berechneten „Parameter Estimates“ sind unter Angabe der Irrtumswahrscheinlichkeit für die restlichen 22 Arten in Tab. 5 zusammengefaßt.

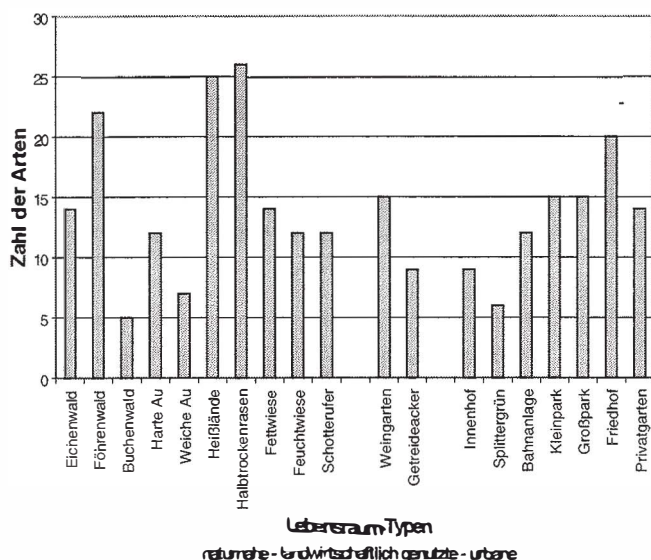


Abb. 2: Zahl der Arten auf den 19 Lebensraum-Typen mit je 3 Untersuchungsflächen.

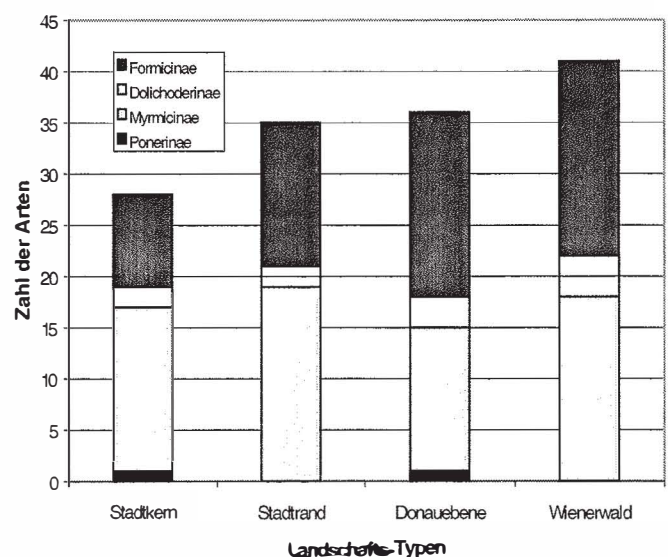
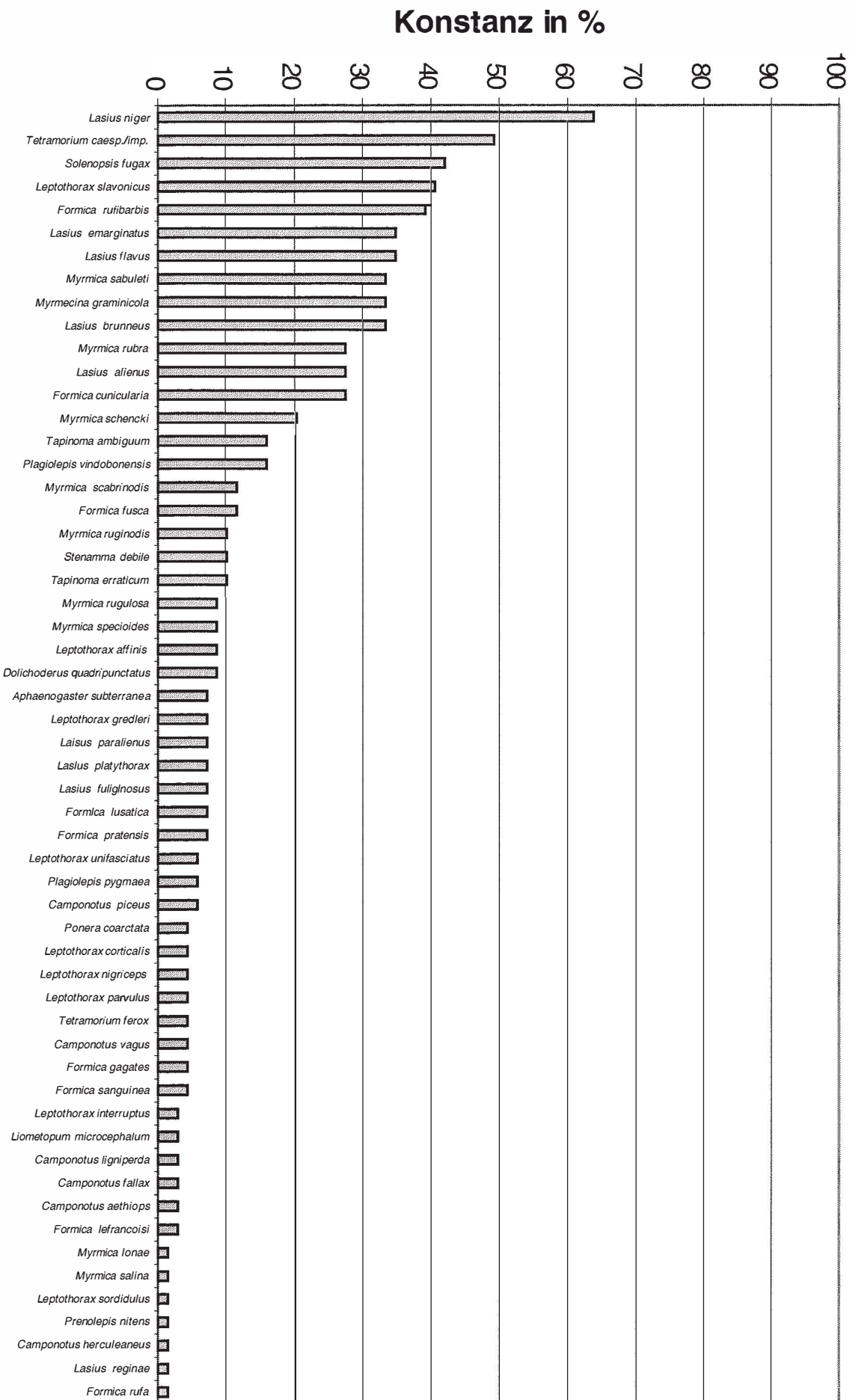


Abb. 3: Zahl der Arten pro Landschafts-Typ unter Zuordnung zu den 4 Unterfamilien.

Gesamtes Untersuchungsgebiet



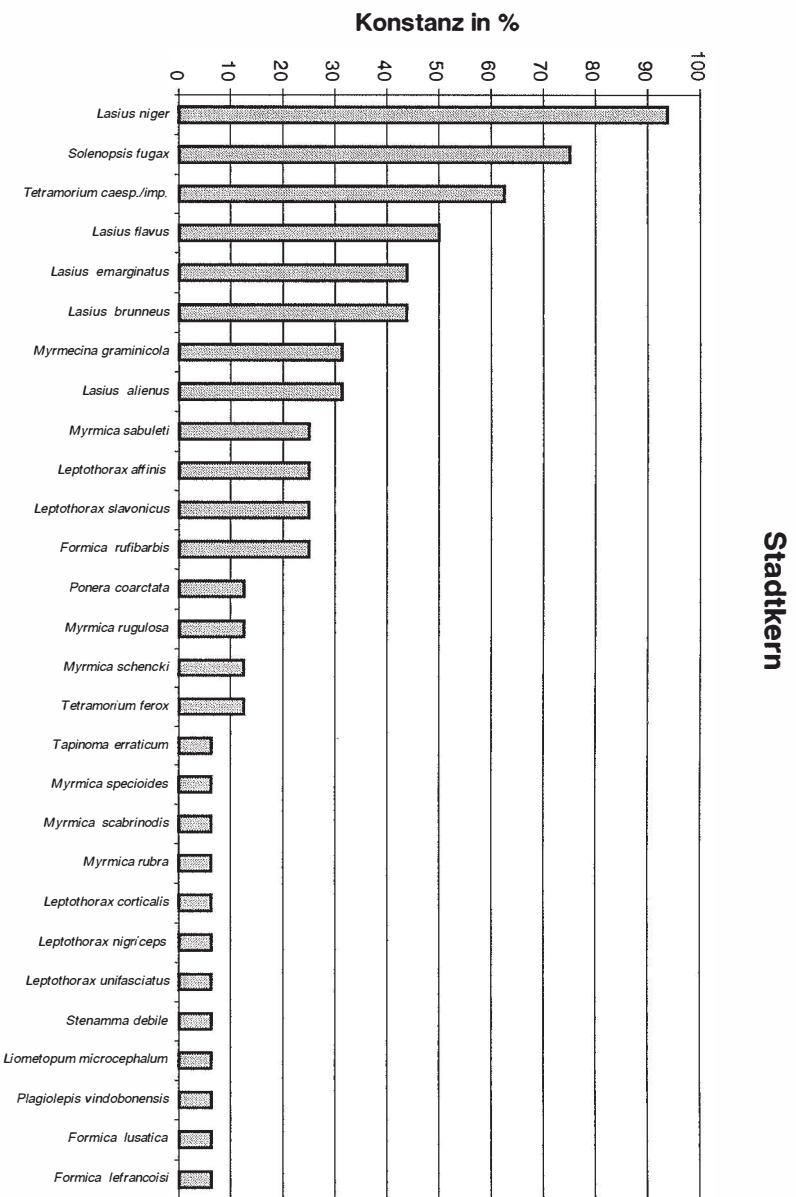


Abb. 5: Konstanz der Arten (in %) im Landschafts-Typ Stadtkern, absteigend gereiht.

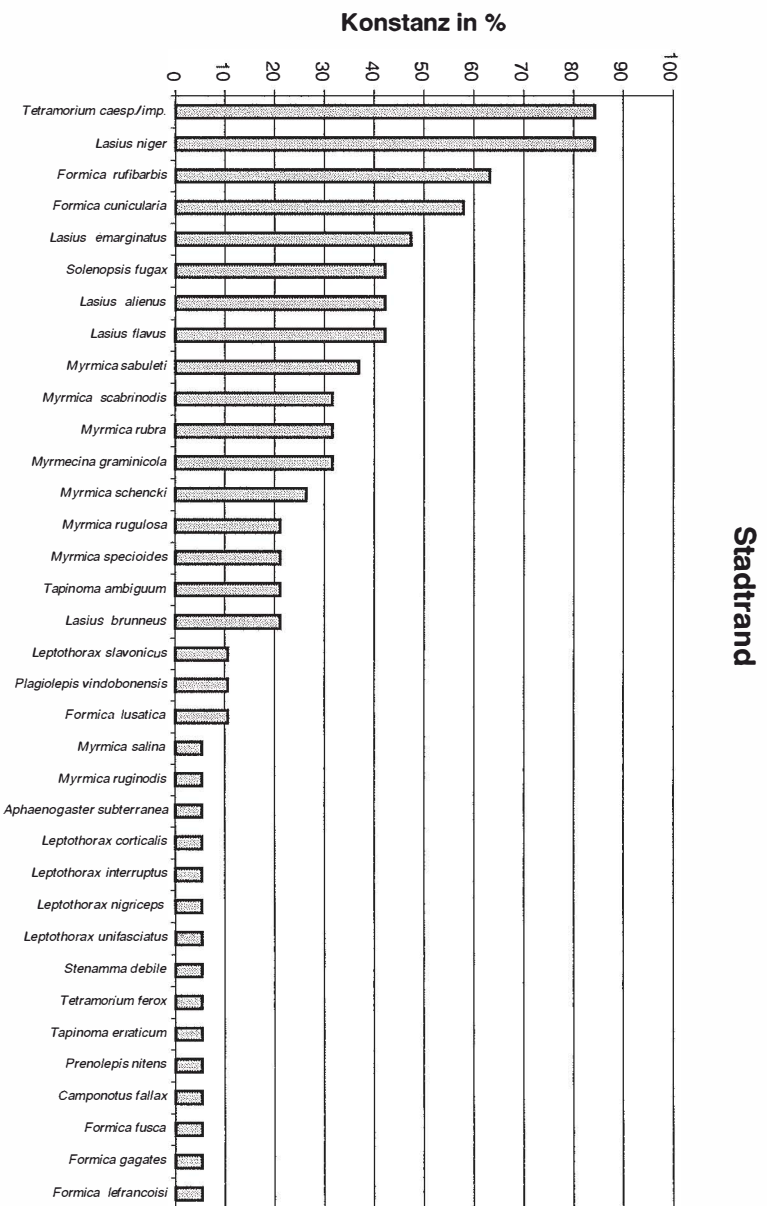


Abb. 6: Konstanz der Arten (in %) im Landschafts-Typ Stadtstrand, absteigend gereiht.

Donauebene

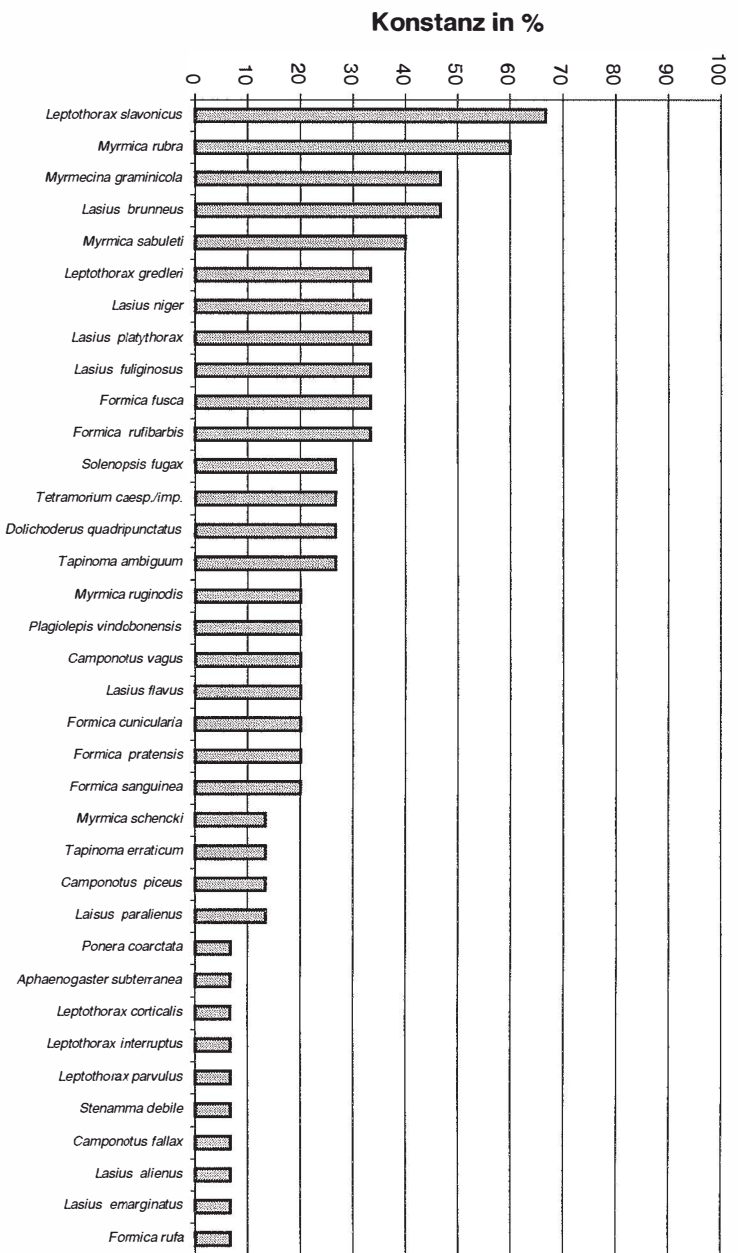


Abb. 7: Konstanz der Arten (in %) im Landschafts-Typ Donauebene, absteigend gereiht.

Wienerwald

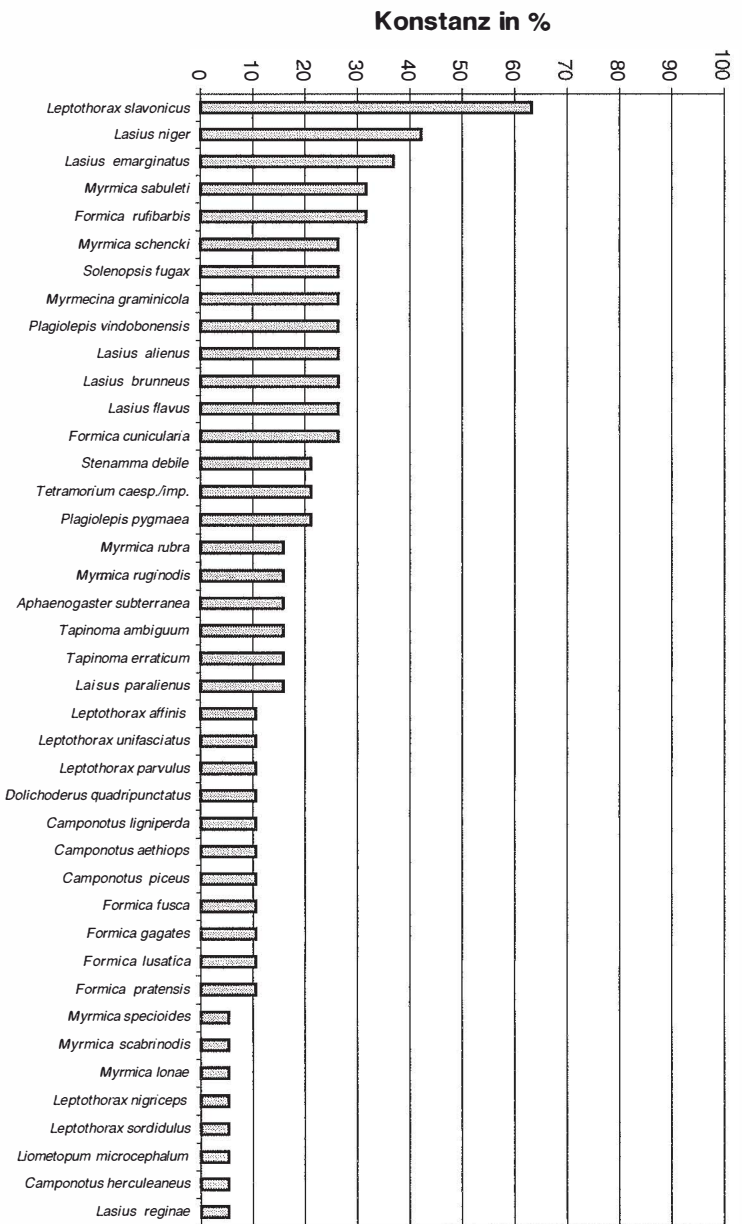


Abb. 8: Konstanz der Arten (in %) im Landschafts-Typ Wienerwald, absteigend gereiht.

Tab. 5: Ergebnisse der Multiplen Logistischen Regression der Arten mit den erhobenen Parametern: Angabe des Parameter-Estimates für die einzelnen Parameter (Boden = Bodenart, Stein.ant. = Steinauflagenanteil, Streuh. = Streuhöhe, Totholzzahl, Feuchte, Beschattg. = Beschattung) bei Irrtumswahrscheinlichkeiten von mindestens $p < 0,1$ (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$), n = Zahl der Nachweise der Art.

	n	Boden	Stein.ant.	Streu.ant.	Streu.h.	Totholzzahl	Feuchte	Beschattg.
<i>Myrmica rugulosa</i>	6	0,75	-	-	-	-	-	-
<i>Myrmica scabrinodis</i>	8	0,98*	2,73	-	-	-	-	-
<i>Myrmica rubra</i>	19	-	-	-	-0,66	-	2,90**	1,45*
<i>Myrmica schencki</i>	14	-	-3,11	-	-	-	-0,93*	-1,17*
<i>Aphaenogaster subterranea</i>	5	-	3,30	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis fugax</i>	29	-	-3,43**	-	-	-	-1,60**	-
<i>Leptothorax affinis</i>	6	-1,17	-	-	-	-	-	3,51**
<i>Leptothorax corticalis</i>	3	-	-	3,76	-	-	-	1,90
<i>Leptothorax unifasciatus</i>	4	-	-	-	-	-	-	2,29
<i>Leptothorax slavonicus</i>	28	-	-	-	-	0,72**	-	-
<i>Tetramorium caesp./imp.</i>	34	-	-	-	-	-	-1,08**	-
<i>Tapinoma ambiguum</i>	11	-0,83*	-	-	-	-	-2,35*	-1,97
<i>Plagiolepis vindobonensis</i>	11	0,46	-	-	-	-	-	-1,44*
<i>Plagiolepis pygmaea</i>	4	-	-	-	-	-	-5,38	-
<i>Lasius alienus</i>	19	-	-	-	-1,04	-	-1,23*	-
<i>Lasius niger</i>	44	-	-2,38	-	-	-	-	-1,10
<i>Lasius emarginatus</i>	24	0,37	-	-	-	-	-	-
<i>Lasius brunneus</i>	23	-	-	-2,38	-	-	-	1,44**
<i>Lasius flavus</i>	24	-	-	-	-	-0,41*	-	-
<i>Formica gagates</i>	3	-	6,10	-	-	-	-	-
<i>Formica cunicularia</i>	19	-	-	-	-	-	-	-1,11*
<i>Formica rufibarbis</i>	27	-	-	-	-	-	-0,70	-1,34**

4. 6. Faunenähnlichkeit

Um eine Ähnlichkeit der Arteninventare auf den Untersuchungsflächen feststellen zu können, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt. Als Ähnlichkeitsmaß wurde der Sörensen-Quotient verwendet (Abb. 9).

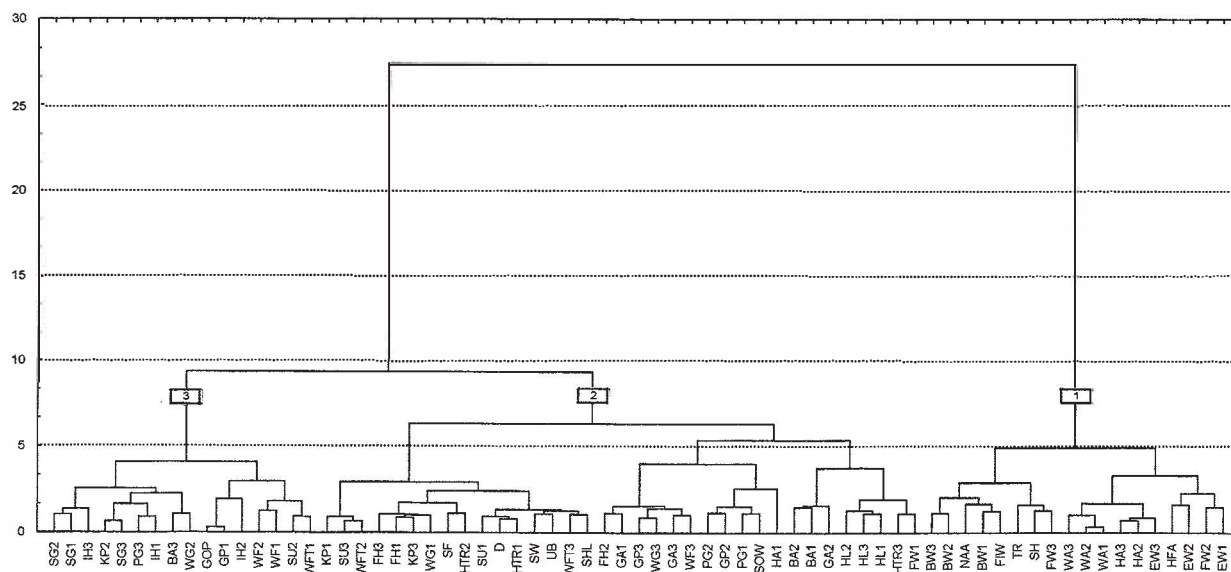


Abb. 9: Ergebnisse des Clusterverfahrens (Ward-Methode) der 69 Untersuchungsflächen (x-Achse) nach der Ähnlichkeit ihrer Arteninventare anhand des Sörensen-Quotienten. Angabe der Faunenähnlichkeit als Euklidische Distanz (y-Achse). Großgruppen (1-3) nummeriert.

In manchen Fällen sind die 3 Untersuchungsflächen eines Lebensraum-Typs einander sehr ähnlich: Heißbländen (HL), Weiche Auen (WA), Buchenwälder (BW). In anderen Fällen zeigen sie geringe Faunenähnlichkeit, z. B. Weingärten (WG), Fettwiesen (WFT), Halbtrockenrasen (HTR). Es ergeben sich 3 Großgruppen: Gruppe 1 steht isoliert, beinhaltet 18 Flächen, wobei mit Ausnahme des Hackfruchtackers alle zu den naturnäheren Lebensräumen zählen. Darunter befinden sich 15 Waldflächen, nur 2 Waldflächen liegen nicht in dieser Gruppe. Gruppe 2 beinhaltet 35 Flächen der unterschiedlichsten Lebensraum-Typen. In Gruppe 3 sind 16 Flächen zusammengefaßt, darunter alle Flächen der urbanen Lebensraum-Typen Splittergrün (SG) und Innenhof (IH). Lediglich 4 Flächen gehören zu den naturnäheren Lebensraum-Typen.

5. Diskussion

5. 1. Effizienz der durchgeführten Untersuchungen

Bevor die Ergebnisse unter faunistischen und ökologischen Gesichtspunkten diskutiert werden, soll kurz auf die Effizienz der durchgeführten Untersuchungen und somit auf die Aussagekraft der Ergebnisse eingegangen werden.

Zunächst wurde durch die Berechnung einer Artensättigungskurve überprüft, ob der Untersuchungsaufwand zur vollständigen Erfassung der Ameisenfauna ausreichend war. Typisch ist meist ein steiler Anstieg in der Anfangsphase der Durchschnittskurve, da hier mit relativ geringem Untersuchungsaufwand ein hoher Prozentsatz der Artenzahl erfaßt wird. Zeigt die Kurve gegen Ende eine starke Abflachung, die bis zu einem abszissenparallelen Verlauf führen kann, bedeutet dies einen hohen Erfassungsgrad. Dies gilt allerdings nur unter der Annahme, daß alle Lebensraum-Typen untersucht wurden und keine Art durch die angewandten Methoden prinzipiell nicht gefunden werden konnte. In Abb. 10 sind die Artensättigungskurven und die resultierende Durchschnittskurve für das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt. Die Breite des Kurvenbündels ist relativ gering, was der Durchschnittskurve mehr Aussagekraft verleiht. Gegen Ende des Kurvenverlaufes zeigt sich eine starke Abflachung: Nach 58 Untersuchungsflächen ist gegenüber der gesamten Zahl von 69 Flächen nur eine Art noch nicht erfaßt. Dies spricht dafür, daß der Untersuchungsaufwand in seiner Gesamtheit unter Berücksichtigung der immanenten Fehler ausreichend war. Betrachtet man die einzelnen Landschafts-Typen getrennt unter demselben Gesichtspunkt, so ergeben sich die in den Abb. 11 dargestellten Artensättigungskurven (Stadtkern SK, Stadtrand SR, Donauebene D, Wienerwald W). Die Durchschnittskurven steigen gegen Ende steiler an als in Abb. 10: Innerhalb der einzelnen 4 Landschafts-Typen ist der Erfassungsgrad geringer als bei der Gesamtheit aller Untersuchungsflächen.

Weiters gibt es eine Reihe von autochthonen Arten, die in der Gesamtartenliste der freilebenden Ameisen Wiens aufgezählt sind, aber nicht durch die Untersuchungen im Sommer 1997 nachgewiesen werden konnten. Dies sind vor allem Arten der Untergattung *Chthonolasius* (z.B. *Lasius umbratus* und *Lasius mixtus*), die wohl hauptsächlich wegen ihrer hypogäischen Lebensweise nicht erfaßt wurden (vgl. SCHULZ 1991a). Weiters etwa *Formicoxenus nitidulus* (NYLANDER, 1846), ein Xenobiont in Nestern von Waldameisen, der nur durch gezieltes Suchen erfaßbar ist. *Hypoponera punctatissima* ist prinzipiell für Wien nachgewiesen (CHRISTIAN 1993), ein eindeutiger „Freiland-Nachweis“ fehlt aber noch. *Hypoponera punctatissima* wurde von RESSL (1995) im Bezirk Scheibbs in Überwinterungsnestern von Nagetieren gefunden. Die eingeschleppte Art *Monomorium pharaonis* konnte im Freiland nicht nachgewiesen werden.

Um die Effizienz der Fangmethoden zu prüfen, wird die mit der jeweiligen Methode erfaßte Artensumme herangezogen. In Abb. 12 sind die auf allen Untersuchungsflächen mit den einzelnen Fangmethoden erzielten Prozentsätze an der Gesamtartenzahl dargestellt.

Die Köderfallenmethode (e) scheint nicht auf, da sie nicht auf allen Untersuchungsflächen durchgeführt wurde. Es zeigt sich, daß mit den Barberfallen mit Formol (a1) 79 %, mit den Barberfallen mit Rum-Honig-Gemisch (a2) und dem Handaufsammeln der Bodenoberfläche (b) jeweils 89 %, mit

den restlichen 4 Methoden zwischen 27 und 48 % der Gesamtartenzahl gefangen wurden. Der Unterschied von 10 % zwischen a1 und a2 ist wahrscheinlich auf die Lockköderwirkung des Rum-Honig-Gemisches zurückzuführen. Die Methoden a1, a2 und b würden kombiniert alle nachgewiesenen Arten erbringen. Die Methoden a2 und b erzielen 98 % und würden somit für eine faunistische Voruntersuchung bereits eine günstige Kombination ergeben. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangen DIETRICH & ÖLZANT (1998).

Wie in der Liste der mit den einzelnen Methoden im Föhrenwald 1 gefangenen Arten ersichtlich (Tab. 6), gilt dies teilweise auch auf dem Niveau der einzelnen Untersuchungsflächen. Um aber genauere Daten zu einzelnen Arten zu erhalten und die Arteninventare der einzelnen Untersuchungsflächen möglichst vollständig zu erfassen, ist die Kombination aller Methoden durchaus sinnvoll: Vgl. die Liste der mit den einzelnen Methoden am Halbtrockenrasen 1 erfaßten Arten (Tab. 7).

Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Kescherfänge von RICHTER et al. (1986) (von den 14 insgesamt erbeuteten Arten wurden lediglich *Lasius niger* und *L. emarginatus* mit dem Kescher nachgewiesen) erbrachte das Keschern in der vorliegenden Untersuchung durchaus zu berücksichtigende Daten: 21 von 56 Arten, darunter auch seltene und spezialisierte (z. B. *Liometopum microcephalum*) wurden so gefunden.

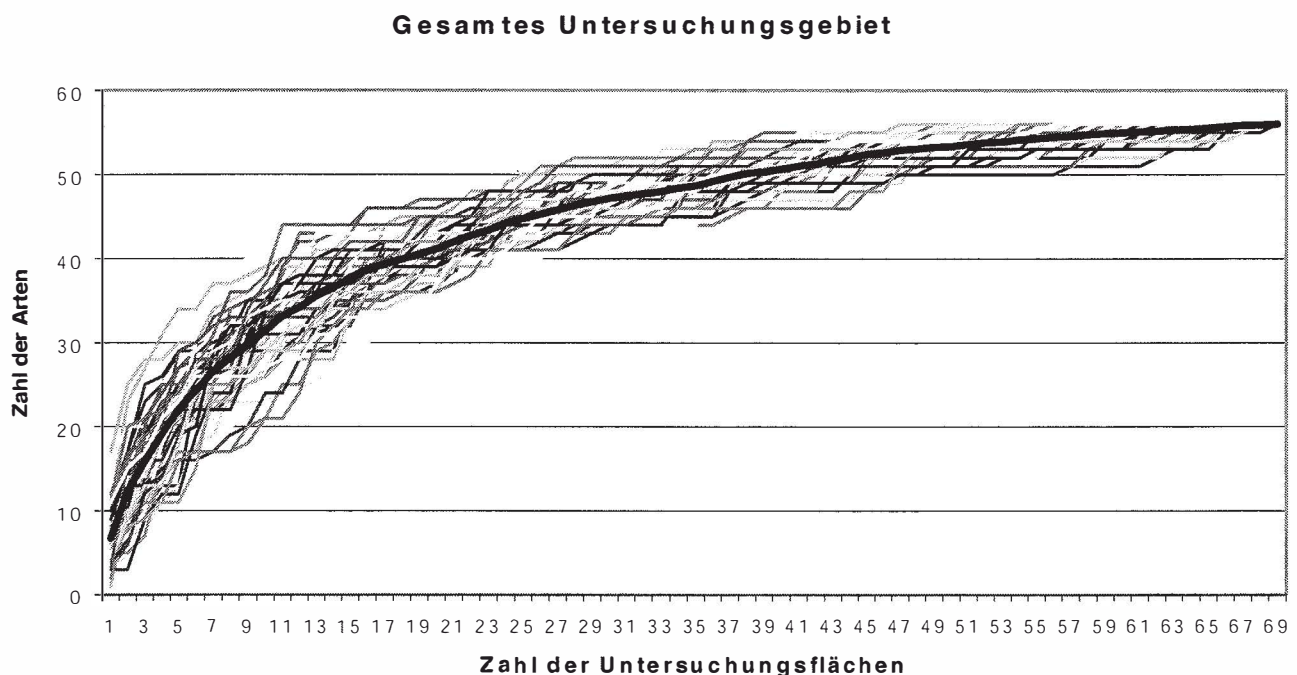


Abb. 10: Mit der modifizierten Pooled-Quadrats-Methode erhaltene Artensättigungskurve für alle Flächen im Untersuchungsgebiet: Ergebnisse von 50 Rechendurchgängen, Durchschnittskurve als hervortretende Linie.

5. 2. Artenzahlen

Seit dem Erscheinen des Catalogus Faunae Austriae (HÖLZEL 1966), in dem 83 freilebende Ameisenarten (wobei 4 heutige Arten noch als Unterarten geführt werden) angeführt sind, liegen keine exakten Angaben über die Gesamtzahl der Arten in ganz Österreich vor. Nach SCHULZ (1991a) sind etwa 100 Ameisenarten in Österreich nachgewiesen (darunter auch Arten, die nur im Hochgebirge oder in Mooren vorkommen). Seither wurden allerdings einige Arten neu beschrieben (z. B. *Lasius platythorax*).

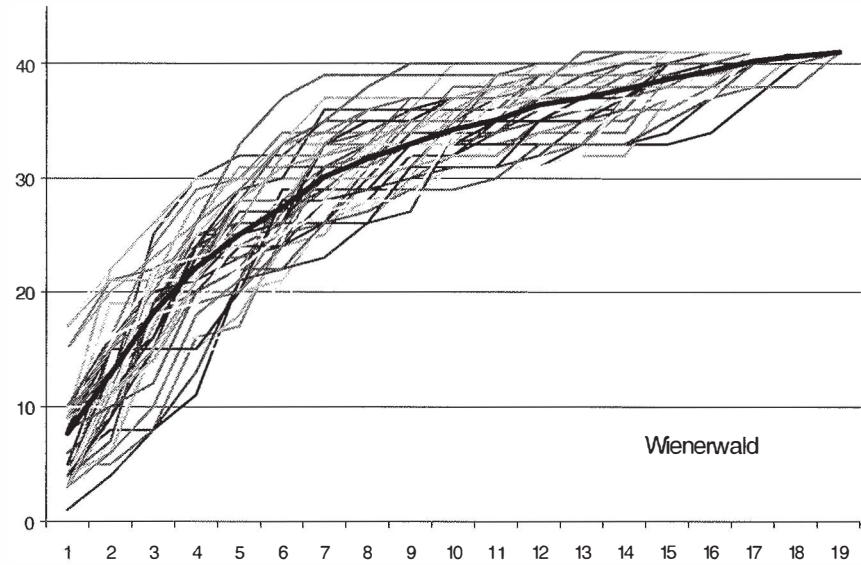
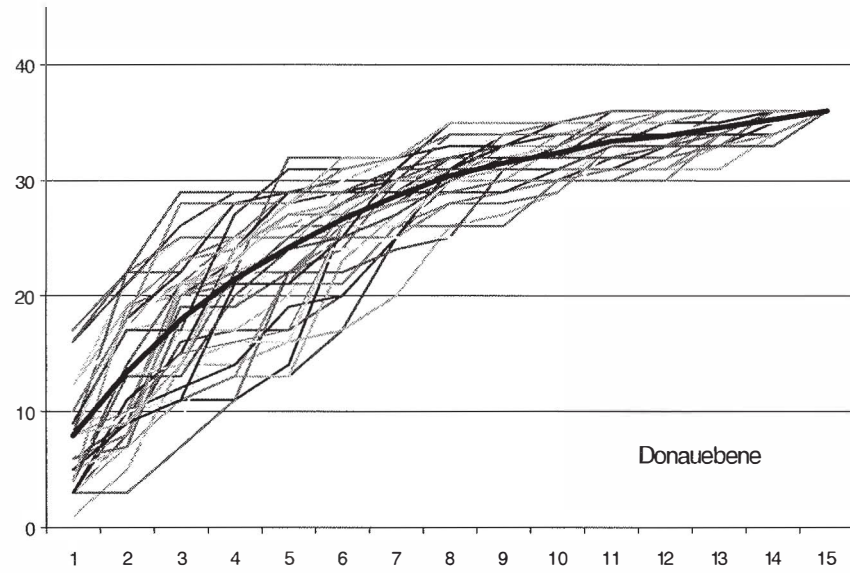
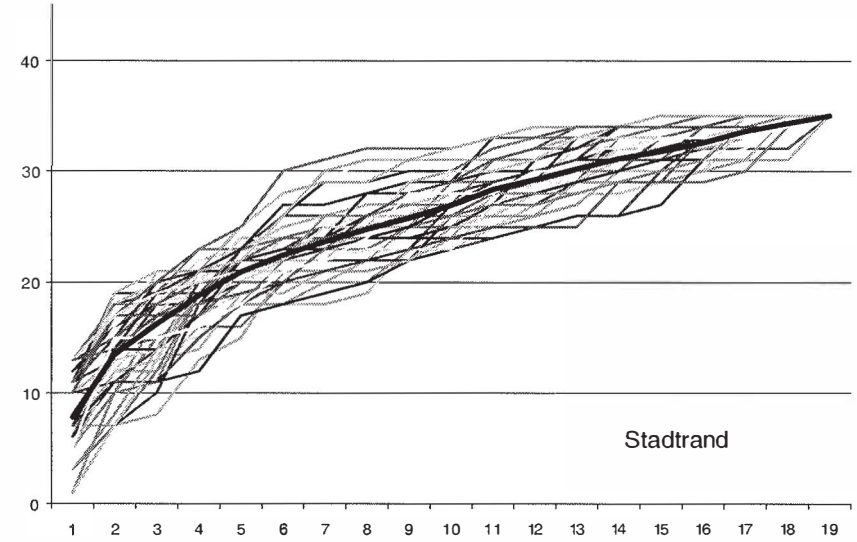
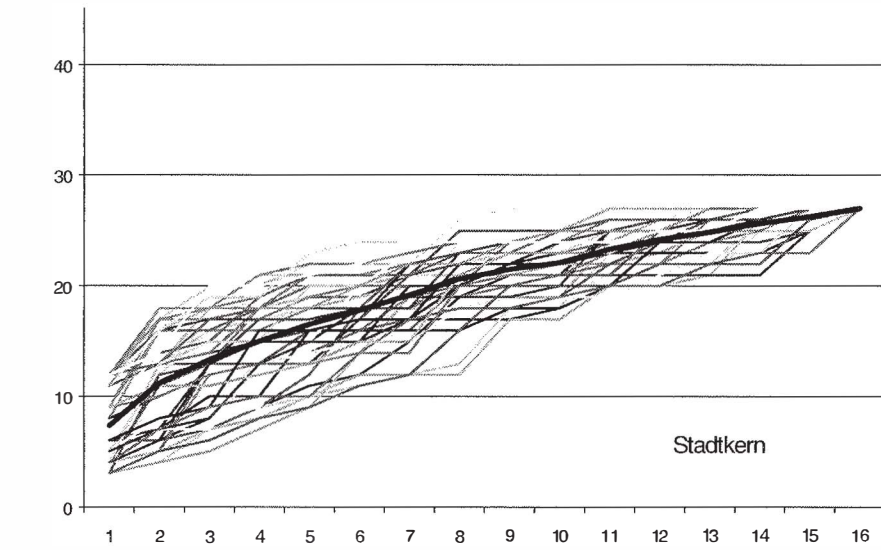


Abb. 11: Mit der modifizierten Pooled-Quadrats-Methode erhaltenen Artensättigungskurven für die Flächen der Landschafts-Typen: Ergebnisse von 50 Rechendurchgängen, Durchschnittskurven als hervortretende Linie.

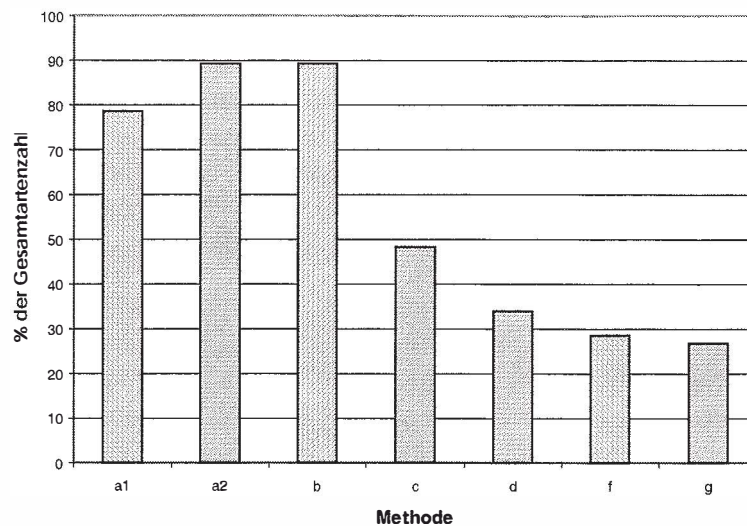


Abb. 12: Mit den einzelnen Methoden (a, b, c, d, f, g) insgesamt erfaßte Arten als % der Gesamtartenzahl.

Tab. 6: Auflistung der mit den einzelnen Methoden (a bis g) erfaßten Arten auf den Flächen Föhrenwald 1 und Halbtrockenrasen 1.

Föhrenwald 1	a1	a2	b	c	d	e	f	g
<i>Myrmica specioides</i>			x					
<i>Myrmica sabuleti</i>	x	x	x					
<i>Myrmica lonae</i>		x						
<i>Myrmica schencki</i>		x						
<i>Leptothorax slavonicus</i>	x	x	x	x	x		x	
<i>Tetramorium caesp./imp.</i>			x					
<i>Myrmecina graminicola</i>		x	x					
<i>Tapinoma ambiguum</i>			x					
<i>Camponotus herculeanus</i>		x	x					
<i>Camponotus ligniperda</i>			x					
<i>Lasius alienus</i>	x		x				x	
<i>Lasius niger</i>		x						
<i>Lasius emarginatus</i>	x	x	x				x	
<i>Formica fusca</i>			x					

Halbtrockenrasen 1	a1	a2	b	c	d	e	f	g
<i>Myrmica sabuleti</i>	x							
<i>Myrmica schencki</i>	x	x						
<i>Solenopsis fugax</i>			x	x				
<i>Leptothorax nigriceps</i>					x			
<i>Tetramorium caesp./imp.</i>			x					
<i>Myrmecina graminicola</i>						x		
<i>Tapinoma ambiguum</i>								x
<i>Plagiolepis pygmaea</i>			x					
<i>Lasius alienus</i>	x	x	x	x				
<i>Lasius paralienus</i>	x	x						
<i>Lasius niger</i>		x						
<i>Formica cunicularia</i>	x	x		x				
<i>Formica lusatica</i>			x	x			x	
<i>Formica rufibarbis</i>	x		x					
<i>Formica pratensis</i>		x	x					

Im Untersuchungsgebiet (0,5 % der österreichischen Staatsfläche) konnten insgesamt etwa zwei Drittel aller in Österreich vorkommenden Ameisenarten gefunden werden. Dieser herausragend hohe Anteil dürfte – ohne Information über andere Insektengruppen einzubeziehen – dem Schluß von PISARSKI & CZECHOWSKI (1978), daß der Anteil der Myrmecofauna an der gesamten Entomofauna in Städten erhöht ist, entsprechen.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes wird die Zahl der Arten als Maß für die Diversität der einzelnen Untersuchungsflächen herangezogen. Wie aus Tab. 4 ersichtlich, handelt es sich bei den 4 artenreichsten Untersuchungsflächen (15-17 Arten) um heiß-trockene Lebensräume (Halbtrockenrasen, Heißländern), was auf die Xerothermophilie der meisten Ameisenarten zurückzuführen ist (SEIFERT 1986, 1996). Dies wird auch durch die Zahl der Arten pro Lebensraum-Typ deutlich (Abb. 2): Die Lebensraum-Typen Halbtrockenrasen (hier wurde fast die Hälfte aller festgestellten Arten gefunden) und Heißländer weisen die höchsten Artenzahlen auf. Besonders begünstigt wird hier das Vorkommen von anspruchsvollen Arten, da es sich um offene, reich strukturierte Lebensräume mit gut drainierten Böden handelt. Auch die hohe Artenzahl im Föhrenwald 1 (13 Arten) ist durch die für viele Arten idealen Bedingungen wie Südhanglage, unvollkommener Kronenschluß und grobstrukturierte Borke zu erklären (SEIFERT 1996). Während bei den bisher besprochenen Le-

bensräumen offensichtlich günstiges Kleinklima, Strukturvielfalt und Naturnähe für die hohe Diversität ausschlaggebend sind, so dürften bei den Lebensräumen mit geringer Artendichte dafür hauptsächlich die Instabilität (Getreideacker), das ungünstige Kleinklima und fehlende Niststrukturen (Buchenwald), die Strukturarmut (Schotterufer) bzw. der hohe Urbanitätsgrad (Splittergrün) verantwortlich sein. Bemerkenswert erscheint die kontinuierliche, nicht sprunghafte Abnahme der Artenzahlen pro Untersuchungsfläche zwischen den Extremen (Tab. 4). Dies dürfte an der großen Vielfalt der Flächen liegen, die sich durch die unterschiedlichsten Kombinationen der genannten Faktoren begründet.

Die Tendenz der Abnahme der Artendichte vom Grüngürtel (Donauebene, Wienerwald) über den Stadtrand zum Stadtkern, die sich bei der Zahl der Arten pro Landschafts-Typ (Abb. 3) zeigt, paßt gut in das oben gezeichnete Bild. Erstaunlich ist allerdings die relativ hohe Artenzahl (28) im Stadtkern, was auf eine Indifferenz einer Reihe von Arten gegenüber dem Urbanitätsgradienten schließen läßt. Zu ähnlichen Schlüssen gelangen PISARSKI (1982) und DAUBER (1995). Die verhältnismäßig geringe Zahl der Formicinae im Stadtkern könnte unter anderem auf den hohen Anspruch der meisten Arten der Gattungen *Camponotus* und *Formica* hinsichtlich der Flächengröße zurückzuführen sein.

5. 3. Zusammenhang zwischen Artenzahl und Umweltparametern

Eine Korrelation der Artenzahl mit den beiden Parametern Steinauflagenanteil und Steinzahl ist nicht zu belegen. Dies steht im Gegensatz zu SEIFERT (1986), der eine positive Abhängigkeit des Artenreichtums vom Faktor Steindichte (definiert als die Zahl der Steine mit einem Durchmesser von über 4 cm/m²) feststellte und mit steigender Temperatur bei zunehmender Steindichte begründete. Möglicherweise ist diese Korrelation in Wien bloß überdeckt, weil auf den zahlreichen anthropogen beeinflussten Untersuchungsflächen die Steinauflage im Vergleich zu den durchwegs natürlichen Untersuchungsflächen in der ehemaligen DDR stark abweicht, die durchschnittliche Temperatur im Inneren von Städten aber erhöht ist (AUER et al. 1989). Dadurch wäre die Steinauflage in geringerem Ausmaß direkt für den Artenreichtum der Ameisen verantwortlich, als man nach den Korrelationen von SEIFERT (1986) erwarten würde.

Mikroklimatische Faktoren wie die Feuchte scheinen in einem stärkeren kausalen Zusammenhang mit der Zahl der Ameisenarten zu stehen. Die in Wien festgestellte Zunahme der Artenzahl mit sinkenden Feuchtwerten entspricht den Ergebnissen von SEIFERT (1986): In der mittleren und südlichen ehemaligen DDR fand er hohe Artenzahlen auf trockenen und sehr trockenen Flächen, niedrige auf feuchten bis nassen (Bodenfeuchte berechnet anhand der Zeigerwerte der Gefäßpflanzen nach Ellenberg). Ameisen haben demnach als Gruppe einen „durchschnittlich xerophilen Charakter“ (SEIFERT 1986). Da keine Temperaturerhebungen durchgeführt wurden, kann kein Zusammenhang zwischen der Artenzahl und diesem Umweltparameter diskutiert werden.

Ist ein statistischer Zusammenhang der Artenzahl mit erhobenen Parametern nicht nachweisbar, so läßt dies noch keine Aussage über die Bedeutung dieser Faktoren für einzelne Arten zu (siehe „Kommentierte Artenliste“).

5. 4. Konstanz der Arten

Im folgenden werden allgemeine Tendenzen behandelt, Unterschiede in den Konstanzstrukturen der Landschafts-Typen aufgezeigt und auffällige Arten besprochen.

Arten mit sehr hohen Konstanzwerten im Stadtkern (Abb. 5) und am Stadtrand (Abb. 6) führen ebenfalls bei den Gesamtkonstanzwerten (Abb. 4) und sind auch in der Donauebene (Abb. 7) bzw. im Wienerwald (Abb. 8) häufig (z. B. *Lasius niger*). Andererseits ergeben sich bei Arten, die die höchste Konstanz in der Donauebene und im Wienerwald aufweisen, meist geringere Gesamtkonstanzwerte.

In Anlehnung an CZECHOWSKI & PISARSKI (1990) werden die Konstanzstrukturen der Landschafts-Typen nach Konstanzklassen (100 %, 75-99 %, 50-74 %, 25-49 %, <25 %) diskutiert: Im Stadtkern

und am Stadtrand ist die höchste erreichte Klasse jene von 75 bis 99 %, in der Donauebene und dem Wienerwald jene von 50 bis 74 %. Dies dürfte daran liegen, daß in den beiden randlich gelegenen Landschafts-Typen die Diversität der Lebensräume größer ist und mehr spezialisierte, seltenere Arten vorkommen. Andererseits zeigt es deutlich, daß die urbaneren Lebensräume einigen Arten Bedingungen für ausgesprochen dichtes Vorkommen bieten. In diesen entspricht die Zusammensetzung der beiden höchsten Konstanzklassen (von 50 bis 99 %) den Beobachtungen von PISARSKI (1982) und DAUBER (1995), daß eurytope Arten (z. B. *Lasius niger*), erdbewohnende Arten (z. B. *Solenopsis fugax*, *Lasius flavus*) und xerothermophile Arten (z. B. *Tetramorium caespitum/impurum*) in die Lebensräume höchster Urbanität einzudringen vermögen. Diese Arten sind als Hemerophile (Kulturfolger) zu bezeichnen (Terminologie nach CHRISTIAN 1992). Andere können anhand der Konstanz als Hemerophobe (Kulturflüchter) ausgewiesen werden, vor allem jene, die nur außerhalb der urbanen Bereiche auf naturnäheren Flächen nachgewiesen werden konnten (*Myrmica lonae*, *Leptothorax gredleri*, *L. sordidulus*, *L. parvulus*, *Dolichoderus quadripunctatus*, *Plagiolepis pygmaea*, *Camponotus herculeanus*, *C. ligniperda*, *C. vagus*, *C. aethiops*, *C. piceus*, *Lasius paralienus*, *L. platythorax*, *L. reginae*, *L. fuliginosus*, *Formica pratensis*, *F. rufa*, *F. sanguinea*). Unter den Arten, die in allen Landschafts-Typen angetroffen wurden, dürfte *Leptothorax slavonicus* hemerophob sein, tendenziell auch *Myrmica rubra* und *Plagiolepis vindobonensis* – sie alle haben den Schwerpunkt der Verbreitung auf den naturnäheren Lebensräumen am Rande Wiens. Die Verbreitung von *Myrmecina graminicola* scheint von der Urbanität unbeeinflußt zu sein.

Einige Arten zeigen auffällige Konstanzwerte. *Lasius niger* führt sowohl im gesamten Untersuchungsgebiet (64 %) als auch im Stadtkern (94 %) und am Stadtrand (84 %). Im Wienerwald (42 %) und in der Donauebene (33 %) hat er geringere, aber immer noch beträchtliche Konstanzwerte. In Mainz (DAUBER 1995) zeigt sich ein ähnliches Bild: dort wurde *L. niger* auf allen Flächen nachgewiesen (Gesamtkonstanz von 100 %). Die geringere Konstanz innerhalb Wiens ist wahrscheinlich weniger auf Unterschiede in den ökologischen Ansprüchen, sondern eher auf die größere Zahl der Untersuchungsflächen und die höhere Diversität der Lebensraum-Typen zurückzuführen.

Leptothorax slavonicus erzielt – offensichtlich aufgrund des häufigen Vorhandenseins des zur Nestanlage nötigen Totholzes (SEIFERT 1993) – sehr hohe Konstanz in der Donauebene (67 %) und im Wienerwald (63 %) und weist auch auf das gesamte Untersuchungsgebiet bezogen einen hohen Konstanzwert auf.

Interessant erscheint bei *Formica rufibarbis* die hohe Konstanz am Stadtrand (63 %), während sie im Stadtkern bzw. im Wienerwald und in der Donauebene wesentlich geringere Konstanzwerte (zwischen 25 und 33 %) aufweist. Dieselbe Tendenz zeigt *F. cunicularia*. Ihr Fehlen im Stadtkern stimmt mit der Beobachtung von DAUBER (1995) überein, daß sie weniger weit in den verstädterten Bereich vordringt als *F. rufibarbis*.

5. 5. Kommentierte Artenliste

Im folgenden werden die einzelnen in dieser Untersuchung erfaßten 57 Arten faunistisch und ökologisch diskutiert. Die Verbreitung im Untersuchungsgebiet wird beschrieben und für einige Arten graphisch dargestellt (Abb. 13-20). Dafür wurden besonders häufige Arten (z. B. *Lasius niger*), Zwillingsarten im weiteren Sinn (z. B. *Lasius alienus* und *L. paralienus*) und Arten mit interessantem Verbreitungsmuster ausgewählt. Zur Charakterisierung der ökologischen Ansprüche werden – soweit aussagekräftig – die Ergebnisse der Multiplen Logistischen Regression („berechnete Tendenz oder Korrelation“) der einzelnen Arten mit den erhobenen Parametern herangezogen.

Folgende Einschränkungen der Aussagekraft der Multiplen Logistischen Regression sind auf das Design der Untersuchung zurückzuführen: Den Berechnungen liegt die hypothetische Annahme zugrunde, daß alle Lebensraum-Typen Wiens, alle ausschlaggebenden Parameter und alle Arten auf jeder einzelnen Fläche erfaßt wurden. Bei Betrachtung der Ergebnisse muß berücksichtigt werden, daß die von SEIFERT (1986, 1992, 1993) für Ameisen als relevant bezeichneten Parameter „Dek-

kungsgrad der Vegetation“ und „Temperatur“ in die Berechnungen nicht eingehen. Weiters zeichnen sich vorhandene Tendenzen nur dann ab, wenn eine ausreichende Zahl an Flächen die bevorzugten Parameterausprägungen aufweist. Es wurden beispielsweise weitaus mehr trockene als feuchte Lebensräume untersucht; eine allfällige Bevorzugung hoher Feuchtwerte wird demnach nicht immer nachweisbar sein. Bei einigen Arten ergibt sich unter Umständen auch keine Korrelation, weil sie zu selten gefunden wurden.

Kann eine Präferenz gezeigt werden, so ist es möglich, daß die Bedeutung dieses Faktors überschätzt wird. Wichtig ist daher der Vergleich mit den in der Literatur angegebenen Ansprüchen der Arten. Es ist anzumerken, daß eine Korrelation zwischen dem Vorkommen einer Art und der Ausprägung eines eingegebenen Parameters einen kausalen Zusammenhang nicht beweisen kann. Eine signifikante Beschattungs-Korrelation kann sich beispielsweise dadurch ergeben, daß es sich um eine waldbewohnende Art handelt, für die der limitierende Faktor nicht das Lichtangebot, sondern das Vorhandensein geeigneter Niststrukturen ist. Dies gilt auch für die Totholzzahl. Die positive Korrelation mit dem Vorkommen arboricoler Arten könnte zumindest teilweise darauf zurückzuführen sein, daß in extensiv bewirtschafteten Wäldern, in denen geeignete Nistbedingungen herrschen, auch die primär nicht ausschlaggebende Totholzzahl erhöht ist. Finden sich Hinweise auf derartige indirekte Zusammenhänge, so wird dies im weiteren diskutiert.

***Ponera coarctata*:** Die Methode e (Lockköderfallen), die vor allem zur Suche nach dieser hypogäischen Art angewandt wurde, blieb ohne Erfolg. Es ist anzunehmen, daß die in ganz Europa vorkommende Art wegen ihrer Lebensweise nicht vollständig erfaßt wurde (vgl. DAUBER 1995, SEIFERT 1996). Mit den anderen Methoden wurde die Art entsprechend den Angaben zur Habitatwahl aus SEIFERT (1996) nur in einem Föhrenwald und auf zwei urbanen Flächen nachgewiesen. Sie scheint gegenüber dem Urbanitätsgradienten indifferent zu sein (vgl. DAUBER 1995).

***Myrmica rugulosa*:** Die im Untersuchungsgebiet auf nur 6 Flächen (Stadtkern: 2; Stadtrand: 4) nachgewiesene Art (Abb. 13), kommt im Stadtzentrum nicht vor, obwohl DAUBER (1995), in Anlehnung an PISARSKI & CZECHOWSKI (1978), von „häufigem Auftreten in städtischen Lebensräumen“ schreibt und PISARSKI (1982) sie als eine der erfolgreichsten Arten im Überwinden des urbanen Drucks bezeichnet. Die Hälfte der von ihr besiedelten Flächen wird landwirtschaftlich genutzt. Als Ergebnis der Multiplen Logistischen Regression war nur eine tendenzielle Bevorzugung toniger Böden nachweisbar. Diese Tendenz steht in Widerspruch zu SEIFERT (1993), daß *M. rugulosa* unter anderem Sandtrockenrasen bevorzugt. Die besiedelten Lebensräume weisen geringen Deckungsgrad der Vegetation auf, sind zu einem großen Teil eher warm-trocken, sowie durchwegs offen. Die Art fehlt aber auf den naturnäheren heißen und offenen Flächen wie Halbtrockenrasen und Heißläanden. Dies könnte allerdings – wie SEIFERT (1993) vermutet – auf die starke Konkurrenz von *M. sabuleti* zurückgeführt werden. Statistisch ergeben sich für die in SEIFERT (1993, 1996) beschriebene Xerothermophilie und Bevorzugung besonnerter Flächen keine Hinweise. Die Amplitude von *M. rugulosa* hinsichtlich der Feuchte im Untersuchungsgebiet ist beträchtlich: sie wurde auch auf einer Feuchtwiese nachgewiesen.

***Myrmica specioides*:** Während SEIFERT (1993) Trocken- und Halbtrockenrasen als Haupthabitat nennt, fehlt die Art in diesen Lebensräumen völlig. Dennoch zeigt sich eine Bevorzugung von warm-trockenen, offenen Lebensräumen mit geringem Deckungsgrad der Vegetation (vgl. SEIFERT 1988) – *M. specioides* wurde auf ruderalen Flächen (Weingärten, entspricht den Angaben aus SEIFERT 1996) und in anderen anthropogen beeinflussten Lebensräumen angetroffen. Wie bei DAUBER (1995) kommt sie im innerstädtischen Bereich nicht vor und fehlt auch in den Auen. Erwähnenswert sind die Funde auf einer Feuchtwiese sowie in einem Föhrenwald, für die keine entsprechenden Literaturangaben vorliegen.

***Myrmica scabrinodis*:** Sie meidet geschlossene Wälder (vgl. SEIFERT 1993, 1996). Im Gegensatz zu SEIFERT (1993) kommt sie in Wien im Siedlungsbereich vor, aber nicht im innerstädtischen Bereich. Die Art weist im Untersuchungsgebiet eine große Amplitude bezüglich der Feuchte (von

Feuchtwiese bis Halbtrockenrasen) auf, im Gegensatz zu DAUBER (1995) meidet sie aber die Aube-
reiche. Die festgestellten Vorkommen stimmen mit SEIFERT (1988) überein, wonach *M. scabrinodis*
innerhalb der weit verbreiteten *Myrmica*-Arten hinsichtlich der bevorzugten Habitattertemperatur eine
intermediäre Stellung einnimmt. Anders als SEIFERT (1988) feststellt, scheint die Art aber thermo-
philer als *M. rugulosa* zu sein. Die positiven Korrelationen zwischen tonigen Böden und dem Auf-
treten dieser Art sowie die tendenzielle Bevorzugung von Flächen mit hohem Steinauflagenanteil
können aufgrund mangelnder Literaturangaben nicht diskutiert werden.

***Myrmica sabuleti*:** In Wien ist sie die *Myrmica*-Art mit der größten Verbreitung (23 Flächen, auf
alle Landschafts-Typen verteilt; Abb. 13). Innerhalb des Stadtkerns werden die Flächen höchster
Urbanität gemieden, sie kommt aber auf urbaneren Flächen vor als in Mainz (DAUBER 1995). Fast
zwei Drittel der Flächen sind naturnähere Lebensräume. Die nach SEIFERT (1988) ziemlich xero-
thermophile Art besiedelt in Wien Flächen aller Feuchtestufen (meidet entgegen SEIFERT (1993)
feuchte Flächen nicht), hat ihren Verbreitungsschwerpunkt aber auf trockenen, vorwiegend offenen
Flächen, und lebt auch in sehr trockenen Lebensräumen wie Halbtrockenrasen und Heißländern (vgl.
SEIFERT 1996). Anders als dort erwähnt werden aber auch trockene Wälder (2 Föhrenwälder) be-
wohnt. Die Art dürfte im Untersuchungsgebiet somit eher euryök sein, was auch die relativ hohe
Gesamtkonstanz von 33 % erklärt. Ihre ökologische Potenz ist in Wien jedenfalls größer als von
SEIFERT (1988, 1996) angegeben.

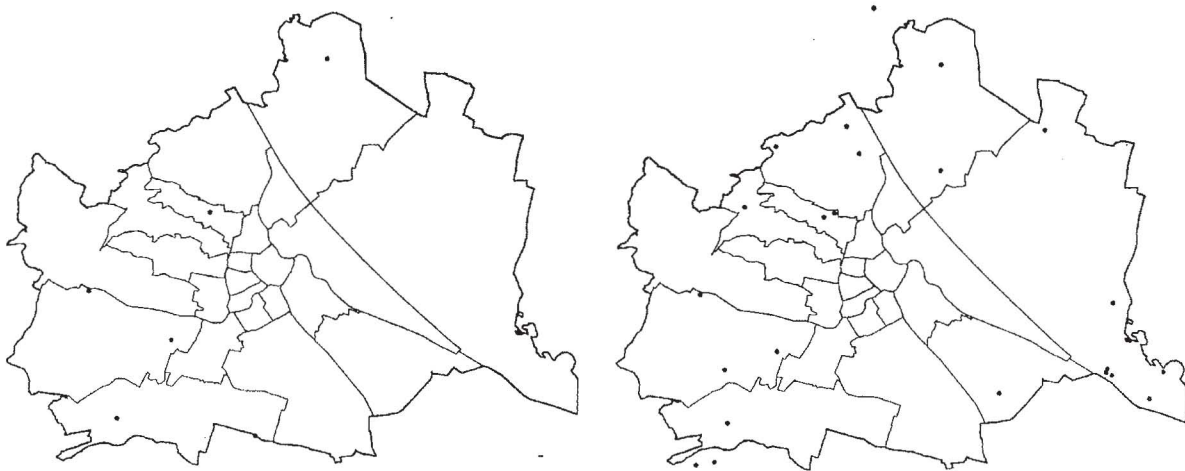


Abb. 13: Verbreitungsmuster von *Myrmica rugulosa* und *Myrmica sabuleti*.

***Myrmica lonae*:** Bisher nur in Tirol und Kärnten nachgewiesen (ÖGA 1995). Der Einzelfund im
Föhrenwald 1, einem thermophilen Waldhabitat, entspricht den Angaben zur Habitatwahl aus
SEIFERT (1996).

***Myrmica salina*:** Der Einzelfund dieser eurosibirischen Steppenart auf einer Feuchtwiese entspricht
nicht dem von SEIFERT (1993) gezeichneten Bild einer halophilen Art, die auch auf Halbtrockenra-
sen oder xerothermen Randstreifen in der „Agrarsteppe“ anzutreffen ist.

***Myrmica rubra*:** Die zweithäufigste *Myrmica*-Art in Wien (19 Flächen, alle Landschafts-Typen;
Abb. 14). Wie in Mainz (DAUBER 1995) fehlt die Art auf den Flächen höchster Urbanität: Im Stadt-
kern kommt sie nur auf einem randlich gelegenen Friedhof vor. Etwa drei Viertel der Flächen sind
naturnäher, 3 Untersuchungsflächen werden landwirtschaftlich genutzt. Die berechnete Bevorzu-
gung hoher Beschattungswerte ist auf den großen Anteil der Waldflächen innerhalb der Fundorte
(alle Waldlebensräume außer Buchenwälder und Fichtenforst) zurückzuführen, ein Gegensatz zu
SEIFERT (1988), wonach sie selten in Wäldern anzutreffen ist. Die Art kann allerdings auch offene,
besonnte Flächen besiedeln. Das Fehlen in xerothermen Lebensräumen und die berechnete Bevor-

zugung feuchter Lebensräume bestätigt SEIFERT (1996), wonach ihr „Optimum“ feuchte Lebensräume und solche mittlerer Feuchte sind. Zu der berechneten Bevorzugung von Flächen mit geringer Streuschichthöhe liegen keine Literaturangaben vor. SEIFERT (1988) bezeichnet *M. rubra* als die *Myrmica*-Art mit der größten Nischenbreite; in Wien scheint sie aber weniger euryök als *M. sabuleti* zu sein. Auffällig ist die deutliche Bevorzugung der Donauebene: fast die Hälfte aller Flächen werden besiedelt; sie kommt als einzige Art auf allen Auwaldflächen vor. Dies könnte durch die von DIETRICH et al. (1998) beschriebene besondere Hochwasseranpassung erklärbar sein: Während eines Hochwassers im Juli 1997 konnten in den Auwäldern des Landschafts-Typs Donauebene frei im Wasser oder an Grashalmen und Blättern schwimmende „Ameisen-Aggregate“ beobachtet werden. Es handelte sich um Ansammlungen von Königinnen und Arbeiterinnen von *M. rubra*. Aufgrund dieser Beobachtung nehmen die Autoren an, daß zur Überdauerung von Hochwässern und der anschließenden Wiederbesiedlung reproduktionsfähige Teile des Nestes dieses gezielt verlassen. Die Tatsache, daß *M. rubra* als einzige der *Myrmica*-Arten und als einzige boden- bzw. bodennah nistende Art alle untersuchten Auwaldflächen besiedelt, läßt den Schluß auf ihre große Überlebensfähigkeit in diesen Lebensräumen zu.

***Myrmica ruginodis*:** Sie wurde auf 7 Flächen gefunden, im Stadtkern fehlt sie (Abb. 14). Bei der in SEIFERT (1993) als „Waldameise“ bezeichneten terricolen Art sind 6 der 7 Fundorte im Untersuchungsgebiet Waldflächen, darunter xerotherme bis eher feucht-kühle. In den Auwäldern ist sie im Gegensatz zu SEIFERT (1993) viel seltener als *M. rubra*. Entgegen SEIFERT (1996) wurde sie auch auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche (Streuobstwiese) gefunden, ansonsten konnte sie wie auch in Mainz (DAUBER 1995) in Wien nicht im Siedlungsbereich nachgewiesen werden. Obwohl kein exakter Vergleich mit den anderen *Myrmica*-Arten möglich ist, widersprechen die Funde nicht SEIFERT (1988), der sie als die am wenigsten thermophile europäische *Myrmica*-Art beschreibt.

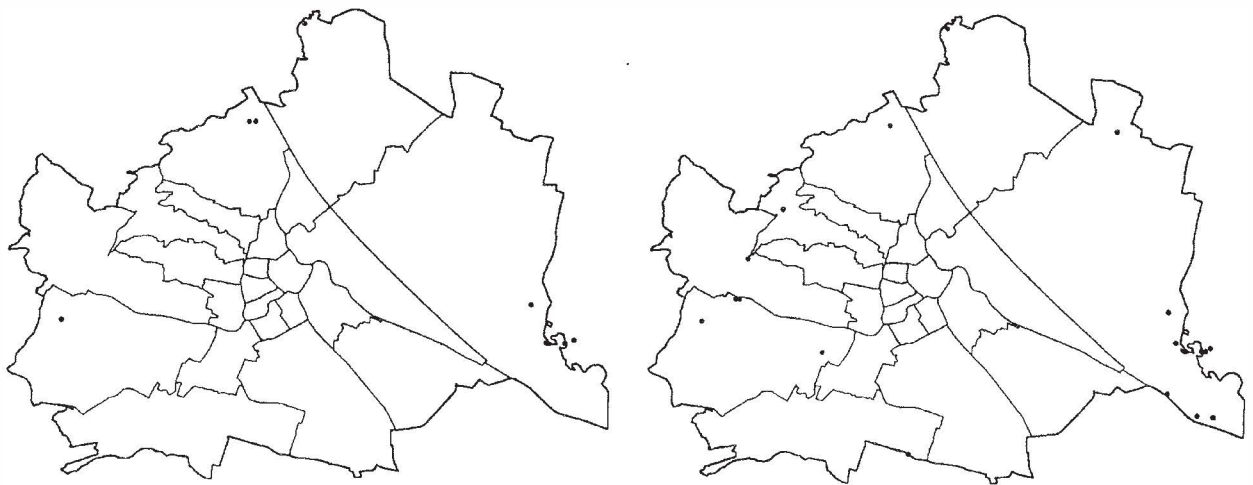


Abb. 14: Verbreitungsmuster von *Myrmica rubra* und *Myrmica ruginodis*.

***Myrmica schencki*:** Die Art ist im Untersuchungsgebiet relativ weit verbreitet und scheint menschliche Siedlungsbereiche weniger zu meiden als von SEIFERT (1993, 1996) angegeben (Vorkommen u. a. in Großparks, Friedhöfen, Privatgärten). Zum tendenziell positiven Einfluß eines geringen Steinauflagenanteils finden sich keine Literaturangaben. Die berechnete Bevorzugung schwach beschatteter und trockener Lebensräume läßt sich völlig mit SEIFERT (1996) vereinbaren, wonach die Art jede offene, xerotherme Stelle mit niedriger Bodenvegetation als Habitat nutzen kann. Zusätzlich werden aber auch Wälder (Föhrenwald, Fichtenforst) und eine Feuchtwiese besiedelt. Es ist daher anzunehmen, daß die Art im Untersuchungsgebiet eine größere Nischenbreite besitzt. Zu einem ähnlichen Schluß gelangt DAUBER (1995) für Mainz, der sie als polytope Art angibt.

***Aphaenogaster subterranea*:** Die Verbreitung (5 Fundpunkte) vor allem in eher warmen Laubwäldern entspricht den Befunden aus SEIFERT (1993, 1996). *A. subterranea* fehlt im urbanen Gebiet und kommt auf eher trockenen, teilweise sehr trockenen Flächen vor. Die berechnete tendenzielle

Bevorzugung von Flächen mit hohem Steinauflagenanteil sowie der Umstand, daß sich auf 4 der 5 Flächen, auf denen die Art nachgewiesen wurde, auch Steine mit einem Durchmesser von 4 cm (vgl. SEIFERT 1986) oder mehr befinden, können auf die Bedeutung von großen Steinen für die Nestanlage (SEIFERT 1996) zurückgeführt werden. Bezüglich der bevorzugten Habitattertemperatur darf angenommen werden, daß die Amplitude größer ist als in SEIFERT (1996) angegeben, der Schwerpunkt der Verbreitung aber auf warmen Flächen liegt. Vermutlich wurde die Art mit den angewandten Methoden nur unzulänglich erfaßt und tritt tatsächlich weit häufiger auf.

***Solenopsis fugax*:** Sie ist in Wien die dritthäufigste Art (29 Flächen) und gleichmäßig über das Stadtgebiet verteilt (Abb. 15). Der Verbreitungsschwerpunkt der endogäischen Art liegt jedoch offensichtlich im Stadtkern, wo sie auf drei Viertel aller Flächen gefunden wurde, darunter auch Flächen höchsten Urbanitätsgrades. Diese besiedelt sie vermutlich aufgrund ihrer geringen Flächenansprüche (DAUBER 1995). Sie ist somit, wie auch PISARSKI (1982) und DAUBER (1995) feststellen, eine der erfolgreichsten Arten im Überwinden des urbanen Drucks. Die eindeutige Korrelation mit geringen Feuchtwerten bestätigt die Präferenz von xerothermen Offenhabitaten (SEIFERT 1996). Die Korrelation mit geringem Steinauflagenanteil entspricht nicht SEIFERT (1996), wonach *S. fugax* ihre Nester auch unter Steinen anlegt. Es besteht aber insofern kein Widerspruch, als im stark be-



siedelten innerstädtischen Bereich (beispielsweise Innenhöfe, Splittergrün) kaum Steine an der Bodenoberfläche zu finden sind. Die berechnete Bevorzugung geringen Steinauflagenanteils dürfte somit nicht auf einem kausalen Zusammenhang beruhen. Obwohl *S. fugax* in Wäldern und auf feuchten Flächen fehlt, unterstreicht ihre Gesamtkonstanz von 42 %, daß es sich, wie DAUBER (1995) für Mainz angibt, um eine polytope Art handelt. Anders als in Mainz (DAUBER 1995) konnte *S. fugax* – eventuell aufgrund der starken Regenfälle und der dadurch induzierten vermehrten epigäischen Laufaktivität während der Fangperiode (vgl. DAUBER 1995) – auf einem Großteil der Flächen auch mit Barberfallen nachgewiesen werden.

Abb. 15: Verbreitungsmuster von *Solenopsis fugax*.

***Leptothorax gredleri*:** Die Art wurde wie in Mainz (DAUBER 1995) und Leipzig (RICHTER et al. 1986) nur in der Au festgestellt und meidet urbanes Gebiet. Besonders erwähnenswert erscheint, daß sie innerhalb der Donauauen auch auf offenen Flächen (Heißländern) vorkommt. Anders als SEIFERT (1993), konnten wir die Art nicht in von Eichen dominierten Laubwäldern finden.

***Leptothorax affinis*:** Das Vorkommen dieser Art beschränkt sich mit einer Ausnahme (Großpark 1) auf den nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets. Dieser Befund unterscheidet sich deutlich von den Verhältnissen in Mainz (DAUBER 1995), wo die Art über das gesamte Stadtgebiet verbreitet ist und unter anderem auch in Auwäldern vorkommt. Entsprechend SEIFERT (1995) und den Angaben für Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989), hält diese thermophile Art auch in Wien einem gewissen Ur-

banitätsdruck stand. Die besiedelten Lebensräume weisen durchwegs den das Vorkommen bestimmenden Altbaumbestand auf (SEIFERT 1993: Hauptmasse der Nester im Kronenbereich), 2 xerotherme Flächen in Eichen- bzw. Kieferngehölzen (Schutthalde, Föhrenwald 1) entsprechen dem von SEIFERT (1996) als bevorzugt beschriebenen Lebensraum. Da *L. affinis* meist unterrepräsentativ erfaßt wird (SEIFERT 1993), kommt den berechneten Bevorzugungen möglicherweise unabhängig von der angegebenen Signifikanz tatsächlich geringere Bedeutung zu: Die Bevorzugung größerer Beschattung dürfte sich durch das Benötigen von Bäumen zur Nestanlage erklären. Zur berechneten tendenziellen Bevorzugung sandigen Bodens durch die arboricole Art finden sich keine Referenzen in der Literatur.

***Leptothorax corticalis*:** Bei den 3 Fundorten (2 Friedhöfe und 1 Föhrenwald im Süden Wiens) der auch in Deutschland (SEIFERT 1993) seltenen Art handelt es sich durchwegs um Lebensräume mit Baumbestand – eine Voraussetzung für die streng arboricole Art (SEIFERT 1996). Das Fehlen auf den nördlichen, ökologisch geeigneten Flächen könnte neben Unzulänglichkeiten in der Erfassung durch die Präsenz von *L. affinis* und die von SEIFERT (1993) vermutete kompetitive Verdrängung durch diese Art erklärt werden. Offensichtlich ist *L. corticalis* nicht auf naturnahe Lebensräume beschränkt, dies entspricht auch der Verbreitung in Mainz (DAUBER 1995). Interessant ist, daß die Art auch mit Barberfallen und auf der Bodenoberfläche gesammelt wurde.

***Leptothorax interruptus*:** Das Vorkommen der sehr thermophilen Art in den trockenen, offenen Lebensräumen der Au (Heißlände 1, Schotterufer 1) entspricht den Angaben aus SEIFERT (1993). Gezielte Nachsuchen sind erforderlich (vgl. SEIFERT 1993).

***Leptothorax nigriceps*:** Diese Art, die auf sonnenexponierten Flächen mit weitgehend vegetationsfreiem Gestein vorkommt (SEIFERT 1993) und nur auf diesen Flächen den anderen thermophilen *Leptothorax*-Arten konkurrenzüberlegen ist, wurde in Wien nur selten nachgewiesen. Am Halbtrockenrasen 1 ist sie die einzige *Leptothorax*-Art; ihre Nachweise auf 2 Friedhöfen zeigen die Besonderheit dieses Lebensraum-Typs, in dem die Strukturvielfalt das syntope Vorkommen sonst konkurrierender Arten ermöglicht. Somit ergibt sich in Übereinstimmung mit SEIFERT (1996) eine Bevorzugung von Lebensräumen geringer Beschattung.

***Leptothorax unifasciatus*:** Entgegen den Befunden aus Mainz (DAUBER 1995) scheint die Art in Wien nicht weit in den verstädterten Bereich vorzudringen: Im Untersuchungsgebiet kommt die Art neben den Flächen Schutthalde und Halbtrockenrasen 3 lediglich auf 2 Friedhöfen vor, womit sich das Bild der besonderen Rolle der Friedhöfe als urbane Ersatzlebensräume bestätigt. Die berechnete tendenzielle Bevorzugung beschatteter Lebensräume scheint bei Betrachtung der einzelnen Fundflächen nicht wahrscheinlich. Die Lebensräume, auf denen die Art gefunden wurde, entsprechen ökologisch den Angaben hinsichtlich der Habitatpräferenz aus SEIFERT (1996): offene und gehölzbestandene Habitate aller Art. Die Kalkschutthalde am Leopoldsberg entspricht dem idealen Lebensraum, in dem *L. unifasciatus* die höchste Dichte erreicht (SEIFERT 1993).

***Leptothorax slavonicus*:** Da die Art erst 1995 als parapatrische Zwillingsart von *L. nylanderi* beschrieben wurde, liegt kaum Information über ihre Faunistik und Ökologie vor. Offensichtlich bestehen keine Unterschiede in der Habitatwahl der beiden Arten (SEIFERT 1995). In Wien konnte *L. slavonicus* auf 28 Flächen (vierthöchste Konstanz: 41 %) in allen Landschafts-Typen nachgewiesen werden (Abb. 16) und ist die häufigste Ameisenart im Wald. Es werden alle Waldtypen besiedelt, nur auf einer der 17 Waldflächen (Nicht abgedämmte Au) wurde sie nicht gefunden. Gegenüber dem urbanen Druck zeigt sie eine gewisse Toleranz, fehlt aber auf den Flächen höchster Urbanität. Die Berechnungen ergeben eine Korrelation mit hohen Totholzzahlen – dies könnte im Zusammenhang mit dem Angebot an Totholz und Borke stehen, die geeignete Niststrukturen darstellen (SEIFERT 1996). Daß die Art keine weiteren statistisch nachweisbaren Präferenzen zeigt, könnte in

diesem Fall tatsächlich auf große Nischenbreite zurückzuführen sein. Diese Annahme bestätigt sich bei Betrachtung der einzelnen Fundorte: Im Gegensatz zu SEIFERT (1996) und GLASER (1997), die „mesophile bis mäßig trockene Laubgehölze“ als Vorzugshabitat angeben, werden in Wien auch feuchte Wälder sowie offene, vor allem trockene Lebensräume besiedelt, die aber fast durchwegs Einzelbaumbestand aufweisen.

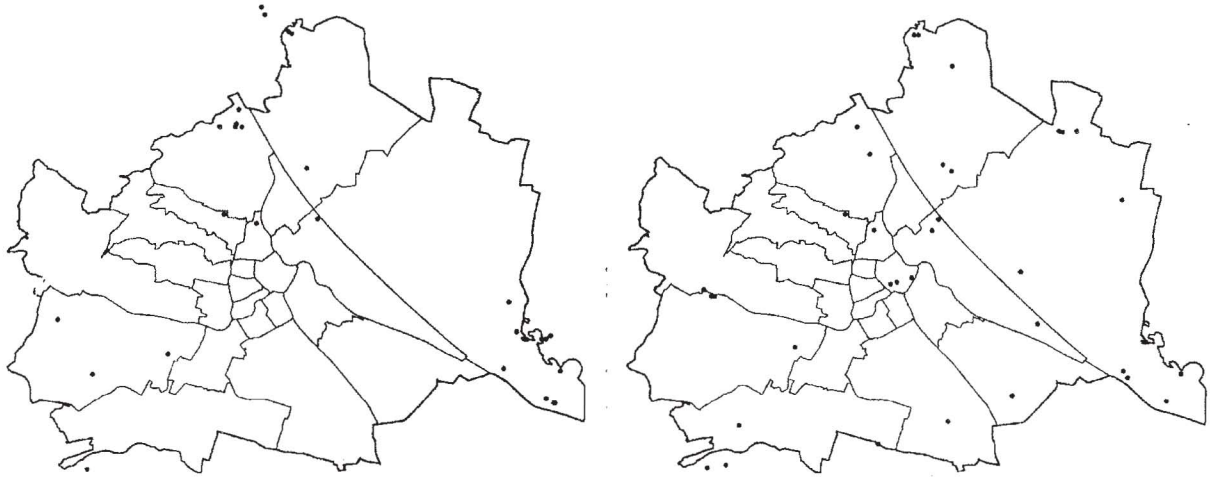


Abb. 16: Verbreitungsmuster von *Leptothorax slavonicus* und *Tetramorium caespitum/impurum*.

***Leptothorax sordidulus*:** (= *L. carinthiacus* nach SCHULZ (1991b), SEIFERT (1995)). Bisher wurde die Art aus Südkärnten (HÖLZEL 1966), Wachau (SCHULZ 1991a), Roppen im Inntal (SCHULZ 1991b) und von 4 Fundpunkten in der Steiermark (BREGANT 1998a) gemeldet. Der Wiener Fund auf der südexponierten, von Flaumeichenwald umgebenen Schutthalde entspricht genau den Habitatangaben von SCHULZ (1991a, b) und SEIFERT (1996).

***Leptothorax parvulus*:** Diese relativ seltene Art (SEIFERT 1993) war bisher aus Wien nur von Schönbrunn bekannt (HÖLZEL 1966). Alle 3 Fundflächen – ein verbuschender Halbtrockenrasen, eine Heißblende mit Einzelbaumbestand und eine Schutthalde in einem lichten Flaumeichenwald – weisen einen stark xerothermen Charakter auf. Der Fund auf der Schutthalde entspricht exakt dem in SEIFERT (1996) angeführten Habitat; Angaben über Vorkommen auf offenen Lebensräumen fehlen. Wie in Mainz (DAUBER 1995) werden nur naturnähere Lebensräume besiedelt.

***Stenammina debile*:** Sicherlich wurde die Art wegen ihrer verborgenen Lebensweise (SEIFERT 1996) nur in einem Teil der von ihr besiedelten Untersuchungsflächen nachgewiesen. Die 7 Fundorte sind über die Randzonen Wiens verteilt. Die in SEIFERT (1996) als Hauptlebensräume beschriebenen schattigen bis halbschattigen Gehölzstandorte können bestätigt werden (Eichenwälder, Buchenwälder, Harte Au); im Widerspruch dazu steht nur der Fund auf der sehr xerothermen, nahezu vegetationsfreien Uferbefestigung. Während *S. debile* in Bad Godesberg auf Baumscheiben und Verkehrsgrün gefunden wurde (SÖNTGEN 1989), fehlt sie in Wien auf den urbanen Flächen völlig. Dies könnte weniger auf Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen, als auf das Fehlen der für ihre Nahrungssuche essentiellen Streuschicht (SEIFERT 1993) zurückzuführen zu sein. Dafür spricht auch, daß auf 5 der 7 Fundorte Streuschicht vorhanden ist. Das Meiden von staunassen Lebensräumen (SEIFERT 1996) kann bestätigt werden.

***Tetramorium ferox*:** Bisher gab es nur 2 Nachweise (Burgenland, Niederösterreich) aus Österreich (BREGANT 1998a), in Deutschland fehlt die Art völlig. Bei unseren 3 Wiener Funden (Innenhof 1, Schotterfläche und Bahnanlage 1) handelt es sich wie bei den restlichen österreichischen Fundorten (beides Felsrasen) zwar auch um offene, sehr xerotherme Lebensräume mit vegetationsfreien Stellen, aber durchwegs um anthropogene Flächen – der Innenhof 1 liegt im Stadtzentrum! Das Vor-

kommen der Art, zu deren ökologischen Ansprüchen kaum Literaturangaben vorliegen, dürfte demnach vor allem von kleinklimatischen Bedingungen und der Habitatstruktur, weniger vom Urbanitätsgrad abhängig sein. Das Fehlen auf den naturnahen xerothermen Flächen mit vegetationsfreien Stellen ist nicht geklärt.

***Tetramorium caespitum/impurum*:** Individuen von *T. caespitum/impurum* konnten auf 34 Flächen (zusammen mit über 49 % die zweitgrößte Gesamtkonstanz) gleichmäßig über Wien verteilt (Abb. 16), nachgewiesen werden, wobei das Verhältnis der Zwillingarten nicht abgeschätzt werden kann. *T. caespitum/impurum* ist im Stadtkern stark präsent, was die große stadtökologische Bedeutung veranschaulicht. Nach PISARSKI (1982) ist *T. caespitum* dank ihrer Xerothermophilie eine der erfolgreichsten Arten im Überwinden des urbanen Drucks, nach KLAUSNITZER (1993) ist *T. impurum* in den Städten wahrscheinlich weit häufiger als *T. caespitum*. Auf die Ansprüche dieser beiden aus bestimmungstechnischen Gründen zusammengefaßten Arten näher einzugehen, scheint sehr problematisch. Jedenfalls stimmt die berechnete Bevorzugung trockener Lebensräume mit den Angaben aus SEIFERT (1996) überein, nach denen beide Arten in offenen, xerothermen Lebensräumen aller Art, auch in Siedlungsbereichen, leben. Einzig der Fund auf einer Feuchtwiese widerspricht den angegebenen Habitatansprüchen. Für exakte Ergebnisse in nachfolgenden Untersuchungen wäre die Bestimmung von Männchen (vgl. KUTTER 1977, SEIFERT 1993) sinnvoll.

***Myrmecina graminicola*:** Obwohl SEIFERT (1993) die Art als schwer erfaßbar beschreibt, konnte sie häufig nachgewiesen werden (Gesamtkonstanz 33 %). Im urbanen Bereich fehlt sie. Im Gegensatz dazu berichtet SEIFERT (1993) von regelmäßigen Funden in Gärten und in Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989) besiedelt *M. graminicola* Flächen höchster Urbanität auch im Stadtzentrum. Die Fundorte bestätigen die Besiedelung von offenen oder gehölzbestandenen Lebensräumen (SEIFERT 1993). Die terricole Art kommt aber auch in feucht-kühlen Auwäldern vor und fehlt gleichzeitig auf den naturnäheren offenen xerothermen Flächen, was im Widerspruch zu der in SEIFERT (1993) einzig erwähnten Präferenz xerothermer Flächen steht.

***Dolichoderus quadripunctatus*:** Die 6 Funde dieser Art verteilen sich auf 5 Waldflächen und eine von Gehölz umgebene offene Fläche (Heißlände 2), durchwegs naturnähere Lebensräume. Auffällig ist, daß die Art einen Verbreitungsschwerpunkt im Aubereich hat (4 Flächen). Das Fehlen statistisch nachweisbarer ökologischer Bevorzugungen erklärt sich daraus, daß ihr Vorkommen vom (nicht direkt erfaßten) Vorhandensein von Altbäumen abhängt (SEIFERT 1993, 1996). Tatsächlich entsprechen 5 der 6 Fundorte diesen Anforderungen, 2 von ihnen weisen den als ideal beschriebenen Eichenbestand auf. Erwähnenswert scheint der Fund auf einer (offenen) Heißlände. Das Fehlen auf einigen geeigneten Untersuchungsflächen (Obstgärten, Streuobstwiesen mit Nuß- und Kirschbäumen, SEIFERT (1996)) könnte auf einen Bestandesrückgang zurückzuführen sein, wie er für Deutschland (SEIFERT 1996) bekannt ist. Die Art wurde allerdings in Tattendorf südlich von Wien in einem Obstgarten nachgewiesen (CHRISTIAN, pers. Mitt. 1998). Nicht bestätigt werden kann die nach SEIFERT (1996) häufige Syntopie der Art mit *Leptothorax affinis* und *L. corticalis*. Anzeichen für die in GLASER (1997) (Kalvarienberg, Innsbruck) beschriebene Synanthropie konnten ebenfalls nicht gefunden werden.

***Tapinoma erraticum*:** Die Angaben aus HÖLZEL (1966) zur Verbreitung in Österreich werden nicht herangezogen, da erst seit SEIFERT (1986) die sichere Unterscheidung der Arbeiterinnen- und Königinnenkasten möglich ist. Die 7 im Untersuchungsgebiet festgestellten Vorkommen verteilen sich auf offene, vor allem trockene Lebensräume. Diese Befunde passen zu den von SEIFERT (1996) angegebenen stark besonnten, sehr trockenen bis feuchten Offenhabitaten. Unser Fund auf einer Bahnanlage scheint der erste Nachweis der Art aus urbanem Gebiet zu sein. Die beiden Zwillingarten präferieren – neben eventuellen Unterschieden in der Bedeutung des Lichtes und der Feuchte – unterschiedliche Bodenarten: In Übereinstimmung mit den Angaben von SEIFERT (1996) werden von *T. erraticum* auch in Wien sandige Böden gemieden, während die von *T. ambiguum* alleine besiedelten Fundorte großteils sandig sind. Im Gegensatz zu SEIFERT (1993), der nur selten

syntopes Vorkommen mit *T. ambiguum* fand, ist in Wien etwa die Hälfte der *T. erraticum*-Fundorte auch von *T. ambiguum* besiedelt.

***Tapinoma ambiguum*:** Wegen der früher schwierigen Abgrenzung zu *T. erraticum* gibt es für die Verbreitung dieser Art kaum verlässliche Befunde (in HÖLZEL 1966 etwa ist sie für Österreich nicht angeführt). Literaturangaben für Österreich gibt es aus Nordtirol und Kärnten (GLASER 1997), die Art dürfte aber in allen Bundesländern vorkommen. Von den 9 im Untersuchungsgebiet festgestellten Fundorten (8 naturnähere, 1 landwirtschaftlich genutzter Lebensraum) teilt *T. ambiguum* drei mit *T. erraticum*. Die signifikante Präferenz offener, trockener Flächen mit sandigen Böden stimmt völlig mit den Habitatsangaben von SEIFERT (1993) überein. Erwähnenswert scheint aber, daß *T. ambiguum* auch in einem Föhrenwald vorkommt – hinsichtlich der Beschattung ist die Amplitude größer als hinsichtlich der Feuchte. Der einzige Fund aus Mainz (DAUBER 1995) stammt vom Stadtrand und weist ebenfalls darauf hin, daß die Art nicht in besiedelte Gebiete vordringt. Im Untersuchungsgebiet ist *T. ambiguum* häufiger als *T. erraticum*. In Süddeutschland scheint das Verhältnis umgekehrt zu sein (SEIFERT 1993).

***Liometopum microcephalum*:** Das Areal dieser osteuropäischen Art reicht vom Kaukasus bis Wien und Italien (KUTTER 1977). Aus Österreich war sie bisher aus dem Wiener Prater, sonst aus Niederösterreich, der Steiermark und dem Burgenland bekannt (HÖLZEL 1966, WIEST 1967). Bei dieser Untersuchung wurde die Ameise an 2 Fundorten festgestellt, beide sind durch das Vorhandensein von alten Bäumen gekennzeichnet. Das Vorkommen im urbanen Kleinpark 3 unterstreicht die Bedeutung dieser Ressource für die Anlage der Kolonien, wie sie KUTTER (1977) beschreibt und entspricht der in WIEST (1967) geschilderten Bevorzugung von Parklandschaften. Bemerkenswert ist der Fund im Eichenwald 1, der eine mächtige Strauchschicht aufweist – ein Aspekt, der in WIEST (1967) als Ursache für das lokale Aussterben der Art genannt wird.

***Prenolepis nitens*:** Die von HÖLZEL (1966) als pontomediterran bezeichnete Art wurde in Wien nur in einem Weingarten am Nußberg nachgewiesen. In BREGANT (1998b), wo alle bisherigen Funde aus Österreich aufgelistet sind, sind Vorkommen aus Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Wien – im selben Weingarten am Nußberg – angeführt. Der Fundpunkt bestätigt eine „gewisse Bindung an den Weinbau“ (BREGANT 1998b).

***Plagiolepis vindobonensis*:** Nach SEIFERT (1993) gab es Unklarheiten bei der Zuordnung der Art-namen zu den beiden morphologisch gut unterscheidbaren Arten *P. vindobonensis* und *P. pygmaea*, über deren Biologie wenig bekannt ist (SEIFERT 1996). Auch KUTTER (1977) führt an, daß es sich bei einigen Nachweisen von „*P. vindobonensis*“ tatsächlich um *P. pygmaea* handelt. In Wien konnte die Art auf 11 Flächen in allen 4 Landschafts-Typen nachgewiesen werden (Abb. 18), starke Urbanität wird gemieden. Die berechnete Tendenz eines positiven Einflusses niedriger Beschattungswerte paßt zu den Angaben aus KRATOCHVÍL (1944) und KUTTER (1977), daß die Art steinige und besonnte Orte bevorzugt. Sie könnte sich indirekt durch die für Wien nachweisbare Bevorzugung von sehr xerothermen Trockenrasen (SEIFERT 1996) – also ebenfalls offenen Lebensräumen – erklären lassen. Allerdings wurde die Art auch in drei feucht-kühlen Wäldern gefunden, was doch eine beträchtliche Toleranz bezüglich der Parameter Feuchte und Beschattung zeigt und somit in deutlichem Widerspruch zu KRATOCHVÍL (1944) steht. Obwohl *P. vindobonensis* laut SEIFERT (1996) ihre Nester unter Steinen oder in Steinspalten anlegt, konnte keine Korrelation mit dem Steinauflagenanteil festgestellt werden. Vom Vorkommen von *P. vindobonensis* im urbanen Gebiet (Bahnanlage) wird hier erstmalig berichtet. In Wien ist *P. vindobonensis* häufiger als *P. pygmaea*.

***Plagiolepis pygmaea*:** Nach KUTTER (1977) hat die Art ihre Hauptverbreitung in Südeuropa. HÖLZEL (1966) führt als fragwürdig eingestufte Nachweise aus Oberösterreich, Niederösterreich und dem Burgenland an. Die 4 Untersuchungsflächen, auf denen die Art in Wien nachgewiesen wurde, liegen im Landschafts-Typ Wienerwald: drei naturnahe xerotherme Flächen des Offenlandes und ein Föhrenwald (Abb. 17). Die tendentielle Korrelation mit niedrigen Feuchtwerten läßt sich gut mit den Habitatangaben aus SEIFERT (1996) vereinbaren, wonach diese Art ähnliche Ansprüche

wie *P. vindobonensis* hat, demnach xerotherme Lebensräume bevorzugt. Feuchte, schattige Wälder scheint sie im Gegensatz zu ihrer häufigeren Zwillingart, mit der sie auf 2 Flächen (Trockenrasen, Halbrockenrasen 3) syntop vorkommt, zu meiden.



Abb. 17: Verbreitungsmuster von *Plagiolepis vindobonensis* und *Plagiolepis pygmaea*.

***Camponotus herculeanus*:** Diese nach SEIFERT (1989) boreo-montane *Camponotus*-Art, die hauptsächlich Nadel- oder Nadel-Laub-Mischwälder besiedelt, wurde nur im Föhrenwald 1 nachgewiesen. Die hochgradige Assoziation mit *Myrmica ruginodis*, *Myrmica lobicornis* und *Leptothorax acervorum* (SEIFERT 1989) kann nicht bestätigt werden, da sie mit keiner der drei Arten syntop gefunden wurde.

***Camponotus ligniperda*:** Zusätzlich zu der Fläche Föhrenwald 1, auf der auch *C. herculeanus* vorkommt, wurde diese Art auf einer sehr xerothermen Schutthalde gefunden, was ihren thermophilen Charakter gegenüber *C. herculeanus* bestätigt (SEIFERT 1989).

***Camponotus vagus*:** Diese nach SEIFERT (1993) in ganz wenigen isolierten und kleinräumigen Vorkommen siedelnde Art, von der aus dem südwestlichen Deutschland nur 6 Fundorte bekannt sind, wurde auf den 3 Heißländern festgestellt. Diese sehr xerothermen Lichtungen in Gehölzbeständen sind auch nach SEIFERT (1996) die Habitate von *C. vagus*.

***Camponotus fallax*:** In Wien wurde diese Art, die nach KUTTER (1977) ein typischer Wärmezeiger ist, nur auf zwei baumbestandenen warmen Flächen (Friedhof 1, Heißländer 2) gefunden. Für die Nestanlage in totem Holz ist nach PISARSKI (1982) vor allem das Vorhandensein alter Bäume nötig. Obwohl diese Art im Untersuchungsgebiet auf vielen Flächen ideale Bedingungen vorfinden würde, ist sie selten. Anders als in Warschau (PISARSKI 1982), wo sie in Parks vorkommt, oder in ostdeutschen Städten (SEIFERT 1993), wo sie auch starke Einzelbäume im Stadtgebiet besiedelt, konnte sie in Wien dort nicht nachgewiesen werden. Dies läßt vermuten, daß die Art auch in Wien, wie SEIFERT (1996) für Deutschland angibt, stark gefährdet ist.

***Camponotus aethiops*:** Diese in Deutschland (SEIFERT 1996) vom Aussterben bedrohte Art ist in Wien selten. Sie wurde nur im Landschafts-Typ Wienerwald auf einem Trockenrasen und einem Halbtrockenrasen gefunden – Habitate, die auch von KUTTER (1977) und SEIFERT (1996) genannt werden.

***Camponotus piceus*:** Nach KUTTER (1977) liegt der geographische Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in Süd- und Osteuropa. Bei den historischen Nachweisen von *C. lateralis* in Österreich handelt es sich um *C. piceus* (DIETRICH, pers. Mitt. 1998). Die lediglich vier für Wien festgestellten Vor-

kommen – durchwegs offene, heißrockene, naturnähere Lebensräume (Trockenrasen, Halbtrockenrasen, Heißländern) – entsprechen den Angaben aus SEIFERT (1996), wonach *C. piceus* sehr xerotherme, kalkige Trockenrasen besiedelt.

***Lasius alienus*:** Der Vergleich mit älterer Literatur ist nicht möglich, da *L. paralienus* und *L. psammophilus* erst 1992 beschrieben wurden. *L. alienus* wurde auf 19 Flächen (Gesamtkonstanz 28 %): im Stadtkern (5), am Stadtrand (8), in der Donauebene (1) und im Wienerwald (5) nachgewiesen (Abb. 18). Während in Mainz (DAUBER 1995), von wo die ersten Funde aus städtischen Lebensräumen stammen, nur Flächen der geringsten Urbanität besiedelt werden, kommt *L. alienus* in Wien auch auf Flächen der höchsten Urbanitätsstufe inmitten des Stadtzentrums vor. Während SEIFERT (1992) noch schreibt, daß die Art wegen der Unterlegenheit in der Konkurrenz mit *L. niger* Stadtgebieten fernbleibt, berichtet DAUBER (1995) aus Mainz, daß sie auf allen von ihr besiedelten Flächen syntop mit *L. niger* vorkommt; in Wien trifft dies auf immerhin 16 der 19 Fundorte von *L. alienus* zu. Er besiedelt hier außerdem alle 3 Typen der intensiv landwirtschaftlich genutzten Lebensräume. Lebensräume des Offenlandes, sowie trockene Lebensräume werden bevorzugt, in feucht-kühlen Lebensräumen fehlt *L. alienus* – dies spricht für Xerothermie als wichtige Voraussetzung für das Vorkommen der Art, wie sie auch in SEIFERT (1992) angegeben ist. Dementsprechend konnten auch Nachweise auf den in SEIFERT (1996) als Vorzugshabitate genannten Halbtrockenrasen und sehr xerothermen, lichten Eichenkrüppelwäldern erbracht werden. Zur berechneten tendenziellen Bevorzugung von Flächen mit geringer Streuschichthöhe liegen keine Referenzen vor. Es könnte sich um einen indirekten Zusammenhang handeln, der sich aus dem sehr großen Anteil der offenen Flächen an den Fundorten ergibt.

***Lasius paralienus*:** Dieser erst vor wenigen Jahren beschriebene *Lasius* s. str. wurde auf 5 Flächen, durchwegs naturnäheren Lebensräumen, in der Donauebene und im Wienerwald nachgewiesen (Abb. 18). Die besiedelten Flächen sind trocken bis stark xerotherm, vor allem offenen Charakters. SEIFERT (1992) berichtet lediglich von Habitaten „pontischen“ Charakters und von Bevorzugung von im Vergleich zu *L. alienus* kontinentalerem Klima. Am Arzler Kalvarienberg bei Innsbruck (GLASER 1997) ist dieser *Lasius* die zweithäufigste Ameisenart – wie in Wien wurde sie vor allem auf trockenen Grasflächen gefunden. Außer unserem Nachweis in einem Eichenwald gibt es keine Referenzen für das Vorkommen in Wäldern. Über die Urbanitätsverträglichkeit der Art liegen keine Angaben vor, das Fehlen in Mainz (DAUBER 1995) sowie auf den urbanen Flächen in Wien spricht aber für eine geringe Toleranz. Auf 4 der 5 Flächen kommt *L. paralienus* mit ihrer nach SEIFERT (1996) deutlich häufigeren Zwillingsart *L. alienus* syntop vor.



Abb. 18: Verbreitungsmuster von *Lasius alienus* und *Lasius paralienus*.

***Lasius niger*:** In Wien ist *L. niger* mit 44 Nachweisen (Gesamtkonstanz von fast 64 %) – 15 im Stadtkern, 13 am Stadtrand, 5 in der Donauebene und 8 im Wienerwald – die häufigste Ameise (Abb. 19). Sie wurde nur in einem Wald (Eichenwald 2) nachgewiesen, kommt sonst aber außer auf den extrem xerothermen auf dem Großteil der naturnäheren Lebensräume (trocken bis feucht) vor und ist im innerstädtischen Bereich die Art mit der größten Verbreitung. Die berechneten Korrelationen des Auftretens von *L. niger* mit geringer Beschattung, geringer Streuschichthöhe und geringem Steinauflagenanteil dürften auf das fast völlige Fehlen im schattigen Waldland zurückzuführen sein; dort wird er durch seine Zwillingssart *L. platythorax* ersetzt. Diese Ergebnisse stimmen mit SEIFERT (1996) überein, wo *L. niger* mäßig xerotherme bis mesophile Habitate bevorzugt, schattiges Waldland meidet und als anpassungsfähiger Kulturfolger in Städten, Parks, Gärten, Wiesen und Ackerland die häufigste *Lasius*-Art ist. Nach PISARSKI (1982) ist *L. niger* eine der erfolgreichsten Arten im Überwinden des urbanen Drucks, anders als etwa bei *Tetramorium caespitum* wird dies durch große ökologische Potenz ermöglicht. Der sich dadurch ergebende synanthrope Trend bestätigt sich in Köln (LIPPKE & CÖLLN 1991), wo *L. niger* in fast jedem untersuchten Biotop anzutreffen ist, in Mainz (DAUBER 1995), wo er die dominante Ameise der urbanen Landschaft ist und in Oldenburg (HAESELER 1982), wo er auf allen untersuchten versiegelten Flächen festgestellt wurde. Nur in Leipzig wird seine Rolle von *L. emarginatus* eingenommen (nach Zimdars, aus DAUBER & EISENBEIS 1997). Nach SEIFERT (1993) sind syntope Vorkommen mit *L. platythorax* selten – in Wien ist dies nie der Fall.

***Lasius platythorax*:** *L. platythorax* wurde auf 5 Flächen in der Lobau gefunden (Abb. 19), von wo bereits GLASER (1997) Funde meldet. Es handelt sich um Auwaldflächen (2 Harte Auen sowie alle 3 Flächen der Weichen Au), also durchwegs naturnähere, feuchte Lebensräume. Diese Fundorte entsprechen den in SEIFERT (1991) geschilderten Habitaten mit im Vergleich zur Zwillingssart *L. niger* größerer Bodenfeuchte. Das Fehlen der Art im Stadtgebiet entspricht SEIFERT (1991) und kann nach SEIFERT (1993) auf das Unterliegen in der direkten Konkurrenz mit *L. niger* zurückgeführt werden: bei Präsenz von *L. niger* sind regelmäßig erfolglose Koloniegründungsversuche beobachtbar. Auch DAUBER (1995) berichtet vom Einzelfund eines geflügelten Weibchens im Stadtgebiet.

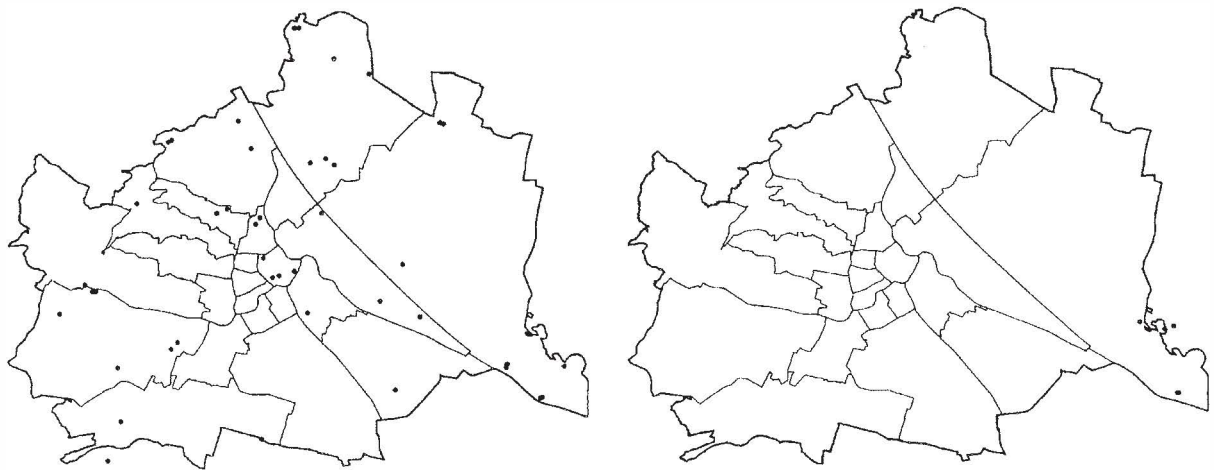


Abb. 19: Verbreitungsmuster von *Lasius niger* und *Lasius platythorax*.

***Lasius emarginatus*:** Dieser *Lasius* s. str. ist besonders in Südeuropa und Südwestasien weit verbreitet, in Mitteleuropa etwas spärlicher (KUTTER 1977). In Warschau (PISARSKI 1982), Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989), Köln (LIPPKE & CÖLLN 1991) und Mainz (DAUBER 1995) fehlt er. In Wien ist die Art mit 24 Fundorten (Gesamtkonstanz 35 %) weit verbreitet. Nach SEIFERT (1993) sind in Mitteleuropa vegetationsarme sonnenexponierte Felsgebiete der alleinige natürliche Lebens-

raum – in Wien wurde *L. emarginatus* dementsprechend auf den sehr xerothermen Flächen Trockenrasen, Schutthalde und Halbtrockenrasen 3 gefunden. Freie unbewachsene Oberflächen mit warmem Habitatklima, wie sie auch mit Steinen und Beton verbaute urbane Siedlungsgebiete darstellen, werden als Ersatzlebensraum besiedelt. Dort kann *L. emarginatus* gegenüber so potenten Arten wie *L. niger* Konkurrenzvorteile nützen (SEIFERT 1993), wie sich auch in Leipzig zeigt (nach Zimdars, aus DAUBER & EISENBEIS 1997). Dies bestätigt sich im Untersuchungsgebiet: die Art wurde auf 11 urbanen Flächen nachgewiesen – auf 2 dieser Flächen (Bahnanlagen) fehlt *L. niger*. Keine Literaturangaben gibt es über das Vorkommen in Wäldern – in Wien konnte *L. emarginatus* aber auf 5, teils sogar feucht-kühlen Waldflächen gefunden werden. Dies und das Vorkommen auf einer Feuchtwiese sprechen möglicherweise für eine in Wien tatsächlich größere Nischenbreite hinsichtlich der Faktoren Feuchte und Beschattung als in SEIFERT (1992, 1993) angegeben. Für die berechnete Affinität von *L. emarginatus* zu Lebensräumen mit tonigen Böden finden sich keine Literaturhinweise.

***Lasius brunneus*:** *L. brunneus* wurde auf 23 Flächen (Gesamtkonstanz von 33 %), die sich auf alle Landschafts-Typen verteilen (Stadtkern: 7, Stadtrand: 4, Donauebene: 7, Wienerwald: 5), nachgewiesen. Sie ist die Ameisenart mit der zweitgrößten Zahl an Nachweisen im Wald (11 Flächen), außer in Föhrenwäldern wurde sie in allen Waldtypen gefunden. Die Angaben aus SEIFERT (1992), daß alle von Laubbäumen bestandenen Lebensräume bis hin zu lichten Laub-Nadelmischwäldern besiedelt werden, finden sich somit in Wien bestätigt. Erstaunlich ist, daß *L. brunneus* auch in einem schattigen Fichtenforst nachgewiesen wurde, obwohl nach SEIFERT (1992) dichte schattige Nadelwälder gemieden werden. Entsprechend SEIFERT (1996) wurde die Art auch an Einzelbäumen im Siedlungsbereich gefunden. Wie auch in Köln (LIPPKE & CÖLLN 1991) und in Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989) handelt es sich dabei um teils hochurbane Lebensräume – der in DAUBER (1995) angesprochene synanthrope Trend zeigt sich somit mehrfach bestätigt. Dies steht im Gegensatz zu den Befunden von PISARSKI (1982), wonach in Städten große Grünflächen mit reich strukturierter Vegetation benötigt werden. In Wien zeigt sich *L. brunneus* demnach innerhalb der baumbestandenen Lebensräume relativ euryök (vgl. SEIFERT 1992). In ganz trockenen Lebensräumen erfolgte nur ein Nachweis (Heißlände). Der berechnete positive Einfluß von Beschattung auf das Auftreten der vorwiegend arboricolen Art dürfte mit der maßgeblichen Requisite „Baumbestand“ zusammenhängen. Bei der tendenziellen Korrelation mit geringem Streuauflagenanteil könnte es sich um einen nicht-kausalen Zusammenhang handeln. (Nach SEIFERT (1996) hat die Laubstreu etwa auch für die Nestanlage Bedeutung). In Mainz (DAUBER 1995) hat *L. brunneus* eine ähnliche Verbreitung wie *Leptothorax affinis*, kommt aber zusätzlich noch in Parkanlagen vor. Für Wien trifft dies nicht zu, die beiden Arten treten nur auf 2 Flächen (Parks) syntop auf.

***Lasius flavus*:** Obwohl dieser hypogäische *Cautolasius* sicherlich nicht vollständig erfaßt wurde, konnte er auf insgesamt 24 Flächen (Gesamtkonstanz 35 %) nachgewiesen werden. Das nahezu völlige Meiden von Wäldern und die berechnete Korrelation des Vorkommens mit geringer Totholzanzahl sprechen für die Bevorzugung offener Flächen. Abgesehen davon weist die große Bandbreite der besiedelten Lebensräume (xerotherme bis feuchte, intensiv landwirtschaftlich genutzte bis hochurbane) darauf hin, daß es sich um eine eher anspruchslose Art handelt. Dies stimmt mit den Angaben in SEIFERT (1993, 1996) überein. *L. flavus* wird auch sonst als eurytop (CZECHOWSKI & PISARSKI 1990) bzw. euryök (GLASER 1997) bezeichnet. Auffällig ist das häufige Auftreten im urbanen Bereich (12 Flächen), wo der Verbreitungsschwerpunkt auf Park- und Gartenrasen liegt, ähnlich wie in Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989) und Mainz (DAUBER 1995), wo er aber zusätzlich auch die Kleinststrukturen besiedelt. Interessant ist, daß *L. flavus* auf allen 3 Friedhöfen gefunden wurde: Lebensräume, die er laut DAUBER (1995) meidet. Das Vorkommen dieser Art in urbanen Lebensräumen ist nicht verwunderlich, denn sie ist nach SEIFERT (1996) auch in Deutschland die in landwirtschaftlichen und urbanen Bereichen häufigste gelbe *Lasius*-Art. PISARSKI (1982) bezeichnet sie aufgrund ihrer hypogäischen Lebensweise als eine der erfolgreichsten Arten im Überwinden des urbanen Drucks, die durch zunehmende Synanthropie ihre Verbreitung ausweiten konnte. Interes-

sant wären Untersuchungen zum Vorkommen der für die Art sehr wichtigen Wurzelläuse, die eventuell ein limitierender Faktor für diese Art sind (SEIFERT 1996).

***Lasius reginae*:** Von Niederösterreich nur aus der Wachau (FABER 1967, SCHULZ 1991a) bekannt. In vorliegender Untersuchung konnte die Art auf einem Halbtrockenrasen knapp außerhalb der Wiener Stadtgrenze nachgewiesen werden. Dieser Lebensraum ist laut SEIFERT (1993) der durchwegs besiedelte Biotoptyp.

***Lasius fuliginosus*:** Dieser *Dendrolasius* konnte in Wien lediglich auf 5 Flächen in der Au nachgewiesen werden, in Laubwäldern bzw. einer baumbestandenen Heißlände – Lebensräume, die den Angaben aus SEIFERT (1993) (Gehölzstandorte aller Art) entsprechen. SEIFERT (1996) schreibt vom Vordringen der Art in Siedlungsbereiche; während das für das Mainzer Stadtgebiet in zwei Fällen von DAUBER (1995) bestätigt wird, konnten wir dies für Wien nicht nachweisen. Allerdings ist das Vorkommen im Schönbrunner Schloßpark und im Garten der Universität für Bodenkultur bekannt (CHRISTIAN, pers. Mitt. 1998), für den Wienerwald ist es zu vermuten.

***Formica fusca*:** Die nach SEIFERT (1993) häufigste und eurypotenteste *Serviformica* konnte auf 8 fast durchwegs naturnäheren Flächen festgestellt werden, darunter 3 Heißländen, was für die in SEIFERT (1996) beschriebene Thermophilie spricht. Während sie nach SEIFERT (1993) regelmäßig im Siedlungsbereich, vor allem in den Randzonen von Städten anzutreffen ist, konnte sie im Untersuchungsgebiet im bebauten Bereich nur auf einem Friedhof nachgewiesen werden. Dies entspricht den Befunden aus Mainz (DAUBER 1995) und steht im Gegensatz zu Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989), wo sie auch auf hochurbanen Kleinstflächen vorkommt. SEIFERT (1993) berichtet, daß *F. fusca* auf Trockenrasen *F. rufibarbis* und *F. cunicularia* unterlegen ist – damit ließe sich das Fehlen auf allen 3 Halbtrockenrasen, auf denen die beiden letzteren vorkommen, erklären. Nicht bestätigt finden sich die Angaben aus derselben Arbeit, daß nur zu nasse und zu kühle Lebensräume, wie beispielsweise geschlossene Wälder, gemieden werden: die Art wurde auf 3 Waldflächen nachgewiesen. Sollte sie tatsächlich eine der anspruchslosesten *Serviformica*-Arten sein, so ist die geringe Zahl der Nachweise in Wien – weit weniger als von *F. rufibarbis* – verwunderlich.

***Formica gagates*:** Die nach KUTTER (1977) vor allem in Südeuropa vorkommende Art, die für Deutschland noch nicht nachgewiesen wurde (SEIFERT 1996), konnte auf 3 Flächen nachgewiesen werden. Es handelt sich dabei um xerotherme, lückige Laubmischwälder und deren Randsäume (Schutthalde, Trockenrasen), die auch SEIFERT (1996) für die thermophile Art als Vorzugshabitat angibt. Der Fund auf einer feucht-kühlen Streuobstwiese kann am ehesten durch die räumliche Nähe zu den beiden anderen Fundorten erklärt werden, mag aber auch mit der häufig betriebenen Trophobie auf Bäumen (SEIFERT 1996) in Zusammenhang stehen. Zur fundierten Beurteilung der Nischenbreite sind weitere Untersuchungen nötig.

***Formica cunicularia*:** In Wien wurde die Art mit einer Gesamtkonstanz von 28 % auf 19 Flächen (Abb. 20) in Stadtrand, Donauebene und Wienerwald – eher in naturnäheren, aber auch in landwirtschaftlich genutzten und leicht urbanen Lebensräumen (z. B. Friedhof) – festgestellt. Wald wird gemieden. Auf 16 Flächen kommt auch *F. rufibarbis* vor; wegen des Fehlens von quantitativen Daten kann auf die Konkurrenzsituation, wie sie in SEIFERT (1997) beschrieben ist, nicht eingegangen werden. Die berechnete eindeutige Begünstigung dieser Art durch geringe Beschattung paßt zu der von SEIFERT (1996) angegebenen Präferenz thermophiler Graslandhabitate, ruderaler Trockenfluren und Bahndämme – Lebensräume, in denen sie auch in Wien gefunden wurde. Im Unterschied zu *F. rufibarbis* kommt *F. cunicularia* nicht auf feuchten Flächen vor, wohl aber auf einer eher kühlen Streuobstwiese in Bachnähe, was ihrer innerhalb der *rufibarbis*-Gruppe geringsten Thermophilie (SEIFERT 1997) entsprechen könnte. Bestätigt findet sich, daß die Art „stark anthropogen geprägte Lebensräume zu meiden scheint“ (DAUBER 1995).

***Formica lusatica*:** Da erst seit 1996 gesichert ist, daß es eine weitere Zwillingsart von *F. rufibarbis* und *F. cunicularia* gibt, wird auf ältere Literatur nicht Bezug genommen. Es handelt sich bei dieser Art um *Formica lusatica*, die bis SEIFERT (1997) als *F. rubescens*, bzw. *F. glauca* geführt wurde. Es

liegen für Österreich bisher keine genauen faunistischen Angaben vor. In Wien ist *F. lusatica* mit 5 Nachweisen (Abb. 20) die bei weitem seltenste der drei Zwillingsarten. Sie besiedelt eher trockene Flächen im Offenland und kommt auch in Lebensräumen mittleren Urbanitätsgrades vor. Zu den Angaben aus SEIFERT (1997), wonach sie xerothermophiler als *F. cunicularia* und *F. rufibarbis* ist, Flächen mit geringerer Pflanzendichte und sandigen Böden bevorzugt, finden sich demnach keine Widersprüche. Interessant ist allerdings, daß sie nie als einzige Vertreterin der *rufibarbis*-Gruppe angetroffen wurde.



Abb. 20: Verbreitungsmuster von *Formica cunicularia*, *Formica lusatica* (oben) sowie *Formica rufibarbis* (unten).

***Formica rufibarbis*:** Die 27 Flächen (Gesamtkonstanz von 39 %), auf denen die in Wien bei weitem häufigste Art aus der Gruppe gefunden wurde, verteilen sich relativ gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet (Abb. 20). Sie wurde in allen Landschafts-Typen nachgewiesen, der Stadtrand wird bevorzugt (Stadtkern: 4, Stadtrand: 12, Wienerwald: 6, Donauebene: 5). Während SEIFERT (1996) eine ähnliche Habitatwahl wie jene von *F. cunicularia* angibt, dringt sie somit, wie auch DAUBER (1995) für Mainz feststellt, weiter in den verstädterten Bereich vor als *F. cunicularia*. Im Gegensatz zu Mainz, von wo DAUBER & EISENBEIS (1997) auch von Nestern an Straßenrändern und auf Gehsteigen berichten, wurde sie in Wien jedoch nicht auf urbanen Kleinstflächen gefunden. Bemerkenswert erscheint, daß sie in den unterschiedlichsten Lebensraum-Typen des Offenlandes nachgewiesen wurde, nur ein Fund stammt aus einem Eichenwald. Die berechnete starke Korrelation des Auftretens dieser *Formica* mit geringer Beschattung sowie die tendenzielle Bevorzugung von Trockenheit entspricht den Vorzugshabitaten nach SEIFERT (1996): „thermophile Graslandhabitats, ruder-

rale Trockenfluren und Bahndämme“. Zusätzlich kommt sie in Wien aber auch auf warmen Flächen mittlerer Feuchte und sogar auf einer Feuchtwiese vor. Die Präferenz für sandige Böden (SEIFERT 1997) kann nicht bestätigt werden. In Wien ist *F. rufibarbis* innerhalb der *rufibarbis*-Gruppe die am meisten euryöke Art.

***Formica lefrancoisi*:** In HÖLZEL (1966) finden sich nur Angaben zur Verbreitung von *F. cinerea*. SEIFERT (1993) führt *F. lefrancoisi* als Synonym von *F. cinerea*, später aber (SEIFERT 1996) als gute Art, über deren Verbreitung wenig bekannt ist. In einer Mitteilung der Österreichischen Gesellschaft für Ameisenkunde (ÖGA 1995) wird von Belegen aus Niederösterreich, Nordtirol und Salzburg, in KOFLER (1995) aus Osttirol berichtet, GLASER (1997) schreibt zusätzlich von Funden aus Kärnten und Vorarlberg. Unsere einzigen Funde auf 2 offenen, teils vegetationsfreien Flächen (Bahnanlage 3, Kleinpark 1) entsprechen den Angaben aus SEIFERT (1996), daß die Art, die als natürliches Habitat Sand- und Kiesbänke von Flüssen nützt, als Ersatzlebensräume Bahndämme und Straßenränder besiedelt. Im Gegensatz zu GLASER (1997), wonach *F. lefrancoisi* kaum syntop mit anderen Ameisen auftritt, kommt sie in Wien mit 6 bzw. 8 anderen Arten vor, darunter die 3 Arten der *rufibarbis*-Gruppe.

***Formica pratensis*:** Einer der insgesamt 4 Nachweise aus vorliegender Untersuchung stammt aus Perchtoldsdorf (Halbtrockenrasen 1), zwei Funde stammen aus der Lobau (Heißländer 3, Schotterheißländer), einer aus dem Wienerwald im Norden Wiens (Fettwiese 3). Alle diese Nachweise entsprechen ungefähr den in SEIFERT (1993) genannten bevorzugten Lebensräumen, wie Trockenrasen und trockene Wiesenhänge. Die Nischenbreite hinsichtlich der Faktoren Temperatur und Feuchte dürfte allerdings relativ groß sein, was sich im Vorkommen auf der Fettwiese zeigt. In den Wäldern und im urbanen Gebiet fehlt die Art völlig. Abgesehen von Warschau (PISARSKI 1982), wo sie ebenfalls nur am Stadtrand gefunden wurde, und Linz (AMBACH 1999) gibt es aus anderen untersuchten Großstädten Mitteleuropas keine Meldungen.

***Formica rufa*:** In Wien wurde *Formica rufa* nur in einem Föhrenforst in der Au gefunden, ein Lebensraum, der den in SEIFERT (1996) angegebenen Habitatsansprüchen – Laub- und Nadelwaldbestände aller Art – entspricht. PISARSKI (1982) bezeichnet die Art als mit Koniferenwäldern assoziiert. Verwunderlich ist, daß diese Art im Untersuchungsgebiet so selten vorkommt, da sie laut PISARSKI (1982) eine große ökologische Amplitude hat und auch einem gewissen Urbanitätsdruck standzuhalten scheint, wie das Vorkommen im Warschauer Vorstadtgebiet beweist.

***Formica sanguinea*:** Bei der nur auf den 3 xerothermen Heißländern angetroffenen *F. sanguinea* handelt es sich nach SEIFERT (1993) um eine sehr eurypotente Art, die nur extrem nasse und sehr schattige Lebensräume sowie menschliche Siedlungsgebiete meidet. Obwohl sie in ganz Europa vorkommt (KUTTER 1977) wurde sie in den untersuchten Großstädten Mitteleuropas sonst nur in Warschau (PISARSKI 1982) – dort ebenfalls am Stadtrand – und Linz (AMBACH 1999) festgestellt.

5. 6. Faunenähnlichkeit

Das Clusterverfahren anhand der Faunenähnlichkeit (Abb. 9) ist eine deskriptive Methode, die aber Erklärungsmodelle für das Vorkommen von Ameisen ermöglicht.

Faunenähnlichkeit ist nicht auf die räumliche Nähe zwischen den einzelnen untersuchten Flächen, sondern auf die ökologischen Eigenschaften eines Lebensraumes zurückzuführen. Dies zeigen die unmittelbar benachbarten Untersuchungsflächen am Bisamberg (Eichenwald 3, Halbtrockenrasen 3, Getreideacker 3, Weingarten 2, Fettwiese 2, Föhrenwald 3), die geringe, teilweise minimale Faunenähnlichkeit aufweisen. Im Gegensatz dazu sind die drei weit voneinander entfernten Buchenwälder faunistisch sehr ähnlich. Einen weiteren Hinweis darauf liefert die Tatsache, daß die im kleinen Gebiet der Lobau gelegenen Untersuchungsflächen der Lebensraum-Typen Heißländer und Weiche Au sich sehr ähnlich sind, aber minimale Faunenähnlichkeit aufweisen.

Bemerkenswert ist einerseits die teils geringe Faunenähnlichkeit zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen eines Lebensraum-Typs, wie z. B. bei den Föhrenwäldern und andererseits die teils

große Faunenähnlichkeit zwischen einzelnen Untersuchungsflächen unterschiedlicher Lebensraum-Typen. Falls alle Arten erfaßt wurden und für den jeweiligen Lebensraum-Typ charakteristische Untersuchungsflächen ausgewählt wurden, so wurden offenbar die für die Besiedlung durch Ameisen relevanten Faktoren nicht in die Charakterisierung der Lebensraum-Typen einbezogen. Würde der auf den beiden Flächen Privatgarten 1 und Streuobstwiese vorhandene Obstbaumbestand die Artengarnitur der Ameisen bestimmen, so wäre dies der Fall. Gelegentlich sind aber keine Übereinstimmungen der Lebensräume zu erkennen (beispielsweise zwischen Schotterufer 2 und Fettwiese 1).

Das Dendrogramm (Abb. 9) zeigt eine Gliederung der Untersuchungsflächen in drei Großgruppen. Die isolierte Stellung der „Waldfauna“ (Gruppe 1) läßt den Schluß zu, daß der „nichtoffene“ Charakter dieser Lebensräume für die Besiedlung durch die meisten der dort festgestellten Ameisen größeren Einfluß hat als die mikroklimatischen Verhältnisse (das Cluster enthält sowohl feuchtkühle als auch warm-trockene Wälder). Daß in Gruppe 3 die wohl den höchsten Urbanitätsgrad aufweisenden Flächen der Innenhöfe und Splittergrüne enthalten sind, läßt auf einen gleichrichtenden Einfluß der Urbanität auf die Ameisenfauna schliessen.

5. 7. Friedhöfe als Ersatzlebensräume

Folgende Arten wurden in Wien innerhalb des urbanen Gebiets nur auf Friedhöfen nachgewiesen: *Leptothorax corticalis* (arboricol, SEIFERT 1996); *Leptothorax nigriceps* (sehr thermophil, auf Felstrockenfluren nachgewiesen, SEIFERT 1993); *Leptothorax unifasciatus* (offene und gehölzbestandene thermophile Habitate aller Art besiedelnd, SEIFERT 1993); *Camponotus fallax* (thermophil, arboricol, SEIFERT 1996); *Formica fusca* (eher xerothermophil, verschiedenste offene oder mit nicht zu schattigem Gehölzbestand ausgestattete Habitate besiedelnd, SEIFERT 1993)

Friedhöfe scheinen aufgrund des Angebots an Einzelbäumen und offenen Steinflächen (Grabsteine) für Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen einen Ersatzlebensraum im Stadtgebiet darzustellen. Die oben angeführten anspruchsvollen Arten fehlen in den ebenfalls mit Bäumen bestandenen Groß- und Kleinparks – dort scheint das Mikroklima nicht die entsprechenden Kriterien zu erfüllen. Die Sonderstellung innerhalb der urbanen Lebensräume wird durch DAUBER (1995) bestätigt: für Waldarten stellen lediglich Friedhöfe (und in geringerem Maß extensiv gepflegte Grünanlagen) innerstädtische Refugien dar.

5. 8. Vergleich der Ameisenfaunen mitteleuropäischer Städte

Im folgenden sollen die Ameisenfaunen von Wien (exklusive der 7 außerhalb der Landesgrenzen Wiens gelegenen Flächen), teilweise Oldenburg (HAESELER 1982), Warschau (PISARSKI 1982), Bad Godesberg (SÖNTGEN 1989), Köln (LIPPKE & CÖLLN 1991), Mainz (DAUBER 1995, DAUBER & EISENBEIS 1997) und Linz (AMBACH 1999) verglichen werden. Zu berücksichtigen ist, daß sich in den Jahren zwischen den einzelnen Untersuchungen der systematische Kenntnisstand deutlich geändert hat: vor allem das Aufsplitten von Arten in 2 oder mehrere Zwillingsarten (z.B. heute *Lasius alienus*, *L. paralienus* und *L. psammophilus* statt früher nur *L. alienus*) erschwert den Vergleich.

Betrachtet man die Zahl der vorkommenden Arten als Anteil an der Myrmecofauna des gesamten Landes, so scheint dieser in Wien (etwa zwei Drittel) besonders hoch zu sein: In Linz beträgt er knapp die Hälfte (48 Arten), in Mainz liegt er bei 41 % (46 Arten) und in Köln bei 21 % (23 Arten) wobei aus Deutschland insgesamt 111 Arten bekannt sind (SEIFERT 1996). Die 34 in Warschau nachgewiesenen Arten repräsentieren 27 % der polnischen Ameisenfauna.

In Tab. 7 sind die Artnachweise der Städte Wien, Linz, Mainz, Warschau und Köln aufgelistet. Die führende Rolle von Wien mit 67 von in allen Städten insgesamt 76 erfaßten Arten erklärt sich aus ihrer enormen Vielfalt an Lebensräumen und ihrer Lage im auch für Ameisen mit xerothermen Ansprüchen wie z.B. *Camponotus piceus*, *C. fallax* und *C. aethiops* günstigen Grenzgebiet der pannonischen zur montanen Zone.

Am ehesten dürfte sich Wien mit Mainz (mit 46 Arten auch eine relativ diverse Großstadtfaua) vergleichen lassen: Umgeben von Mittelgebirgen, sehr ähnliche Jahresmitteltemperatur- und Jahresniederschlagswerte, Naturlandschaftsrelikte im Stadtgebiet. Die unterschiedliche Artenzahl der Myrmecofauna dürfte mit der geographischen Lage Wiens zusammenhängen: Nach HÖLZEL (1966) und KUTTER (1977) haben zumindest 5 Arten Wiens (*Liometopum microcephalum*, *Prenolepis nitens*, *Camponotus piceus*, *Lasius emarginatus*, *Formica gagates*, für einige Arten keine Angaben) ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa oder im pontomediterranen Raum. Auch für andere Arten liegen die deutschen Städte am Rand, Wien aber inmitten ihres Verbreitungsgebietes.

Das Fehlen von Arten in Wien gegenüber den anderen untersuchten Städten könnte bei *Myrmica gallienii*, *Strongylognathus testaceus* und vor allem bei den *Chthonolasius*-Arten auf Unzulänglichkeiten der Untersuchung zurückzuführen sein. Ihr Vorkommen in Wien wäre zoogeographisch und ökologisch möglich.

Folgende Arten wurden auf Flächen sehr hohen Urbanitätsgrades in 5 Städten gefunden (Wien: Splittergrün; Köln: „Straßen und Plätze“; Mainz: Fußgängerzonen, Rathausplatz; Oldenburg: gepflasterte Bürgersteige, Parkplätze, Straßen; Bad Godesberg: Verkehrsinseln, Baumscheiben; Warschau und Linz nicht einbezogen, da keine dezidierten Angaben von Fundpunkten vorliegen): *Ponera coarctata* (Wien, Bad Godesberg), *Myrmica rubra* (Köln, Bad Godesberg), *Solenopsis fugax* (Wien), *Myrmecina graminicola* (Bad Godesberg), *Tetramorium caespitum/impurum* (Wien, Köln, Mainz, Oldenburg), *Lasius alienus* (Wien), *L. niger* (Wien, Köln, Mainz, Oldenburg, Bad Godesberg), *L. brunneus* (Wien, Köln), *L. flavus* (Bad Godesberg), *Formica cunicularia* (Bad Godesberg). Obwohl die 5 Städte in ihren Randzonen teils große Unterschiede hinsichtlich der Arten-dichte aufweisen, kommen von den 78 in Tab. 7 angeführten Arten nur 10 in den Bereichen hoher Urbanität vor. Die Zunahme des Urbanitätsdruckes dürfte sich also relativ unabhängig von der Myrmecofauna der Randzonen gleichrichtend auf die Artenzusammensetzung in den Kernzonen auswirken und ähnliche Arten selektieren.

Die massive Präsenz von *Solenopsis fugax* im Stadtzentrum Wiens untermauert die Aussage von PISARSKI (1982) und DAUBER (1995), wonach es sich bei dieser Art um eine der erfolgreichsten im Überwinden des urbanen Drucks handelt. Wie DAUBER (1995) für Mainz vermutet, dürfte auch für Wien gelten, daß *Ponera coarctata* aufgrund ihrer hypogäischen Lebensweise im Stadtkern unterrepräsentativ erfaßt wurde.

Wie für Warschau (PISARSKI 1982), gilt auch für Wien, daß ins Stadtzentrum einerseits anspruchslose, „eurytope“ Arten und andererseits trockenheitsliebende Arten vordringen. Dafür sprechen auch die Vorkommen von *Lasius niger* (5 Städte) und *Tetramorium caespitum/impurum* (4 Städte) – diese Arten dürften in den untersuchten Städten im hochurbanen Bereich wohl die allergrößte Toleranz gegenüber Urbanität aufweisen.

6. Literatur

- AMBACH, J. 1999: Verbreitung der Ameisenarten (Hymenoptera: Formicidae) im Linzer Stadtgebiet (Oberösterreich) und ihre Bewertung aus stadtökologischer Sicht. - Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz: 191-320.
- AUER, I., BÖHM R. & MOHNL, H. 1989: Klima von Wien. Eine anwendungsorientierte Klimatographie. - Magistrat der Stadt Wien, MA 18. Stadtstrukturplanung.
- BREGANT, E. 1998a: Bemerkenswerte Ameisenfunde aus Österreich (Hymenoptera: Formicidae). - Myrmecologische Nachrichten 2: 1-6.
- BREGANT, E. 1998b: Zur Biologie und Verbreitung der Honigameise *Prenolepis nitens* (Mayr 1852) in Österreich (Hymenoptera: Formicidae). - Myrmecologische Nachrichten 2: 14-18.
- EHRENDORFER, F., KALTENBACH, A., NICKLFELD, H. & STARMÜHLNER, F. 1972: Naturgeschichte Wiens. Band I-IV. - Jugend und Volk, Wien.

Tab. 7: Vergleich der Ameisenfaunen von Wien, Linz (AMBACH 1999), Mainz (DAUBER 1995), Warschau (PISARSKI 1982) und Köln (LIPPKE & COLLN 1991). Bei mit * gekennzeichneten Arten ist der systematische Kenntnisstand zwischen den Untersuchungen unterschiedlich.

Arten	Wien	Linz	Mainz	Warschau	Köln
<i>Ponera coarctata</i> (LATREILLE, 1802)	X	X	X		X
<i>Manica rubida</i> (LATREILLE, 1802)		X			
<i>Myrmica rugulosa</i> NYLANDER, 1846	X	X	X	X	X
<i>Myrmica speciosus</i> BONDROIT, 1918	X	X	X		X
<i>Myrmica scabrinodis</i> NYLANDER, 1846	X	X	X	X	X
<i>Myrmica sabuleti</i> MEINERT, 1860	X	X	X	X	X
<i>Myrmica salina</i> RUZSKY, 1905	X				
<i>Myrmica gallienii</i> BONDROIT, 1919			X		
<i>Myrmica rubra</i> LINNAEUS, 1758	X	X	X	X	X
<i>Myrmica ruginodis</i> NYLANDER, 1846	X	X	X	X	X
<i>Myrmica lobicornis</i> NYLANDER, 1846	X	X		X	
<i>Myrmica schencki</i> EMERY, 1894	X	X	X	X	X
<i>Symbiomyrma karavajevi</i> ARNOLDI, 1930			X		
<i>Aphaenogaster subterranea</i> (LATREILLE, 1798)	X	X			
<i>Solenopsis fugax</i> (LATREILLE, 1798)	X	X	X	X	
<i>Messor structor</i> (LATREILLE, 1798)	X		X		
<i>Leptothorax acervorum</i> (FABRICIUS, 1793)	X	X	X	X	X
<i>Leptothorax muscorum</i> (NYLANDER, 1846)	X	X		X	
<i>Leptothorax gredleri</i> MAYR, 1855	X	X	X		
<i>Leptothorax corticalis</i> (SCHENCK, 1852)	X	X	X	X	
<i>Leptothorax interruptus</i> (SCHENCK, 1852)	X		X		
<i>Leptothorax nigriceps</i> MAYR, 1855	X				
<i>Leptothorax unifasciatus</i> (LATREILLE, 1798)	X	X	X		X
<i>Leptothorax affinis</i> MAYR, 1855	X	X	X		X
* <i>Leptothorax slavonicus</i> SEIFERT, 1995	X	X	X	X	X
<i>Leptothorax sordidulus</i> MÜLLER, 1923	X	X			
<i>Leptothorax parvulus</i> (SCHENCK, 1852)	X		X		
<i>Leptothorax clypeatus</i> (MAYR, 1853)	X				
<i>Formicoxenus nitidulus</i> (NYLANDER, 1846)	X				
<i>Stenamma debile</i> (FÖRSTER, 1850)	X	X	X	X	X
<i>Tetramorium ferox</i> (RUZSKY, 1903)	X				
<i>Tetramorium caespitum</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X	X
<i>Tetramorium impurum</i> (FÖRSTER, 1850)	X				
<i>Strongylognathus testaceus</i> (SCHENCK, 1852)		X		X	
<i>Myrmecina graminicola</i> (LATREILLE, 1802)	X	X	X		X
<i>Dolichoderus quadripunctatus</i> (LINNAEUS, 1767)	X	X	X	X	
<i>Tapinoma ambiguum</i> EMERY, 1925	X		X		
<i>Tapinoma erraticum</i> (LATREILLE, 1798)	X	X	X		
<i>Liometopum microcephalum</i> MAYR, 1861	X				
<i>Prenolepis nitens</i> MAYR, 1861	X				
<i>Plagiolepis vindobonensis</i> LOMNICKI, 1925	X				
<i>Plagiolepis pygmaea</i> (LATREILLE, 1798)	X		X		
<i>Camponotus herculeanus</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X			
<i>Camponotus ligniperda</i> (LATREILLE, 1802)	X	X			
<i>Camponotus vagus</i> (SCOPOLI, 1763)	X				
<i>Camponotus fallax</i> (NYLANDER, 1856)	X	X	X	X	
<i>Camponotus aethiops</i> (LATREILLE, 1798)	X				
<i>Camponotus piceus</i> (LEACH, 1825)	X				
<i>Camponus truncatus</i> (SPINOLA, 1808)	X	X	X		
<i>Polyergus rufescens</i> (LATREILLE, 1798)	X				
* <i>Lasius alienus</i> (FÖRSTER, 1850)	X		X	X	
* <i>Lasius paralienus</i> SEIFERT, 1992	X	X			
* <i>Lasius niger</i> (LINNAEUS, 1758)	X	X	X	X	X
* <i>Lasius platythorax</i> SEIFERT, 1991	X	X	X		
<i>Lasius emarginatus</i> (OLIVIER, 1791)	X	X			
<i>Lasius brunneus</i> (LATREILLE, 1798)	X	X	X	X	X
<i>Lasius flavus</i> (FABRICIUS, 1781)	X	X	X	X	X
<i>Lasius umbratus</i> (NYLANDER, 1846)	X	X	X	X	X
<i>Lasius distinguendus</i> (EMERY, 1916)		X	X		
<i>Lasius mixtus</i> (NYLANDER, 1846)	X	X	X	X	
<i>Lasius sabularum</i> (BONDROIT, 1918)			X		
<i>Lasius meridionalis</i> (BONDROIT, 1919)			X	X	
<i>Lasius fuliginosus</i> (LATREILLE, 1798)	X	X	X	X	X
<i>Formica fusca</i> LINNAEUS, 1758	X	X	X	X	X
<i>Formica gagates</i> LATREILLE, 1798	X				
<i>Formica cunicularia</i> LATREILLE, 1798	X	X	X	X	X
<i>Formica lusatica</i> SEIFERT, 1997	X				
<i>Formica rufibarbis</i> FABRICIUS, 1793	X	X	X	X	X
<i>Formica lefrancoisi</i> BONDROIT, 1918	X	X			
<i>Formica cinerea</i> MAYR, 1853				X	
<i>Formica pratensis</i> RETZIUS, 1783	X	X		X	
<i>Formica rufa</i> LINNAEUS, 1761	X	X	X	X	
<i>Formica polyctena</i> FÖRSTER, 1850	X	X	X	X	
<i>Formica truncorum</i> FABRICIUS, 1804	X		X	X	
<i>Formica sanguinea</i> LATREILLE, 1798	X	X		X	
<i>Formica exsecta</i> NYLANDER, 1846				X	
Zahl der Arten	67	48	46	34	23

- CHRISTIAN, E. 1992: Verbreitung und Habitatpräferenz von Doppel- und Zangenschwänzen in der Großstadt Wien (Diplura: Campodeidae, Japygeidae). - *Entomologia Generalis* 17: 195-205.
- CHRISTIAN, E. 1993: Insekten entlang des urbanen Gradienten: Beispiele aus Wien. - *Schriften des Vereines zur Verbreitung naturwissenschaftlicher Kenntnisse in Wien* 132: 195-206.
- CZECHOWSKI, W. & PISARSKI, B. 1990: Ants (Hymenoptera: Formicidae) of the Vistula excerptment in Warsaw. - *Fragmenta Faunistica* 33:109-128..
- DAUBER, J. 1995: Die Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) von Mainz. - Diplomarbeit der Johannes Gutenberg-Universität Mainz, 149 pp.
- DAUBER, J. & EISENBEIS, G. 1997: Untersuchungen zur Ameisenfauna einer urbanen Landschaft am Beispiel der Stadt Mainz. - *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 69: 237-244.
- DIETRICH, C. O. & ÖLZANT, S. 1998: Formicidae (Hymenoptera) an der Illmündung (Österreich: Vorarlberg) mit einem Beitrag zur Barberfallenmethodik bei Ameisen. - *Myrmecologische Nachrichten* 2: 7-13.
- DIETRICH, C. O., SCHLICK, B. & STEINER, F. 1998: Ameisen bei Hochwasser (Hymenoptera: Formicidae) – Beobachtungen in Ostösterreich im Juli 1997. - *Myrmecologische Nachrichten* 2: 35-41.
- EMERY, C. & FOREL, A. 1880: Catalogue des Formicides d'Europe. - *Mitteilungen der Schweizerischen entomologischen Gesellschaft* 5: 214-219.
- FABER, W. 1967: Beiträge zur Kenntnis sozialparasitischer Ameisen. I. *Lasius* (*Austrolasius* n.sg.) *reginae* n.sp., eine neue temporär sozialparasitische Erdameise aus Österreich (Hym. Formicidae). – *Pflanzenschutz-Berichte* 36 (5/7): 73-108.
- FRANZ, H. & BEIER, M. 1948: Zur Kenntnis der Bodenfauna im pannonischen Klimagebiet Österreichs. II. Die Arthropoden. - *Annalen des Naturhistorischen Museums Wien* 56: 440-549.
- GLASER, F. 1997: Die Ameisenfauna des Arzler Kalvarienberges (Nordtirol): Artenspektrum, Habitatbildung, Siedlungsdichte und Gefährdung. - Diplomarbeit an der Universität Innsbruck. 166 pp.
- HAESLER, V. 1982: Ameisen, Wespen und Bienen als Bewohner gepflasterter Bürgersteige, Parkplätze und Straßen (Hymenoptera: Aculeata). - *Drosera* 82: 17-32.
- HOLZNER, W. 1986: Österreichischer Trockenrasenkatalog. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Bd.6. Wien, 380 pp.
- HÖLZEL, E. 1966: Catalogus Faunae Austriae. Teil XVI Hymenoptera - Heterogyna: Formicidae. - Österreichische Staatsdruckerei, Wien. 12 pp.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. 1987: Data Analysis in Community and Landscape Ecology. - Cambridge University Press, 299 S.
- KLAUSNITZER, B. 1993: Ökologie der Großstadtfauna. - Gustav Fischer Verlag: Jena, Stuttgart, 545 pp.
- KOFLER, A. 1995: Nachtrag zur Ameisenfauna Osttirols (Tirol, Österreich) (Hymenoptera: Formicidae). - *Myrmecologische Nachrichten* 1: 14-25.
- KOHN, M. & VLCEK, M. 1984: The outdoor persistence of *Monomorium pharaonis* (Hymenoptera, Formicidae) colonies in Czechoslovakia. - *Acta entomologica bohemoslovaca* 81: 186-189.
- KRATOCHVÍL, J. 1944: Mravenci mohelnské rezervace. Rozbor taxonomický, faunisticko-oekologický, sociologický a zoogeografický. Pp 9-102. In: J. Kratochvíl, V. Novák, J. Snoflák. Mohelno. Soubor prací venovaných studiu významné památky přírodní. 5. Hymenoptera – Aculeata. Formicidae – Apidae – Vespidae. Archiv Svazu na Ochranu Přírody a Domoviny na Moravě 6: 1-155.
- KUTTER, H. 1977: *Insecta Helvetica* 6a: Hymenoptera: Formicidae. - Schweizer Entomologische Gesellschaft, Fotorotar AG: Zürich, 298 pp.
- LIPPKE, S. & CÖLLN, K. 1991: Über die Ameisen (Formicidae) von Köln. - *Verhandlungen des Westdeutschen Entomologen Tag 1990*: 87-98.
- MAJER, J. D. 1978: An improved pitfall trap for sampling ants and other epigaeic invertebrates. - *Journal of the Australian entomological Society* 17: 261-262.

- MARGL, H. 1974: Standsorts-Vegetationskarte „Untere Lobau“. Hergestellt im Auftrag der Wiener Wasserwerke.
- MAYR, G. L. 1855: Formicina austriaca. Beschreibung der bisher im österreichischen Kaiserstaate aufgefundenen Ameisen nebst Hinzufügung jener in Deutschland, in der Schweiz und in Italien vorkommenden Arten. - Verhandlungen des Zoologisch – Botanischen Vereins in Wien 5: 273-478.
- MÜHLENBERG, M. 1989: Freilandökologie, 2. Auflage. - Quelle & Meyer Verlag: Heidelberg - Wiesbaden, 430 pp.
- ÖGA 1995: Bemerkenswerte Ameisenfunde aus Österreich und angrenzender Gebiete (Hymenoptera: Formicidae). - Myrmecologische Nachrichten 1: 1-3.
- PISARSKI, B. 1982: Ants (Hymenoptera, Formicoidea) of Warsaw and Mazovia. - Memorabilia Zoologica 36: 73-90.
- PISARSKI, B. & CZECHOWSKI, W. 1978: Influence de la pression urbaine sur la myrmécofaune. - Memorabilia Zoologica 29: 109-128.
- RESSL, F. 1995: Naturkunde des Bezirkes Scheibbs. Tierwelt (3). - Biologiezentrum / Oberösterreichisches Landesmuseum, Linz, 444 pp.
- RICHTER, K., KLAUSNITZER B. & ZIMDARS A. 1986: Zur Ameisenfauna unterschiedlich urban beeinflusster Ruderalstellen im Gebiet von Leipzig (Hym., Formicidae). - Entomologische Nachrichten und Berichte 30: 115-120.
- SCHEIBENGRAF, M. 1997: Entwicklung eines Sammelkonzeptes für die Collembolenfauna von Dauerbeobachtungsflächen. - Diplomarbeit Universität Wien. 50 pp.
- SCHULZ, A. 1991a: Die Ameisenfauna (Hym.: Formicidae) des Setzberges in der Wachau (Niederösterreich). - Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 43: 55- 61.
- SCHULZ, A. 1991b: *Tetramorium semilaeve* (Hym.: Formicidae, Myrmicinae) und *Bothriomyrmex gibbus* (Hym.: Formicidae, Dolichoderinae) neu für Österreich sowie über die Verbreitung von *Leptothorax sordidulus* (Hym.: Formicidae, Myrmicinae). - Zeitschrift der Arbeitsgemeinschaft Österreichischer Entomologen 43: 120-122.
- SCHWEIGER, H. 1962: Die Insektenfauna des Wiener Stadtgebietes als Beispiel einer kontinentalen Großstadtf fauna. - In: 11. Internationaler Kongreß für Entomologie, Wien 1960, III: 184-193.
- SEIFERT, B. 1986: Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im mittleren und südlichen Teil der DDR. - Abhandlungen und Berichte Naturkundemuseum Görlitz 59: 1-124.
- SEIFERT, B. 1988: A Taxonomic Revision of the *Myrmica* Species of Europe, Asia Minor, and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae). – Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 62 (3): 1-75.
- SEIFERT, B. 1989: *Camponotus herculeanus* (Linné, 1758) und *Camponotus ligniperda* (Latr., 1802) – Determination der weiblichen Kasten, Verbreitung und Habitatwahl in Mitteleuropa. - Entomologische Nachrichten und Berichte 33: 127-131.
- SEIFERT, B. 1990: Wie wissenschaftlich wertlose Fangzahlen entstehen – Auswirkungen artspezifischen Verhaltens von Ameisen an Barberfallen direkt beobachtet. - Entomologische Nachrichten und Berichte 34: 21-28.
- SEIFERT, B. 1991: *Lasius platythorax* n.sp., a Widespread Sibling Species of *Lasius niger* (Hymenoptera: Formicidae). - Entomologia Generalis 16: 69-81.
- SEIFERT, B. 1992: A taxonomic revision of the Palaearctic members of the ant subgenus *Lasius* s. str. (Hymenoptera: Formicidae). - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 66: 1-67.
- SEIFERT, B. 1993: Die freilebenden Ameisenarten Deutschlands (Hymenoptera: Formicidae) und Angaben zu deren Taxonomie und Verbreitung. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 67: 1-44.

- SEIFERT, B. 1995: Two new Central European Subspecies of *Leptothorax nylanderi* (Förster, 1850) and *Leptothorax sordidulus* Müller, 1923 (Hymenoptera: Formicidae). - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 68: 1-18.
- SEIFERT, B. 1996: Ameisen beobachten, bestimmen. - Naturbuch - Verlag: Augsburg, 352 pp.
- SEIFERT, B. 1997: *Formica lusatica* n. sp. – a sympatric sibling species of *Formica cunicularia* and *Formica rufibarbis* (Hymenoptera, Formicidae). - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 69: 3-16.
- SÖNTGEN, M. 1989: Ameisen (Formicidae). In: Schlulte, W. et al. (1989): Zur Biologie städtischer Böden, Bonn – Bad Godesberg. - Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Kilda Verlag, 184 pp.
- SUKOPP, H. & WITTIG, R. 1993: Stadtökologie. - Fischer-Verlag Stuttgart-Jena-New York, 402 pp.
- VEILE, D. 1992: Ameisen – Grundzüge der Erfassung und Bewertung. In Trautner, J. (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: BVDL - Tagung Bad Wurzach, 9 - 10. November 1991. Verlag Josef Margraf: Weikersheim, 254 pp.
- WIEST, L. 1967: Zur Biologie der Ameise *Liometopum microcephalum* Panz. - Wissenschaftliche Arbeiten Burgenland 38: 136-144.
- WITTIG, R. 1991: Ökologie der Großstadtfauna des nordwestlichen Mitteleuropas. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 261 pp.

Anschrift der Autoren:

Mag. Birgit C. Schlick-Steiner, Mag. Florian M. Steiner: Universität für Bodenkultur, Institut für Zoologie, Gregor Mendelstraße 33, A-1180 Wien, Österreich.

7. Anhang: Charakterisierung der Untersuchungsflächen (Ufl.) anhand der erhobenen Parameter (siehe Material und Methoden)

Ufl.	Exposition	Inklination °	Bodentyp	Vers.ant. %	Versiegelungstyp	Stein.ant. %	Steind. cm	Steinzahl / m²	Streu.ant. %	Streu.h. cm	Streutyp	Totholzdurchm. cm	Totholzzustand	Totholzzahl	Feuchte	Beschattung	Ufl.
EW1	SSE	25	5			60	0,5-60	1000	10	1,5	Laub	0,5-7	trocken, mittelmorsch	30	2	3	EW1
EW2	SE	7	3			5	0,5-10	100	80	2	Laub	0,5-15	frisch bis morsch	30	3	3	EW2
EW3			6						15	2	Laub	0,5-10	naß bis trocken, frisch bis morsch	25	3	3,5	EW3
FW1	SSE	5-10	3						80	1	Nadeln	0,5-2	morsch	100	2	2,5	FW1
FW2			3						90	1	Nadeln	0,5-2,5	feucht, morsch	10	2,5	2,5	FW2
FW3	SSE	0-5	4						100	3	Nadeln	0,5-2,5	trocken, morsch	30	2	3,5	FW3
FW	NE	12	3						95	5	Nadeln	0,3-8	trocken, frisch bis mittelmorsch	80	3	2,5	FW
BW1	E	35	6						100	10	Laub	0,5-70	frisch bis morsch	40	3	3	BW1
BW2	N	0-35	6						100	10	Laub	0,5-20	frisch bis morsch	40	3,5	3	BW2
BW3	S	15-25	5						80	5	Laub	0,3-15	frisch bis morsch	100	3,5	3	BW3
HA1			3						20	1	Laub	0,2-7	trocken, frisch bis morsch	15	3	3	HA1
HA2	SW	20	3						25	2	Laub	0,5-30	feucht	40	3,75	3	HA2
HA3			5						30	4	Laub	0,5-5	trocken, frisch	15	3	3	HA3
WA1			3						75	1	Laub	0,2-30	naß bis trocken, frisch bis morsch	60	4	3	WA1
WA2			4						30	2	Laub	0,5-70	naß bis trocken, frisch bis morsch	40	4	3	WA2
WA3			5						30	1	Laub	0,5-5	feucht, morsch	20	3,5	3	WA3
NAA			7									0,5-150	naß, frisch bis mittelmorsch	5	3,5	2,5	NAA
GH	S	35	3			95	2-20	600	15	1	Laub	0,5-5	trocken, morsch	1	1,5	2,5	GH
TR	SSE	25	6			15	0,5-6	700	15	1,5	Gras, Laub	0,5-4	trocken, mittelmorsch	5	1	1,5	TR
SHL			3			50	0,5-7	2400	5	0,5	Gras	0,5-5	frisch	15	1	1,5	SHL
HL1			3						25	5	Gras	0,5-5	trocken, frisch	1	1,5	1,5	HL1
HL2			4						20	2	Gras, Laub	0,5-5	trocken	1	1,5	1,5	HL2
HL3			4						80	3	Gras			2	1,5	1,5	HL3
HTR1	SE	5	3			5	0,4	200							1,5	1	HTR1
HTR2	SSE	7	7						40	1	Gras			2	1	1	HTR2
HTR3	S	20	6			5	0,5-20	10	25	1	Gras			1	1,5	1	HTR3
WFT1	S	2	5												3,5	1	WFT1
WFT2	SSW	0-5	7												3	1	WFT2
WFT3	SSE	5	5			1	0,5-3	1	20	1	Gras			3	1	1	WFT3
WF1			3												4	1	WF1
WF2			5			5	0,2-5	300							4	2,5	WF2
WF3			7						50	1	Gras				3,5	1,5	WF3
UB	SW	45	7	95	Steinblöcke				1	1	Sedum				1	1	UB
SF			2			50	0,3-5	5000							2	1,5	SF
SW	S	0-35	3												1	1	SW
D	ENE	0-25	3						80	2	Gras				2	2	D
SU1	WSW	30	2			75	0,5-5	2000				0,5-1	trocken, mittelmorsch	4	1,75	1,5	SU1
SU2	SSW	0-4	1			95	0,5-10	3000							3,5	1	SU2
SU3	SW	5-10	2			95	0,3-10	3000				0,3-5	morsch	10	3,75	1	SU3
WG1	S	15	7			10	0,5-5	250	15	2	Gras, Laub	0,5-1	trocken, mittelmorsch	2	1	2	WG1
WG2	SE	3	2			1	0,5-1	50							2	1,5	WG2
WG3	S	5	7			5	1,5	500							1,5	2	WG3
GA1			7			15	0,2-5	120							2,5	2,5	GA1
GA2			4												3,5	3	GA2
GA3	WSW	1	6			1	0,5-3	5							2,5	3,5	GA3
HFA			6						20	0,1	Laub				3	4	HFA
SOW	SE	3	6			10	0,5-5	200				1-2	morsch	5	3,5	1,75	SOW
IH1			4			1	0,5-1	5							2	1,5	IH1
IH2			6	10	Betonplatten	15	0,2-4	120	15	1	Laub	0,2-8	feucht, frisch	15	2	3	IH2
IH3			5	30	Asphalt, Pflastersteine										2,5	2,5	IH3
SG1			3	50	Eisen	5	2	140							2,5	3	SG1
SG2			4												2	2	SG2
SG3			6			5	0,5-2	200	5	0,5	Laub				1,5	2,5	SG3
BA1			3	4	Bahnschwellen	95	0,4-3	2000							1	1,5	BA1
BA2			2	4	Bahnschwellen	100	0,5	2000							1	1	BA2
BA3	SW	0-45	3	4	Bahnschwellen	95	0,7-3	2000							1	1	BA3
KP1	E	1	4			5	0,3	400							2,5	2,5	KP1
KP2			5			1	0,5-1	10	1	0,5	Nadeln	0,5-1	trocken, frisch	1	1,5	2,5	KP2
KP3			5												2	1,5	KP3
GP1			6												3	2,5	GP1
GP2			3						5	1	Laub	0,5-1,5	naß, morsch	2	2,5	3	GP2
GP3			4			3	0,3	300	20	0,1	Nadeln	0,5	frisch	5	2,5	2,5	GP3
FH1			6	15	Grabsteine				45	1,5	Gras, Nadeln	0,5-2	mittelmorsch	2	2,5	3	FH1
FH2			3	25	Grabsteine	1	0,3-1,5	50	5	0,5	Gras, Nadeln				3	3	FH2
FH3			3	20	Grabsteine	15	0,2-2	1500							2,5	2,5	FH3
PG1			6	5	Beton										2,5	2,5	PG1
PG2	SW	0-2	5	4	Betonplatten										3	2,5	PG2
PG3			3	5	Betonplatten										3	2,5	PG3
GOP			4						90	0,5	Gras				3	1	GOP