

**Untersuchungen zur Biologie und Ökologie der Herbstmilbe
Neotrombicula autumnalis (Acari: Trombiculidae)
im Hinblick auf Bekämpfungsmöglichkeiten
sowie zu ihrer Bedeutung als Vektor der Borreliose**

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)
der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von
Arne Schöler
aus
Kiel

Bonn 2003

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. W. A. Maier
2. Referent: Prof. Dr. C. M. Naumann

Tag der Promotion: 24.06.2003

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
1.1	Anlass des Forschungsprojektes und Stand der Forschung	1
1.2	Zielsetzungen des Forschungsprojektes	8
2	Material und Methoden	10
2.1	Material	10
2.2	Methoden der Freilandarbeit	16
2.2.1	Methoden zum Fang von Herbstmilbenlarven	16
2.2.1.1	Kachelfangmethode (KFM)	16
2.2.1.1.1	Test der Kachelfangmethode	17
2.2.1.2	Lichtfallenfangmethode	17
2.2.1.3	Lockkegelfangmethode	19
2.2.2	Untersuchungen zur Charakterisierung von Herbstmilbenherden	19
2.2.3	Untersuchungen zur Abhängigkeit der Herbstmilbenpopulationen von verschiedenen Umwelt-Einflussgrößen	21
2.2.3.1	Untersuchungen zum Befall und zur Verteilung der Wirte (Säugetiere)	21
2.2.3.2	Lokalisierung der euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe	23
2.2.3.3	Untersuchungen zur Bodenfauna	24
2.2.3.4	Bodenphysikalische Untersuchungen	26
2.2.3.5	Bodenchemische Untersuchungen (pH-Wert und Salinität)	30
2.2.3.6	Statistische Auswertungen	31
2.2.4	Dauermessungen von Umwelt-Einflussgrößen an ausgewählten Herbstmilbenherden (Dauermessstationen)	31
2.2.4.1	Datenerfassung in den Sommerhalbjahren	33
2.2.4.2	Datenerfassung in den Winterhalbjahren	36
2.2.5	Untersuchung regionaler Klimabedingungen und deren Bedeutung für die Herbstmilben	38
2.3	Taxonomische Methoden	39
2.3.1	Morphologische Spezies-Determinierung	39
2.3.2	Molekularbiologisch-taxonomische Untersuchungen	40
2.4	Methoden zur Untersuchung der Vektorkompetenz der Herbstmilbe	45
2.4.1	Erreger-Nachweis in Herbstmilbenpopulationen aus dem Freiland	45
2.4.2	Erreger-Nachweis in Herbstmilben aus Infektions- und Zuchtversuchen	45
3	Ergebnisse	49
3.1	Freilandarbeit	49
3.1.1	Ergebnisse des Tests der Kachelfangmethode	49
3.1.2	Charakterisierung von Herbstmilbenherden	52

3.1.3	Abhängigkeit der Herbstmilbenpopulationen von verschiedenen Umwelt-Einflussgrößen	61
3.1.3.1	Bezug der Verteilung und des Herbstmilbenbefalls von Säugetieren zum Larvenbefall der Gärten	61
3.1.3.2	Funde der euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe	67
3.1.3.3	Bodenfauna-Bestimmung durch Berlese-Tullgren-Austreibung	68
3.1.3.4	Bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen	70
3.1.4	Statistische Analysen	86
3.1.4.1	Analyse der bodenphysikalischen und bodenchemischen Daten	86
3.1.4.2	Analyse der Daten der Säugetier-Untersuchungen	94
3.1.4.3	Analyse der Daten der Bodenfauna-Untersuchungen	95
3.1.5	Dauermessungen von Umwelt-Einflussgrößen an ausgewählten Herbstmilbenherden (Dauermessstellen)	96
3.1.5.1	Datenerhebung in den Sommerhalbjahren	96
3.1.5.2	Datenerhebung in den Winterhalbjahren	144
3.1.6	Untersuchungen des regionalen Klimas und dessen Bedeutung für die Herbstmilben	153
3.2	Taxonomische Untersuchungen	157
3.2.1	Morphologische Spezies-Determinierung	157
3.2.2	Molekularbiologisch-taxonomische Untersuchungen	157
3.3	Untersuchungen zur potenziellen Vektorfunktion der Herbstmilbe	167
3.3.1	Untersuchungen von Herbstmilbenpopulationen aus dem Freiland auf Borrelien	167
3.3.2	Versuch des Borrelien-Nachweises in Herbstmilben aus Infektions- und Zuchtversuchen	167
4	Diskussion	170
4.1	Effektivität der Fangmethoden	170
4.1.1	Kachelfangmethode	170
4.1.2	Lichtfallenfangmethode	172
4.1.3	Lockkegelfangmethode	173
4.2	Variationen im Lebenszyklus der Herbstmilbe	175
4.3	Allgemeine Charakteristika von Herbstmilbenherden	180
4.4	Bedeutung verschiedener Umwelt-Einflussgrößen für die Populationsentwicklung der Herbstmilbe	186
4.4.1	Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche	186
4.4.2	Bedeutung der Wirte	189
4.4.3	Bedeutung physikalischer und chemischer Einflussgrößen im Boden	194
4.4.4	Bedeutung der Bodenfauna	206
4.4.5	Bewertung und Methodenkritik	209
4.4.6	Mögliche Fragestellungen für zukünftige Forschungsansätze	211

4.5	Vergleich chemischer und ökologischer Bekämpfungsstrategien	221
4.6	Molekularbiologisch-taxonomische Untersuchungen	224
4.7	Potenzielle Vektorfunktion der Herbstmilbe für Borrelien	230
5	Zusammenfassung	237
6	Tabellenverzeichnis	239
7	Abbildungsverzeichnis	241
8	Literaturverzeichnis	246
9	Anhang	263

1 EINLEITUNG

1.1 ANLASS DES FORSCHUNGSPROJEKTES UND STAND DER FORSCHUNG

Bei den Trombiculiden (Laufmilben) handelt es sich um eine Familie weit verbreiteter Milben, deren Larven ektoparasitisch an Wirbeltieren leben. Beim Menschen führen die Stiche der Tiere zu einer unter Umständen bis zu 14 Tage andauernden und mit starkem Juckreiz einhergehenden Dermatose in Form rötlicher Papeln, die als Trombidiose oder Trombiculose⁺ bezeichnet wird. Dabei sind die Lenden- und Bauchregion und die Haut unter den Achseln besonders betroffen.

Tropische und subtropische Vertreter der Trombiculiden sind zudem seit langem als Überträger von *Oriental tsutsugamushi*, dem Erreger des Tsutsugamushi-Fiebers, bekannt (TRAUB & WISSEMAN, 1974).

In Europa sind sechs Trombiculiden-Arten als Parasiten des Menschen nachgewiesen (DANIEL, 1957a). Die häufigste und am weitesten verbreitete Art in Mitteleuropa ist *Neotrombicula autumnalis* Shaw 1790 (zunächst als *Acarus autumnalis*, dann als *Trombicula autumnalis* beschrieben). *Neotrombicula autumnalis* durchläuft einen Lebenszyklus (s. Abb. 2), der aus einer oberirdischen und einer längeren unterirdischen Phase besteht (PIEKARSKI, 1954; TISCHLER, 1977; LANE & CROSSKEY, 1993):

Die Larven schlüpfen aus dem Ei, verlassen den Erdboden und sind zur weiteren Entwicklung als Ektoparasiten auf Säugetiere und daneben in geringerem Maße auch auf Vögel als Wirte angewiesen. Die Larven, die 0,2 bis 0,3mm lang und rötlich gefärbt sind, nehmen vorverdautes Gewebe auf. Der gewebeauflösende Speichel bewirkt den erwähnten Juckreiz. Da die Stichsymptome im Spätsommer und Herbst auftreten, wird *Neotrombicula autumnalis* auch als Herbst-, Herbstgras- oder Erntemilbe bezeichnet.

Nach dem Saugen fällt die Larve vom Wirt ab und wandert wieder in den Boden ein. Im Boden durchlebt die Milbe, bis sie ausgewachsen ist, drei Nymphenstadien, von denen zwei als Ruhestadien ausgebildet sind (Proto- und Tritonymphe). Die (Deuto-) Nymphen und die adulten Tiere sind ‚euedaphisch‘, das heißt, sie halten sich permanent im Boden auf. Dort leben sie räuberisch – vermutlich von anderen Bodenlebewesen und deren Eiern. Die Adulten erreichen ungefähr 2mm Länge, die Nymphen sind 1 bis 2mm lang. Über die Bodenstadien ist allgemein wenig bekannt.

Im Rheinland wie auch in einigen anderen Regionen Deutschlands wird seit etwa 15 Jahren eine Zunahme der Trombidiose-Symptome bei Patienten beobachtet (ARBEITSKREIS BONNER DERMATOLOGEN, persönliche Mitteilung). Die Anzahl der Stiche auf dem Körper

⁺ Die Symptomatik der Trombidiose ist ausführlich bei MUMCUOGLU & RUFLI (1978, 1983) beschrieben.

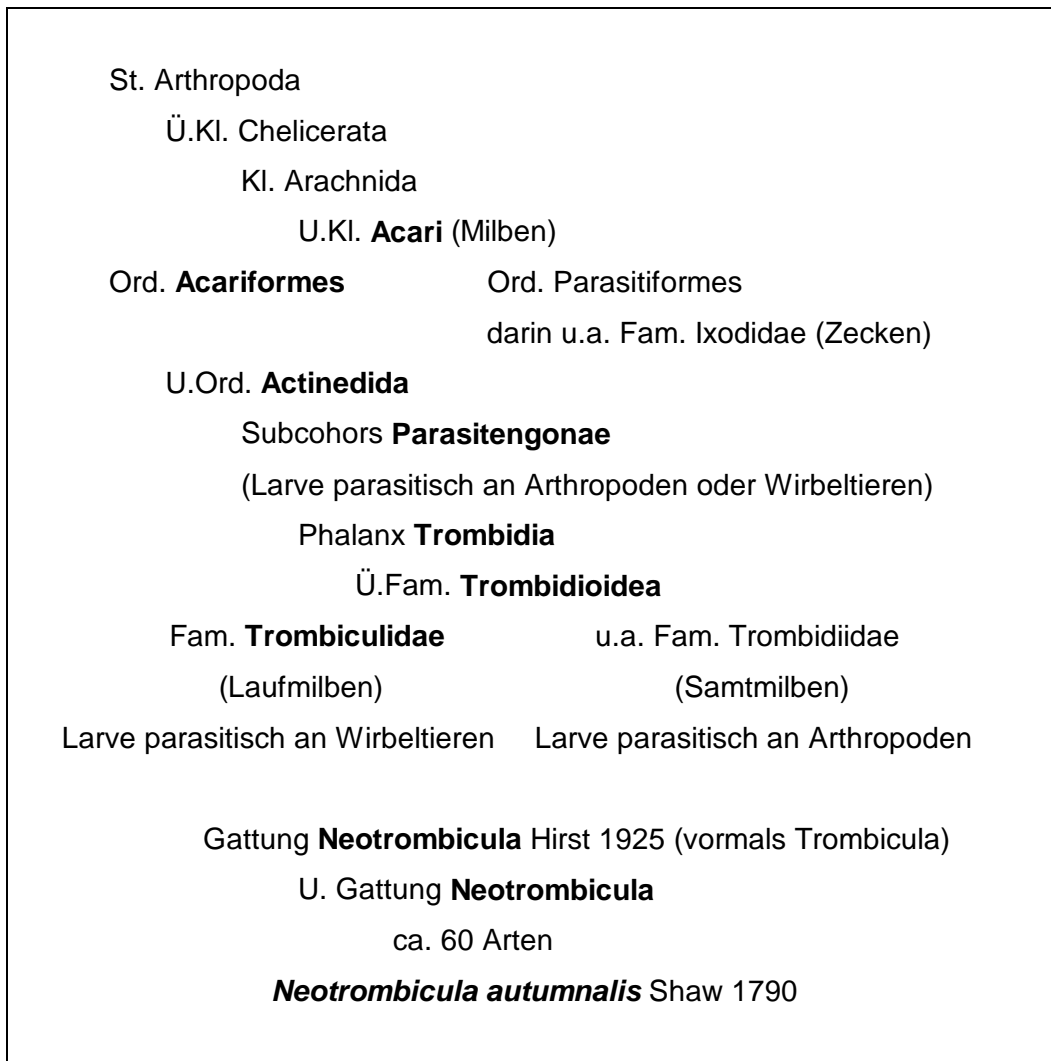


Abb. 1: Die systematische Einordnung von *Neotrombicula autumnalis* nach KRANTZ (1986), modifiziert nach GRUNER (1993). Durch Fettdruck hervorgehoben ist der systematische Zweig für *Neotrombicula* in Gegenüberstellung zu einem Beispiel für jeweils eine bekannte, benachbarte taxonomische Gruppe.

der Betroffenen ist häufig so groß, dass von einem massenhaften Auftreten der Trombiculiden-Larven in manchen Gärten, Parks und Grünanlagen ausgegangen wird. Dies hindert viele Personen in den Sommermonaten am Betreten der Flächen. In vielen Fällen ist nicht eindeutig geklärt, ob es sich bei dem Verursacher der Stiche ausschließlich um die Larven von *Neotrombicula autumnalis* handelt.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte durch verschiedene Medien (Tageszeitung, Vorträge) in Erfahrung gebracht werden, dass im Bonn-Köln-Aachener-Raum eine große Anzahl von Personen sehr stark von Trombidiose betroffen ist. Dabei wurden von den Betroffenen, neben einer Zunahme der Anzahl der Stichsymptome in den letzten Jahren, folgende Phänomene beobachtet:

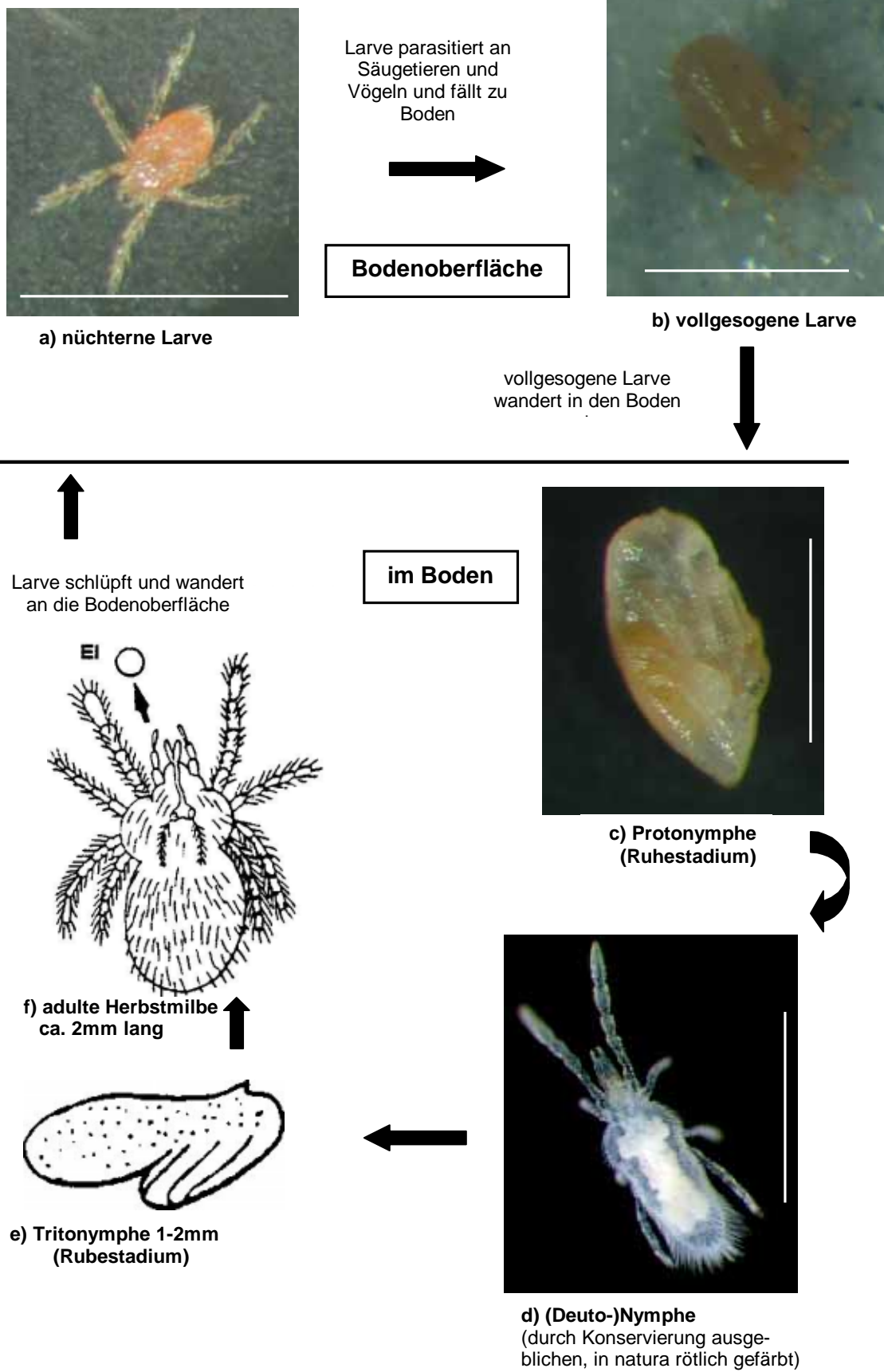


Abb. 2: Lebenszyklus von *Neotrombicula autumnalis*. Details siehe Text. Zeichnungen aus LANE & CROSSKEY (1993). Der angegebene Maßstab in den Abbildungen entspricht 1mm.

- ein Auftreten der typischen Trombidiose-Symptome – außerhalb der für das Erscheinen der Larven von *N. autumnalis* üblichen Sommer- und Herbstmonate – auch im Frühjahr oder Winter,
- eine ungleichmäßige Verteilung der Trombidiose-Fälle: sehr starkes Auftreten von Stichreaktionen bei Gartenbesitzern in direkter Nachbarschaft von Gärten, deren Besitzer nicht oder kaum unter Trombidiose leiden.

Dieses Phänomen wäre durch eine Veränderung im Lebenszyklus von *N. autumnalis* beispielsweise durch eine Verschiebung des jahreszeitlichen Auftretens der Larven erklärbar. Andererseits stellt sich die Frage, ob nicht verschiedene Milbenarten oder -unterarten der Gattung *Neotrombicula* für die Stiche verantwortlich sind.

Die Angaben über das jahreszeitliche Muster des Auftretens der Larven der Herbstmilbe⁺ bei PIEKARSKI (1954), TISCHLER (1977), STORCH & WELSCH (1997) und anderen Autoren sind mit den genannten Erfahrungen im Rheinland nicht in Übereinstimmung zu bringen. Ebenso sind die Ursachen für die weitläufige und massenhafte Verbreitung der Herbstmilbe in diesem Raum nicht geklärt. Maßnahmen zur Bekämpfung der Tiere waren bislang erfolglos (SY, 1986), da grundlegende, allgemeingültige Kenntnisse zu ihrer Biologie fehlen. Meistens wird besondere Gartenhygiene angeraten, wie beispielweise Komposthaufenpflege oder Rasenmäh- und Unterwuchs-Beseitigung. Trotzdem sind offensichtlich auch derart gepflegte Gärten zum Teil massiv von Milben befallen.

Untersuchungen zum Lebenszyklus von *N. autumnalis* wurden insbesondere durch JONES (1951), DANIEL (1957b, 1961) und KEPKA (1965) durchgeführt. So spekulierte bereits DANIEL (1961) über eine Variation des Lebenszyklus' von *N. autumnalis*, da er im Winter Larven an Wirten beobachtete. Auf dieser Basis diskutiert er eine Entwicklungsverzögerung der Larven sowie die Möglichkeit, dass die Tiere im Larvenstadium überwintern. JONES (1950a) hielt das Auftreten von Herbstmilbenlarven im Freiland um Mitte Oktober bereits für eine seltene Ausnahme im Lebenszyklus der Milben. Er vermutet, dass die Nymphen und Adulten überwintern. GASSER & WYNIGER (1955) fanden dagegen einige Herbstmilbenlarven im Dezember und März in einem Komposthaufen. Derartige Modifikationen des Lebenszyklus', die bislang als Einzelbeobachtungen in die Literatur eingingen oder rein spekulativ sind, könnten die Situation in der Bonn-Köln-Aachener Region erklären. Weiterführende Untersuchungen zum Lebenszyklus und zu möglichen modifizieren-

⁺ In der vorliegenden Arbeit wird der Name ‚Herbstmilbe‘ ausschließlich für die Art *Neotrombicula autumnalis* verwendet.

den Einflussgrößen sind daher angezeigt. Dies gilt insbesondere für ökologische und allgemein-biologische Aspekte, deren Erforschung Ansatzpunkte für eine Bekämpfung von *N. autumnalis* liefern könnte. So fehlen unter anderem vertiefende Untersuchungen zur Frage der Verbreitung der Milbe durch Wirtstiere (ELTON & KEAY, 1936; DUSBÁBEK, 1963; CERNÝ & ROSICKÝ, 1979; HAITLINGER, 1986), zur Populationsdynamik, zu Überwinterungsstrategien und zu Einflussgrößen, die die heterogene Verteilung von *N. autumnalis* bedingen (JONES, 1950b; GASSER & WYNIGER, 1955; GARBEN ET AL., 1978; STRUPPE, 1994).

Die Verursacher der Trombidiose werden nur in seltenen Fällen überhaupt von der betroffenen Person gesehen oder eindeutig identifiziert. Dies liegt zum einen an den verspätet auftretenden Stichsymptomen und zum anderen an der Tatsache, dass oftmals die Voraussetzungen zur Bestimmung von Milbenmaterial in Form von geeignetem Gerät und taxonomischer Erfahrung nicht gegeben sind. Als eine andere mögliche Erklärung ist daher vorstellbar, dass nicht Variationen im Lebenszyklus, sondern verschiedene Spezies die Ursache für die beobachteten Phänomene sind. Dies wurde noch nicht untersucht.

Innerhalb der Gattung *Neotrombicula* wurden in der Vergangenheit viele Versuche einer systematischen Einteilung unternommen (RICHARDS, 1950a; FULLER, 1952; MICHERDZINSKI, 1961; KEPKA, 1964a; VERCAMMEN-GRANDJEAN & KOLEBINOVA, 1985). RICHARDS (1950a) beschrieb drei ‚Typen‘ von *N. autumnalis* für die Britischen Inseln und KEPKA (1964a) benannte verschiedene Unterarten von *N. autumnalis* für Österreich und den Balkan, die Variationen im Bereich der taxonomisch wichtigen Körperregionen aufweisen. KEPKA konnte diesen Unterarten zudem ein voneinander abweichendes jahreszeitliches Auftreten der Larvenstadien zuordnen. In Deutschland sind bislang keine vergleichbaren Untersuchungen durchgeführt worden.

Die taxonomische Gruppe ‚Parasitengonae‘ (s. Abb. 1) ist gegenwärtig Gegenstand von intensiven Forschungen (WOHLTMANN, 2001; WOHLTMANN ET AL., 2001). Dagegen blieb die Systematik innerhalb der europäischen Vertreter der Familie Trombiculidae seit längerem unangetastet. Es ist daher nicht verwunderlich, dass beispielweise die für die Beschreibung der Unterarten von *N. autumnalis* nach KEPKA (1964a) relevanten morphologischen Kriterien mittlerweile für Einteilungen auf einer höheren taxonomischen Ebene verwendet werden (BRENNAN & GOFF, 1977; persönliche Mitteilung A. WOHLTMANN, Zoologisches Institut, Freie Universität, Berlin).

Dessen ungeachtet nahm die Zahl der beschriebenen Trombiculiden-Arten seit dem 2. Weltkrieg stetig zu (SASA, 1961). An einer weiteren Bearbeitung der Identifizierung und systematischen Einordnung verwandter und morphologisch ähnlicher Trombiculiden-Arten besteht daher nach wie vor Bedarf.

Zur taxonomischen Einordnung der Trombiculiden wurden bislang rein morphologische Charakteristika herangezogen. Hier könnten moderne molekularbiologische Verfahren weiterhelfen: Eine Möglichkeit stellt eine artdiagnostische Polymerase-Kettenreaktion (PCR) auf der Basis von DNS-Sequenzunterschieden dar, welche mittlerweile zur Differenzierung einiger isomorpher Arthropodenarten herangezogen werden (z.B. RAICH ET AL. 1993; SCOTT ET AL. 1993; PROFT ET AL. 1999). Auch bei Milben der Familien Psoroptidae (ZÄHLER ET AL. 1998) und Tetranychidae (NAVAJAS ET AL., 1994, 1998) wurden bereits DNS-Sequenzanalysen für systematische Zwecke eingesetzt, und SÖLLER ET AL. (2001) überarbeiteten mit diesem Verfahren die Verwandtschaftsverhältnisse innerhalb der taxonomischen Milbengruppe ‚Parasitengonae‘. Vor allem die ribosomalen IGS (intergenischen Spacer)– und ITS (internal transcribed spacer)–Regionen konnten sich in diesem Zusammenhang bei anderen Spezies-Differenzierungen bereits bewähren (z. B. POST & FLOOK, 1992; WESSON ET AL., 1993; BEEBE & SAUL, 1995). Desgleichen wurden Sequenzanalysen der mitochondrialen und ribosomalen DNS bei intraspezifischen Untersuchungen erfolgreich verwendet (AVISE ET AL., 1987; DESPRES ET AL. (1992); SIMON ET AL., 1994; CAPOALE ET AL., 1995; FEAGIN, 2000).

Wie bereits erwähnt, wird in den Tropen und Subtropen seit dem 2. Weltkrieg über die Vektorfunktion einiger Arten aus der Familie der Trombiculiden gearbeitet. Im asiatischen Raum gab es während des Krieges durch eine von mehreren Milbenarten dieser Familie übertragene, als ‚Tsutsugamushi-Fieber‘ bezeichnete Infektionskrankheit viele Ausfälle in den alliierten Truppenverbänden. Der Erreger der Krankheit, Bakterien der Spezies *Orientalia* (früher *Rickettsia*) *tsutsugamushi* (TAMURA ET AL., 1995), ist seitdem aus verschiedenen Trombiculiden-Arten isoliert (z.B. HO ET AL., 1992; KAWAMORI ET AL., 1992; TANSKUL ET AL., 1998) und in der jüngeren Vergangenheit auch mit molekularbiologischen und immunologischen Methoden charakterisiert worden (KELLY ET AL., 1994; TAMURA ET AL., 1997; MYINT ET AL., 1998).

In Europa tritt, als bislang einzige diagnostizierte Krankheit des Menschen nach Infestation mit *N. autumnalis*, die Trombidiose auf (BAUER, 1938; WINKLER, 1953; HOFFMANN, 1984). In der Ukraine allerdings konnten VYSOTSKAYA & SHLUGER (1953) ein nicht weiter bestimmtes Bakterium aus der Gattung *Rickettsia* aus *N. autumnalis* isolieren. Darüber hinaus diskutiert GRINBERGS (1959) einen Zusammenhang der Frühsommer-Meningoenzephalitis (FSME) in der Umgebung von Riga mit der Milbenspezies *Trombicula zachvatkini*, die mit *N. autumnalis* nahe verwandt ist. DANIEL (1961) bringt aufgrund eigener Studien eine in der Hohen Tatra (Slowakische Republik) vorkommende Enzephalitis, deren Erreger aus Kleinsäugetern isoliert werden konnte und normalerweise von Zecken übertragen wird, mit dem Auftreten von *N. autumnalis* in Verbindung. DANIEL zitiert in demselben Artikel LE GAC ET AL. (1953), die davon berichten, dass bei einem Labormitar-

beiter nach Experimenten mit Trombiculiden aus einem Q-Fieber Endemiegebiet in Äquatorialafrika diese Krankheit auftrat. HOFFMANN (1984) weist darauf hin, dass außerhalb Europas die Erreger des Fièvre boutonneuse und der hämorrhagischen Nephrosonephritis in Trombiculiden nachgewiesen wurden.

BLANC ET AL. (1952) konnten *N. autumnalis* erfolgreich im Laborexperiment mit *Coxiella burnetii*, dem Erreger des Q-Fiebers, infizieren, und FERNÁNDEZ-SOTO ET AL. (2001) konnten die DNS von *Ehrlichia phagocytophila*, dem Erreger der Ehrlichiose verschiedener Haustiere und auch des Menschen, in Larven von *N. autumnalis* nachweisen. HOUCK ET AL. (2001) fanden Hantaviren-RNS in zwei nordamerikanischen Trombiculiden. Allerdings werden, soweit bekannt, Hantaviren von Arthropoden nicht übertragen.

Obwohl keine direkten Beweise existieren, ist daher auch für Europa eine Vektorfunktion der Trombiculiden nicht auszuschließen. Denkbar wäre zum Beispiel, dass eine nur zu subklinischen Ausprägungen führende Konzentration an Krankheitserregern oder eine minderpathogene Form eines Erregers übertragen wird. Des Weiteren könnten Herbstmilben aber auch für symptomatische Infektionen verantwortlich sein, deren Erreger bekanntermaßen durch Zecken übertragen werden können. In solchen Fällen würden Transmissionen im Zweifel immer Zecken zugeschrieben werden, da Kenntnisse über andere Vektorarten fehlen. So geben HUBÁLEK ET AL. (1998) für die Tschechische Republik einen Überblick über den Nachweis von *Borrelia burgdorferi* s.l., deren Hauptüberträger die Zecke *Ixodes ricinus* ist, in anderen hämatophagen Arthropoden, wie verschiedenen Culiciden-Arten und Flöhen. Herbstmilbenlarven wurden jedoch nicht untersucht. Zu den in Mitteleuropa von Zecken auf Menschen übertragenen Erregern, deren Transmission auch für Trombiculiden vorstellbar ist, gehören neben *Borrelia burgdorferi* s.l. auch das FSME-Virus (ACKERMANN, 1986) sowie Parasiten (*Babesia microti*, *B. divergens*, GORENFLOT ET AL., 1998) und *Ehrlichia phagocytophila* (FINGERLE ET AL., 1997). Im Bonner Raum ist bisher nur die Borreliose als Zoonose nachgewiesen. Im Siebengebirge bei Bonn sind bis zu 15% der Zecken mit *Borrelia burgdorferi* infiziert und Mäuse stellen ein Wildreservoir für die Borrelien dar (KURTENBACH ET AL., 1995). In einzelnen Gebieten am Stadtrand von Bonn konnten KAMPEN ET AL. (UNVERÖFFENTLICHT) ebenfalls Borrelien in Zecken nachweisen.

Zwar lebt im Lebenszyklus der Trombiculiden nur ein Entwicklungsstadium parasitisch, nämlich die Larve, aber für die *Orientalia tsutsugamushi* übertragenden asiatischen Arten ist eine transovarielle Transmission nachgewiesen (RAPMUND ET AL., 1972; TAKAHASHI ET AL., 1988; URAKAMI ET AL., 1994). Eine transovarielle Transmission von Erregern ist auch bei den einheimischen Trombiculiden vorstellbar. Larven wären dann bereits vor der Nahrungsaufnahme infiziert und könnten während des Saugaktes Krankheitserreger übertragen (YAMASHITA ET AL., 1994). Auch ein relativ kleiner Prozentsatz transovariell infizierter Larven könnte dadurch zu einem Infektionsrisiko werden, dass der Mensch in der Regel gleichzeitig von einer Vielzahl von Larven der Herbstmilbe befallen wird. Konkrete

Untersuchungen und Experimente zu solchen Fragestellungen und damit zur Aufklärung einer möglichen Vektorfunktion von Trombiculiden in Europa fehlen aber bislang.

1.2 ZIELSETZUNGEN DES FORSCHUNGSPROJEKTES

Das hier dargestellte Forschungsvorhaben sollte mit einer über drei Vegetationsperioden angelegten Untersuchung klären, welche Umweltfaktoren den Lebenszyklus der Herbstmilbe beeinflussen. Da die Tiere ihren Lebenszyklus mit Ausnahme des Larvenstadiums im Boden in vermutlich 10-90cm Tiefe durchleben (COCKINGS, 1948; JONES, 1950a; RICHARDS, 1950b), sollten Daten zum Bodenklima (Bodenfeuchtigkeit und –temperatur), zur Bodenphysik (Volumenanteile der verschiedenen Porenfraktionen, Lagerungsdichte und Luftdurchlässigkeit) und Bodenchemie (pH-Wert und Salinität) sowie zur Bodenbiologie (Quantifizierung der von Herbstmilben jagdbaren Bodenfauna bzw. der potenziellen Fressfeinde dieser Milben) erhoben werden. Daneben sollten bei den Bodenuntersuchungen die Aufenthaltstiefen und die Populationsdichten der Herbstmilben festgehalten werden, um weitere Informationen über den Lebenszyklus der Tiere (insbesondere Überwinterungsstrategien) zu sammeln.

Diese Daten sollten mit Erhebungen von abiotischen (mikroklimatischen) und biotischen Faktoren (Verteilung der Wirtstiere) an der Bodenoberfläche in Bezug gesetzt werden.

Diese gleichzeitige Untersuchung der verschiedenen potenziellen Umwelt-Einflussgrößen auf die Herbstmilbenverbreitung – unter Einbeziehung des Lebensraumes Boden – ist ein neuer Ansatz bei der Forschung über die Herbstmilbe.

Die genannten Datenerhebungen sollten begleitet werden von morphologischen Untersuchungen der Herbstmilbe oder anderer gefangener Trombiculiden-Arten, welche im Verlauf der Untersuchungsjahre zu verschiedenen Jahreszeiten gesammelt werden, um eine Korrelation von systematischen Einheiten mit den entsprechenden ermittelten Umweltansprüchen zu ermöglichen.

Parallel dazu sollte ein molekularbiologischer Ansatz klären, ob eine Abgrenzung von Arten, Unterarten oder Ökotypen – zunächst begrenzt auf die Gattung *Neotrombicula* – auf der Grundlage von Sequenzunterschieden verschiedener taxonomischer Marker erfolgen kann. Dieses Vorgehen soll die Systematik innerhalb der Gattung *Neotrombicula* unterstützen. Im Falle einer Korrelation zwischen verschiedenen gefundenen Genotypen einerseits und einem differierenden Verhalten oder abweichender ökologischer Ansprüche der Tiere andererseits waren diese Untersuchungen als Grundlage für einen artdiagnostischen PCR-Test vorgesehen.

Auf der Basis einer verbesserten Kenntnis der Biologie und Ökologie der Herbstmilbe und anderer Trombiculiden-Arten in Verbindung mit einer eindeutigen systematischen Einord-

nung sollten umweltverträgliche Maßnahmen zur Dezimierung der Trombiculiden-Fauna auf den Befallsflächen erarbeitet werden, welche bei den ökologischen Ansprüchen der Tiere ansetzen sollten und daher hier als ‚ökologische Bekämpfungsstrategien‘ bezeichnet werden.

Um im Bonner Raum die Rolle der Trombiculiden als Vektor von *Borrelia burgdorferi* s.l. zu überprüfen, sollten nüchterne, im Freiland gefangene Trombiculiden-Larven molekularbiologisch auf *Borrelia burgdorferi* untersucht werden.

Zudem sollte ein Tierexperiment kombiniert mit einer Herbstmilbenzucht im Labor den Nachweis liefern, ob sich Larven beim Saugen an ihrem Wirt mit Borrelien infizieren können und die Erreger an die nachfolgende Generation weitergegeben werden. Im Falle eines positiven Nachweises von Borrelien in den Larven der Tochtergeneration sollten weitere Versuche klären, ob die Herbstmilbenlarven die Erreger an ihren Wirt weitergeben und somit als Vektor der Borreliose fungieren.

Die Ziele des Forschungsprojektes sind im einzelnen:

1. Bestimmung ökologischer Faktoren, die das Verteilungsmuster auf den Befallsflächen und die Populationsdichte von *Neotrombicula autumnalis* (und – sofern nachgewiesen – anderer Arten der Gattung) beeinflussen,
2. Untersuchungen über mögliche Modifikationen des Lebenszyklus' von *Neotrombicula*-Arten/Unterarten und Charakterisierung der relevanten Einflussgrößen,
3. eine Abgrenzung von Arten, Unterarten oder Ökotypen innerhalb der Gattung *Neotrombicula* auf der Grundlage von Sequenzunterschieden verschiedener taxonomischer Marker (PCR, DNS-Analyse),
4. Tier- und Zuchtversuch zur Aufklärung der potenziellen Vektorfunktion der Herbstmilbe (molekularbiologischer Erreger-Nachweis in Herbstmilbenstadien) für Borrelien,
5. Untersuchung der Infektionsrate von Trombiculiden-Larven im Bonner Raum mit Borrelien (molekularbiologisches Screening mittels PCR),
6. chemikalienfreie Maßnahmen zur Verringerung der Larvenabundanzen auf den Befallsflächen (‚ökologische Bekämpfungsstrategie‘).

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 MATERIAL

Die Untersuchungen an *Neotrombicula autumnalis* sind methodisch gegliedert:

1. freilandökologische Untersuchungen,
2. molekularbiologisch-systematische Untersuchungen,
3. Untersuchungen zur Vektorfunktion von *N. autumnalis*.

Durch einen Artikel in der Bonner Tageszeitung ‚General Anzeiger‘ vom 03.09.1998, Gespräche mit betroffenen Personen und deren Nachbarn sowie Informationsveranstaltungen im Rahmen des ‚Dies academicus‘ an der Universität Bonn und im Arbeitskreis der Bonner Dermatologen entstanden Kontakte zu Trombidiose-Patienten in ausreichender Zahl, so dass innerhalb privater Gärten und auf drei öffentlichen Grünflächen im Bonner Raum zahlreiche Kartierungen von Herbstmilbenherden erfolgen konnten.

Die Materialsammlung für die taxonomischen und infektiologischen Untersuchungen erfolgte während der freilandökologischen Datenerhebungen in den Gärten. In den Jahren 1999 bis 2002 wurden insgesamt 37 Gärten untersucht. Die Gärten wurden nach Möglichkeit vollständig kartiert, da jeder Garten als abgeschlossene Einheit angesehen wurde, die im Zusammenhang mit der erforderlichen statistischen Zufälligkeit der Herdauswahl mit allen Besonderheiten erfasst werden sollte. Die Auswahl der Gärten und Grünflächen erfolgte nach folgenden Kriterien:

- Vorhandensein einer möglichst kleinräumigen Vielfalt an Biotoparten,
- eine im Stadtgebiet von Bonn möglichst gleichmäßig verteilte Lage, um verschiedene Stadtteile und klimatische Bedingungen zu erfassen,
- verschiedene Herbstmilbenlarven-Dichten innerhalb der Untersuchungsfläche,
- Gärten mit Kontakt zu Flächen in der Umgebung mit und ohne Herbstmilbenlarven-Befall (nach Angabe der Betroffenen) sowie Gärten, in denen in den Vorjahren zu unterschiedlichen Zeiten bei den Bewohnern Stichsymptome auftraten beziehungsweise in denen sich die Stichsymptome erstmals im jeweiligen Vorjahr bemerkbar gemacht hatten.

In einigen dieser Gärten wurde für einen Vergleich der Entwicklung der Herbstmilbenpopulationen über einen Zeitraum von zwei oder drei Jahren Kartierungen zum gleichen Zeitpunkt des Jahres beziehungsweise mehrmals im selben Jahr durchgeführt.

Für die Auswahl einiger Gärten für Boden- und Säugetier-Untersuchungen war zudem

- eine Mindestgröße des Gartens von 300m² und eine maximale Größe von 900m² entscheidend, um für die Kartierung der Säugetier-Verteilung genügend Fallen bei ausreichendem Abstand voneinander aufstellen zu können und gleichzeitig eine vollständige Milbenherd-Erfassung durch eine einzelne Person zu ermöglichen,
- sowie das Einverständnis der Bewohner/Besitzer maßgeblich, die damit verbundenen Eingriffe in die Privatsphäre beziehungsweise Veränderungen im Gartengefüge zuzulassen.

Insgesamt 10 Gärten wurden für weitergehende Untersuchungen des Bodens und der Verteilung der Säugetiere ausgewählt:

Untersuchungseinheit Sommer/Herbst 2000 und Frühjahr 2001

Schrebergarten (Parzelle ‚Rauth‘) in der Anlage ‚Wasserland‘, Bonn-Kessenich: 540m² großer, klein-strukturreicher Nutz- und Ziergarten mit vielen Obstbäumen und relativ geringem Rasenflächenanteil.

Der Stadtteil Kessenich liegt am südlichen Ende der geschlossenen städtischen Kernbebauung von Bonn, zwischen Bonn und Bad Godesberg.

Garten ‚Kennedyallee 86‘, Bonn-Plittersdorf: 230m² großer, klein-strukturreicher Ziergarten mit vielen Bäumen und Gebüsch, Rasen-Beet-Verhältnis ausgeglichen.

Der Stadtteil Plittersdorf liegt am nördlichen Rand der Kernbebauung von Bad Godesberg.

Garten ‚Beethovenallee 121‘, Bonn-Bad Godesberg (Villenviertel): 500m² großer, klein-strukturreicher Ziergarten mit vielen Bäumen und hohem Rasenanteil.

Das Villenviertel ist ein dicht bebauter, zentraler Stadtteil von Bad Godesberg.

Schrebergarten ‚Graurheindorf‘ (Parzelle ‚Maybaum/Seemayer‘), in einer Anlage nahe dem Rheindorfer Bach: 530m² großer, strukturarmer Nutzgarten mit wenigen Zierbeeten und einigen Obstbäumen, das Rasen-Nutzbeet-Verhältnis ist ausgeglichen.

Der Stadtteil Graurheindorf liegt am äußeren nördlichen Rand der Stadt Bonn. Die Dichte der Bebauung ist gering und nimmt zum Umland hin weiter ab.

Im Schrebergarten ‚Graurheindorf‘ wurden keine Säugetier-Untersuchungen durchgeführt, da die notwendige Ausnahmegenehmigung vom Jagdrecht für den Fang von Haarraubwild von der Stadt Bonn nicht erteilt wurde. Daraus folgte, dass die Fallenart, die den Fang von Wildkaninchen ermöglichen sollte, nicht aufgestellt werden konnte. Wegen der erwarteten starken Verzerrung der Fangergebnisse in diesem Garten wurde daher auf eine Erhebung verzichtet.

Untersuchungseinheit Sommer/Herbst 2001 und Frühjahr 2002

Garten ‚Kaufmannstraße 69‘, Bonn-Endenich: 520m² großer, klein-struktureicher Ziergarten mit sehr vielen Bäumen und Gebüsch und hohem Rasenanteil. Der Stadtteil Endenich liegt am westlichen Rand der geschlossenen städtischen Kernbebauung von Bonn.

Garten ‚Alfterer Straße 69‘, Bonn-Dransdorf: 1200m² großer Garten, an Ackerflächen angrenzend, klein-struktureicher Ziergarten mit kleinen Nutzbeeten sowie einigen Bäumen und Gebüsch, hoher Rasenanteil.

Der Stadtteil Dransdorf liegt am westlichen äußeren Rand der Stadt Bonn und bildet, mit einer relativ geringen Dichte der Bebauung, den Übergang zum Umland.

Garten ‚Bürvigstraße 26‘, Bonn-Muffendorf: 600m² großer, klein-struktureicher Nutz- und Ziergarten mit vielen (Obst-) Bäumen und Gebüsch und relativ geringem Rasenflächenanteil.

Der Stadtteil Muffendorf liegt am westlichen Rand der Kernbebauung von Bad Godesberg, am Hang zum Kottenforst, am westlichen Rand des Rheingrabens.

Garten ‚Drachenfelsstraße 74‘, Bonn-Alt Godesberg: 560m² großer, strukturarmer Ziergarten mit vielen Bäumen und Gebüsch und hohem Rasenanteil.

Der Stadtteil Alt Godesberg liegt am westlichen Rand der Kernbebauung von Bad Godesberg. Der Garten liegt erhöht auf dem westlichen Hang des Rheingrabens

Garten ‚Am Brännchen 19‘, Bonn-Limperich: 300m² großer, strukturarmer Ziergarten mit einigen Bäumen und hohem Rasenanteil und Zierteich.

Der Stadtteil Limperich liegt innerhalb des Rheingrabens, rechtsrheinisch, am südlichen Rand der Stadt Bonn.

Garten ‚Steinacker 1‘, Bonn-Roleber: 300m² großer, strukturarmer Ziergarten mit einigen Bäumen und hohem Rasenanteil.

Der Stadtteil Roleber liegt am äußeren östlichen Rand der Stadt Bonn, auf dem Plateau des Rheinischen Schiefergebirges am Übergang zum Westerwald. Die Dichte der Bebauung ist gering und nimmt zum Umland hin weiter ab.

In drei dieser Gärten, sowie in einem Garten in der ‚Schumannstraße 86, Bonn-Südstadt (südlicher Rand der geschlossenen städtischen Kernbebauung von Bonn), wurden an jeweils zwei Stellen Dauermesseinrichtungen aufgestellt, um verschiedene Umwelt-Einflussgrößen sowie das Auftreten von Herbstmilbenlarven über einen Zeitraum von insgesamt drei Jahren (ab Herbst 1999 in den Schrebergärten ‚Wasserland‘ und ‚Graurheindorf‘) beziehungsweise zweieinhalb Jahren (ab Mai 2000 in den Gärten ‚Kaufmannstraße‘ und ‚Schumannstraße‘) beobachten zu können (Monitoring). Die Abbildungen 3 bis 6 zeigen einen Überblick der Bereiche in den einzelnen Gärten, in denen sich die Messstellen befanden.



Abb. 3: Bereich im Garten ‚Wasserland‘, Bonn-Kessenich, mit den Dauermessstellen, die rechts und links am Bildrand zu sehen sind.



Abb. 4: Teil-Bereich des Schrebergartens ‚Graurheindorf‘, Bonn-Graurheindorf. Links neben dem Komposthaufen (Bildmitte links) und am Maschendrahtzaun rechts (Bildmitte rechts) liegen die Messstellen, die beide wegen des hohen Aufwuchses nicht zu erkennen sind.



Abb. 5: Teil-Bereich des Gartens 'Kaufmannstraße', Bonn-Endenich. Links neben dem Messgerätehäuschen am Gebüschrand und im Vordergrund rechts liegen die Messstellen.



Abb. 6: Bereich der Messstellen im Garten 'Schumannstraße', Bonn-Südstadt. Links am Gebüschrand, wo das Sonnenlicht das Beet erreicht, und innerhalb des Gebüsches in Höhe der Bildmitte liegen die Messstellen.

Drei Gärten aus dieser Auswahl – ‚Drachenfelsstraße‘, ‚Am Brunnchen‘ und ‚Steinacker‘ - wurden für ein klimatisches Monitoring ausgewählt, um einen Vergleich geographisch verschiedener Regionen in Bezug auf die Ausbreitung der Herbstmilben untersuchen zu können. Zudem wurden die Informationen aus der Bevölkerung, die anlässlich des Zeitungsartikels und der öffentlichen Veranstaltungen eingingen, in einer Datenbank gesammelt, um insbesondere für das Bonner Stadtgebiet die Verteilung der von Herbstmilben befallenen Flächen auswerten zu können.

2.2 METHODEN DER FREILANDARBEIT

2.2.1 METHODEN ZUM FANG VON HERBSTMILBENLARVEN

2.2.1.1 KACHELFANGMETHODE (KFM)

Diese sehr einfach durchzuführende, aber arbeitsaufwendige Methode zum Fang der Herbstmilbenlarven wurde in jedem der untersuchten Gärten in allen Untersuchungsjahren angewandt. Eine Grundform dieser Fangmethode wurde erstmals von WILLIAMS (1946) angewandt und von HUBERT & BAKER (1963a) verändert.

In dieser Studie wurde diese Methode weiterentwickelt: Es wurden ausschließlich weiße Keramik-Kacheln (15cm Kantenlänge) benutzt. Diese wurden gleichmäßig, in einer willkürlich ausgewählten Ecke des Gartens beginnend, ausgelegt, so dass eine Kacheldichte von ungefähr einer Kachel pro 0,6 bis 0,9m² erreicht wurde. Die Kacheln wurden bei Bedarf leicht in den Untergrund gedrückt oder so gelegt, dass ein möglichst vollständiger Kontakt mit dem Untergrund erreicht wurde. Sie lagen jeweils für einen Zeitraum von 15 bis 25 Minuten aus. Anschließend wurden die Kacheln einzeln eingesammelt, betrachtet und eventuell auf den Kacheln befindliche Herbstmilbenlarven und andere Arthropoden mit einem feinen Haarpinsel in 70%-igen Ethanol beziehungsweise, im Falle von Lebendfängen, in Leitungswasser überführt. Die Kacheln wurden beidseitig sorgfältig abgewischt und erneut an anderer Stelle ausgelegt. Auf diese Weise wurden die Gärten zumeist vollständig untersucht.

Da die Kachelfangmethode – im Weiteren ‚KFM‘ genannt – im hochgewachsenen Gras die mutmaßlich auch an den Spitzen der Halme sitzenden Herbstmilbenlarven nicht erfassen kann, wurde – insbesondere bei den Kartierungen in den Gärten, in denen die Boden- und Säugetier-Untersuchungen geplant waren – darauf geachtet, dass der Rasen fünf bis sieben Tage vor den Untersuchungen gemäht worden war.

An den Dauermessstellen (s. Kap. 2.2.4) wurde die KFM in regelmäßigen Abständen zum Nachweis von Herbstmilbenlarven eingesetzt. Dazu wurde sie nach einem festen Standard ausgeführt: 8 oder 9 Kacheln pro Messstelle lagen für 20 Minuten in einem Abstand zwischen 1/2 und 2/3 der Kachelbreite voneinander aus (s. Abb. 7). Die Kacheln lagen dabei so kompakt wie möglich im Bereich der Tensiometer, um eine möglichst wenig verzerrte Korrelation zwischen den physikalischen Einflussgrößen und den Fangzahlen von Herbstmilben zu ermöglichen. Hierdurch wurde eine Fläche von 0,5m² (8 Kacheln) und 0,56m² (9 Kacheln) auf Herbstmilbenlarven untersucht.



Abb. 7: Standardverfahren der Kachelfangmethode (KFM) an den Dauermessstellen.

2.2.1.1.1 TEST DER KACHELFANGMETHODE

Wie bereits erwähnt, wurde die Kachelfangmethode als einzige Fangmethode für Herbstmilbenlarven regelmäßig eingesetzt. Da sie bereits im Sommer 1999 eingesetzt wurde, liegen damit relativ gut vergleichbare Fangdaten aus insgesamt vier Jahren vor.

Für diese Vergleichbarkeit der Fangzahlen miteinander – insbesondere in der statistischen Auswertung der verschiedenen Umwelt-Einflussgrößen (s. Kap. 2.2.3.6) – war es notwendig, zu testen, ob die Quantitäten der Fänge reproduzierbar wären beziehungsweise die Dauer des Ausliegens der Kacheln einen Einfluss auf die Fangergebnisse haben würde. Daher wurden in den Jahren 2000 und 2001, im Rahmen von routinemäßigen Gartenuntersuchungen, ausgelegte Kacheln wie folgt behandelt: Verschiedene zufällig ausgewählte Kacheln wurden bei einer ersten Betrachtung nach 15 bis 20 Minuten wieder an derselben Stelle platziert wie vorher. Die Anzahl der Herbstmilbenlarven auf den Kacheln wurde festgehalten, aber kein Tier entfernt. Nach weiteren 15 Minuten wurde abermals die Larvenanzahl festgehalten. Dies wurde bis zur 90. Minute, teilweise auch bis zur 105. Minute, fortgeführt. Somit lagen Fangdaten von derselben Stelle nach 15, 30, 45, 60, 75, 90 und teilweise auch nach 105 Minuten vor. Bei der Erstellung dieser Datensätze wurde zudem darauf geachtet, dass bei erstmaliger Betrachtung nach 15 Minuten der Besatz mit Herbstmilbenlarven unterschiedlich – keine bis hin zu 50 Tieren – war, um die Abundanz-Entwicklung bei unterschiedlicher Ausgangssituation verfolgen zu können.

2.2.1.1.2 LICHTFALLENFANGMETHODE

Im Zusammenhang mit den Säugetier-Untersuchungen im Jahr 2000 wurden die ausgewählten Herbstmilbenherde in den Gärten mit so genannten Lichtfallen untersucht. Die

Lichtfallen, die in der Literatur zum Fang von Trombiculiden-Larven (COCKINGS, 1948; JONES, 1950a; DANIEL, 1969; SY, 1986) beschrieben sind, wurden den Anforderungen der Studie entsprechend modifiziert. Die Lichtfallen sollten der quantitativen Erfassung der Herbstmilbenvorkommen dienen.

Sie bestanden aus einer Pflanzschale aus Kunststoff, Durchmesser 50cm (Fangfläche 0,39m²), die nur bei direkter Sonneneinstrahlung in geringem Maße lichtdurchlässig waren. Die Schalen waren bis auf ein circa 7cm durchmessendes Loch in der Mitte des Schalenbodens geschlossen. Die Schalen wurden umgedreht auf die ausgesuchten Stellen gestülpt. Mit dem Spaten wurden Unebenheiten am Rand beseitigt, damit die Schale ohne Spalt auf der Erde aufliegen konnte. Gegebenenfalls wurde von außen mit Erdmaterial abgedichtet, um die Ränder vollständig abzudunkeln. Bei Bedarf wurde die höher gewachsene Vegetation abgeschnitten und in die Mitte der Fangstelle flach auf den Boden gelegt. In die Mitte des Lichtloches wurde ein Holzstab gesteckt, der aus der Schale herausragte. Ein Stück handelsübliches weißes Kaffee-Filterpapier wurde mit dem Holzstab durchstoichen und bildete auf diese Weise auf dem Erdboden einen Kegel um den Holzstab herum. Diese kegelförmige Sammelkonstruktion befand sich in der Mitte des Lochbereiches. Durch Befeuchten des Filterpapier-Kegels am unteren Ende wurde erreicht, dass die Ränder dem Untergrund anlagen.

Über das obere Ende des Holzstabes wurde ein durchsichtiges Kunststoffröhrchen gestülpt. Um das Lichtloch in der Schale herum wurde eine Pappröhre aufgestellt, die als Blende fungierte, um zu gewährleisten, dass selbst bei tiefem Sonnenstand mindestens auf den Rand des Filterpapiers in der Falle Licht fiel, damit ein Lichtgradient die Herbstmilbenlarven bis an das helle Filterpapier führen konnte, worauf sie dann, ihrem aufwärtsgerichtetem Lauftrieb folgend (JONES 1950a), den Holzstab erklimmen konnten. Die Fallen wurden jeweils für 4,5 Stunden aufgestellt. Beim Abbau wurde der Holzstab in das Kunststoffröhrchen hinein mit 70%igem Ethanol von unten nach oben abgewaschen. Die obere Hälfte des Kaffee-Filterpapiers (also die Kegelspitze) wurde abgetrennt und in das Röhrchen mit Alkohol überführt, die Papp-Blende wurde am oberen Rand nach Herbstmilbenlarven abgesucht, die gegebenenfalls mit einem Haarpinsel in das Röhrchen überführt wurden. Somit wurden auch diejenigen Milben erfasst, die bei starkem Sonnenlicht an der Innenwand der Schale hochgekrabbelt und an der Blende hochgeklettert waren.

Es zeigte sich jedoch, dass diese Fangmethode sehr viel aufwendiger als die KFM war und dass sie an vielen Stellen in den Gärten – beispielsweise unter Büschen oder auf unebenen Standorten – nicht anwendbar war (s. Kap. 4.1.2). Die Lichtfallen wurden daher im Sommer 2001 nicht eingesetzt.

2.2.1.3 LOCKKEGELFANGMETHODE

Mit der neu entwickelten Lockkegelfangmethode, die von der Konzeption her eine Kombination von Kachelfang- und Lichtfallenmethode darstellt, wurde im Sommerhalbjahr 2001 an den Dauermessstationen das Auftreten der ersten Herbstmilbenlarven der Saison festgehalten. Mit diesem Fangverfahren, bei dem weiße Labortrichter (12cm Durchmesser) mit der Kegelgrundfläche nach unten auf einem potenziellen Herbstmilbenherd leicht in die Erde gedrückt aufgestellt wurden, sollten die Herbstmilbenlarven durch die helle Färbung und der damit stärkeren Reflektion des Lichtes angelockt werden (entsprechend der KFM). Hierbei werden sowohl die Tiere außerhalb des Trichterkegels als auch innerhalb angelockt, da das Sonnenlicht die Trichterwände durchdringt. Die Larven, die die Trichter auf Grund ihres positiv phototaktischen Verhaltens erreichen, laufen ihrer negativ geotaktischen Neigung entsprechend (JONES, 1950a) an dem Trichter innen oder außen empor. Sie sammeln sich am Ende des Auslaufstutzens des Trichters (entsprechend der Lichtfallenfangmethode) und können mit einem feuchten Haarpinsel leicht abgesammelt werden.

Diese Methode hatte im Vergleich zur KFM nicht zu einer weniger aufwendigen Bestimmung des ersten Auftretens von Herbstmilbenlarven geführt. Da zudem, im Gegensatz zur KFM, keine Vergleichsdaten aus den Vorjahren zur Verfügung standen, wurde die Lockkegelfangmethode im Sommer 2002 nicht wieder verwendet (s. Diskussion).

2.2.2 UNTERSUCHUNGEN ZUR CHARAKTERISTISIERUNG VON HERBSTMILBENHERDEN

In den Jahren 1999, 2000 und 2001 wurden Untersuchungen von Herbstmilbenherden in verschiedenen Gärten zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt. Diese freilandökologischen Untersuchungen dienten dazu, allgemeine Erkenntnisse über das Auftreten, die Verbreitung und die Häufigkeit von Herbstmilbenlarven zu sammeln sowie mögliche Zusammenhänge mit den vor Ort herrschenden Umweltbedingungen aufzudecken. Es wurden möglichst viele durch verschieden starken Larvenbefall sich unterscheidende Gärten beziehungsweise Herde erfasst. Außerdem wurden verschiedene Stadtteile der Stadt Bonn ausgewählt, um die Verteilung und Ausbreitung von Herbstmilben innerhalb des Stadtgebietes untersuchen zu können.

In den ausgewählten Gärten wurde eine Kartierung der Verteilung der Herbstmilbenlarven vorgenommen. Die Daten wurden standardisiert mit Hilfe der Kachelfangmethode (KFM) erhoben (s. Kap. 2.2.1.1). Daraus folgte die Definition eines Herbstmilbenherdes als eine Stelle in einer Fläche (Garten, Grünanlage etc.), an der relativ zur direkten Umgebung die meisten Herbstmilbenlarven mit Hilfe der KFM nachgewiesen werden konnten. Eine solche

Stelle konnte entweder nur durch eine ausgelegte Kachel oder durch mehrere Kacheln repräsentiert sein.

Die Fundstellen von Herbstmilbenlarven wurden auf Gartenskizzen und in den dazugehörigen Aufzeichnungen entweder Quadratmeter-genau oder, bei verstreut liegenden Einzel-funden, als einige Quadratmeter umfassende Areale festgehalten. Dabei wurde die Lage der Herde anhand von feststehenden Strukturen (Bäume, Sträucher, Pfosten und Zäune etc.) in der Umgebung festgelegt.

Neben den Daten über die Lage, Larvenquantität und jahreszeitlichen Larvenaktivität an den Befallsstellen wurden die Beschattung/Exposition (5 Kategorien: sonnig, sonnig bis halbschattig, halbschattig, halbschattig bis schattig sowie schattig) und der momentane Feuchtigkeitsgrad im Oberboden der Befallsstellen mit Hilfe der Fingerprobe nach SCHLICHTING ET AL. (1995) festgehalten.

Es wurde eine Unterteilung in ‚Rasen‘ und ‚Beet‘ vorgenommen und allgemein die Vegetation (Gräser, Moos, Kräuter, Stauden, Sträucher, Nutzpflanzen) und deren Bewuchsdichte im Hinblick auf die Auswirkungen auf das Mikroklima direkt über dem Boden beschrieben. Als ‚Rasen‘ galt jede Form von als Rasenfläche angelegte Bepflanzung, unabhängig davon, wie stark sie von Moosen oder Kräutern durchsetzt war oder wie ausgedünnt die Bepflanzung vorgefunden wurde. Ein ‚Beet‘ war in dieser Studie ‚eine Fläche, die weder Rasenfläche noch verbaut war‘.

An den für die Bodenuntersuchungen ausgewählten Stellen (s. Kap. 2.2.3.4 und 2.2.3.5) wurde zudem im April und Mai der Jahre 2001 und 2002 der Grad der bodenoberflächlichen Bedeckung durch Vegetation oder Laubstreu mit Hilfe einer Schemazeichnung aus ROWELL (1997) zur Abschätzung des Bedeckungsgrades in Prozent der Fläche notiert. Mit der Schemazeichnung konnten die Schwankungen der Abschätzungen auf maximal 10% reduziert werden. Es wurde ausschließlich die Bedeckung von 0 bis 10/15cm über dem Boden berücksichtigt.

Die Vorgehensweise bei der Herbstmilbenlarven-Suche und die oben beschriebene Fundstellencharakterisierung war in jedem Garten, der in den Sommern 1999, 2000 oder 2001 untersucht wurde, identisch. Im Jahr 2001 wurde durch eine nochmalige Untersuchung von bereits im Vorjahr / in den beiden Vorjahren ausgewerteten Gärten ein entsprechend zwei oder drei Jahre umfassender Datensatz für eine Betrachtung der Populationsdynamik der Herbstmilbenlarven erzeugt. Die entsprechenden Kartierungen der Herbstmilbenherde erfolgten in jedem Jahr zu ungefähr gleicher Zeit (maximale Verschiebungen um eine Woche), um die Fangzahlen direkt vergleichen zu können.

Die Entwicklung der Herbstmilbenpopulationen innerhalb einer ‚Larvensaison‘ – dem Zeitraum der Nachweisbarkeit von Larven an der Bodenoberfläche mit der KFM – wurde durch Mehrfachkartierungen von Gärten oder einzelnen Herden festgehalten. In allen

Untersuchungsjahren wurden diese Untersuchungen auch zur Bestimmung von Beginn und Ende der Larvensaison ausgewertet.

Zur Bestimmung der Ausdehnung von Herbstmilbenherden wurden an besonders stark befallenen Stellen Untersuchungen durchgeführt, bei denen die Kacheln sehr großflächig, aber in einem sehr engen Raster (Abstand: 2/3 der Kachelkantenlänge), ausgelegt wurden. Nach circa 20-25 Minuten wurden die Kacheln betrachtet und die Anzahl der gefangenen Larven pro Kachel festgehalten.

2.2.3 UNTERSUCHUNGEN ZUR ABHÄNGIGKEIT DER HERBSTMILBEN-POPULATIONEN VON VERSCHIEDENEN UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN

Im Bereich ausgewählter Herbstmilbenherde und befallsfreier Stellen wurden innerhalb der unter 2.1 aufgeführten Gärten die in den nachfolgenden Kapiteln beschriebenen Messungen verschiedener Umwelt-Einflussgrößen durchgeführt: Entsprechend der Untersuchungseinheit wurden Ende August und September 2000 und 2001 die Säugetier-Untersuchungen und im April und Mai des jeweiligen Folgejahres die Boden- und Bodenfauna-Untersuchungen durchgeführt. Die Auswahl der Standorte war ‚stratifiziert zufällig‘: Für die geplante statistische Auswertung wurden Stellen mit unterschiedlich hohen Fangzahlen an Larven ausgewählt. Die Kachelfangmethode hatte sich im Fangtest (s. Kap. 3.1.1) für einen quantitativen Larven-Nachweis als geeignet erwiesen. Das Spektrum der Herbstmilbenlarven-Häufigkeiten an den verschiedenen Herden wurde bei der Auswahl der Standorte möglichst gleichmäßig abgedeckt.

2.2.3.1 UNTERSUCHUNGEN ZUM BEFALL UND ZUR VERTEILUNG DER WIRTE (SÄUGETIERE)

Es wird vermutet, dass die Säugetiere als Wirte der Herbstmilbenlarven eine wesentliche Rolle bei deren Verbreitung spielen. Deshalb wurden Fänge von Säugern auf Flächen mit Herbstmilben-Vorkommen durchgeführt. Neben den Säugeranzahlen in den Fallen wurde auch ein Befall mit Herbstmilbenlarven festgehalten, da die Befallssumme der Säuger eines Fallenkomplexes als sogenanntes ‚Re-Befallspotenzial einer Stelle‘ deutbar galt.

Für diese Untersuchungen wurden im September 2000 drei Gärten mit insgesamt 30 Standorten für Fallenkomplexe, bestehend aus beköderten Lebendfallen, im August und September 2001 sechs Gärten mit insgesamt 82 Standorten für Fallenkomplexe ausgewählt.

Dabei wurde neben den weiter oben angegebenen Kriterien der Kategorien-Auswahl auch darauf geachtet, dass die Fallenkomplexe möglichst gleichmäßig im Garten verteilt waren, um eine Beeinflussung durch ein zu dichtes Zusammenstehen zu vermeiden.

Im September 2000 wurden vier Fallentypen verwendet: so genannte Trip-Trap- Kastenfallen aus durchsichtigem Kunststoff (Maße Fangtunnel 140mm x 60mm x 53mm, Nestkasten 139mm x 66mm x 85mm) (Fa. Punktum, Hennef) zum Fang von Spitzmäusen (Soricidae) mit einem Köder aus angebratenem Speck; geschlossene Kastenfallen⁺ aus Metall (Maße 120mm x 50mm x 50mm) zum Fang aller Tiere bis zur Größe von Waldmäusen (Muridae) und Wühlmäusen (Arvicolidae), beködert mit einer Paste aus Erdnussmus, Apfelstückchen und Haferflocken und angebratenem Speck; Drahtkastenfallen⁺ (Rattenfallen) mit einer Abdeckung aus halbierten Kunststoffröhren (Maße 350mm x 100mm x 100mm) mit einem Köder aus Weizenkörnern und Walnüssen zum Fang aller Tiere bis Ratten-Größe und große Drahtkastenfallen mit zwei Einläufen (Maße 1000mm x 300mm x 300mm) (Fa. Punktum, Hennef) für größere Säuger (Kaninchen, Bilche) mit einem Köder aus Apfel- und Karottenstückchen. Die Fallen wurden als Fallenkomplexe bestehend aus vier Kastenfallen, einer Rattenfalle und einer großen Drahtkastenfalle sowie teilweise einer Spitzmausfalle an jeder ausgewählten Stelle aufgestellt. Zwischen den Fallenkomplexen lag ein Abstand von mindestens 5m. Das gesamte fangbare Säugerspektrum sollte auf diese Weise abgedeckt werden.

Die Fallen wurden morgens nach der Dämmerung und abends vor der Dämmerung untersucht, entleert, gegebenenfalls neu beködert und wieder aufgestellt. Die gefangenen Tiere wurden mit 0,1mg Ketavet®/g Körpergewicht subkutan betäubt (Pharmacia & Upjohn GmbH, Erlangen). Danach wurden sie auf Herbstmilbenbefall untersucht. Parasitierende Herbstmilbenlarven wurden von den Wirten entfernt und in 70%igem Ethanol verwahrt. Die Parasitenanzahl und die Lokalisation des Befalls am Körper des Wirtes wurden festgehalten, ebenso die Säugerart und der Fangort des Tieres. Die Säuger wurden durch Kürzen des Oberfelles am hinteren Rücken so markiert, dass ein Wiederfang der Tiere zu erkennen war. Je nach Anzahl der gefangenen und markierten Tiere konnte teilweise ein individueller Wiederfang erkannt werden. Die Säuger wurden daraufhin zum Aufwachen aus der Betäubung in Jutesäcken an den Fangort zurückgebracht. Aus den Jutesäcken konnten sie sich selbst befreien.

Die ermittelten Säugetier-Fangdaten (Häufigkeit, Ort, Grad des Befalls) wurden mit den Populationsdichten der Herbstmilben in einer statistischen Auswertung korreliert (s. Kap. 2.2.3.6). Indizien, die die Anwesenheit nicht gefangener Tiere in den Gärten anzeigten, wurden ebenfalls festgehalten: Fäzes, Ganghügel von Gartenwühlmäusen (*Arvicola terrestris*), Maulwurfshügel (*Talpa europaea*) und Fraßspuren. Wurden Fraßspuren an Ködern – abgesehen von offensichtlichem Anfraß durch andere Tiergruppen, beispielsweise Nacktschnecken – und Fäzes im Fallenbereich festgestellt, ohne dass Tiere im Fallenkomplex gefangen wurden, so wurde dies als ‚Indizien-belegte zusätzliche Tieranwesen-

⁺ Die Fallen wurden freundlicherweise vom Zoologischen Institut der Universität Bonn zur Verfügung gestellt.

heit' notiert. Die auf diese Weise korrigierten Fangzahlen wurden ebenfalls statistisch ausgewertet.

Im August und September 2001 wurde in den wesentlichen Punkten gleich verfahren wie im Vorjahr. Es gab aber einige Abänderungen: Es wurde in jedem Garten vor jeder Säuger-Kartierung für einen Zeitraum von circa fünf Tagen vorgeködert, das heißt, es wurden die in den Fallen verwendeten Köder im Garten fünf Tage vorher zufällig verteilt, um die Tiere an den Köder zu gewöhnen; auf die Drahtkastenfallen für Ratten wurde verzichtet, da sich herausgestellt hatte, dass Ratten besser mit den großen Drahtkastenfallen gefangen werden konnten; die Zahl der Spitzmaus-fängigen Fallen wurde durch so genannte Hengstler-Fallen (Maße 146mm x 50mm x 50mm) (Fa. Punktum, Hennef) ergänzt und die Beködierung der Kastenfallen wurde ganz auf pflanzliche Köder umgestellt.

Dadurch ergab sich eine neue Zusammensetzung der Fallenkomplexe aus einer großen Drahtkastenfalle, zwei Kastenfallen und einer Spitzmaus-fängigen Falle (Hengstler- oder Trip-Trap-Falle).

2.2.3.2 LOKALISIERUNG DER EUEDAPHISCHEN⁺ ENTWICKLUNGSSTADIEN DER HERBSTMILBE

Zur Suche nach den Nymphen und den adulten Entwicklungsstadien der Herbstmilben wurde das Flotationsverfahren nach COCKINGS (1948), RICHARDS (1950b) und DANIEL (1961, 1969) in modifizierter Form angewandt. Auf diese Weise sollten Nymphen- und Adult-Stadien aus den Bodenproben herausgeschwemmt werden. Es sollten sich daraus Angaben über die korrespondierende Anzahl von adulten Tieren im Boden im Verhältnis zu Larven an der Bodenoberfläche ergeben. Zudem sollten über die Bestimmung der Aufenthaltstiefen der Stadien im frühen Frühjahr Rückschlüsse auf die Überwinterungstiefe gezogen werden.

Im Frühjahr 2001 wurde, im Anschluss an die Bodenprobennahme für die Bodenuntersuchungen (s.u.), an allen Probennahmestandorten eine Bodenprobe aus den Bodenschichten 0-10cm, 10-20cm, 20-30cm und 30-45cm entnommen. Die Bodenprobe bestand aus 2,2l bis 2,5l des verbliebenen, gut gemischten Bodenmaterials der jeweiligen Tiefenschicht. Das Bodenmaterial wurde in Gefrierbeutel gefüllt und noch am selben Tag bei minus 10°C eingefroren. Zur Bearbeitung wurde die Bodenprobe aufgetaut und beutelweise in 10l-Eimern mit einigen Litern warmen Wassers (30-50°C) aufgeschlemmt. Dabei wurden auch sich schlecht im Wasser auflösende Tonklumpen so lange vorsichtig zerkleinert, bis höchstens einzelne erbsengroße Partikel übrig blieben. Danach wurde der Eimer

⁺ In der vorliegenden Arbeit werden die Bezeichnungen ‚euedaphische Entwicklungsstadien‘ und ‚post-larvale Entwicklungsstadien‘ synonym verwendet, da sich alle Entwicklungsstadien der Herbstmilbe – mit Ausnahme der Larve – permanent im Boden aufhalten.

zu circa 3/4 mit warmem Wasser aufgefüllt. Hiernach folgte eine Periode von 10-30 Minuten, in der sich die Probe setzen konnte. Die Wasseroberfläche wurde mit einem Sieb der Maschenweite 1mm abgesiebt, bis keine Partikel mehr im Sieb aufgefangen werden konnten. Der Inhalt des Siebes wurde nach jedem Siebe-Vorgang mit einer Spritzflasche in ein circa 2l fassendes Kunststoffgefäß aus dem Sieb ausgewaschen. Das Kunststoffgefäß wurde bis knapp unter den Rand mit warmem (50-60°C) Wasser aufgefüllt, welches mit Universalöl (geringe Viskosität) gemischt war. Dadurch wurde zum einen erreicht, dass sich das Aussiebe-Material gleichmäßig auf der Wasseroberfläche verteilte und nicht am Rand des Kunststoffgefäßes sammelte, und zum anderen versucht, die Schaummenge, die sich auf der Wasseroberfläche gebildet hatte, zu reduzieren. Die Wasseroberfläche des Kunststoffgefäßes wurde mit einer Kopflupe (4-fache Vergrößerung) abgesucht. Bei starker Schaumbildung durch Bodenpartikel auf der Wasseroberfläche wurde einige Stunden mit der Suche gewartet. Auffällige Bestandteile, die potenziell eine adulte Herbstmilbe sein konnten (Größe, Gestalt und Färbung), wurden mit einem Haarpinsel in 70%-igen Ethanol überführt und im Labor mit der Stereolupe (16- bzw. 40-fache Vergrößerung) untersucht.

2.2.3.3 UNTERSUCHUNGEN ZUR BODENFAUNA

Die Bodenfauna, die das Nahrungsangebot beziehungsweise potenzielle Fressfeinde der Nymphen und adulten Herbstmilben im Boden darstellt, erschien als ein ebenfalls wichtiger Umweltfaktor für die Abundanz der Herbstmilben. Daher wurden am 19. und 20. April 2001 und am 27. März 2002 an ausgewählten Stellen in verschiedenen Gärten Bodenproben zur Untersuchung der Bodenfauna genommen. Das Datum der Probennahme war durch die geplanten bodenphysikalischen und –chemischen Untersuchungen vorgegeben: Zum einen konnten die Bodenuntersuchungen nicht weiter in das späte Frühjahr verschoben werden (zu erwartende geringe Feuchtigkeit des Bodens), zum anderen sollten die Bodenfauna-Proben so kurzfristig wie möglich vor den Bodenuntersuchungen genommen werden, da vermutet wurde, dass sich durch die Existenz der Bohrlöcher die Bodenstruktur in einem Maße verändern könnte (beispielsweise durch veränderten Wasserabfluss nach Regenereignissen), dass die entsprechenden Untersuchungen beeinträchtigt werden würden. Somit schied eine Probennahme der Bodenfauna im Sommer oder Herbst des entsprechenden Vorjahres aus. Auch räumlich konnte nicht ausgewichen werden, da sowohl die Bodenfauna als auch die physiko-chemischen Bodenparameter direkt am Herbstmilbenherd untersucht werden sollten. Es wurde jedoch davon ausgegangen, dass eine mögliche gegenseitige Beeinflussung von Bodenfauna und der im Boden lebenden Herbstmilben-Stadien aus dem Sommer und Herbst des Vorjahres nach dem Winter noch durch die Probennahme reproduzierbar sein würde.

Die Probennahme erfolgte mit einem so genannten Spaltbohrer mit Stechzylindern (Fa. Ecotech, Bonn), wodurch eine kontinuierliche Boden-Bohrprobe von 0 bis 40cm Bodentiefe ermöglicht wurde. Im Probenehmer sind acht Metallzylinder von jeweils 5cm Höhe aufeinander gestapelt (Inhalt jeweils 100ml). Jeweils zwei Probenzylinder wurden zusammen in Gefrierbeutel umgefüllt, so dass die untersuchten Bodentiefenstufen denen der bodenphysikalischen Untersuchungen entsprachen: 0-10cm, 10-20cm, 20-30cm und 30-40cm (s. folgendes Kap.). Die Bodenfauna wurde mit Hilfe einer modifizierten Berlese-Tullgren-Apparatur (DUNGER & FIEDLER, 1997) im Institut für Bodenkunde der Universität Bonn (Eigenbau des Institutes) aus den Bodenproben ausgetrieben.

Im April 2001 wurde eine Bohrprobe an jeder Stelle, die auch bodenphysikalisch untersucht werden sollte, im Zentrum der im Vorjahr kartierten Herbstmilben-Befallsherde entnommen. Der Inhalt der Gefrierbeutel wurde in die Trichter der Berlese-Tullgren-Apparatur überführt und die Bodenfauna drei Wochen bei sehr langsam gesteigerter Lichteinwirkung und damit auch relativ langsam zunehmender Trockenheit ausgetrieben. Die Bodenorganismen einer Probe sammelten sich in einem Auffanggefäß, welches mit 70%igem Ethanol und einem Tropfen Detergenz (Spülmittel) gefüllt war. Die Ergebnisse der Auszählung der Proben sollten mit den Ergebnissen der Isolierung von Bodenstadien der Herbstmilben (s. vorangegangenes Kap.) korreliert werden.

Im April 2002 wurde die Methodik im Vergleich zum Vorjahr verändert, da auf Grund eines mutmaßlich methodischen Fehlers die Anzahlen der isolierten Bodenorganismen nicht repräsentativ zu sein schienen (V. GEIßEN, Institut für Bodenkunde, Bonn, persönliche Mitteilung) und die Proben aus dem April 2001 somit nur begrenzt auswertbar waren. Der Einweisung in die Methodik durch einen Mitarbeiter des Institutes für Bodenkunde zufolge waren die ‚ungestörten‘ (d.h., unveränderte, dem Zustand im Boden entsprechende) Stechzylinder-Proben in die Berlese-Tullgren-Apparatur eingeführt worden. Nach Rücksprache mit V. Geißen hätten die Proben zerkleinert werden müssen, wenngleich in der Methodenliteratur dies nicht als absolut notwendig erachtet wird (s. Diskussion). Nichtsdestoweniger wurden alle Proben vom April 2001 nach Herbstmilbenstadien durchgesehen, um weitere Daten bezüglich der Aufenthaltstiefe der Herbstmilben im Boden zu sammeln.

Die Methodik wurde für die Probennahme vom März 2002 wie folgt überarbeitet:

Es wurden in den vier Gärten ‚Kaufmannstraße‘, ‚Alfterer Straße‘, ‚Am Brunnchen‘ und ‚Drachenfelsstraße‘, die sich durch einen relativ hohen Herbstmilbenlarven-Befall auszeichneten, an jeweils fünf im Vorjahr unterschiedlich stark befallenen Herden Bodenfauna-Proben entnommen. Um eine varianzanalytische, statistische Auswertung zu ermö-

glichen, wurden an jeder Stelle zwei Proben bis in 40cm Bodentiefe gezogen. Die Probenahmestellen lagen sich, um das gedachte Zentrum des Herdes herum, im Abstand von 30-40cm gegenüber. Die Proben wurden getrennt in die Berlese-Tullgren-Apparatur eingebracht und ausgewertet. Die Tiere wurden nicht in 70%igem Ethanol, sondern, abweichend zum Vorjahr, in Isopropanol (2-Propanol) gesammelt und verwahrt, um eine bessere Konservierung des Probenmaterials zu gewährleisten, da das Ethanol durch ebenfalls ‚ausgetriebenes‘ Wasser zu stark verdünnt worden war.

In der sich anschließenden qualitativen und quantitativen Auswertung des Probenmaterials wurden die Raubmilben (Gamasida) nach Möglichkeit bis zur Art und die Collembolen bis zur Familie bestimmt. Die übrigen Vertreter der Bodenfauna wurden nur makroskopisch bis zur Ordnung oder höher organisiert bestimmt, da das Berlese-Tullgren-Verfahren quantitativ nur für Milben und Collembolen repräsentative Ergebnisse liefert (EDWARDS & FLETCHER, 1971; DUNGER & FIEDLER, 1997). Zur Determination der Tiere diente folgende Literatur: Für die Raubmilben (Gamasida): KARG (1993), GRUNER (1993), KARG (1994) und KARG & FREIER (1995); für die Determination von Collembolen und anderen Bodentieren: DUNGER & FIEDLER (1997), BRUCKNER & KALUSCHE (1990) und BROHMER (1984).

Für die weitere Auswertung wurde die Bodenfauna nach den obigen Literaturangaben in drei Gruppen zusammengefasst:

Milben- und Collembolen-fressende Raubmilben,
Collembolen-fressende Raubmilben und
Collembolen.

Mit Hilfe dieser Einteilung wurde eine Auswertung im Hinblick auf die Beeinflussung der Herbstmilben durch Fressfeinde beziehungsweise Beutekonkurrenten durchgeführt.

Diese Auswertung erfolgte in Form einer statistischen Analyse entsprechend der anderen untersuchten Umweltfaktoren.

2.2.3.4 BODENPHYSIKALISCHE UNTERSUCHUNGEN

Im April und Mai 2001 und 2002 wurden an 73 Standorten – Herbstmilbenherden und befallsfreien Stellen, die auch durch die Säugetier-Untersuchungen erfasst worden waren – bodenphysikalische Untersuchungen durchgeführt. Diese sollten Erkenntnisse über die Umweltbedingungen im Boden und deren Einfluss auf die euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilben ergeben.

An den ausgewählten Stellen wurden mit Hilfe eines sogenannten geschlossenen Ringhalters (Fa. Eijkelkamp, Giesbeek, NL) in den vier Tiefenstufen 0-10cm, 10-20cm, 20-30cm und 30-40cm jeweils sechs Bodenproben in Stechzylindern (Inhalt 100ml) genommen. Von dem, nach Entnahme der Stechzylinderproben verbliebenen, Bodenmaterial jeder Bodentiefe wurde eine weitere durchmischte Bodenprobe von circa 150g genommen.



Abb. 8: Eine ungestörte Bodenprobe in einem Stechzylinder.



Abb. 9: Ansicht einer Probennahmestelle für ungestörte Bodenproben. Die oberste Bodenschicht ist bereits abgetragen worden. Für die nachfolgende Bodenschicht sind drei der insgesamt sechs Bodenproben bereits entnommen worden.

Die Untersuchung der Bodenproben wurde im Institut für Pflanzenbau, Professur für Bodenkunde und Angewandte Bodenphysik (Prof. Dr. H. Franken) durchgeführt. In den folgenden Abschnitten werden die in dieser Arbeit verwendeten Methoden zur direkten Be-

stimmung bodenphysikalischer Kennzahlen nach RICHARDS & FIREMAN (1943) aus den Stechzylinder-Proben beschrieben. Es handelt sich um: Luft- und Wassergehalt, Grobporenanteil, Feinporenanteil, Lagerungsdichte und Luftdurchlässigkeit. Zusätzlich wurden weitere Kennzahlen aus den Datensätzen berechnet (RICHARDS & FIREMAN, 1943): Mittelporenanteil, Gesamtporenvolumen und Summen einiger ausgewählter Größenfraktionen von Poren sowie Porenziffer und die Dichte der Festsubstanz.

Abbildung 8 zeigt eine so genannte ungestörte Stechzylinder-Probe. An Probennahmestellen im Rasen wurden die obersten 2 bis 3cm vor der Probennahme mit einem scharfen Spaten abgehobelt, da sonst mit dem Ziehgerät nicht gearbeitet werden konnte (s. Abb. 9). An offenen Bodenstellen wurde dagegen nur die Bodenaufgabe entfernt.

Penetrometer-Messungen

Im Dezember 2000 wurden einige der im Zusammenhang mit der Säugetier-Untersuchungen ausgewählten Probennahmestellen mit einem so genannten Penetrometer untersucht. Das Penetrometer gibt Auskunft über den Eindringwiderstand in die verschiedenen Bodenschichten eines Standortes. Mit Hilfe dieser Messungen ist eine Aussage über die Verdichtung des Bodens und damit in begrenztem Maße über die Bodenphysik verschiedener Standorte möglich. Diese Voruntersuchungen sollten klären, ob die Stellen aus bodenphysikalischer Sicht solche Unterschiede aufwiesen, dass die sehr arbeits- und zeitaufwendigen bodenphysikalischen Untersuchungen an allen oder nur an ausgewählten Stellen gerechtfertigt sein würden.

Bestimmung des Luftgehaltes

Von den Stechzylinder-Proben wurden noch am Tag der Probennahme das Feldgewicht (Gewicht zum Zeitpunkt der Probennahme) und der Luftgehalt mit einem Luft-Pyknometer nach ‚Langer‘ (Fa. Eijkelkamp, Giesbeek, NL) ermittelt. Die Bestimmung dieses Momentanwertes wurde vorgenommen, um zusammen mit den Angaben zum Frisch- und Trockengewicht der Bodenprobe den Gesamtporengehalt berechnen zu können (RICHARDS & FIREMAN, 1943).

Bestimmung der Grobporenfraktionen

Zur Bestimmung der Grobporenfraktionen im Boden wurde die Drucktopfmethode nach RICHARDS & FIREMAN (1943) zur Gefügeuntersuchung durchgeführt:

Die Stechzylinder-Proben, deren Luftgehalt ermittelt worden war, wurden auf eine Keramikplatte gestellt. Die Proben waren auf einem runden Stück Filterpapier platziert, welches mit einer 0,1%-igen Thymol-(C₁₀H₁₄O) Lösung getränkt war (Fa. Merck, Darmstadt), um Bodenorganismen abzutöten. Die so besetzten Keramikplatten wurden über Nacht in einem Wasserbad gewässert, um eine vollständige Wassersättigung aller Bodenporen zu

erreichen. Hiernach wurden die gewässerten Stechzylinder-Proben in Drucktöpfe (Pressure Plate Extractor Cat. # 1200, Fa. Soil Moisture Equipment Co., Santa Barbara, Kalifornien, USA) überführt. Die Keramikplatten waren mit einem Auslaufstutzen nach außen verbunden. In den Drucktöpfen wurden nun verschiedene Drücke auf die Proben ausgeübt, um gezielt Poren bestimmter Größen zu entwässern. Dabei floss das Wasser aus den Proben durch die Keramikplatte hindurch nach außen ab. Auf diese Weise wurden die Bodenproben zunächst bei einem Druck von 0,062bar (Wasserpotenzial pF 1,8) und im Anschluss bei einem Druck von 0,31bar (pF 2,5) entwässert. Die Drücke wurden jeweils solange auf die Proben ausgeübt, bis in den Auffangtöpfen über Nacht kein Wasser mehr zu sehen war beziehungsweise nach mehreren Stunden nur noch einzelne Tropfen in den getrockneten Auffangtöpfen nachgewiesen werden konnten. Nach jeder Druckstufe wurden die Proben bis auf 1/100stel Gramm genau gewogen. Nach der zweiten Druckstufe wurden die Stechzylinder-Proben zusätzlich noch zweimal gewogen: das erste Mal nach Entfernen des Filterpapiers und das zweite Mal nach einem Arbeitsschritt zur Verdichtung des Randes der Bodenprobe innerhalb des Stechzylinders. Von diesen so genannten randverdichteten Stechzylinder-Proben wurde die Luftdurchlässigkeit (s.u.) gemessen. Abschließend wurden die Stechzylinder-Proben im Trockenschrank bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und das Trockengewicht festgehalten.

Diese Methode ergab durch die Verrechnung der Probengewichte aus den einzelnen Arbeitsschritten den Anteil an schnell-dränenden (weiten) Grobporen und langsam-dränenden (engen) Grobporen. Der Anteil der jeweiligen Grobporenfraktion wurde somit als Volumenprozent [Vol.%]-Anteil in Bezug zum Gesamtvolumen des Stechzylinders und folglich bezogen auf das Volumen der gesamten Bodenprobe ermittelt.

Bestimmung der Luftdurchlässigkeit

Die Luftdurchlässigkeit der sogenannten randverdichteten Stechzylinder-Proben wurde mit einem Luftpermeameter gemessen. Bei dem Gerät handelte es sich um einen Eigenbau des Instituts für Pflanzenbau nach GROVER UND TANNER (Funktionsweise nach KMOCH, 1962, modifiziert nach KMOCH & HANUS, 1965). Die Funktionsweise der Luftdurchlässigkeitsapparatur beruht auf dem gleichmäßigen und kontinuierlichen Durchdrücken von Luft durch die randverdichtete Stechzylinder-Probe. Dabei wird die Zeit festgehalten, die der Schwimmkolben des Apparates für eine bestimmte Strecke (mm) benötigt. Aus beiden Messdaten wird der Koeffizient ‚aer‘ [μm^2], ein Maß für die Luftdurchlässigkeit und für das Kontinuum der Poren innerhalb der Bodenprobe, berechnet.

Bestimmung der Feinporen (‚Totwasser‘) und der Mittelporen

Wie eingangs bereits erwähnt, wurde im Anschluss an die Probennahme durch Stechzylinder aus jeder Bodenschicht eine Bodenmischprobe aus dem verbliebenen Boden-

material einer Tiefenstufe genommen. Diese wurde zur Bestimmung des Gehaltes an Feinporen (indirekt durch sogenannte ‚Totwasser‘-Bestimmung) in der jeweiligen Bodenschicht nach RICHARDS & FIREMAN (1943) verwendet:

Das Bodenmaterial wurde über Nacht mit Aqua dest. gesättigt und anschließend so lange verrührt bis sich selbst kleine Bodenklumpen aufgelöst hatten. Vier bis sechs Teelöffel des Bodens wurden in Gummiringe gefüllt, die auf Keramikplatten ausgelegt waren. Von jeder Bodenprobe wurden zwei Paralleluntersuchungen durchgeführt. Die Keramikplatten unterschieden sich lediglich durch ihre Drucktauglichkeit von den Platten der Grobporenbestimmung (s.o.). Die Keramikplatten wurden in Drucktöpfe (Fa. Eijkelkamp, Giesbeek, NL) überführt und ein Druck von 12bar ($pF=4,2$) für fünf bis sechs Tage an die Proben angelegt. Danach wurden die fest gewordenen Bodenproben gewogen. Im Anschluss wurde das Material für drei Tage im Trockenschrank bei 105°C getrocknet. Aus dem Ofen wurden die Proben umgehend in einen Exikator überführt. Aus dem Exikator wurden die Proben einzeln entnommen und das Trockengewicht ermittelt. Die Differenz von Feucht- und Trockengewicht wurde nach RICHARDS & FIREMAN (1943) mit der Lagerungsdichte verrechnet und hiernach von der Gesamtmenge an Wasser in der Bodenprobe bei Feldkapazität ($pF=2,5$) abgezogen. Da bei Feldkapazität per Definition alle Poren mit einem Durchmesser kleiner als 10 μ m wassergesättigt sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), ergibt die Subtraktion der Feinporen von dieser Porenfraktion den Gehalt an Mittelporen (Porengröße 0,2 bis 10 μ m). Das Ergebnis der Berechnungen der Fein- und Mittelporen gibt den Volumenprozent [Vol.%]-Anteil in Bezug auf das Gesamtvolumen des Stechzylinders und folglich bezogen auf das Volumen der gesamten Bodenprobe an.

2.2.3.5 BODENCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN (PH-WERT UND SALINITÄT)

Die im Zusammenhang mit der Feinporenbestimmung erwähnte Bodenmischprobe einer Schichttiefe, die im Rahmen der bodenphysikalischen Untersuchungen beprobt worden war, wurde luftgetrocknet und zur Bestimmung des pH-Wertes und im Frühjahr 2002 auch zur Bestimmung der Bodensalinität verwendet. Die pH-Wert-Bestimmung erfolgte nach KORDATZKI (1948):

Bei diesem Verfahren wird Material der gut durchmischten und über mehrere Tage luftgetrockneten Bodenprobe durch ein 2mm Sieb gesiebt. Hiervon werden 20g Boden anschließend in einem Kunststoffgefäß mit 50ml 0,1N KCl-Lösung versetzt. Die Probe wurde über Nacht inkubiert (Minimum 6h).

Zur Bestimmung der Salinität wurde die elektrolytische Leitfähigkeit der wässrigen Bodenprobe nach dem Verfahren aus HOFFMANN (1991) gemessen:

Das Material der gut durchmischten und über mehrere Tage luftgetrockneten Bodenprobe wurde durch ein 2mm Sieb gesiebt. 20g der Bodenprobe wurden in 200ml Aqua dest. 1h

geschüttelt. Anschließend konnte sich das Bodenmaterial für einen Zeitraum von 30min absetzen. Der Überstand wurde abgeseiht und für die Salinitätsmessung verwahrt.

Es wurden bei beiden Bestimmungen keine Messwiederholungen vorbereitet, sondern die Bodenlösung wurde während der Messungen kontinuierlich vorsichtig um- und aufgerührt, bis sich der angezeigte pH-Wert des elektronischen pH-Meters (pH 537 Fa. WTW, Weilheim) beziehungsweise der Leitfähigkeitswert des elektronischen Konduktometers (LF 2000/C Fa. WTW, Weilheim) stabilisiert hatte.

2.2.3.6 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN

Die Daten aus den parallelen Untersuchungen zur Abhängigkeit der Herbstmilbenpopulationen von verschiedenen Umwelt-Einflussgrößen wurden mit Hilfe der einfachen und multiplen linearen Regressionsanalyse und der Varianzanalyse (Anova) statistisch ausgewertet. Für die Analyse wurde das Software-Paket SPSS 10.0 (SPSS Incorporated) verwendet. Die Auswertungsergebnisse mit den Bedeutungen der entsprechenden statistischen Kennzahlen werden im entsprechenden Kapitel eingehender erklärt.

2.2.4 DAUERMESSUNGEN VON UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN AN AUSGEWÄHLTEN HERBSTMILBENHERDEN (DAUERMESSSTATIONEN)

In vier Gärten im Bonner Stadtgebiet wurden an jeweils zwei Stellen Dauermessungen durchgeführt: Die Herbstmilbenlarven-Abundanzen an diesen Messstellen wurden im Zusammenhang mit den Messungen verschiedener Umwelt-Einflussgrößen festgehalten. Die Gärten befinden sich in vier verschiedenen Stadtteilen, von denen vermutet wurde, dass sie auf Grund ihrer Lage ein unterschiedliches Klima aufweisen. Gleichzeitig stellte die Auswahl einen Kompromiss bezüglich der Erreichbarkeit und Zugänglichkeit der Gärten dar: Da viele Messungen manuell durchzuführen waren, sollten die Gärten jederzeit einfach und schnell aufgesucht werden können.

Die Auswahl der Lage der Messstellen in den Gärten erfolgte nach folgenden Kriterien: Erstens sollten die beiden Stellen eines Gartens dicht beieinander liegen, um möglichst geringe Abweichungen der klimatischen Bedingungen an der Bodenoberfläche sowie vergleichbare Bodenverhältnisse zu gewährleisten. Zweitens sollten die Larvenabundanzen an den Messstellen unterschiedlich sein: So wies jeweils eine dieser Stellen im Jahr 1999 besonders viele Herbstmilben auf, wohingegen an der anderen Stelle keine Herbstmilben gefunden wurden.

Zusätzlich wurde durch die Auswahl der Messstellen eines Gartens ein Kleinbiotop erfasst, welches sich strukturell von denen in den anderen Gärten unterschied. Diese vier Kleinbiotope (s. Abb. 3 bis 6, Kap. 2.1) sollten ebenfalls verglichen werden.

Die regelmäßig durchgeführten Herbstmilbenlarven-Nachweise erfolgten standardisiert mit Hilfe der Kachelfangmethode (s. Kap. 2.2.1.1).

Im Sommer 2000 stellte sich heraus, dass auch die als ‚Herbstmilben-negativ‘ ausgewählten Stellen Herbstmilben aufwiesen. Es zeigte sich jedoch ein deutlicher quantitativer Unterschied zu den ‚Herbstmilben-positiven‘ Messstellen, weshalb die bereits installierten Messgeräte nicht wieder entfernt wurden. Somit liegen Messungen an acht Herbstmilben-positiven Stellen vor.

Im Unterschied zu den in den Kapiteln 2.2.3.4 und 2.2.3.5 beschriebenen Bodenuntersuchungen sollten mit diesen Messungen die Veränderungen der Zustände einiger Umwelt-Einflussgrößen im Jahresverlauf über einen Zeitraum von drei Jahren festgehalten werden. Der Umfang der Messungen unterschied sich je nach Jahreszeit auf Grund der natürlichen und technischen Gegebenheiten:

Im ‚Sommerhalbjahr‘ (Mai bis Anfang November) wurden die Daten – neben einigen automatisierten Messungen – durch manuelle Messungen dreimal (Sommer 2000) beziehungsweise zweimal (2001 und 2002) wöchentlich erhoben (im Weiteren ‚Mess-Besuche‘ genannt).

Im ‚Winterhalbjahr‘ (November bis Ende April) wurden – abgesehen von den automatisierten Messungen – einmal wöchentlich Daten erhoben.

Durch diese automatisierten Messungen wurden ab 1. Oktober 1999 im Schrebergarten ‚Wasserland‘, Bonn-Kessenich, atmosphärische Klimadaten und Bodentemperaturen (s.u.) kontinuierlich alle 15 beziehungsweise 30 Minuten festgehalten. Dazu stand ein Datenlogger des Meteorologischen Institutes der Universität Bonn zur Verfügung.

An den acht Dauermessstellen wurden die Messungen vom 12. Mai 2000 bis zum 11. Oktober 2002 durchgeführt. Lediglich die Niederschlagsmessungen wurden bis zum 31. Oktober 2002 fortgeführt.

Im Winterhalbjahr 1999/2000 wurden Bodentemperaturen und Niederschläge an zwei weiteren Messstellen erhoben, die aufgegeben werden mussten (s.u.). Die Daten sollen aber in die Auswertungen einfließen.

Niederschlagsmessungen

An allen Messstellen wurde ein Niederschlagsmesser (Niederschlagsauffangtrichter: Genauigkeit 0,5mm entsprechend 0,5l/m²) in 80cm Höhe über dem Boden aufgestellt und ganzjährig bei jedem Mess-Besuch abgelesen. Das Messgerät wurde so ausgerichtet, dass zum einen die Messstelle möglichst nicht regenbeschattet wurde und zum anderen für die Messstelle möglichst repräsentative Regendaten ermittelt werden konnten. Dies bedeutete, dass das Niederschlagsmessgerät im Bedarfsfall unter Bäumen oder Sträuchern aufgestellt wurde und sich somit an den beiden Messstellen desselben Gartens durchaus unterschiedliche Regenmessdaten ergeben konnten.

2.2.4.1 DATENERFASSUNG IN DEN SOMMERHALBJAHREN

An jeder Messstelle wurden in den Sommerhalbjahren weitere klimatische Daten festgehalten. Es handelte sich dabei um Messungen der Lufttemperatur, der Luftfeuchtigkeit sowie der Maximal-Temperatur und der relativen Feuchtigkeit direkt auf der Bodenoberfläche. Daneben wurden die bodenklimatischen Einflussgrößen ‚Bodentemperatur‘ und ‚Bodenfeuchtigkeit‘ in verschiedenen Tiefen aufgezeichnet.

Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit

Ebenfalls ab Mai 2000 wurden in drei der vier Gärten Thermohydrographen (Fa. Thies, Göttingen) aufgestellt, die kontinuierlich die Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit auf Schreibstreifen festhielten. Jeweils ein Gerät wurde zwischen den beiden Messstellen eines Gartens in einem Wetterhäuschen (Fa. Thies, Göttingen) einige Zentimeter über dem Erdboden aufgestellt, um die Temperatur- und Luftfeuchteverhältnisse nahe der Bodenoberfläche festzuhalten. Auf Grund der Nähe der Messstellen zueinander wurde angenommen, dass mit diesen Messungen die allgemeine klimatische Situation an beiden Messstellen beschrieben werden konnte. Das Mikroklima an der Bodenoberfläche an den einzelnen Messstellen sollte dagegen indirekt erfasst werden (s.u.).

Die Geräte wurden gegen ein kalibriertes Temperaturmessgerät der Fa. Greisinger Electronic, Regenstauf, justiert. Die Haarharfen der Thermohydrographen zur Messung der Luftfeuchtigkeit wurden zunächst mit einem Assmannschen Evaporationspsychrometer kalibriert. Es stellte sich jedoch heraus, dass die Geräte hiernach Luftfeuchtigkeiten von über 100% anzeigten. Daher wurde nach einem Verfahren des Herstellers (telefonische Auskunft) kalibriert, indem die Haarharfe mit Aqua dest. befeuchtet und das Gerät anschließend auf 98% Luftfeuchtigkeit eingestellt wurde.

Im Schrebergarten ‚Wasserland‘ wurden entsprechende Daten mit Messgeräten des Meteorologischen Institutes der Universität Bonn über den Datenlogger festgehalten. Die relative Luftfeuchtigkeit wurde indirekt mit Psychrometern (Eigenbau des Meteorologischen Institutes) gemessen. Über die thermodynamische Beziehung von Lufttemperatur und Temperaturverlust durch Verdunstungskälte berechnet sich die relative Luftfeuchtigkeit (Berechnungsformel s. Anhang V).

Maximal-Temperaturen an der Bodenoberfläche

Die Maximal-Temperatur der Vortage, gemessen mit einem Quecksilber-Maximal-Thermometer, wurde an den Messstellen bei jedem Mess-Besuch ab Ende Juni bis Anfang Oktober eines jeden Untersuchungsjahres festgehalten. Eine Ausnahme bilden die zu Beginn der Messungen im Mai 2000 als Herbstmilben-negativ eingestuften Messstellen: Erst mit dem Auftreten von Herbstmilben auch an diesen Messstellen wurde mit dem Messen der Maximal-Temperatur begonnen, also erst ab Mitte Juli 2000. In den beiden

folgenden Sommerhalbjahren wurden alle Messstellen gleich behandelt. Das Thermometer wurde zur Messung mittig auf die Messstelle gelegt.

Relative Feuchtigkeit auf der Bodenoberfläche

Bei jedem Mess-Besuch wurde die relative Feuchtigkeit der Bodenoberfläche an allen Messstellen bestimmt. Die Abstufung der Feuchtegrade erfolgte mit Hilfe der Fingerprobe nach SCHLICHTING ET AL. (1995). Zur besseren Abgrenzung wurden zwei Zwischen-Kategorien zusätzlich in die Bewertungsskala aufgenommen (,trocken bis frisch' sowie ,frisch bis feucht'). Um eine graphische Darstellung und Vergleichbarkeit zu ermöglichen, wurden anschließend die acht Feuchtigkeitskategorien in Zahlenwerte umgewandelt. Dabei bedeutet eine Vergrößerung der Zahl eine Zunahme der Trockenheit (1=sehr nass, 8=trocken).

Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche

Eine Abschätzung des Bedeckungsgrades der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laubstreu in Prozent der Fläche wurde in den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 an den Messstellen im Abstand von zwei Wochen nach der in Kapitel 2.2.2 beschriebenen Methode durchgeführt. Im Sommerhalbjahr 2000 wurden diese Daten unregelmäßig erhoben.

Bodentemperaturen

An allen acht Messstellen wurden regelmäßig die Bodentemperaturen gemessen. In dem Garten in der Schrebergartenanlage ‚Wasserland‘ wurden die Bodentemperaturen mit Hilfe von Thermistoren-Messfühlern (Fa. Driesen & Kern, Bad Bramstedt) in 5cm, 30cm, 60cm und 90cm Bodentiefe gemessen und mit dem Datenlogger im Abstand von 15 beziehungsweise 30 Minuten festgehalten.

In den drei anderen Gärten wurde die Temperatur in 5cm Bodentiefe im Rahmen der Mess-Besuche zwei- bis dreimal wöchentlich mit einem digitalen Einstichthermometer (Messfühler und Messgerät, Fa. Greisinger Electronic, Regenstauf) festgehalten, wobei die Tageszeiten der Mess-Besuche nicht konstant gehalten werden konnten. Die Bodentemperaturen in 30cm, 60cm und 90cm wurden im Sommerhalbjahr 2000 mindestens einmal wöchentlich festgehalten. In den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 wurde das Messraster auf einen maximal 10- bis 14-tägigen Abstand vergrößert.

Zur Messung wurde ein 90cm langer Messfühler der Fa. Greisinger Electronic verwendet. Um diesen Messfühler in die entsprechenden Bodentiefen einstecken zu können, wurden Löcher mit einem Durchmesser von 1,5cm bis in die entsprechenden Bodentiefen vorgestoßen. Das Bodenloch wurden mit einer PVC-Röhre ausgekleidet und am oberen Ende mit einem Pfropfen verschlossen. Zur Bodentemperaturmessung konnte der Messfühler durch die PVC-Röhre bis in die Messtiefe eingestochen werden.

Bodenfeuchtigkeit / Bodentension

Die Bodenfeuchtigkeit wurde relativ in Form der Bodentension (Saugspannung) gemessen. Hierfür wurden in vier verschiedenen Bodentiefen Messeinrichtungen installiert, die für die folgenden drei Untersuchungsjahre im Boden verblieben: In 5cm Bodentiefe erfolgte die Tensionsmessung ab Mitte Mai 2000 an allen Messstellen mit Hilfe eines Granular-Matrix Feuchte-Messfühlers der Fa. Watermark, England, (Watermark soil water potential sensor, Typ WMSM). Der Tensionsmessfühler bestand aus einer speziellen Matrix, ähnlich einem Gips-Block, aber wesentlich widerstandsfähiger gegenüber der Verwitterung. Diese Matrix wurde in den Boden eingegraben und stand im Feuchte-Gleichgewicht mit der Umgebung. Über ein Ablesegerät wird der elektrische Widerstand in einen Tensionswert zwischen 0 und 200kPa umgerechnet.

In den Bodentiefen 30cm, 60cm und 90cm wurden dagegen an allen Messstellen mechanische Tensiometer (s. Abb. 10) (Fa. EcoTech, Bonn) verwendet, die Anfang Mai 2000 in den Boden eingebracht wurden. Die Tensiometer bestehen aus einem Plexiglasrohr, welches eine der Bodentiefe, in der die Tension gemessen werden soll, angepasste Länge besitzt. Am Ende des Plexiglasrohres ist ein Keramik-Stück angeklebt. Durch die Keramik hindurch wird Wasser, welches sich im Plexiglasrohr befindet, in den Boden gesogen.



Abb. 10: Ein im Boden installiertes mechanisches Tensiometer.

Dadurch entsteht im Plexiglasrohr, das am oberen Ende durch einen Silikon-Pfropfen verschlossen ist, ein Unterdruck, der mit einem Manometer in hPa gemessen wird. Es stellt sich ein Druck-Gleichgewicht zwischen Boden und Tensiometer ein. Bei einer Verringerung der Bodentension, zum Beispiel durch ein Regenereignis, kann Wasser aus dem

Boden durch die Keramik in das Plexiglasrohr gesogen werden, bis abermals ein Gleichgewicht zwischen der Saugspannung im Boden und im Tensiometer erreicht ist. Durch die Subtraktion der Höhe der Wassersäule (cm) im Plexiglasrohr vom Messwert des Druckes wird die Tension berechnet. In den genannten Bodentiefen wurden jeweils zwei Tensiometer pro Tiefe und Messstelle eingebaut. Der Schrebergarten ‚Wasserland‘ bildet hier eine Ausnahme: Die Werte für die Tension im Boden sollten über Drucksensoren an den Datenlogger weitergegeben werden. Aus technischen Gründen konnten nur sechs Tensiometer (jeweils drei pro Messstelle) angeschlossen werden. Deshalb wurde an den beiden Messstellen im Mai 2000 nur jeweils ein Tensiometer pro Messtiefe im Boden installiert. Bei Messbeginn mit den Drucksensoren traten jedoch Probleme mit dem Datenlogger auf, die trotz intensiver Bemühungen nicht gelöst werden konnten. Somit liegen für die Messstellen dieses Gartens die manuelle Tensions-Messungen für das Sommerhalbjahr 2000 ohne Messwiederholung vor. Ende Februar 2001 wurde an beiden Messstellen jeweils ein zweites Tensiometer pro Messtiefe installiert.

Messung der CO₂-Konzentration im Boden

Von Mai bis Juli 2001 wurden an allen acht Dauermessstellen in unregelmäßigen Abständen parallel CO₂-Messungen mit einem Messgerät der Fa. PPSystems (Hitchin, GB) durchgeführt. Hierzu wurden Anfang April 2001 5cm hohe PVC-Ringe (Grundfläche 78cm²) in den Boden gedrückt, so dass sie circa 2-3cm aus dem Boden herausragten. Es wurden jeweils zwei PVC-Ringe an den äußeren Rändern der Messstellen installiert. Innerhalb der PVC-Ringe wurde die Vegetation und das Laub vor den Messungen entfernt. Die CO₂-Messkammer des Messgerätes wurde passgenau auf diese PVC-Ringe aufgesetzt. Die CO₂-Messungen dauert jeweils 120 Sekunden. Die Methodik ist ausführlich in KIRSCH ET AL. (2000) sowie BLANKE (1998) beschrieben.

2.2.4.2 DATENERFASSUNG IN DEN WINTERHALBJAHREN

Winterhalbjahr 1999/2000

Im Anschluss an die Untersuchungen im Frühjahr und Sommer 1999 wurden im Winterhalbjahr 1999/2000 in den beiden Schrebergärten ‚Wasserland‘ und ‚Graurheindorf‘ ab Anfang Oktober jeweils eine Herbstmilben-positive Stelle für Messungen der Bodentemperatur und des Niederschlages (s.o.) ausgewählt.

Die Bodentemperaturen wurden kontinuierlich in den Bodenschichten festgehalten, in denen die Herbstmilben (Nymphen und adulte Tiere) auf Grund von Literaturangaben vermutet wurden:

Im Garten ‚Wasserland‘ wurden die Bodentemperaturen mit einem Temperatur-Messstab (Eigenbau des Meteorologischen Instituts der Universität Bonn) in den Bodentiefen 2cm,

5cm, 10cm, 20cm und 50cm alle 15 Minuten gemessen und mit Hilfe eines Datenloggers festgehalten.

Im Garten ‚Graurheindorf‘ wurde ein Fernthermograph (Fa. Lambrecht, Göttingen) aufgestellt. Die Messfühler des Fernthermographen wurden in den Bodentiefen 30cm, 60cm und 90cm installiert und in den Boden eingeschlemmt. Zudem wurden ein oberflächennah in den Boden eingestochenes Minimal-Thermometer ein- bis zweimal wöchentlich abgelesen.

Diese Messungen wurden im Winterhalbjahr 2000/2001 an den Dauermessstellen fortgesetzt. Allerdings sind die im Winter 1999/2000 untersuchten Stellen nicht identisch mit denen aus den Folgejahren. Im Garten ‚Wasserland‘ lag die Messstelle 1999/2000 aus technischen Gründen circa 0,5m entfernt von einer der Messstellen aus dem Monitoring (Dauermessungen). Im Garten ‚Graurheindorf‘ lag die im Winterhalbjahr 1999/2000 untersuchte Stelle etwa 2m von einer der ab Mai 2000 eingerichteten Dauermessstellen entfernt, weil sich die Besitzer des Gartens eine Verlegung der Messstelle wünschten.

Winterhalbjahre 2000/2001 und 2001/2002

Nach den Misserfolgen bei der Isolierung von adulten Herbstmilbenstadien aus den Bodenproben (s. Kap. 2.2.3.2) und nach Durchsicht der Daten des Winterhalbjahres 1999/2000 erschien es sinnvoller, die begrenzten Ressourcen hauptsächlich zur Messung der Dauer und Intensität von Frostperioden in den oberen Bodenschichten zu verwenden. Die Erfahrung zeigte, dass im Bonner Raum nicht mit einer sehr starken Absenkung der Bodentemperaturen in 60 oder 90cm Bodentiefe zu rechnen war und eine direkte Zuordnung zwischen den herrschenden Temperaturbedingungen und den Aufenthaltstiefen der Bodenstadien aus den eigenen Erhebungen nicht möglich war. Daher wurden lediglich im Garten in der Schrebergartenanlage ‚Wasserland‘, Bonn-Kessenich, die Bodentemperaturen genau wie in den Sommerhalbjahren in 5cm, 30cm, 60cm und 90cm Bodentiefe gemessen und mit dem Datenlogger im Abstand von 30 Minuten festgehalten.

In den drei übrigen Gärten wurde dagegen aus technischen Gründen an jeweils nur einer Messstelle (derjenigen mit der größeren Larvenabundanz im Sommer) in den beiden Winterhalbjahren Fernthermographen (zwei Geräte Fa. Lambrecht, ein Gerät Fa. Thies Klima, beide Göttingen) aufgestellt und auf die Messungen in größeren Bodentiefen verzichtet:

Im Winterhalbjahr 2000/2001 wurden die Temperaturen nur in den Bodentiefen 5cm und 30cm gemessen.

Im Winterhalbjahr 2001/2002 wurden die Messungen abgewandelt: Auf Grund der Beobachtungen in den beiden vorangegangenen Winterhalbjahren sowie technischer Gegebenheiten wurden Messfühler der Fernthermographen lediglich in 5cm Bodentiefe instal-

liert. Mindestens einmal wöchentlich wurde mit Temperatur-Messfühlern (s. Datenerhebung Sommerhalbjahr) Vergleichsmessungen der Bodentemperatur in den Tiefen 5cm und 30cm durchgeführt. Die Bodentemperaturen in 60cm und 90cm Tiefe wurde im Abstand von zwei Wochen festgehalten. Bei auftretendem Bodenfrost über mehrere Tage sollten zusätzlich die Bodentemperaturen in 10cm Tiefe mindestens wöchentlich gemessen werden.

2.2.5 UNTERSUCHUNG REGIONALER KLIMABEDINGUNGEN UND DEREN BEDEUTUNG FÜR DIE HERBSTMILBEN

Neben den vier Gärten, in denen ein wöchentliches Monitoring der Umwelt-Einflussgrößen durchgeführt wurde, waren außerdem drei Gärten im Bonner Stadtgebiet ausgewählt worden, deren geographische Lage auf ausgeprägte regionale Klimaunterschiede schließen ließ. Die ausgewählten Gärten lagen in geomorphologisch unterschiedlichen Bereichen des im Bonner Stadtgebiet auslaufenden Rheinischen Schiefergebirges: Der Garten ‚Drachenfelsstraße‘ (Bonn-Bad Godesberg) liegt erhöht an der östlichen Flanke der Westhälfte des Rheinischen Schiefergebirges, folglich noch klimatisch durch den Rheingraben beeinflusst. Der Garten ‚Am Brännchen‘ (Bonn-Limperich) liegt innerhalb des Rheingrabens auf der östlichen Seite, im Bereich der Hauptterrasse des Rheines. Der Garten ‚Steinacker‘ (Bonn-Roleber) liegt auf dem östlichen Hochplateau des Rheinischen Schiefergebirges, am Westrand des Westerwaldes.

Die drei Gärten wiesen im Jahr 1999 einen unterschiedlich starken Herbstmilbenlarven-Befall auf. Das Monitoring klimatischer Daten in den Gärten sollte Aufschluss darüber geben, ob ein eventuell ausgeprägtes Regional-Klima einen Einfluss auf die Entwicklung der Herbstmilbenlarven-Abundanzen haben könnte. Darüber hinaus sollten die Resultate auch mit den Ergebnissen der Untersuchungen unter 2.2.3, die ebenfalls in diesen drei Gärten durchgeführt wurden, diskutiert werden.

In jedem dieser drei Gärten wurde ab dem 14. Juli 2000 an einer, dem Garten entsprechend relativ stark von Herbstmilben befallenen Stelle ein Thermohydrograph in einem Wetterhäuschen aufgebaut, mit dem bodennah Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit gemessen werden konnten. Einmal monatlich wurden in den drei Gärten parallel (am selben Tag innerhalb eines Zeitraumes von ein bis zwei Stunden) in direkter Nähe des Wetterhäuschens die Bodentemperaturen in 5cm und 10cm Bodentiefe gemessen. Jeder Garten wurde während der drei Untersuchungsjahre in den Sommerhalbjahren einmal vollständig mit der KFM auf Herbstmilbenlarven untersucht. Zusätzlich wurden zu verschiedenen Zeitpunkten im Jahr in jedem Garten an ausgewählten Stellen gezielt nach Herbstmilbenlarven gesucht. Am 13. November 2001 wurden die Messungen beendet.

2.3 TAXONOMISCHE METHODEN

Die im Freiland gefangenen Trombiculiden-Larven wurden hinsichtlich ihrer Spezies anhand morphologischer Kriterien bestimmt. Außerdem wurden an ihnen molekularbiologisch-taxonomische Untersuchungen durchgeführt.

Für die Untersuchungen wurden zum Vergleich Material von Herbstmilbenlarven (*N. autumnalis*) aus Leipzig (Dr. G. Vater, Material aus 1975), Siegen (T. Struppe, Material aus 1991), Prag (Dr. M. Daniel, Material aus 2000 und 2001), Montazeau/Vélines, Südfrankreich (Prof. Dr. W. A. Maier, Material aus 1999) und Kall/Eifel (Material aus 2000) eingesetzt.

Es wurden nicht nur Exemplare von Trombiculiden-Larven, sondern – insbesondere im Frühjahr im Hinblick auf die Untersuchung der Ursache von Stichsymptomen – auch andere, an typischen Herbstmilbenherden gefangene Milben verwahrt und bestimmt.

2.3.1 MORPHOLOGISCHE SPEZIES-DETERMINIERUNG

Die gesammelten Herbstmilbenexemplare aus verschiedenen Teilen des Bonner Stadtgebietes und Kall/Eifel wurden in 70%igem Ethanol gelagert. Dieses Material sowie Exemplare aus Leipzig, Prag, Südfrankreich und Siegen wurden für die Präparation in Lactophenol (Rezeptur nach KRANTZ, 1986) circa 6 Wochen bei Raumtemperatur aufgehellt und stufenweise durch Höherkonzentrierung von Ethanol entwässert (40%, 70%, 98%, 100%). Arbeitstechnisch bedingt verblieben die Präparate jeweils zwei bis drei Wochen, mindestens jedoch drei Tage in den Ethanolstufen. Im Jahr 2001 wurde für die letzte Entwässerungsstufe Isopropanol anstelle von Ethanol verwendet, da auf Grund von Beobachtungen der Vorjahre vermutet wurde, dass eine einige Tage dauernde Lagerung in absolutem Ethanol, die sich oftmals aus technischen Gründen nicht vermeiden ließ, die Präparate zerstören könnte.

Die Präparate wurden anschließend durch eine einstündige Lagerung in α -Terpineol (MERCK-Schuchardt, Hohenbrunn) von Luftblasen befreit und direkt in DePeX (SERVA, Heidelberg) eingebettet. Daneben sind einige Exemplare von den den Herbstmilben ähnlichen Milbenarten ebenfalls präpariert worden. Mit der folgenden Bestimmungsliteratur wurden die Tiere morphologisch bestimmt: KRANTZ (1986), GOFF ET AL. (1982), BRENNAN & GOFF (1977), KEPKA (1964), MICHERDZINSKI (1961), VERCAMMEN-GRANDJEAN (1960), BRENNAN & JONES (1959), WHARTON ET AL. (1951) und THOR & WILLMANN (1947).

Als Referenzmaterial bei der Artidentifizierung diente außerdem morphologisch bestimmtes Material von Herrn Dr. Vater (Leipzig) und Herrn Struppe (Berlin).

2.3.2 MOLEKULARBIOLOGISCH-TAXONOMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Für die molekularbiologische Spezies-Untersuchungen wurden in den Jahren 1999 bis 2001 Herbstmilbenlarven der oben genannten unterschiedlichen geographischen Herkunft gesammelt und aufbereitet. Einige Larven wurden im Labor bis zum Nymphen-Stadium weitergezüchtet (s. Kap. 2.4.2) und ebenfalls untersucht.

Es wurden verschiedene Methoden und Chemikalien zur Zwischenlagerung der Herbstmilbenlarven nach dem Fang im Freiland oder nach der Entnahme aus der Zucht ausprobiert, da nach den Erfahrungen der ersten Untersuchungen vermutet wurde, dass die Zwischenlagerung einen erheblichen Einfluss auf den Erfolg der DNS-Extraktion haben würde.

In den Jahren 1999 und 2000 wurden die Milbenlarven in 70%igem Ethanol aufbewahrt. Im Sommer 2001 wurde das Herbstmilbenmaterial auf folgende Weise gelagert:

- in niedrig dosiertem Ethanol (30-40%ig),
- nach kurzer Zwischenlagerung für 6 bis 24h in 70%igem Ethanol (nach Sammlung im Freiland) in Leitungswasser mit und ohne Gentamycin (Antibiotikum) und Streptomycin (Antimykotikum), beide Fa. SIGMA-ALDRICH CO. LTD., Irvine, UK,
- direkt in Leitungswasser (bei Sammlung im Freiland) mit und ohne Gentamycin und Streptomycin,
- in Leitungswasser (bei Sammlung im Freiland) und sofort danach trocken eingefroren bei -35°C sowie
- in so genannter Koenikes Lösung (Gyzerin-Eisessig-Aqua dest. Gemisch; Verhältnis 5: 1: 4) (KRANTZ 1986).

DNS-Extraktion

Die DNS wurde mit verschiedenen Extraktionsverfahren und –varianten der Verfahren aus dem Herbstmilbenmaterial isoliert. Allen Verfahren ging eine Zerkleinerung der Milben durch Zermörsern mit sterilen Mikromörsern in Eppendorfgefäßen voraus, wobei entweder einzelne Tiere oder drei bis zehn Tiere desselben Standortes zusammen zerkleinert wurden.

Im Rahmen des DNS-Extraktionsverfahrens nach COLLINS ET AL. (1987), modifiziert von PROFT ET AL. (1999), wurden die Herbstmilben in 100µl Homogenisierungspuffer zermörsert, der dazu diente, die Gewebezellen der Herbstmilbenbruchstücke zu lysieren.

Der Puffer besteht aus:

0,8M NaCl
0,16M Saccharose
0,06M EDTA
0,1M Tris pH 7,5
0,5% SDS (10%)
pH 8,6

Das im Puffer lysierte Herbstmilbenmaterial wurde anschließend eine Stunde bei 65°C inkubiert, um DNAsen zu denaturieren.

Die denaturierten Proteine und weitere Milbenbestandteile wurden durch Zugabe von 14µl 8M Kaliumacetat und durch Lagerung der Probe auf Eis ausgefällt. Nach Zentrifugation bei 4°C für 10 min bei 10000g wurden der Überstand mit der DNS abpipettiert und mit 200µl kaltem Ethanol (absolut) versetzt. Die DNS wurde auf diese Weise über Nacht bei minus 20°C ausgefällt. Am nächsten Tag wurde die Probe 20min bei 10000g zentrifugiert. Der Überstand wurde verworfen und das Pellet erst mit 70%igem, dann mit absolutem Ethanol gewaschen. Die Probe wurde anschließend in einer Vakuum-Zentrifuge getrocknet und für die weitere Verarbeitung in 50µl dH₂O resuspendiert und bei 4°C verwahrt.

Daneben wurde die Methode der DNS-Extraktion mit Ammoniak nach GUY & STANEK (1991) angewandt. Hierzu wurden die Herbstmilben in einer Lösung aus 25%igem Ammoniak verdünnt mit ddH₂O (Verhältnis 1: 20) zermörsert. Die Probe wurde bei 100°C für 20min inkubiert. Im Anschluss wurde die Probe zur Druckverminderung im Probengefäß auf 90°C abgekühlt, das Gefäß geöffnet und das Volumen bei 100°C auf 50µl eingedampft. Bis zur weiteren Verarbeitung wurden die Proben bei minus 20°C gelagert.

Zudem wurde das Chelex® 100 Verfahren (WALSH ET AL. 1991) (Chemikalien Fa. Sigma BioTechnologies, Deisenhofen) verwendet, um die DNS zu extrahieren. Bei dieser Methode wurden die Herbstmilben in 10µl ddH₂O mit Mikromörsern zerkleinert und danach mit 40µl einer 5%-igen Chelex 100-Lösung versetzt. Die Probe wurde 30min bei 56°C inkubiert, anschließend 15s gevortext und abermals bei 95°C für 15min inkubiert. Es folgten zwei Zentrifugationsschritte für 5min bei 10000g, wobei jeweils der Überstand der Probe abpipettiert wurde. Der Überstand mit der DNS wurden bis zur weiteren Verarbeitung bei minus 20°C aufbewahrt. Jeweils vor der Verwendung einer Probe wurde diese bei 10000g für 1min zentrifugiert, um die Chelex-Reste und nicht homogenisierte Gewebeteile von der DNS-haltigen Phase (Überstand) zu trennen.

DNS-Amplifikation

Mit Hilfe der PCR wurde versucht, drei verschiedene Abschnitte des Herbstmilbengenoms selektiv zu amplifizieren: Den Bereich der genetisch variablen, nicht kodierenden ribosomalen ITS2-Region, ein Fragment der mitochondrialen 16S rDNS und der mitochondrialen Cytochromoxidase-I-Region (CO1). Dies drei Bereiche wurden ausgewählt, weil sich Vergleiche von DNS-Sequenzunterschieden in diesen Abschnitten bei Spezies-Differenzierungen bereits bewährt haben (u.a. POST & FLOOK, 1992; WESSON ET AL., 1993; NAVAJAS ET AL., 1998).

Zunächst wurde mit Primerpaaren aus der Literatur, die im Zusammenhang mit Untersuchungen an Spinnenmilben (Fam. Tetranychidae) entwickelt wurden, Vorversuche an *Tetranychus urticae* KOCH aus der Zucht des Instituts für Pflanzenkrankheiten der Universität Bonn durchgeführt. Nachdem die PCR auf die Spinnenmilben-DNS abgestimmt war, wurde anschließend die so eingestellte PCR mit morphologisch als *Neotrombicula autumnalis* (Shaw) identifizierten Tieren durchgeführt. Bei den verwendeten Primerpaaren handelte es sich um:

- LC1/HC2 (ITS2-Region) nach DESPRES ET AL. (1992) sowie
- 772/773 (Teilabschnitt der CO1-Genregion) (NAVAJAS ET AL., 1994).

Im Weiteren wurden zusätzlich Primerpaare verwendet, die für die Artdiagnostik bei Zecken (Ixodidae) entwickelt worden waren. Es waren dies:

- RIB3/RIB4 (ITS2-Region) (ZHALER ET AL., 1995),
- 16Sa/16Sb (Teilabschnitt der 16S rDNS-Genregion) (CAPORALE ET AL., 1995).

Die Basen-Sequenzen der Primerpaare und diejenige Spezies, für die diese Primer ursprünglich entwickelt wurden, sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Die Zusammensetzung des Reaktionsansatzes der taxonomischen PCR ist entsprechend des eingesetzten Primerpaares in Tabelle 2 aufgelistet. Die entsprechenden Temperaturprofile sind in Tabelle 3 aufgeführt. Die PCR wurde in einem Trio-Thermoblock oder einem T3 Thermocycler (beide Fa. Biometra, Göttingen) durchgeführt.

Aufarbeitung der PCR-Produkte

Jeweils 7,5µl der Amplifikate wurden mit 2,5µl Ladepuffer (Bromphenolblau / Xylencyanol) auf ein 1,5%iges Agarose-Gel (Agarose in TBE-Puffer) aufgetragen und elektrophoretisch zusammen mit einem Längenstandard (100bp-Leiter, Fa. Peqlab, Erlangen) aufgetrennt.

Tab. 1: Übersicht der verwendeten Primerpaare.

Primerpaar	Basen-Sequenz	Primer entwickelt für
LC1 HC2	5'-CGAGTATCGATGAAGAACGCAGC-3' 5'-ATATGCTTAAGTTCAGCGGG-3'	<i>Mononychellus progressivus</i> (Acari: Tetranychidae)
RIB3 RIB4	5'-CGGGATCCTTC(A, G)CTCGCCG(C, T)TACT-3' 5'-CCATCGATGTGAA(C, T)TGCAGGACA-3'	<i>Dermacentor spec.</i> (Acari: Ixodidae)
772 773	5'-TGATTTTTTGGTCACCCAGAAG-3' 5'-TACAGCTCCTATAGATAAAAC-3'	<i>Mononychellus progressivus</i> (Acari: Tetranychidae)
16Sa 16Sb	5'-CGCCTGTTTATCAAAAACAT-3' 5'-CTCCGGTTTGAACCTCAGATC-3'	<i>Ixodes spec.</i> (Acari: Ixodidae)

Tab. 2: Übersicht der verwendeten Chemikalien und deren Mengenangaben für die taxonomische PCR.

Chemikalien für den PCR-Ansatz	Mengenangaben der Reagenzien für den PCR-Ansatz bei Verwendung der jeweiligen Primerpaare			
	Primerpaar LC1/HC2	Primerpaar RIB3/RIB4	Primerpaar 772/773	Primerpaar 16Sa/16Sb
Taq DNA-Polymerase (Fa. Invitrogen)	1U	1U	1U	1U
dNTPs (Fa. Peqlab); jeweils pro Nukleotid	200µM	200µM	200µM	200µM
Primerkonzentrationen; jeweils pro Primer	200nM	200nM	200nM	200nM
Tris-HCl (pH 8,3)	10mM	10mM	10mM	10mM
KCl	50mM	50mM	50mM	50mM
MgCl ₂	3mM	6mM	3mM	3mM
DNS-Matritze (Gesamtextrakt 50µl)	3µl	3µl	3µl	3µl

Tab. 3: Übersicht der Temperatur- und Zeitprofile der Zyklen der taxonomischen PCR für das jeweils eingesetzte Primerpaar.

Zyklusphase	Primerpaar LC1/HC2	Primerpaar RIB3/RIB4	Primerpaar 772/773	Primerpaar 16Sa/16Sb
Initial-Denaturierung	95°C → 4min		95°C → 4min	
1. Denaturierung	92°C → 1min	92°C → 1min	92°C → 1min	93°C → 0,5min
2. Primer-Annealing	52°C → 1min	64°C → 1min	50°C → 1min	45°C → 1min
3. Extension	72°C → 1min	72°C → 1,5min	72°C → 1min	72°C → 2min
Anzahl der Schleifen (Schritte 1 bis 3)	40	40	45	40

Der TBE-Puffer bestand aus:

- 89mM Tris
- 89mM Borsäure
- 2mM EDTA (pH 8,3)

Als Laufpuffer wurde 0,5fach TBE-Puffer verwendet. Die Elektrophorese erfolgte bei 80-100V für 1 bis 1,5 Stunden. Danach wurden die Gele in einem Ethidiumbromid-Bad (0,5µg/ml) eingefärbt und unter einer UV-Lampe (312nm) die Länge und Qualität des Amplifikates kontrolliert: Es wurde darauf geachtet, dass die Länge der Amplifikate mit den Erwartungswerten übereinstimmte. Dabei wurde davon ausgegangen, dass sich die Größe der DNS-Fragmente, amplifiziert aus dem Genom der Herbstmilben, nicht auffällig von denen aus dem Spinnenmilben- oder Zeckengenom unterscheiden würden. Beim Auftreten von Mehrfachbanden wurde das PCR-Produkt verworfen.

Die Proben aus Amplifikationen, die den Qualitätsansprüchen entsprachen, wurden aus dem Gel eluiert (QuiAquick® Gel Extraction Kit, Fa. QIAGEN, Hilden). Das restliche PCR-Produkt wurde ebenfalls aufgereinigt (QuiAquick® Purification Kit). Bei einem Gehalt von mindestens 80ng DNS wurde die Probe für eine Sequenzierung an das Institut für Mikrobiologie und Biotechnologie der Universität Bonn (Jahr 2000) beziehungsweise an die Fa. MWG Biotech, München, (Jahr 2001) weitergegeben.

Bearbeitung der Sequenzier-Ergebnisse

Die als Ergebnis der DNS-Sequenzierung von den Firmen zugesandten Chromatogramme wurden optisch kontrolliert und gegebenenfalls korrigiert, wobei die wahrscheinlichste Base ausgewählt beziehungsweise die Variationsbreite der möglichen Basen eingeeengt wurde. Im letzteren Fall wurden Platzhalterbuchstaben in die Basen-Sequenz eingefügt. Im Anschluss wurden die editierten Basen-Sequenzen mit dem Programm ClustalW (Intelligenetics Mountain View, California, USA) und Boxshade (Version 3.21, Swiss Institute of Bioinformatics, Lausanne, Schweiz) zu einem Alignment zusammengeführt.

2.4 METHODEN ZUR UNTERSUCHUNG DER VEKTORKOMPETENZ DER HERBSTMILBE

2.4.1 ERREGER-NACHWEIS IN HERBSTMILBENPOPULATIONEN AUS DEM FREILAND

Die im Bonner Stadtgebiet in den Jahren 1999, 2000 und 2001 und aus Kall/Eifel im Jahr 2000 gesammelten Herbstmilbenlarven wurden mit Hilfe der PCR auf Infektionen mit *Borrelia burgdorferi* sensu lato getestet. Dazu wurden Teile des Milbenmaterials aus dem Freiland, welches mit Hilfe der Kachelfangmethode (KFM; s. Kap. 2.2.1.1) gefangen worden war („nüchterne Larven“) sowie das gesamte Milbenmaterial, welches während der Säugetier-Untersuchungen (s. Kap. 2.2.3.1) von den Wirten abgesammelt worden war (vollgesogene bis nüchterne Larven), an die Arbeitsgruppe des Kooperationspartners Prof. Dr. Dr. P. Kimmig, Landesgesundheitsamt (LGA) Stuttgart, zur Untersuchung auf Borrelien-Befall weitergeleitet. Dort wurde die DNS aus den Herbstmilben extrahiert.

Mit Borrelien-spezifischen Primern nach SCHWARTZ ET AL. (1992) sollte die Bakterien-DNS, die im Falle einer Infektion zusammen mit der Milben-DNS isolieren worden war, selektiv amplifiziert und anschließend identifiziert werden. Um eine größere Anzahl an Herbstmilben testen zu können, wurden jeweils circa 50 Individuen zusammen extrahiert und untersucht.

Das Testverfahren zum Nachweis der Borrelien im Vektor ist in SCHWARTZ ET AL. (1992), die Vorgehensweise am LGA in Stuttgart in OEHME ET AL. (2002) beschrieben.

2.4.2 ERREGER-NACHWEIS IN HERBSTMILBEN AUS INFEKTIONS- UND ZUCHTVERSUCHEN

Im Herbst 1999 sowie im Sommer/Herbst 2000 und 2001 wurden Versuche durchgeführt, die zeigen sollten, ob die Möglichkeit einer Übertragung von Borrelien vom Wirt auf die saugenden Herbstmilbenlarven besteht. Dazu wurde – in Zusammenarbeit mit Dr. H. Kampen (Institut für medizinische Parasitologie, Bonn) – Labormäusen ein Gemisch aus *Borrelia burgdorferi* sensu stricto und *B. afzelii* (10^3 bis 10^4 Zellen) in die Schwanzwurzel injiziert. Nach einer Inkubationszeit von 4 Wochen wurden Zeckennymphen zur Infektionskontrolle angesetzt, die sich durch Saugen an den Mäusen mit Borrelien infizierten. Danach wurden nüchterne Herbstmilbenlarven aus dem Bonner Stadtgebiet an die Tiere angesetzt (circa 20 bis 30 Milben pro Maus). Nach dem Abfallen sollten die vollgesogenen Milbenlarven aus dem Bodensubstrat des Tierkäfigs eingesammelt und zwei bis drei Wochen weitergezüchtet werden. Anschließend sollten die Herbstmilben konserviert und im Landesuntersuchungsamt Stuttgart auf Borrelien-Befall untersucht werden (s.o.).

Im Sommer/Herbst 2000 wurden die Versuche in der Hauptsache von Herrn Dr. H. Kampen durchgeführt. Das Verfahren ist in KAMPEN ET AL. (ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT) dargestellt.

Im Sommer und Herbst 2001 wurden mongolische Gerbile (*Meriones unguiculatus*) anstelle von Labormäusen eingesetzt. Sie wurden vor dem Zuchtexperiment mit *Borrelia afzelii* infiziert, indem infizierte Zeckennymphen (*Ixodes ricinus*)⁺ an den Gerbil angesetzt wurden. Nach sechs Wochen Inkubationszeit wurden Borrelien-freie *Ixodes ricinus*-Larven⁺ zur Kontrolle der Infektiosität des Gerbils angesetzt. Da sich diese mit Borrelien infizierten, konnte von einer erfolgreichen Infektion der Gerbile ausgegangen werden. In wöchentlichen Abständen wurden nüchterne Herbstmilbenlarven aus dem Bonner Stadtgebiet auf die Gerbile angesetzt.

Die abgefallenen Larven wurden mit einem Haarpinsel von dem feuchten Filterpapier auf dem Käfigboden aufgesammelt. Sie wurden umgehend in eine Zuchtkammer überführt. Die Zuchtkammer bestand aus einem 9cm x 7cm x 4cm messenden verschließbaren Glasgefäß. In der Zuchtkammer sorgte ein mit steriler isotonischer Kochsalzlösung feucht gehaltenes Substrat aus Gips und Aktivkohle (Verhältnis 5:1) für konstant hohe Luftfeuchtigkeit. Die Kammer wurde dunkel gehalten.

Die nachfolgenden Entwicklungsstadien (Protonympe und (Deuto-)Nympe) sollten entweder direkt durch Einfrieren abgetötet und auf Borrelien-Befall untersucht werden oder für eine Fortsetzung der Zucht am Leben gelassen werden.

Als Nahrungsquelle für die post-larvalen Stadien wurde eine Springschwanz-(Collembolen)-Zucht von verschiedenen, unbestimmten Spezies aus Freilandfängen begonnen. Die Springschwänze wurden im gleichen Milieu wie die Herbstmilbenlarven gehalten. Als Nahrung für die Insekten diente ein fein zermörsertes Moos/Flechten-Gemisch.

Tab. 4: Primerpaarsequenzen zum Borrelien-Nachweis (aus SCHWARTZ ET AL., 1992).

Primerpaar	Basen-Sequenz	von Primern amplifizierter Bereich
JS1	5'-AGAAGTGCTGGAGTCGA-3'	kleiner Ausschnitt der 23S rDNS von <i>B. burgdorferi</i> s.l.
JS2	5'-TACTGCTCTACCTCTATTAA-3'	

Die Borrelien-Untersuchungen am Herbstmilbenmaterial des Zuchtversuches aus dem Jahr 2001 wurden in Bonn durchgeführt. Es wurde, wie am LGA in Stuttgart, das Verfahren des Nachweises von Borrelien-DNS mittels PCR nach SCHWARTZ ET AL. (1992), modifiziert von R. OEHME (LGA, Stuttgart; persönliche Mitteilung) angewandt. Die Primerse-

⁺ Freundlicherweise überlassen von Dr. Hans Dautel, Institut für Zoologie, Freie Universität, Berlin.

quenzen des Primerpaares zur selektiven Amplifikation der Borrelien-DNS sind in Tabelle 4 aufgelistet. Eine Übersicht über die für die Nachweis-PCR verwendeten Chemikalien und deren Mengenangaben gibt Tabelle 5. In Tabelle 6 sind die Temperatur- und Zeitprofile der Zyklen der Nachweis PCR angegeben.

Tab. 5: Übersicht der verwendeten Chemikalien und deren Mengenangaben für die Borrelien-Nachweis PCR nach SCHWARTZ ET AL. (1992), modifiziert nach R. OEHME, Stuttgart.

Chemikalien für PCR-Ansatz	Mengenangaben
Taq DNA-Polymerase (Fa. Invitrogen)	1,5U
dNTPs (Fa. Peqlab); jeweils pro Nukleotid	200µM
Primerkonzentration jeweils pro Primer	25pM
Tris-HCl (pH 8,3)	50mM
KCl	50mM
MgCl ₂	2,5mM
DNS-Matritze (aus Gesamtextrakt)	5µl

Tab. 6: Übersicht der Temperatur- und Zeitprofile der Zyklen der Borrelien-Nachweis PCR nach R. OEHME (persönliche Mitteilung).

Zyklusphase	Primerpaar JS1/JS2
Initial-Denaturierung	94°C → 1,5min
1. Denaturierung	94°C → 20s
2. Primer-Annealing	50°C → 30s
3. Extension	72°C → 30s
Anzahl der Schleifen (Schritte 1 bis 3)	45
abschließende Extension	72°C → 2min

Die DNS-Extraktion erfolgte nach dem Chelex-Protokoll (s. Kap. 2.3.2).

Bei jeder Borrelien-Nachweis PCR wurden positive Kontrollen eingesetzt: Zunächst wurden bei der DNS-Extraktion aus Herbstmilbenlarven aus Freilandfängen verschiedene definierte Mengen von Borrelien-Zellen aus Kulturen von Dr. H. Kampen zugegeben. Auf diese Weise wurde eine Verdünnungsreihe von Borrelien-Zellen (*B. garinii*, *B. afzelii*, *B. burgdorferi* s.s.) hergestellt. Mit dieser Verdünnungsreihe wurde die Sensitivität der Borrelien-Nachweis PCR getestet. Im Anschluss daran wurde die entsprechende minimal nachweisbare Borrelien-Konzentration in einem Kontrollansatz bei der Nachweis PCR als Positiv-Kontrolle eingesetzt. Bei ausbleibendem positivem Ergebnis für den Kontrollansatz wurde die PCR wiederholt.

Die Qualität und der Erfolg der DNS-Extraktion aus den Milben wurde im Untersuchungszeitraum Winter 2001/2002 bei jeder Borrelien-Nachweis PCR zusätzlich durch eine Posi-

tiv-Kontrolle für Milben-DNS getestet: Hierzu wurde parallel zum Borrelien-Nachweis eine taxonomische PCR (s. Kap. 2.3.2) mit dem Primerpaar 772/773 durchgeführt, da dieses Primerpaar gut reproduzierbare Amplifikationsergebnisse lieferte. Diese Kontrolle erschien notwendig, da in vielen Fällen nicht genügend Milben-DNS durch das Extraktionsverfahren isoliert werden konnte. Durch dieses Vorgehen konnte – bei einer erfolgreichen taxonomischen PCR – davon ausgegangen werden, dass ein negativer Borrelien-Nachweis nicht durch eine fehlerhafte DNS-Extraktion begründet war.

3 ERGEBNISSE

3.1 FREILANDARBEIT

3.1.1 ERGEBNISSE DES TESTS DER KACHELFANGMETHODE

Die Ergebnisse des Tests der Kachelfangmethode (KFM) sind in den Abbildungen 11 bis 14 auf der folgenden Seite dargestellt. Diese zeigen insgesamt 52 Datensätze zur Entwicklung der Larvenabundanzen auf den Kacheln zu verschiedenen Zeitpunkten. In Abhängigkeit des Larvenbesatzes nach 15-minütiger Auslage der Kacheln wurden die Datensätze in vier Gruppen eingeteilt:

Abbildung 11 zeigt die Entwicklung der Larvenabundanzen im zeitlichen Verlauf von 105 Minuten auf denjenigen Kacheln, auf denen nach 15-minütiger Auslage kein oder ein Tier gezählt worden war. Insgesamt liegen 16 Datensätze mit dieser Ausgangssituation vor. Es ist zu erkennen, dass bei dem deutlich größeren Anteil der Datensätze ($n=9$) bei allen Betrachtungszeitpunkten niemals die Tieranzahl von eins überschritten wurde. In drei weiteren Datensätzen ist nach 15 bis 30 Minuten beziehungsweise nach 90 Minuten die Tieranzahl ‚2‘ erreicht. Weitere vier Datensätze weisen eine Zunahme auf drei Tiere, zwei davon sogar eine Abundanzentwicklung bis hin zu vier Tieren auf. Die Zunahme auf vier Larven auf zwei Kacheln erfolgte erst nach 60-75 Minuten.

Insgesamt gesehen, liegen 75% der Datensätze im Bereich einer maximalen Streuung der Larvenanzahlen von 0 bis 2 Tieren. In der Abwägung zwischen Fangerfolg und Zeitaufwand ist folglich eine Auswertung des Larvenbesatzes auf den Kacheln nach maximal 30 Minuten günstig.

In Abbildung 12 ist die zeitliche Entwicklung des Larvenbesatzes auf den Kacheln für 14 Datensätze dargestellt. In dieser Gruppe fanden sich nach einer 15-minütigen Auslage 2 bis 5 Larven auf den Kacheln. Es ist ein Ausreißer mit einem starken Anstieg der Larvenanzahlen nach 30 Minuten im Datensatz zu erkennen. Im weiteren Verlauf der Kurve verringert sich die Larvenanzahl erheblich und steigt nach 90 Minuten noch einmal auf acht Tiere an. Zudem ist ein weiterer, starke Schwankungen zeigender Datensatz erkennbar, in dem, nach vorübergehender Verringerung der Tieranzahlen, nach 30 und 45 Minuten noch ein Anstieg auf die doppelte Larvenanzahl (10 Tiere) nach 75 Minuten erfolgt. Auffällig ist zudem der Kurvenverlauf eines dritten Datensatzes, in dem, nach anfänglich geringen Larvenanzahlen, nach 75 Minuten die Anwesenheit von acht Tieren auf der Kachel verzeichnet wurde. Die übrigen 12 Datensätze verhalten sich dagegen zueinander sehr kongruent:

Ergebnisse

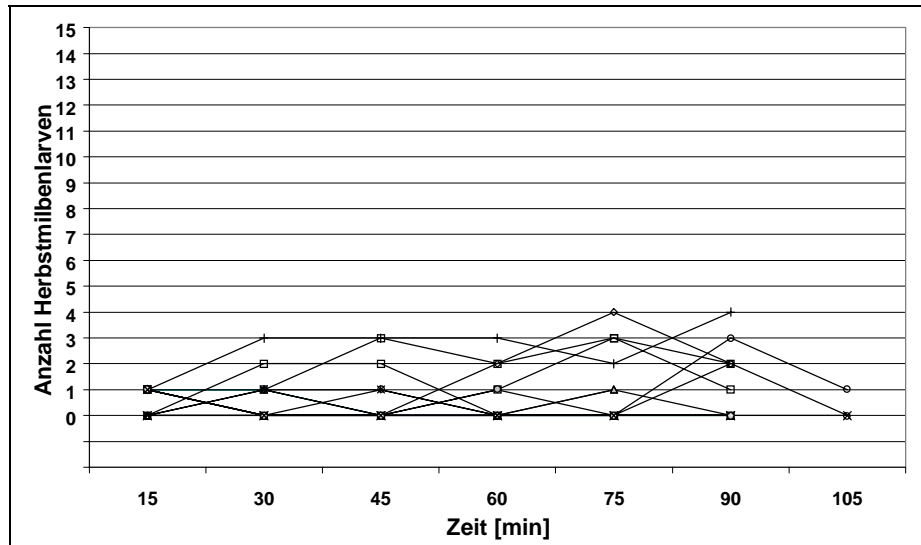


Abb. 11: Test der KFM: 0 bis 1 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=16.

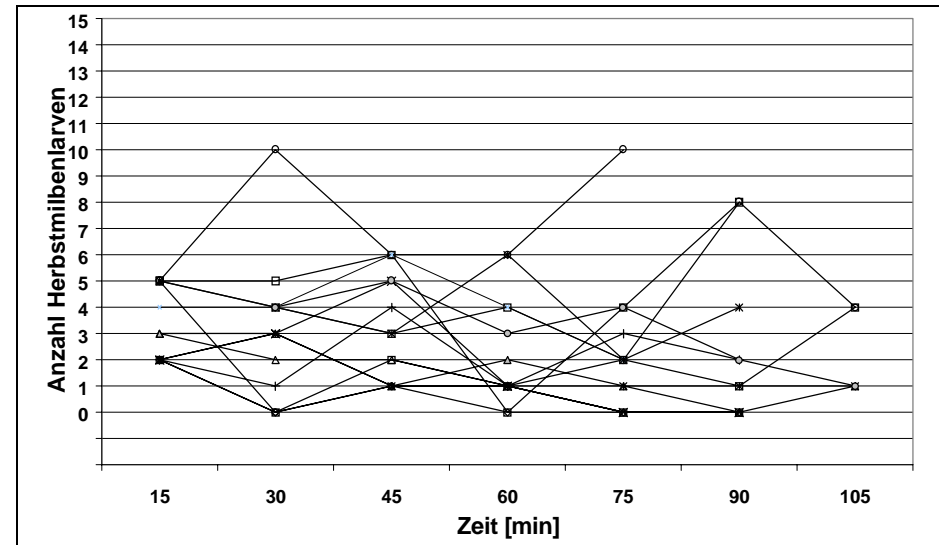


Abb. 12: Test der KFM: 2 bis 5 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=14.

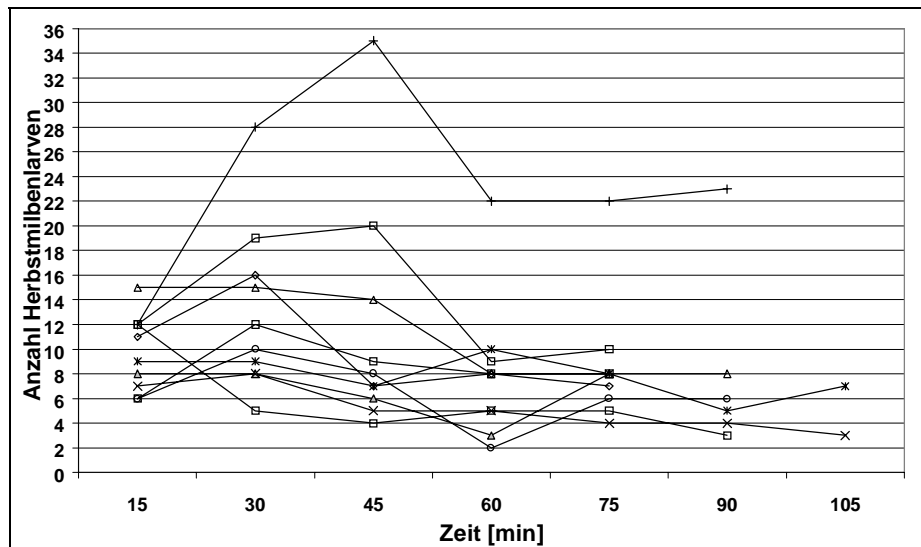


Abb. 13: Test der KFM: 6 bis 15 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=10.

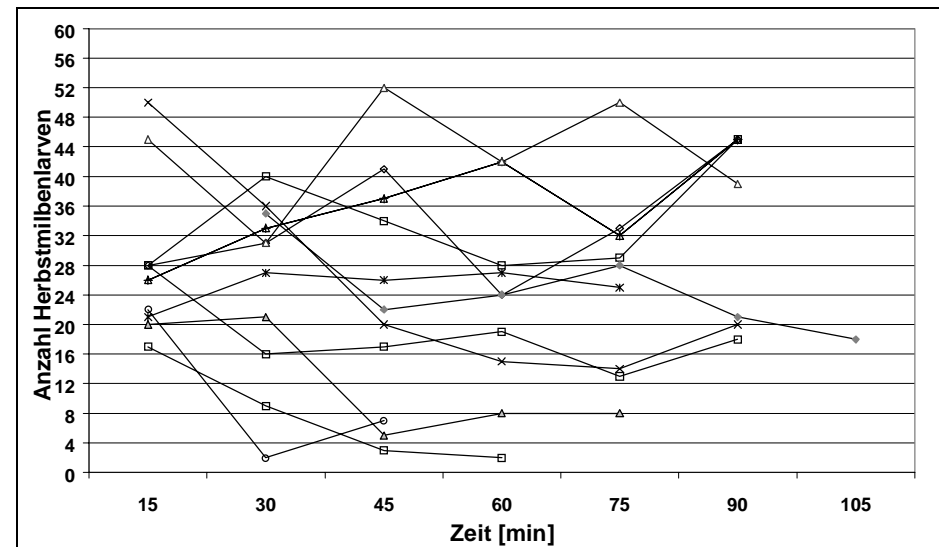


Abb. 14: Test der KFM: 17 bis 50 Herbstmilbenlarven nach 15 min, n=12.

Nach 30 Minuten liegen die Befallszahlen auf den Kacheln zwischen 0 und 5 und zum Zeitpunkt ‚45 Minuten nach Auslage der Kachel‘ liegen die Anzahlen mehrheitlich im Bereich zwischen 1 und 6 Tieren pro Kachel. Danach erfolgt eine kontinuierliche Verringerung der Larvenanzahlen auf den Kacheln bis zur 90. beziehungsweise 105. Minute. Es ist aus der Abbildung offensichtlich, dass die Auswertung des Larvenbesatzes auf den Kacheln im Zeitraum von 15 bis 45 Minuten verlässlich hohe Werte liefert.

Abbildung 13 zeigt den zeitlichen Verlauf des Larvenbesatzes auf den Kacheln, die nach 15-minütiger Auslage 6 bis 15 Tiere aufwiesen. In dieser dritten Gruppe sind 10 Datensätze zusammengestellt, von denen acht einen deutlichen Trend in Richtung auf eine Verringerung der Larvenanzahlen nach 30 Minuten zeigen. Lediglich zwei der 10 Datensätze weisen einen Anstieg der Larvenanzahlen bis zum Zeitpunkt 45 Minuten auf. Danach folgt einer der Datensätze einem Trend der Anzahlen-Verringerung, während der andere als Datensatz-Ausreißer zwar ebenfalls einen negativen Trend aufzeigt, aber auf einem deutlich höheren Anzahlen-Niveau verbleibt als zum Zeitpunkt 15 Minuten. Nach der Betrachtung dieser Daten scheint der beste Zeitpunkt für eine Überprüfung der Kacheln auf Larvenbefall nach 30 Minuten zu sein.

In Abbildung 14 ist die letzte Gruppierung von Datensätzen zum Test der KFM dargestellt: Es sind 12 Datensätze, die einen Larvenbesatz nach 15-minütiger Auslage der Kacheln zwischen 17 bis 50 Tieren beschreiben. Der Kurvenverlauf der Larvenanzahlen in Abhängigkeit von der Zeit ist hier wesentlich bewegter als in den anderen Gruppierungen von Datensätzen. Mehrheitlich ist aber ein abwärtsgerichteter Trend der Larvenanzahlen auf den Kacheln nach 15 Minuten zu sehen. Dieser Trend ist bei einer Aufspaltung der Datensätze in zwei Untergruppen genauer beschreibbar: Die Gruppe der Datensätze, die nach 15-minütiger Auslagezeit mit einer Larvenanzahl unter 26 Tieren beginnt, zeigt den Abwärtstrend deutlich; diejenige Datensatz-Gruppe mit einem Befall über 26 Tieren zu Beginn des Testes zeigt größere Schwankungen. Diese zahlenmäßigen Schwankungen bewegen sich bei näherer Betrachtung allerdings im Rahmen einer 20 bis 30%-igen Veränderung im Vergleich zum vorherigen Wert. Dies ist eine Schwankung der Larvenanzahlen, die auch in den übrigen Gruppen auftrat.

Der Zeitraum bis zur 15. Minute wurde in mehreren Fällen ebenfalls stichprobenartig beobachtet. Es konnte festgestellt werden, dass an Herden mit einer hohen Larvenbefallsdichte die Larvenanzahl auf den Kacheln bis zur 15. Minute kontinuierlich zunahm. An Herden mit einem sehr geringen Larvenbefall stellten sich dagegen bereits nach wenigen Minuten die Anzahlen an Larven auf den Kacheln ein, die auch nach 15 Minuten beobachtet wurden.

Zusammenfassend kann von dem Ergebnis des Fangmethodentests abgeleitet werden, dass die Auswertung des Larvenbesatzes auf den Kacheln nach 15-30 Minuten erfolgen sollte. Über einen längeren Zeitraum ausliegende Kacheln liefern mit großer Wahrscheinlichkeit geringere Fangergebnisse. Selten – und dies nur bei vergleichsweise hohen Larvenanzahlen auf den Kacheln – ist mit einem weiteren Anstieg der Fangzahlen nach einer längeren Dauer der Auslage zu rechnen.

Dementsprechend gibt die Kachelfangmethode den sehr unterschiedlichen Befallsgrad an den verschiedenen Stellen gut wieder. Dies ist ein wichtiger Gesichtspunkt, da sowohl für die Säugetier-Untersuchungen als auch für die Bodenuntersuchungen Herbstmilbenherde mit unterschiedlichem Larvenbefall die Grundlage der geplanten statistischen Auswertung darstellten.

3.1.2 CHARAKTERISTISIERUNG VON HERBSTMILBENHERDEN

In den Jahren 1999 bis 2001 wurden in 36 verschiedenen Gärten und auf drei öffentlichen Grünflächen im Bonner Stadtgebiet insgesamt 118 Untersuchungen unterschiedlicher Intensität durchgeführt (s. Tab. 7).

Im Jahr 1999 konnten durch die Untersuchungen Gärten mit teilweise sehr unterschiedlichen Herbstmilbenlarven-Befallsdichten gefunden werden. Insgesamt wurden in dem Jahr 29 verschiedene Gärten untersucht. Auf nahezu allen befallenen Untersuchungsflächen konnten durch die Kachelfangmethode Herbstmilbenherde in nur wenigen Schritten Entfernung voneinander entdeckt werden, die sich auffällig bezüglich der Anzahlen gefangener Larven unterschieden.

Im Sommer 2000 ergaben die Untersuchungen in solchen Gärten, die bereits im Jahr 1999 untersucht worden waren, dass die Larvenquantität, mit Ausnahme eines Gartens, teilweise erheblich zugenommen hatte. Insgesamt wurden 11 verschiedene Gärten und zwei Grünflächen untersucht.

Der Trend der Zunahme setzte sich in den entsprechenden Gärten im Jahr 2001 fort, dagegen konnte der Trend des Rückgangs an Herbstmilbenlarven in dem einen Garten nicht weiter untersucht werden, da der Großteil der Herbstmilbenherde hier im Frühjahr 2001 bei den Bodenuntersuchungen zerstört worden war. In dem Jahr wurden keine neuen Gärten in die Untersuchungen aufgenommen. Durch eine nochmalige Untersuchung von bereits im Vorjahr beziehungsweise in den beiden Vorjahren ausgewerteten Gärten wurde ein zwei bis drei Jahre umfassender Datensatz für eine Betrachtung der Populationsdynamik der Herbstmilbenlarven erzeugt. Insgesamt wurden in 2001 sechs verschiedene Gärten untersucht. Die Anzahlen gefangener Larven eines Herdes reichten in diesem Jahr von einem einzelnen Tier bis hin zu circa 50 Tieren auf einer Kachel. Im Jahr 2002 wurden – abgesehen von den Dauermessungen (s. Kap. 3.1.5) – lediglich zwei

Untersuchungen im Frühjahr im Zusammenhang mit dem Beginn der Herbstmilbenlarven-Saison (s.u.) durchgeführt.

Tab. 7: Übersicht über die Gartenuntersuchungen (inklusive Mehrfachuntersuchungen derselben Gärten) im Bonner Stadtgebiet in den vier Untersuchungsjahren unterteilt in Monat, Jahr und Untersuchungsumfang. In Klammern ist angegeben, bei wie vielen der Untersuchungen Herbstmilbenlarven gefunden wurden.

Untersuchungsumfang	Garten vollständig untersucht			Garten zu mindestens 70% untersucht			Garten zu weniger als 50% oder gezielt einige m ² im Bereich von ausgewiesenen Herbstmilbenherden untersucht			
	1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001	2002
Monat/Jahr										
Januar										
Februar										
März									3 (0)	1 (0)
April	1 (0)						1 (0)			
Mai	8 (0)	1 (0)						1 (0)		1 (0)
Juni	3 (0)	1 (0)		1 (0)	1 (0)			6 (0)	3 (0)	
Juli	4 (4)	3 (3)		1 (1)	1 (1)			6 (1)	3 (0)	
August	6 (5)	4 (4)	5 (5)		3 (2)	1 (1)	2 (2)	3 (3)		
September	6 (6)		1 (1)	2 (2)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	1 (1)	
Oktober				1 (1)	1 (1)		20(11)	3 (0)	3 (3)	
November							2 (1)			
Dezember										
Summe der Untersuchungen:	28	9	6	5	7	2	26	20	13	2

Nach den Untersuchungen der verschiedenen Gärten kann gesagt werden, dass es keinen Unterschied zwischen ‚verwilderten‘ oder ‚gepflegten‘ Gärten bezüglich des Herbstmilbenlarven-Befalls gibt. Die meisten untersuchten Gärten konnten als ‚gepflegt‘ gelten, da die Rasenflächen kurzgehalten wurden, die Beete entkrautet wurden und auf Zierpflanzen mehr Wert gelegt wurde als auf Wildwuchs.

Saisongrenzen des Auftretens von Herbstmilbenlarven

Nach Angabe vieler betroffener Personen treten die Herbstmilbenstiche bereits im Frühjahr oder gar in den Wintermonaten auf. Hinweisen aus der Bevölkerung folgend wurden in den Untersuchungsjahren 1999, 2000 und 2002 Untersuchungen auch in Frühjahrs- und Wintermonaten durchgeführt, um Herbstmilbenlarven zu finden (s. Tab. 7). Im Jahr 2001 wurden diesbezüglich Routine-Kontrollen an verschiedenen Herbstmilbenherden vorgenommen. Dabei zeigte sich: In den Jahren 1999 bis 2001 wurden die ersten Herbstmilbenlarven mit der Kachelfangmethode (KFM) in 18 zeiträumlich eng gefassten Untersuchungen in insgesamt neun verschiedenen Gärten ab ungefähr Mitte Juli (+/- eine Woche) erstmals im Jahr nachgewiesen: 1999 am 16. Juli und in 2000 am 12. Juli; im Jahr 2001 konnten am 9. Juli in drei Gärten, von denen zwei grundsätzlich in allen Untersuchungsjahren stark von Herbstmilbenlarven befallen waren, noch keine Tiere nachgewiesen

werden. Es wurden hiernach keine weiteren Untersuchungen im Juli 2001 durchgeführt, da offensichtlich kein früherer Beginn der Larvensaison im Vergleich mit den Vorjahren vorlag und ein bemerkenswert späterer Beginn durch die Herbstmilbenlarven-Nachweise an den Dauermessstationen (s. Kap. 3.1.5) ab Mitte Juli ausgeschlossen wurde.

Des Weiteren zeigten Untersuchungen im Oktober (28 Untersuchungen) und November (2 Untersuchungen) der Jahre 1999, 2000 und 2001, dass die Herbstmilbenlarven-Saison 1999 Anfang November, in 2000 Mitte Oktober und in 2001 Ende Oktober endete.

In allen Untersuchungsjahren wurden diese Ergebnisse bezüglich der Saisongrenzen der Nachweisbarkeit von Herbstmilbenlarven durch die KFM von den Erhebungen an den Dauermessstationen bestätigt (s. Kap. 3.1.5.1).

Diese durch die KFM-Nachweise festgelegte jahreszeitliche Lage der Larvensaison wird außerdem bestätigt durch das Auftreten von Stichsymptomen am Körper des Autors: Nach ungeschützten Aufenthalten in den Gärten sowohl bei den routinemäßigen Messungen an den Dauermessstationen (regelmäßig mindestens wöchentlich das ganze Jahr über) als auch während der Bodenuntersuchungen im April und Mai 2001 und 2002 über mehrere Stunden an mehreren Tagen in den Gärten konnten keine typischen Symptome einer Trombidiose oder nur einzelne Stiche am eigenen Körper entdeckt werden. Dies ist umso auffälliger, als an im jeweiligen Vorjahr lokalisierten Herbstmilbenherden gearbeitet wurde.

Vermeintliche Herbstmilbenstiche bei einer betroffenen Person nach dem Aufenthalt im Garten ließen sich Anfang April 1999 mit Hühnerflöhen (*Ceratophyllus gallinae*, Ceratophyllidae) in Verbindung bringen, die gefangen und identifiziert werden konnten. Der Kontakt mit den Flöhen entstand beim Reinigen eines Vogelhauses.

Im Übrigen ließen sich die Stichreaktionen, die von einigen Personen bereits im März, April oder Mai oder in den Wintermonaten wahrgenommen wurden, nicht auf andere Ektoparasiten zurückführen.

Nachweislich Herbstmilben-freie Gärten scheinen im Stadtgebiet von Bonn selten zu sein: Lediglich in einem Garten auf dem Venusberg waren selbst im August 2001, als überall die Herbstmilbenlarven-Saison begonnen hatte, keine Tiere nachweisbar. Ebenfalls Herbstmilbenlarven-frei war Ende Juli 2000 auch eine Grünfläche (Versuchsfeld des Institutes für Bodenkunde der Universität Bonn) in Bonn-Poppelsdorf. Dies ist bemerkenswert, da die Untersuchungen durchgeführt wurden, weil es Personen gab, die nach Aufenthalt auf diesen Flächen in Vorjahren Stichreaktionen an sich bemerkt hatten. In einem Garten in Bonn-Lannesdorf war ein einzelner Fund einer potenziellen Herbstmilbenlarve im August 1999 im Labor nicht mehr identifizierbar.

Im Gegensatz dazu wurden in drei Gärten Herbstmilbenlarven nachgewiesen, deren Benutzer weder von dieser Milbenart gehört hatten, noch sich an die auf Herbstmilben hinweisenden Stichsymptome erinnern konnten. Es fanden sich in zwei der Gärten – verglichen mit allen anderen untersuchten Gärten – relativ viele Herbstmilbenlarven (u. a. im Garten ‚Schumannstraße‘ s. auch Kap. 3.1.5). Im dritten Garten sind im Zeitraum von drei Jahren im Vergleich mit den anderen untersuchten Gärten konstant wenig Larven gefunden worden (Garten ‚Steinacker‘ in Bonn-Roleber, s. auch Kap. 3.1.6).

Auftreten von Herbstmilbenlarven in Zusammenhang mit der Struktur und Exposition der Bodenoberfläche

Das Auftreten der Herbstmilben war nicht auf bestimmte Bereiche eines Gartens beschränkt und schien von der groben Morphologie der Bodenoberfläche unabhängig zu sein. Die gängige Ansicht, die Herbstmilben würden hauptsächlich im Gras/Rasen auftreten kann nach 34 vollständigen Gartenkartierungen während der Larvensaison aus drei Jahren nicht geteilt werden. Im Gegenteil liegen die Herbstmilbenherde mit den höheren Larvenanzahlen zumeist in Beeten oder unter Strauch-/ Baum-Gehölzen. Zur Veranschaulichung ist in Abbildung 15 das Auftreten von Herbstmilbenlarven in Verbindung mit der Oberflächenstruktur des Bodens dargestellt. Die darin aufgelisteten Herbstmilbenherde waren für die Säugetier-Untersuchungen ausgewählt worden, wobei lediglich die Larvenabundanz an der Bodenoberfläche für die Auswahl eine Rolle spielte (s. Kap. 2.2.3.1).

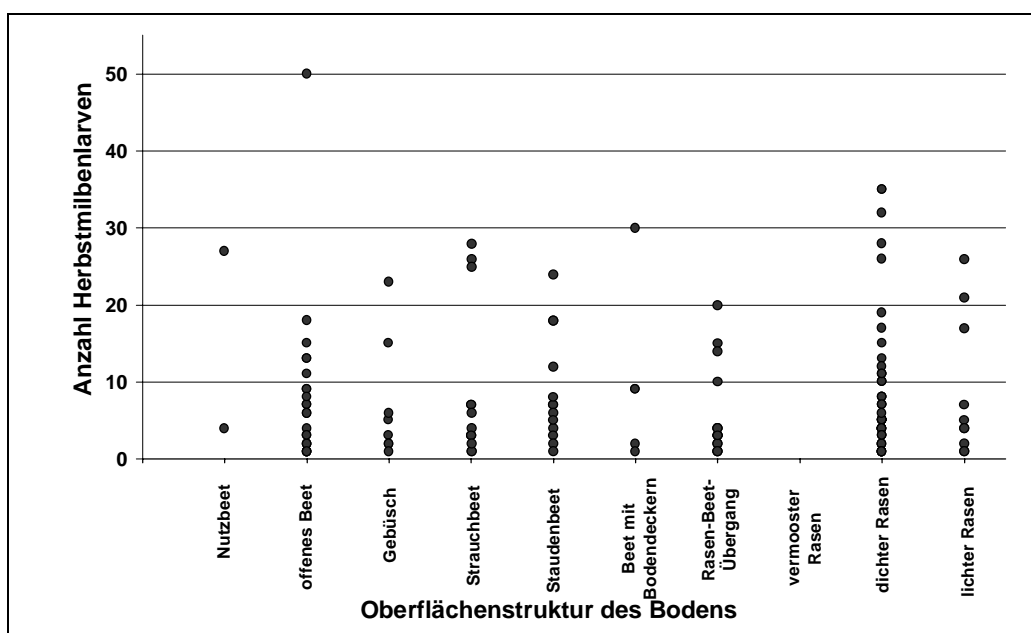


Abb. 15: Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zur Oberflächenstruktur des Bodens, n=139.

Es ist zu erkennen, dass sich die Herbstmilbenherde mit teilweise sehr unterschiedlichem Larvenbefall gleichmäßig auf die verschiedenen Oberflächenstrukturen des Bodens verteilen. Die Struktur ‚Beet‘ wurde, der sehr unterschiedlichen Bewuchsdichte Rechnung tragend, weiter unterteilt. Würde diese Unterteilung aufgehoben, so wären die Funde von Herbstmilbenlarven auf denjenigen Oberflächenstrukturen, die landläufig als ‚Beet‘ bezeichnet werden, deutlich stärker von den Larven befallen als Rasenstellen.

Eine ebenso geringe Bedeutung wie der Struktur der Bodenoberfläche hat, im Zusammenhang mit einer Veränderung des Mikroklimas an den Herbstmilben-Befallsstellen, der Bedeckungsgrad durch die Vegetation oder eine Bodenauflage bestehend aus Laubstreu. Abbildung 16 zeigt den Bezug zwischen dem mittleren Bedeckungsgrad im April und Mai für die 73 Stellen, die für die Bodenuntersuchungen unabhängig vom Bedeckungsgrad ausgewählt wurden, und den entsprechenden Anzahlen gefangener Larven an der Bodenoberfläche. Es ist zu erkennen, dass sich die Höhe der Fangerfolge fast gleichmäßig auf die verschiedenen Grade der Bedeckung der Bodenoberfläche verteilt. Eine Regressionsanalyse bezüglich eines Trends innerhalb der Daten ergab keine Korrelation (Ergebnisse nicht dargestellt).

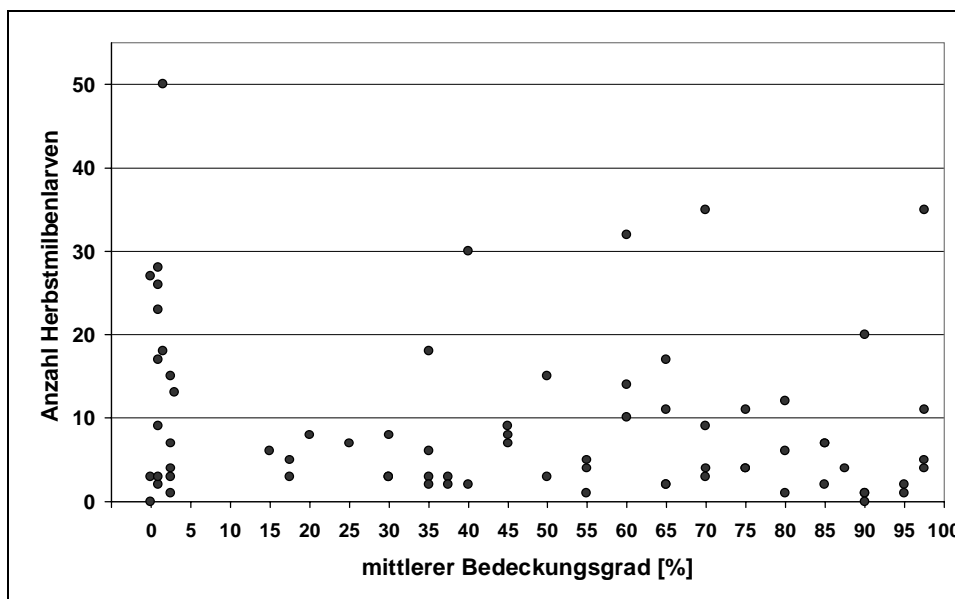


Abb. 16: Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zum mittleren Bedeckungsgrad durch Vegetation und Laubstreu an den Fundstellen.

Ebenso wurde die Sonnen-Exposition der Herbstmilbenherde in Beziehung zur Befallsdichte mit Larven gesetzt, da viele von Herbstmilbenstichen betroffene Personen sehr unterschiedliche Ansichten über die oberflächlichen Feuchtigkeitsgrade des Bodens und das damit einhergehende Auftreten von Larven vertraten. Es wurde davon ausgegangen, dass die Exposition einen Einfluss auf die Feuchtigkeit der oberen Bodenschicht sowie auf

die Lebensbedingungen der auf der Bodenoberfläche lebenden Larven haben könnte. Abbildung 17 veranschaulicht für die 73 Stellen, die für die Bodenuntersuchungen unabhängig vom Bedeckungsgrad ausgewählt wurden, dass zwischen der Sonnen-Exposition der Herde und der Intensität des Larvenbefalls keine Korrelation besteht. Diese Aussage lässt sich allgemein auf die Herdkartierungen der Jahre 1999-2001 übertragen: Es finden sich in sonnigen bis halbschattigen Gartenbereichen häufiger Herbstmilbenherde, aber die Streubreite der Larvenabundanzen ist trotz unterschiedlicher Sonnen-Exposition identisch.

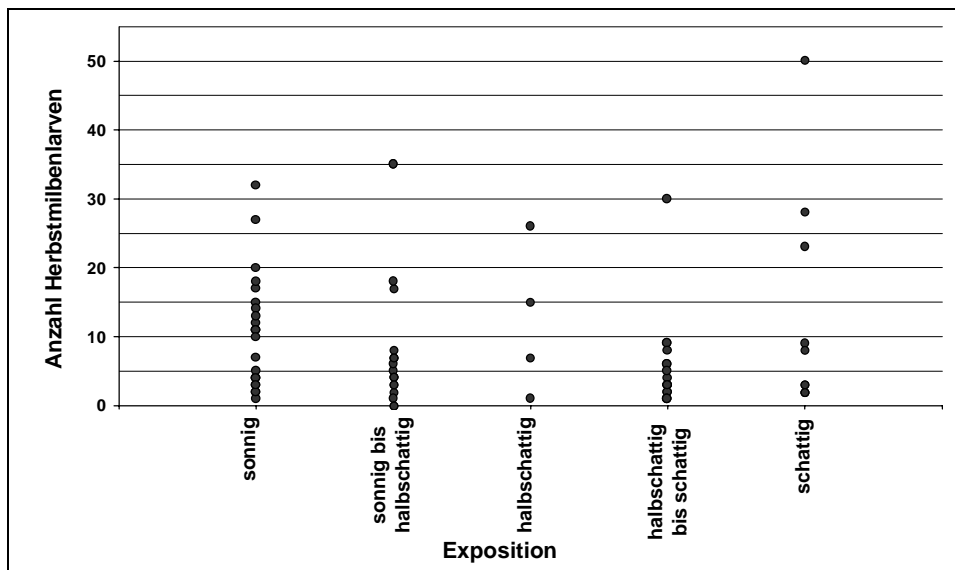


Abb. 17: Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zur Sonnen-Exposition an den Fundstellen (n=73).

Entwicklung der Herbstmilbenherde in verschiedenen Jahren

Durch die jährlich wiederholten Kartierungen der Herbstmilbenherde in manchen Gärten für zwei oder drei Jahre konnten einige Beobachtungen bezüglich der Veränderung von Lage und Befallsgrad der Herde gesammelt werden. Da die Kartierungen in den jeweiligen Gärten in jedem Jahr zu ungefähr gleicher Zeit erfolgte (+/- eine Woche), sind die Fanganzahlen gut vergleichbar.

Grundsätzlich konnte in den Gärten eine über die Jahre konstante Lage der Herde beobachtet werden. Die gleichmäßige Auslage der Kacheln in den Gärten führte zum Wiederauffinden der meisten Herde der Vorjahre. Unter anderem begründet durch die Nachweismethode waren die Herde gelegentlich einige Zentimeter verschoben im Vergleich zum Vorjahr. Nur ein relativ geringer Prozentsatz (5-15%) der ‚alten‘ Herde eines Gartens wurde nicht wiedergefunden. In vielen Fällen erhöhte sich dagegen die Anzahl der entdeckten Herbstmilbenherde von Jahr zu Jahr. Dieser Zuwachs an neuen Herbstmilbenherden oder das Nicht-Wiedergefunden von ‚alten‘ Herden aus dem Vorjahr war durch die Funde einzelner oder weniger (2-3) Tiere an den entsprechenden Stellen begründet:

Insbesondere Einzelfunde sind mit der KFM sehr zufällig, und folglich wurden die Herde mit einer solch geringen Larvenanzahl meistens nicht reproduzierbar von der Fangmethode erfasst. Ein Beispiel hierfür geben zwei Gärten, die zudem durch konstant geringe Befallsanzahlen über drei Jahre (Garten ‚Steinacker‘) beziehungsweise zwei Jahre (Garten ‚Bürvigstraße‘) auffielen: An den meisten Herbstmilbenherden wurden bei der Herdkartierung mit der KFM nur einzelne oder 2-3 Larven, selten mehr gefunden. Entsprechend wurden in den Folgejahren einige neue Stellen entdeckt und alte Herbstmilbenherde nicht mehr lokalisiert.

In Gärten mit einem höheren Larvenbefall als in den beiden erwähnten Gärten stiegen die durchschnittlichen Larvenabundanzen mit den Jahren kontinuierlich an. Abbildung 18 zeigt eine Übersicht über die Populationsentwicklung der Larven an 187 Stellen über den Zeitraum von drei beziehungsweise zwei Jahren. Der kontinuierliche Anstieg der Larvenzahlen allgemein, beziehungsweise durch die Rasterung des Diagramms auch Herdgenau, ist zu erkennen. Im linken Teil des Diagramms sind einige gering befallene Herde aus dem Jahr 2000 zu erkennen. Diese Stellen fanden sich sämtlich im Garten ‚Wasserland‘, der als einziger Garten der Untersuchungen eine insgesamt starke Verringerung der Larvenanzahlen vom Sommer 1999 auf den Sommer 2000 zeigte. Es fiel bei den Herdkartierungen auf, dass hauptsächlich diejenigen Herde einen deutlichen Anstieg der Fanganzahlen von Larven verzeichneten, die bei der Erst-Kartierung relativ hohe Larvenanzahlen aufwiesen.

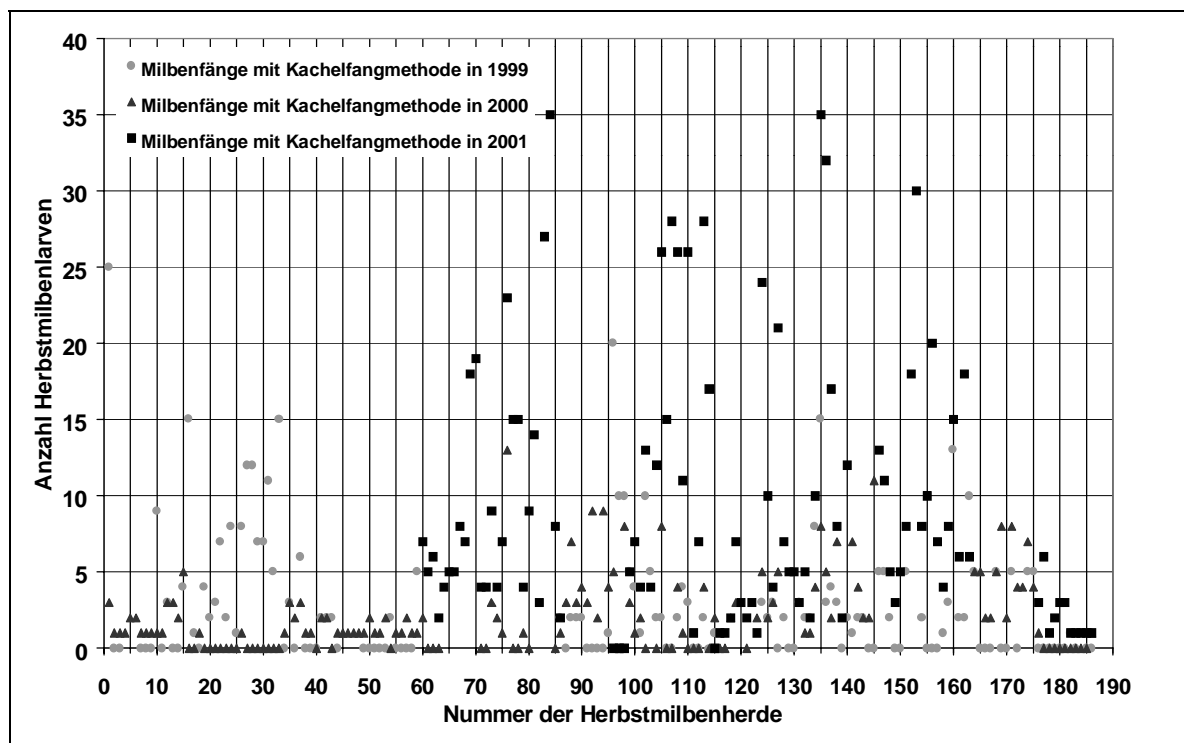


Abb. 18: Populationsentwicklung von 187 Herbstmilbenherden im Zeitraum 1999-2001

So waren in zwei Gärten („Am Brünchen“ und „Drachenfelsstraße“) die Entdeckungen neuer Herde mit teilweise sehr hohen Larvenabundanzen verbunden. Der Garten „Drachenfelsstraße“ verzeichnete in den Jahren von 1999 bis 2001 eine starke Zunahme der Larvenanzahlen und war im Jahr 2001 der mit Abstand am stärksten befallene Garten der Untersuchungen – beim Bezug der Summe der Larvenanzahlen auf die Fläche des Gartens (Vergleichszahlen s. folgendes Kap.).

Daneben unterlagen die Larvenanzahlen an den Herbstmilbenherden einer Schwankung im Verlauf der Larvensaison. Dies führte in den Gärten mit einem zu Saisonbeginn geringen Befall allgemein zu einer Zunahme der Befallsstellen sowie, für sämtliche Gärten gültig, zu einer Zunahme der Larvenanzahlen an den Befallsstellen im Verlauf der Monate August und September. In denjenigen Gärten, die allgemein einen stärkeren Befall mit Larven zeigten, konnten während der Larvensaison teilweise erhebliche Zuwächse bei den Larvenabundanzen beobachtet werden. Abbildung 19 zeigt, durch Trendlinien verdeutlicht, die Entwicklungen der Larvenabundanzen aus drei Jahren an 16 verschiedenen Herdstellen. In der Abbildung sind die Ergebnisse von insgesamt 23 Untersuchungen dargestellt, bei denen durch mindestens drei Bestimmungen der Larvenabundanzen an den Herden in einem Jahr eine Populationsentwicklung abzulesen ist.

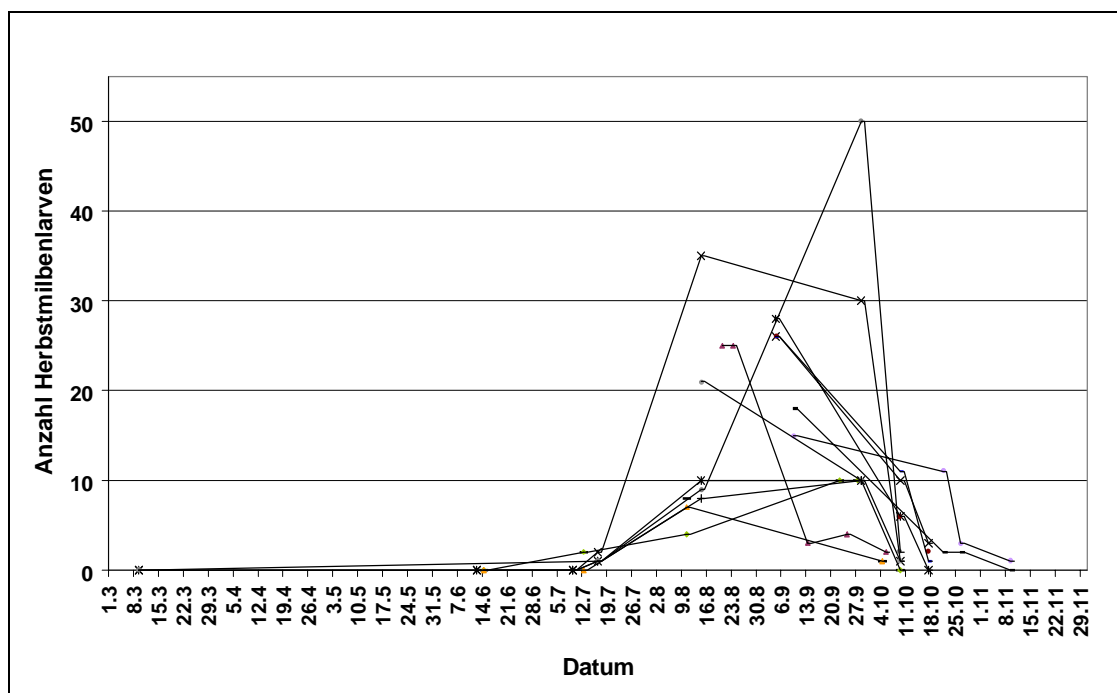


Abb. 19: Entwicklung der Anzahlen gefangener Larven in 23 Untersuchungen von 16 Herbstmilbenherden im Jahresgang. Die Daten entstammen Untersuchungen aus den Jahren 1999, 2000 und 2001. Die eingezeichneten Linien zeichnen die Trends („gleitender Durchschnitt“) der Populationsentwicklungen nach.

In der Abbildung 19 ist an den Trendlinien zu erkennen, dass das Maximum der Larvenanzahlen der Herde von Ende August bis Ende September zu finden war. Die genaue zeitliche Lage der Abundanz-Maxima ist durch die großen Zeiträume zwischen den Untersuchungen nicht abzulesen. Grundsätzlich ist aber der Trend der von Mitte Juli an zunächst teilweise stark ansteigenden und zu Ende Oktober hin wieder abfallenden Larvenabundanz deutlich erkennbar.

Ein weiteres anschauliches Beispiel dafür geben drei Kartierungsergebnisse aus dem Garten ‚Kaufmannstraße‘: Am 20.7.00 wurden im vollständig untersuchten Garten nur drei Herbstmilbenlarven gefunden. Am 8.8.01 wurden bei einer Kartierung des Gartens nur circa 1/4 bis 1/5 der Anzahlen an Larven gefunden (Garten zu 70% untersucht) wie am 28.8.01, als es mehrere Hundert waren.

Bei der Erhebung dieser Daten zeigte sich zudem, dass die Herbstmilbenherde nicht nur beim Vergleich verschiedener Jahre, sondern auch im Verlauf einer Saison eine konstante Lage beibehalten.

Die Ergebnisse der Dauermessungen stützen diese Aussagen bezüglich der Lagekonstanz der Herde und der Entwicklung der Larvenanzahlen an den Herden im Jahrgang (s. Kap. 3.1.5).

Ausdehnung von Herbstmilbenherden

An einigen Herden wurden mit einem sehr engen Raster die Larvenfänge Kachel-genau festgehalten. Die Ergebnisse zeigen, dass es ein Herd-Zentrum gibt, welches je nach Herd und Betrachtungsweise bei der Lage der Grenzen von Zentrum und Randbereich 4-10 Kacheln umfasst. Durch die Auslageabstände lässt sich hieraus eine Ausdehnung des Herdzentriums von 0,3-0,5m² berechnen.

Eine weitere Stützung für die These, dass die Herde eine begrenzte Ausdehnung mit einem Zentrum besitzen, liefern zwei Beobachtungen an zwei verschiedenen Stellen aus verschiedenen Jahren: Beim Fang von Larven wurden nach enger (1/2-Kachelbreite Abstand voneinander) Auslage von fünf Kacheln drei Tiere gefangen. Durch die Verschiebung von zwei randständigen Kacheln um ein bis zwei Kachelbreiten konnten hiernach mehr als 30 Tiere gefangen werden. Im Garten ‚Drachenfelsstraße‘ konnte in einem Befallsareal, welches einige Quadratmeter umfasste, durch eine enge Kachelauslage (1/2 Kachelbreite Abstand voneinander) die Stelle des relativ stärksten Larvenbefalls auf eine Fläche von circa 800cm² eingeeengt werden. Diese Stelle war auch bei drei Untersuchungen in den folgenden Monaten der Ort mit den relativ höchsten Larvenanzahlen.

Diese Ergebnisse zeigen, dass die Herbstmilbenlarven-Herde in Zentrum und Randbereiche eingeteilt werden können, die sich durch die Larvenabundanz unterscheiden. Diese Situation kann mit der KFM, bei geringen Auslageabständen der Kacheln, erfasst werden.

Aus den Ergebnissen dieser Erhebungen kann zusammenfassend festgestellt werden, dass die Herbstmilbenlarven-Befall in den untersuchten Gärten im Bonner Raum sehr ungleichmäßig verteilt ist: Extreme Befallsbereiche liegen deutlich abgegrenzt zu gering befallenen oder nachweisfreien Bereichen. Ebenfalls ist das Befallsniveau insgesamt je nach Garten verschieden. Die gefundenen Herbstmilbenlarven-Herde behalten eine relativ konstante Lage über die Jahre bei. Insgesamt wurde für die untersuchten Gärten eine allgemeine Zunahme der Larvenabundanzen beobachtet. Dabei steht der Befall des Vorjahres in Bezug zur Vermehrung des Folgejahres: Gärten mit geringem Larvenbefall zeigen auch eine geringe Zunahme. In einem Garten mit einem durchschnittlich geringen Befall dagegen schien die Population der Herbstmilben von einem Jahr auf das folgende fast vollständig eingebrochen zu sein.

Die Lavensaison begann in jedem Untersuchungsjahr etwa Mitte Juli und dauerte bis Mitte Oktober oder Ende Oktober / Anfang November. Außerhalb dieses Zeitraumes wurden keine Larven nachgewiesen. Innerhalb der Lavensaison erreichten die Larvenabundanzen um Anfang bis Mitte September ein Maximum. Die Struktur der Bodenoberfläche und der Bedeckungsgrad durch die Vegetation sowie die Exposition ließen keinen Einfluss auf die Larvenanzahlen der Herde erkennen. Im Kapitel 3.1.5 werden einige Einflussgrößen bezüglich der Larvenabundanzen gezielt über einen Zeitraum von drei Jahren eingehender untersucht.

3.1.3 ABHÄNGIGKEIT DER HERBSTMILBENPOPULATIONEN VON VERSCHIEDENEN UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN

3.1.3.1 BEZUG DER VERTEILUNG UND DES HERBSTMILBENBEFALLS VON SÄUGETIEREN ZUM LARVENBEFALL DER GÄRTEN

In den einzelnen Gärten waren die Anzahlen an gefangenen Säugetieren sehr unterschiedlich. Ebenso verhielt es sich mit dem Befall der Tiere durch Herbstmilbenlarven, der nicht nur in Abhängigkeit von der Säugetierart, sondern auch vom untersuchten Garten schwankte. Insgesamt wurden 114 Säugetiere – inklusive 24 Wiederfänge – mit einem Herbstmilbenbesatz von circa 5700 Larven (Larvenbefall der Wiederfänge eingerechnet) gefangen. Dabei entfiel das Gros des Parasitenbesatzes von circa 4200 Larven auf die 13 Igel unter den 15 gefangenen größeren Säugetieren (zudem 2 Ratten; 2 gefangene Hauskatzen wurden nicht untersucht). Der Herbstmilbenbefall der Igel war zumeist so stark, dass einzelne Larven kaum mehr unterschieden werden konnten und der Befall insgesamt geschätzt werden musste.

Außerdem wurden 47 Vertreter der Gattungen *Apodemus* und *Mus* (Familie Muridae) gefangen, die von insgesamt 360 Herbstmilbenlarven befallen waren, fünf Vertreter der

Gattung *Microtus* (Familie Arvicolidae) mit insgesamt 717 parasitierenden Larven sowie 47 Spitzmäuse der Gattung *Crocidura* (Familie Soricidae) mit insgesamt 405 Larven.

Abweichend von der angegebenen Methodik, wurden in den zwei Gärten ‚Kennedyallee‘ und ‚Beethovenallee‘ die Fallenkomplexe – länger als üblich – an fünf Tagen und sechs Nächten, verteilt auf zwei Wochen, aufgestellt, da sich die Metallkastenfallen nicht als Spitzmaus-fängig erwiesen. Um trotzdem in diesen Gärten die Populationen von Soriciden noch repräsentativ zu erfassen, wurde der Fangzeitraum verlängert und geeignete Fallen aufgestellt. Die Fangdaten der anderen Arten wurde dadurch nicht wesentlich verzerrt, da lediglich im Garten ‚Kennedyallee‘ eine Ratte (entkam vor Befallserhebung), im Garten ‚Beethovenallee‘ zwei *Apodemus sylvaticus* ohne Befall zusätzlich gefangen wurden.

Tab. 8: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen der Säugetier-Untersuchungen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdrdabw.	Varianz
					Standard- fehler		
Summe der Säugerfänge insgesamt [pro Fallenkomplex]	116	0	7	1,03	,13	1,36	1,86
Summe gefangener Säuger plus Indizien-belegte Tieranwesenheit [pro Fallenkomplex]	116	0	7	1,55	,15	1,58	2,51
Befallssumme der Herbstmilben auf den Säugern eines Fallenkomplexes	116	0	600	61,26	13,14	141,56	20040,47

Tabelle 8 zeigt eine Übersicht einiger statistischer Kennzahlen der Daten der Säugetier-Untersuchungen von allen aufgestellten Fallenkomplexen in den neun Gärten. Es ergaben sich 116 Messwerte für die statistische Auswertung (s. Kap. 3.1.4.2) in jeder Kategorie. Aus der Betrachtung der Mittelwerte der Säugerfänge in der Tabelle wird deutlich, dass in jedem Fallenkomplex während des über vier Nächte und drei Tage dauernden Fangzeitraumes nur wenige Tiere, nämlich durchschnittlich ein Tier, gefangen wurden. Als Maximalwert pro Fallenkomplex wurden insgesamt sieben Tiere an Stelle 7a im Garten ‚Bürvigstraße‘ erreicht. Die Werte der Standardabweichungen zeigen, dass es nur sehr geringe Schwankungen in den beiden Datensätzen ‚Säugerfänge‘ und ‚Säugerfänge plus Indizien-belegte Tieranwesenheit‘ gegeben hat. Große Schwankungen zeigen sich allerdings im Datensatz der Summen des Larvenbefalls auf den Säugern für einen Fallenkomplex: Der Standardfehler des Mittelwertes ist zwar relativ gering, aber die Varianz und die Standardabweichung sind sehr hoch. Diese Schwankungen sind hauptsächlich durch den Einfluss der größeren Säuger, wie zum Beispiel Igel, zu erklären, die meistens einen

starken Befall von 200-300 Larven zeigten und dadurch an den jeweiligen Fallenkomplexen hohe Werte verursachten.

In den Abbildungen 20 bis 24 auf den folgenden Seiten sowie in den Abbildungen I bis IV im Anhang I sind die Ergebnisse der Säugetier-Untersuchungen für die untersuchten Gärten dargestellt. Diese Ergebnisse werden mit dem Larvenbefall der Herbstmilbenherde in den Gärten verglichen:

Die untersuchten neun Gärten unterschieden sich in ihrem Befall mit Herbstmilbenlarven. Um eine relative Vergleichsgröße zu besitzen, wurde der durchschnittliche Larvenbefall der Herde in den Gärten berechnet. Diese Angabe entspricht nicht dem Mittelwert des Larvenbefalls im gesamten Garten, sondern nur dem der für die Untersuchungen ausgewählten Stellen. Da jedoch versucht wurde, das Spektrum der Befallstärken der Herbstmilbenherde in jedem Garten gleichmäßig widerzuspiegeln (s. Kap. 2.2.3), ist diese Durchschnittszahl als relatives Vergleichsmaß geeignet.

Nach der Kartierung mit der KFM wiesen die Gärten ‚Drachenfelsstraße‘ (Durchschnitt 12 Larven pro Herbstmilbenherd), ‚Alfterer Straße‘ (12), ‚Kaufmannstraße‘ (13) und ‚Am Brunnchen‘ (17) den stärksten Befall mit Larven auf. In diesen Gärten gab es relativ viele Herde mit mehr als 10 Tieren pro ausgelegter Kachel. Die größte Herddichte trat im Garten ‚Drachenfelsstraße‘ auf. Demgegenüber stehen die Gärten ‚Steinacker‘ (3) und ‚Bürvigstraße‘ (3) mit insgesamt sehr wenigen Herbstmilbenherden sowie der Garten ‚Wasserland‘ (1) mit relativ wenigen gefangenen Larven, aber mehreren Herden.

Bezogen auf die durchschnittlichen Befallsanzahlen der Herde liegen die Gärten ‚Beethovenallee‘ (5) und ‚Kennedyallee‘ (4) zwischen den anderen: In diesen beiden Gärten wurden einige Larven-Herde gefunden, die Befallsanzahlen von über fünf Tieren aufwiesen.

In den Abbildungen 20 bis 24 sind beispielhaft die Fangergebnisse der Untersuchungen für fünf der neun Gärten dargestellt, an denen die Ergebnisse erläutert werden sollen:

Werden die Fangdaten der Säugetiere betrachtet, so verschieben sich die oben erwähnten Verhältnisse der Gärten zueinander: So sind in den Gärten ‚Alfterer Straße‘ (Abb. 20) und ‚Kaufmannstraße‘ (Abb. 21) auch die Fanganzahlen für die Säuger relativ hoch, aber im Gegensatz dazu fallen die Gärten ‚Drachenfelsstraße‘ (Abb. 22) und ‚Am Brunnchen‘ (Abb. 23) durch eine geringe Säuger-Fanganzahl im Vergleich zum Herbstmilbenlarven-Befall der Herde auf. Dagegen waren im Garten ‚Bürvigstraße‘ (Abb. 24) im Vergleich zur Herbstmilbenhäufigkeit an den Herden auffällig hohe Säuger-Fangerfolge zu verzeichnen. Dasselbe gilt in Relation zu den mittelmäßig hohen Herbstmilbenanzahlen an den Herden auch für die Gärten ‚Kennedyallee‘ und ‚Wasserland‘ (Abb. I und II, Anhang I), in denen überproportional viele Säuger gefangen wurden. Einen jeweils geringen Herbstmilbenlar-

ven-Befall an den Herden gepaart mit einer geringen Säuger-Fanganzahl wiesen die Gärten ‚Steinacker‘ und ‚Beethovenallee‘ (Abb. III und IV, Anhang I) auf.

Anhand der gezeigten Abbildungen der Untersuchungsergebnisse für alle Gärten ist keine (positive) Korrelation zwischen den Fanganzahlen von Herbstmilbenlarven an den Herden mit der KFM und der Anzahl gefangener Säuger an den entsprechenden Stellen sichtbar (s. auch Kap. 3.1.4.2).

Im Übrigen zeigt sich dieser Sachverhalt auch, wenn der ‚allgemeine Eindruck‘, den ein untersuchter Garten bezüglich der Häufigkeiten und Befallstärken der Herbstmilbenherde im gesamten Garten (Daten nicht dargestellt) hinterließ, mit der Summe gefangener Säugertiere verglichen wird.

Nicht in den Fangdaten enthalten sind die Hauskatzen, die die Gärten ‚Beethovenallee‘, ‚Bürvigstraße‘, ‚Drachenfelsstraße‘ und ‚Wasserland‘ regelmäßig durchstreifen. Allerdings war in allen Gärten von der Anwesenheit von Hauskatzen aus der Nachbarschaft auszugehen. In den Gärten ‚Drachenfelsstraße‘ und ‚Kaufmannstraße‘ wurden Eichhörnchen gelegentlich beobachtet.

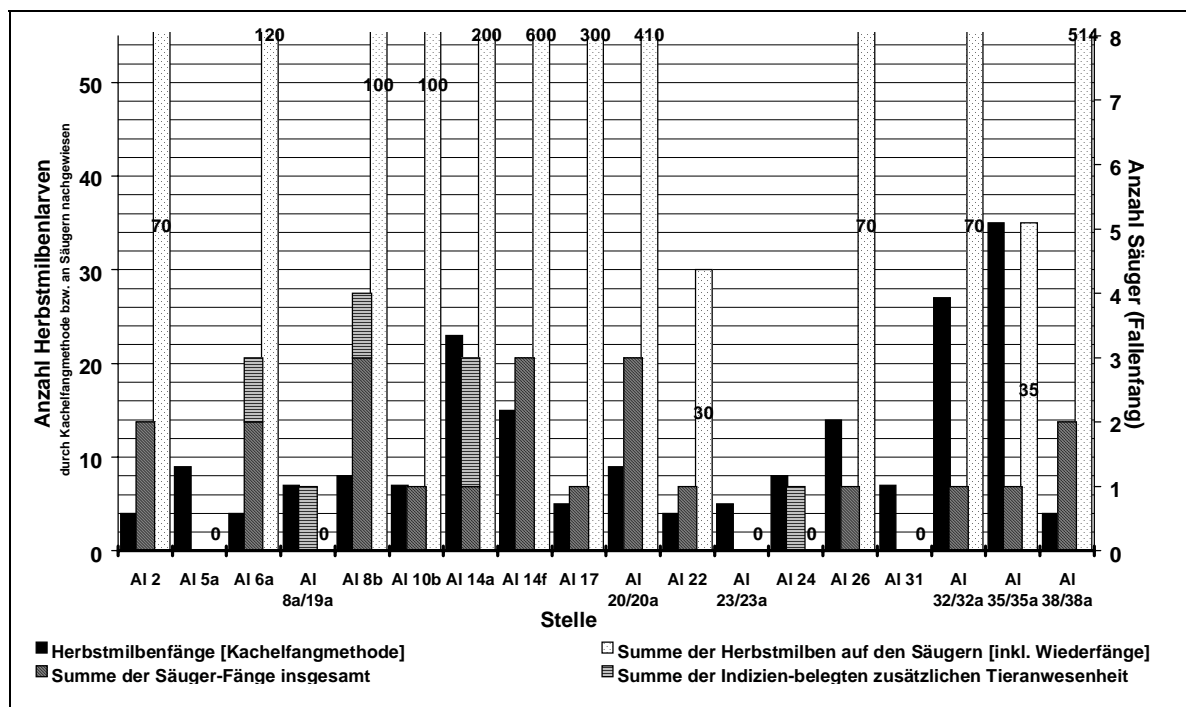


Abb. 20: Garten ‚Alfterer Straße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 21./22.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 27.-31.8.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

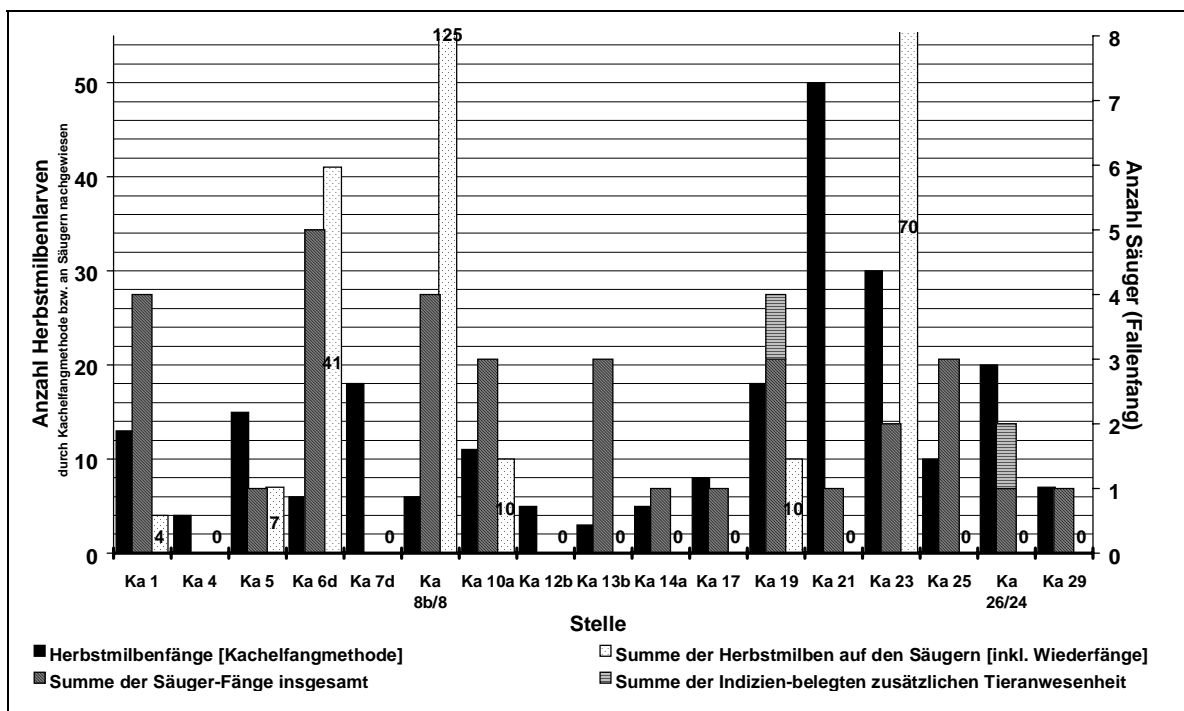


Abb. 21: Garten ‚Kaufmannstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 30.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 27.-31.8.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

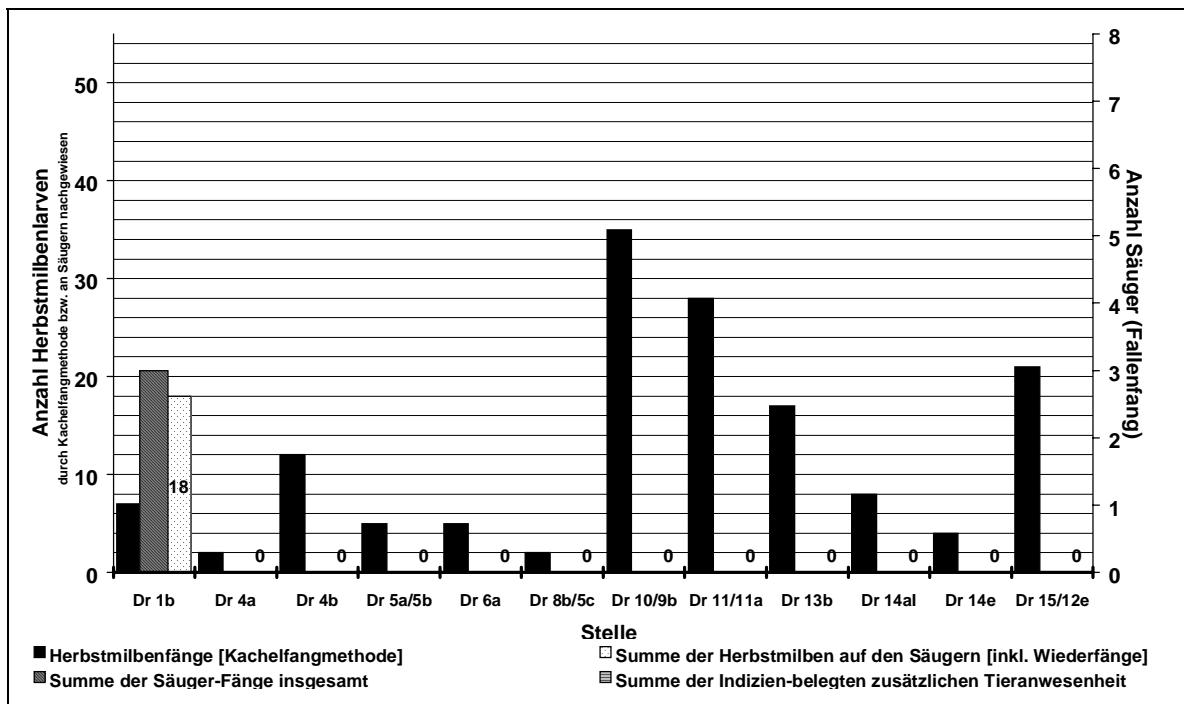


Abb. 22: Garten ‚Drachenfelsstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 14.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.-21.9.2000. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

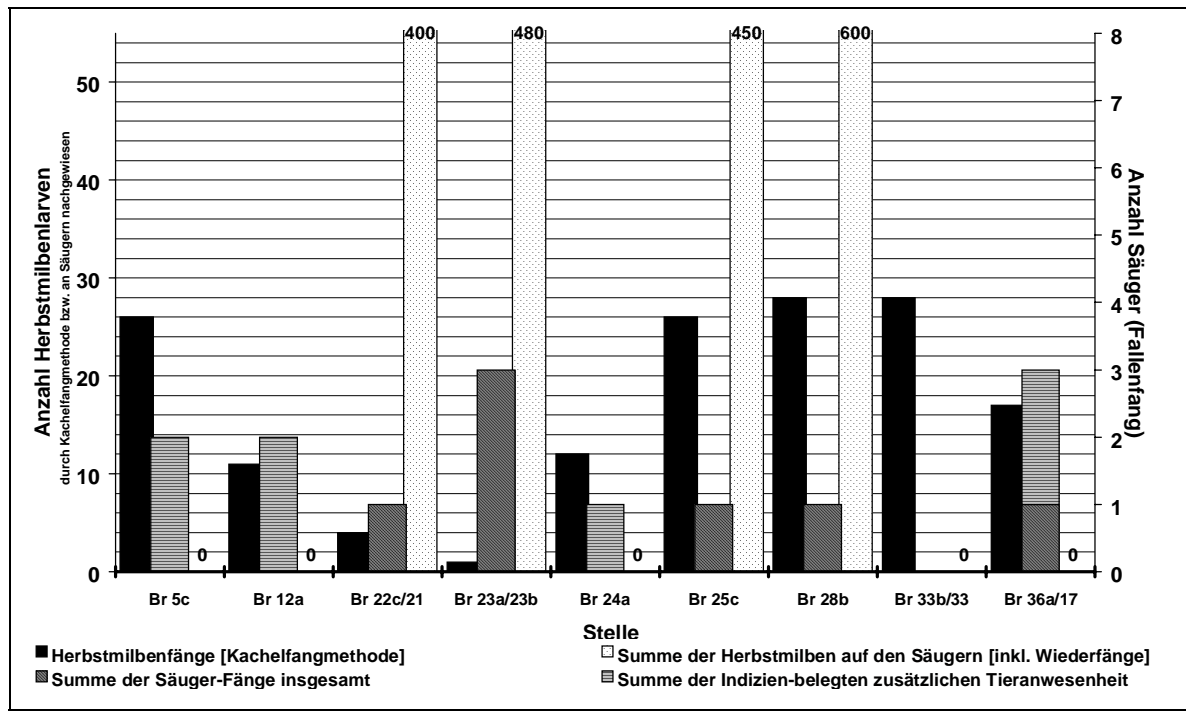


Abb. 23: Garten ‚Am Brunnchen‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 4.9.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 10.-14.9.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

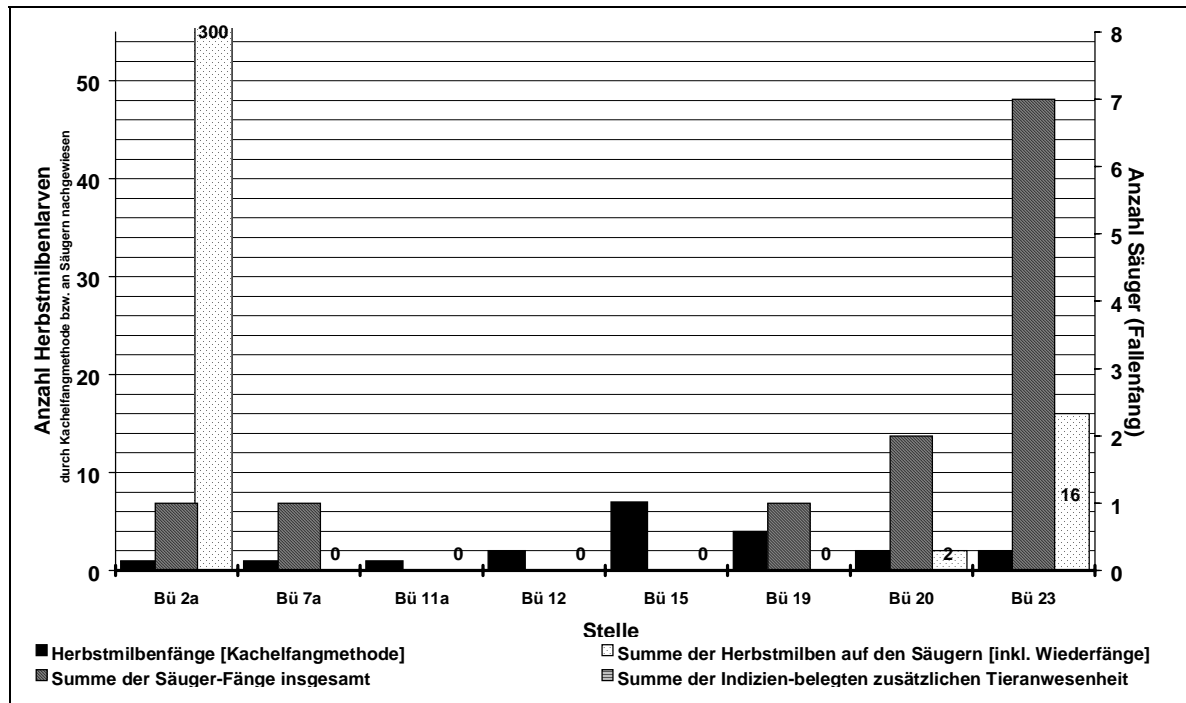


Abb. 24: Garten ‚Büvigstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 15.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.-21.9.2000. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

Wird der Befall der Säuger mit Herbstmilbenlarven betrachtet, so ist ein Zusammenhang mit der gefundenen Larvenabundanz an den untersuchten Stellen noch weniger auszumachen:

In den Gärten ‚Alfterer Straße‘ und ‚Am Brunnchen‘ waren einige größere Säuger (Igel) mit einem hohen Larvenbefall an einigen Stellen gefangen worden (s. Abb. 20 und Abb. 23). Dieser Umstand führt zu teilweise sehr hohen Werten in der Sparte ‚Summe der Herbstmilben auf den Säugern‘ an diesen Stellen. Der Befall der Säuger mit Herbstmilben ist ein wichtiger Aspekt unter der Annahme, dass mehr Herbstmilbenlarven vermutlich genau an den Stellen vom Wirt abfallen, an denen sich der Wirt besonders häufig aufhält. Die Larven setzen danach im Boden ihren Entwicklungszyklus fort. Die Summe der Herbstmilben auf den Säugetieren, die an einer Stelle gefangen wurden, kann daher als ‚Re-Befallspotenzial‘ für eine Stelle gedeutet werden. Unter der Voraussetzung, dass relativ konstante Verhaltensweisen der Säugetiere bezüglich der Durchquerung oder Bewegung im Garten existieren, sollte sich ein Zusammenhang zwischen der Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugetieren und der Larvenabundanz am Milbenherd ergeben. Ein derartiger Zusammenhang ist aus den Zahlen der Säuger-Untersuchungen und der Herbstmilbenlarven-Fänge an den Herden allerdings nicht zu lesen (s. Abb. 20 bis 24; s. Kap. 3.1.4.2).

3.1.3.2 FUNDE DER EUEDAPHISCHEN ENTWICKLUNGSSTADIEN DER HERBSTMILBE

Im Zusammenhang mit den bodenphysikalischen Untersuchungen waren im April und Mai 2001 insgesamt 300 Liter Bodenprobenmaterial genommen worden. Das Bodenmaterial verteilte sich auf 120 Bodenproben von 30 Untersuchungsstellen aus drei Gärten. Es konnten keine Entwicklungsstadien von Herbstmilben isoliert werden, obgleich das Verfahren von DANIEL und COCKINGS mehrfach an die gegebenen Laborbedingungen angepasst wurde. Da dies ein sehr unbefriedigendes Ergebnis war, erschien es nicht sinnvoll, diese Untersuchungen in Frühjahr 2002 fortzusetzen.

Im Zusammenhang mit der möglichen Aufenthaltstiefe der Adult- und Nymphen-Stadien im Boden an den Herdstellen sei eine interessante Beobachtung im Garten ‚Schumannstraße‘ erwähnt: Nach dem Austauschen der oberen 10-15cm des Bodens auf der gesamten Rasenfläche des Gartens, gefolgt vom Ausbringen neuen Bodens und Rasenneueinsaat im Mai 2000, wurden im August des Jahres unverändert bis leicht erhöhte Anzahlen an Herbstmilbenlarven an denselben Stellen wiedergefunden.

3.1.3.3 BODENFAUNA-BESTIMMUNG DURCH BERLESE-TULLGREN-AUSTREIBUNG

Die 120 Bodenfauna-Proben vom April 2001 wurden auf Grund des methodischen Fehlers bei der Austreibung nicht weitergehend ausgewertet. Allerdings konnte bei der Durchsicht der Proben eine Herbstmilbennympe isoliert werden, die aus einer Bodentiefe von 30-45cm stammte.

Die Qualität der Konservierung der Bodenfauna in den Proben war ungenügend. Das bei der Austreibung ebenfalls austretende Wasser hatte die Konzentration des Ethanols verringert. Ein Auffüllen der Proben mit 70%igem Ethanol hatte für eine gute Konservierung offensichtlich nicht ausgereicht. Daher wurde im Weiteren Isopropanol verwendet, das im Gegensatz zum Ethanol höher konzentriert bei geringen Verdunstungsverlusten in der Berlese-Tullgren-Apparatur eingesetzt werden konnte.

Die Bodenfauna-Proben von Ende März 2002 konnten bis auf eine Probe ausgewertet werden. Insgesamt wurden 159 Proben ausgezählt. Die Anzahlen an Bodentieren waren teilweise sehr gering. In vielen Fällen konnte kein einziges Tier gefunden werden.

Die Gruppierung der Daten für die weitere Auswertung erfolgte wie folgt:

Als Milben- und Collembolen-fressende Gamasiden wurden Vertreter der Gattungen

Pergamassus BERLESE, 1904 (Parasitidae),
Veigaia OUDEMANS, 1905 (Veigaiidae),
Amblyseius BERLESE, 1914 (Phytoseiidae),
Geholaspis BERLESE, 1918 (Macrochelidae) und
Hypoaspis CANESTRINI, 1885 (Hypoaspidae)

in den Proben gefunden. Eine sichere Artbestimmung war ohne spezielle Präparation nicht möglich. Da dies für die geplante statistische Auswertung nicht notwendig war, wurden lediglich die Gattungen identifiziert.

Als Collembolen-fressende Milben wurden neben den oben angegebenen Gattungen die Arten

Rhodacarus coronatus BERLESE, 1921,
Rhodacarellus silesiacus WILLMANN, 1935,
Minirhodacarus minimus KARG, 1961 (alle Rhodacaridae) sowie die Gattungen
Dendrolaelaps HALBERT, 1915 (Rhodacaridae) und
Alliphis HALBERT, 1923 (Eviphidae)

eingruppiert.

Die nicht identifizierten Gamasiden wurden ebenfalls den Collembolen-fressenden Milben zugerechnet.

Aus den Proben wurden Collembolen aus folgenden Familien identifiziert:

Isotomidae
Entomobryidae
Onychiuridae und
Sminthuridae

Auf die weitere Darstellung der Auszählergebnisse wird an dieser Stelle verzichtet. Die Daten der gruppierten drei Bodenfauna-Fractionen sind in den gedruckten Versionen dieser Arbeit (Universitätsbibliothek Bonn) im Anhang aufgelistet.

Die Ergebnisse der statistischen Auswertung sind in Kapitel 3.1.4.3 aufgeführt.

Neben den oben aufgeführten Vertretern der Bodenfauna wurden auch Stadien von Herbstmilben in den Proben gefunden:

1 Larve (Stelle Al2; 20-30cm Bodentiefe),
1 Nymphe (Stelle Al2; 0-10cm Bodentiefe),
1 Nymphe (Stelle Al2; 10-20cm Bodentiefe),
1 Nymphe (Stelle Ka7d; 10-20cm Bodentiefe) und
5 Nymphen (Stelle Ka13b; 10-20cm Bodentiefe).

Aus diesen Funden und den Funden aus den Bodenfauna-Proben vom Frühjahr 2001 ist zu erkennen, dass die Bodenstadien der Herbstmilben in allen Bodentiefen von einigen Zentimetern Tiefe bis 45cm zu finden sind, wobei die Tiere im Frühjahr in der Bodentiefe ab 10cm und tiefer am häufigsten zu sein scheinen. Das Nymphen-Stadium scheint zahlenmäßig vorherrschend zu sein.

Interessant ist der Fund der Larve in 20-30cm Bodentiefe. Da die Probe Ende März genommen wurde, ist es denkbar, dass sich das Tier entweder in dieser Bodentiefe aus dem Ei entwickelt hatte oder, in Anbetracht des Nymphen-Fundes in 30-40cm Bodentiefe vom April 2001, aus einer größeren Tiefe auf dem Weg an die Bodenoberfläche war. Sollte dies der Fall gewesen sein, dann ist ein Auftreten von Larven an der Bodenoberfläche im April möglich. Allerdings ist diese Larve ein Einzelfund aus den insgesamt 279 Bodenfauna-Proben beider Untersuchungsjahre.

3.1.3.4 BODENPHYSIKALISCHE UND BODENCHEMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Die Penetrometer-Voruntersuchungen an den im Zusammenhang mit den Säugetier-Untersuchungen ausgewählten Stellen in den Gärten ‚Kennedyallee‘ und ‚Beethovenallee‘ ergaben, dass der Eindringwiderstand in die verschiedenen Bodenschichten der einzelnen Standorte und zwischen den einzelnen Standorten häufig unterschiedlich hoch war. Diese Änderungen der Verdichtungsgrade waren in den beiden Gärten zum Teil in einigen Metern Abstand voneinander zu finden. Dies bedeutete, dass innerhalb der Gärten teilweise sehr heterogene bodenphysikalische Bedingungen zu vermuten waren. Zusammen mit den oberflächlich bereits sichtbaren Unterschieden zwischen den einzelnen Standorten der Herbstmilbenherde, wurde gefolgert, dass an den meisten Standorten eine genauere Bodenuntersuchung vielversprechend sein würden. Daher wurden diese Untersuchungen in den anderen Gärten nicht durchgeführt. Auf die Darstellung der Ergebnisse dieser Voruntersuchungen wird verzichtet, da die bodenphysikalischen Untersuchungen die selben Sachverhalte wiedergeben.

Die bodenphysikalischen und -chemischen Untersuchungen wurden an insgesamt 73 Stellen durchgeführt, an denen im Sommer des jeweiligen Vorjahres mit der Kachelfangmethode verschieden viele Herbstmilbenlarven (keine Tiere bis hin zu 50 Tieren) gefangen wurden.

Die Untersuchungen ergaben teilweise sehr unterschiedliche bodenphysikalische und bodenchemische Kennzahlen an den einzelnen Stellen – auch innerhalb eines Gartens. Die Ergebnisse im Einzelnen darzustellen, wäre sehr umfangreich. Daher werden zur Veranschaulichung einzelne Beispiele zur Erläuterung der verschiedenen Bodenkennzahlen herangezogen. Dabei werden zur Veranschaulichung auffällige oder extreme Ausprägungen der bodenphysikalischen oder bodenchemischen Bedingungen miteinander verglichen.

In den Tabellen der folgenden Seiten sind die statistischen Kennzahlen für jede gemessene Einflussgröße (Variable) und für die aus diesen Ergebnissen berechneten weiteren Kennzahlen der Bodenphysik für die vier verschiedenen Bodentiefen angegeben.

Die Daten, die den Tabellen und Graphiken zu Grunde liegen, sind in den gedruckten Versionen dieser Arbeit (Universitätsbibliothek Bonn) im Anhang aufgelistet. Die Ergebnisse der statistischen Auswertung sind unter 3.1.4.1 zu finden.

Tabelle 9 zeigt die Übersicht der statistischen Kennzahlen für die Einflussgröße ‚Mittelporen‘. Die Mittelporen haben einen Durchmesser von 0,2µm bis 10µm. Als Synonym für das Wasserpotenzial des von dieser Porenfraktion gehaltenen Wassers wird im Pflanzenbau die Bezeichnung ‚Nutzbare Feldkapazität‘ verwendet, denn die Mittelporen sind maßgeb-

lich für das Speichervermögen des Bodens für das sogenannte ‚pflanzenverfügbare Wasser‘ (CZERATZKI, 1972; HARRACH, 1978) verantwortlich.

Tab. 9: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Mittelporen (0,2-10µm)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdrdabw.	Varianz
					Standardfehler		
Mittelporen [Vol.-%] in 0-10cm	72	5,380	30,805	16,753	,539	4,573	20,915
Mittelporen [Vol.-%] in 10-20cm	67	6,510	22,507	14,502	,415	3,400	11,557
Mittelporen [Vol.-%] in 20-30cm	66	5,883	20,433	12,816	,448	3,643	13,273
Mittelporen [Vol.-%] in 30-40cm	65	4,258	23,914	12,131	,486	3,921	15,377

Der Volumenanteil der Mittelporen nimmt im Mittel an allen Stellen in der Tiefe ab. Allerdings ist die Abnahme der Mittelporenanteile in 0-20cm Bodentiefe weitaus gravierender als in den Bodentiefen darunter. Die Datensätze zeigen zudem eine sehr große Homogenität, denn die Standardabweichung und folglich der Standardfehler des Mittelwertes sind relativ gering. Innerhalb der Datensätze für die einzelnen Gärten sind die Schwankungen der Messwerte für die Volumenanteile der Mittelporen geringer, dadurch ergeben sich in einigen Gärten folgende Besonderheiten: In den oberen 10cm des Bodens weisen die Untersuchungsstellen der Gärten ‚Kaufmannstraße‘ und ‚Kennedyallee‘ im Vergleich mit den anderen leicht erhöhte Messwerte auf (Daten nur in Druckversion, ULB).

In der Bodentiefe von 10-20cm sind die Messwerte für die Mittelporenanteile in allen Gärten, jeweils verglichen mit dem Anteil in 0-10cm, geringer geworden, so dass die leicht erhöhten Messwerte der Gärten ‚Kaufmannstraße‘ und ‚Kennedyallee‘ auch in dieser Bodentiefe auffällig sind.

In der Bodentiefe 20-30cm lassen sich die Gärten in zwei Gruppen, eine mit niedrigeren (‚Beethovenallee‘, ‚Kennedyallee‘ und ‚Graurheindorf‘) und eine mit höheren Messwerten (‚Alfterer Straße‘, ‚Am Brunnchen‘, ‚Kaufmannstraße‘, ‚Steinacker‘ und ‚Wasserland‘), aufspalten. Eine solch auffällige Gruppierung ist in der Bodentiefe 30-40cm dann nur noch für die Gärten ‚Steinacker‘, ‚Kaufmannstraße‘ und ‚Alfterer Straße‘ mit höheren Messwerten für Mittelporenanteile und ‚Graurheindorf‘ und ‚Beethovenallee‘ für niedrigere Messwerte aufrechtzuerhalten.

Zusammenfassend ist für die Garten-spezifische Betrachtung festzuhalten, dass der Garten ‚Kaufmannstraße‘ fast durchgängig durch alle Bodentiefen erhöhte Messwerte bezüglich des Volumenanteils an Mittelporen aufweist. Auf der anderen Seite zeigt der Garten ‚Beethovenallee‘ für alle Bodentiefen gleichermaßen auffällig geringe Volumenanteile an Mittelporen.

Was allgemein bei den Mittelporenanteilen beobachtet werden kann, gilt auch für die Volumenanteile der weiten („schnelldränenden“) Grobporen (Tab. 10), die durch einen Durchmesser von mindestens 50µm definiert sind: Auch die Gehalte an weiten Grobporen nehmen mit der Tiefe ab. Allerdings ist die Streuung der Messwerte für die weiten Grobporen größer als die der Mittelporen. Dies zeigt die deutlich höhere Varianz in Tabelle 10 und die größere Spannweite der Minimal- und Maximal-Werte.

Tab. 10: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚weite Grobporen (>50µm)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdrdabw.	Varianz
					Standardfehler		
weite Grobporen [Vol.-%] in 0-10cm	72	5,05	49,64	20,14	1,06	9,03	81,49
weite Grobporen [Vol.-%] in 10-20cm	68	7,75	42,90	19,89	,88	7,26	52,75
weite Grobporen [Vol.-%] in 20-30cm	66	8,80	41,50	20,18	,88	7,14	50,94
weite Grobporen [Vol.-%] in 30-40cm	65	7,58	37,82	18,11	,86	6,90	47,55

Werden die einzelnen Gärten getrennt voneinander betrachtet, dann zeigen die Untersuchungsstellen in 0-10cm Bodentiefe im Garten ‚Bürvigstraße‘ deutlich erhöhte, im Garten ‚Am Brunnchen‘ leicht erhöhte und im Garten ‚Graurheindorf‘ niedrigere Messwerte relativ zu den anderen Gärten (Daten nur in Druckversion, ULB, gezeigt). In der Bodentiefe 10-20cm bleibt der Garten ‚Bürvigstraße‘ mit erhöhten Messwerten für die weiten Grobporen im Vergleich zu den anderen Gärten auffällig, ebenso der Garten ‚Graurheindorf‘ mit deutlich niedrigeren Messwerten. Im Garten ‚Alfterer Straße‘ zeigen sich besonders deutliche Schwankungen zwischen den Messwerten der einzelnen Untersuchungsstellen. Diese Situation ist ebenso in der Bodentiefe 20-30cm anzutreffen. Weniger schwankend, aber ebenfalls erhöht im Vergleich zu den Werten der anderen Gärten in derselben Bodentiefe, sind in dieser Tiefe auch die Messwerte aus den Gärten ‚Steinacker‘ und ‚Drachenfelsstraße‘. Absolut gesehen ändert sich an den Volumenanteilen der weiten Grobporen in den Bodentiefen in den beiden genannten Gärten aber wenig. In der Bodentiefe 30-40cm schwanken die Messwerte in allen Gärten zu stark, um Besonderheiten herauslesen zu können (Daten nur in Druckversion, ULB).

Tabelle 11 gibt eine Übersicht der statistischen Kennzahlen für die Datensätze der engen („langsamdränenden“) Grobporen. Diese zweite Grobporenfraktion ist durch einen Durchmesser von 10µm bis 50µm gekennzeichnet. Hier fällt der extreme Minimal-Wert in der Bodenschichttiefe 10-20cm sowie der Maximal-Wert in 30-40cm Bodentiefe auf. Im Übrigen sind die Datensätze für alle Bodentiefen sehr einheitlich (s. Mittelwerte) und weisen

sehr geringe Schwankungen auf (s. Varianz und Standardabweichung). Werden die einzelnen Gärten getrennt voneinander betrachtet, so sind lediglich die, im Vergleich mit den anderen Gärten, niedrigen Messwerte in 0-10cm Bodentiefe an den Untersuchungsstellen im Garten ‚Wasserland‘ auffällig.

Die beiden Grobporenfraktionen sind, wie schon die Benennungen ‚langsam- oder schnell-dränend‘ erkennen lassen, für die Wasserbewegung, den Gas-Austausch und den Luft-Gehalt im Boden entscheidend (BEVEN & GERMANN, 1982; WERNER & THÄMERT, 1989). Die großen Grobporen sind zudem die einzige Porenfraktion, die einen Durchmesser aufweisen, der eine Bewegung der Herbstmilbenlarven zuließe. In diese Fraktion sind zum Beispiel auch Ganglöcher von Regenwürmern einbezogen. Daher hat diese Porenfraktion eine besondere Bedeutung für die Wegbarkeit des Bodens für die Herbstmilben.

Tab. 11: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚enge Grobporen (10-50 μ m)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdabw.	Varianz
					Standardfehler		
enge Grobporen [Vol.-%] in 0-10cm	72	1,30	7,33	4,19	,14	1,16	1,35
enge Grobporen [Vol.-%] in 10-20cm	68	,67	8,00	4,41	,17	1,37	1,89
enge Grobporen [Vol.-%] in 20-30cm	66	2,00	8,55	4,43	,18	1,49	2,23
enge Grobporen [Vol.-%] in 30-40cm	65	1,50	9,00	4,32	,20	1,62	2,64

Abbildung 25 zeigt beispielhaft die Verteilung der Porenfraktionen des Bodens in den vier untersuchten Bodentiefen für diejenige Stelle mit dem höchsten Grobporengehalt. Es ist die Stelle Bü15, ein mit Kräutern locker bedecktes Beet im Garten ‚Bürvigstraße‘, an der im Sommer 2001 sieben Herbstmilbenlarven gefangen wurden. Insgesamt nahmen die Poren in 0-10cm Bodentiefe an dieser Stelle fast 90% des Gesamtvolumens der Stechzylinder-Proben ein. Lediglich knapp 10% des Probenvolumens entfielen auf die Festsubstanz des Bodens.

Abbildung 26 zeigt das genaue Gegenteil: Es ist die Stelle Ka12b, ein leicht moosdurchsetztes Rasenstück im Garten ‚Kaufmannstraße‘, auf dem im Sommer 2001 fünf Herbstmilbenlarven gefangen wurden. Hier sind geringe Volumenanteile der beiden Grobporenfraktionen für alle Bodentiefen zu erkennen. Die Gehalte an Mittelporen liegen zwar in 0-10cm Bodentiefe etwas höher als in Abbildung 25, aber grundsätzlich unterscheiden sich die beiden Stellen bezüglich der Mittelporengehalte in den vier Bodentiefen nicht voneinander.

Abbildung 27 zeigt die Porenverteilung an Stelle Ka17. An dieser Stelle – eine Beetstelle im Garten ‚Kaufmannstraße‘, auf der ein zwei Jahre alter Haufen Komposterde abgelagert war – wurde der Maximal-Wert an Mittelporen in den beiden oberen Bodenschichten in dieser Untersuchung gemessen. Im Sommer 2001 wurden hier acht Herbstmilbenlarven gefangen.

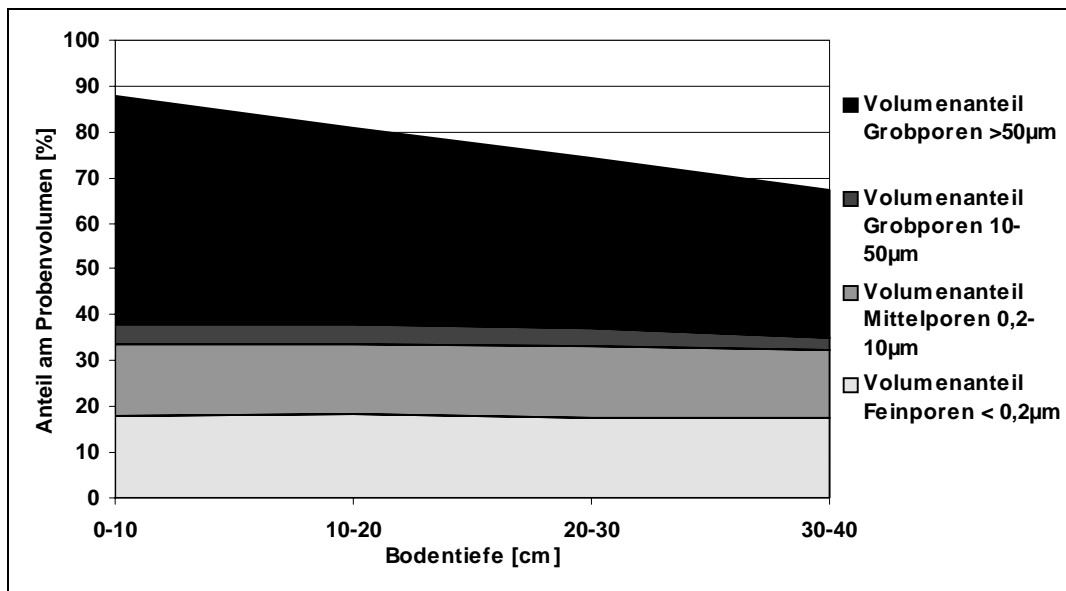


Abb. 25: Stelle Bü15 im Garten ‚Bürvigstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphikform nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 7 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden.

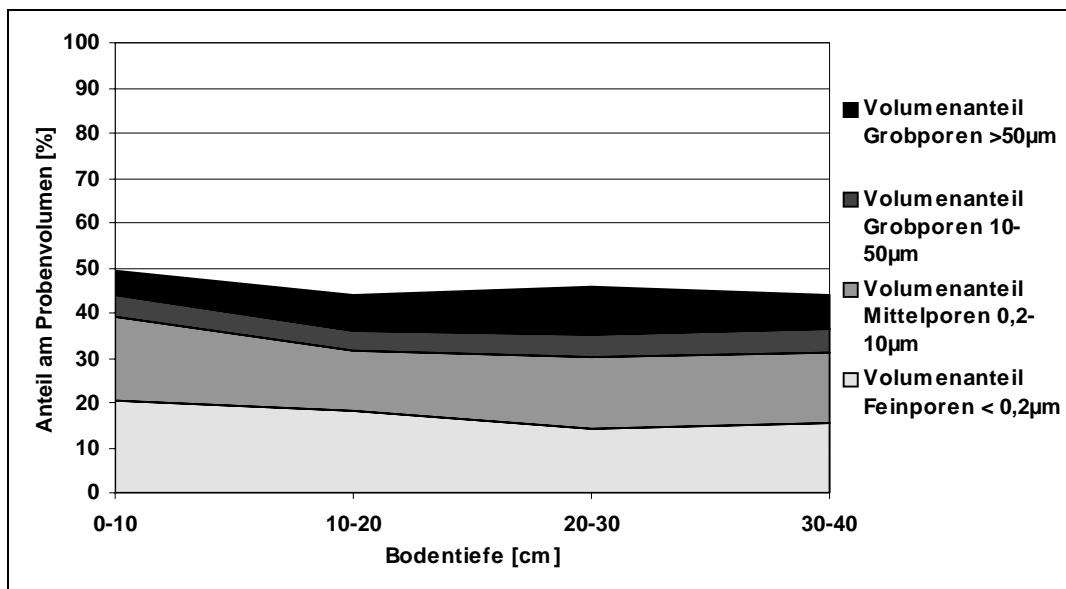


Abb. 26: Stelle Ka12b im Garten ‚Kaufmannstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphik nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 5 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden.

Bemerkenswert ist, dass die Mittelporen-Maximal-Werte für die Bodentiefen 20-30cm und 30-40cm an Stellen auftraten, die ansonsten bodenphysikalisch wenig auffällig waren und sehr geringe Anzahlen an Herbstmilbenlarven aufwiesen: Stelle St3 (eine gefangene Larve) und Stelle St1a (zwei Larven) im Garten 'Steinacker'. Dies widerspricht auf den ersten Blick einer positiven Korrelation zwischen den Gehalten an Mittelporen im Boden und den Herbstmilbenlarven-Abundanzen an den entsprechenden Stellen.

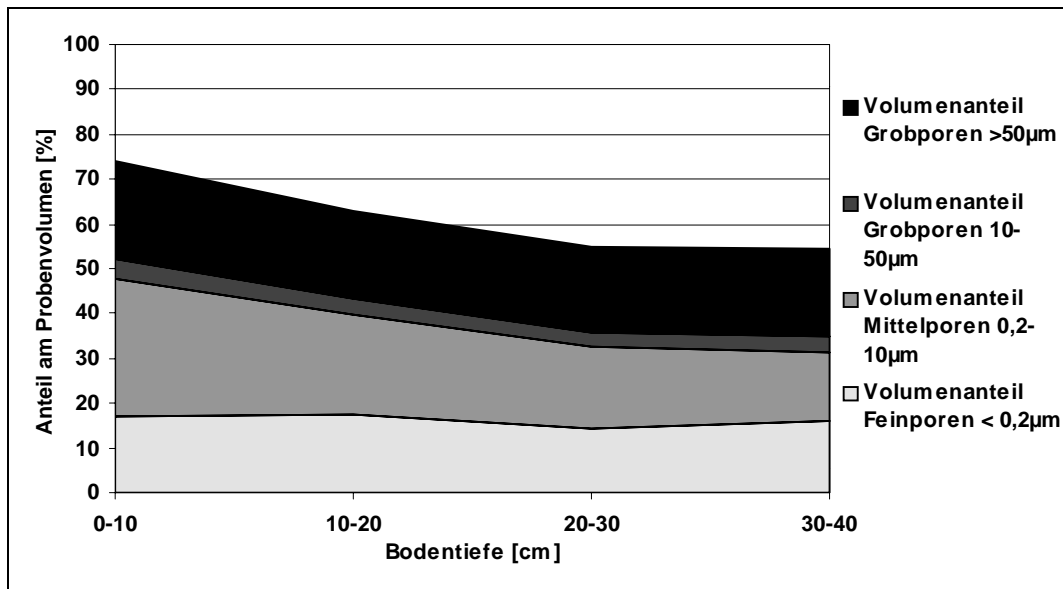


Abb. 27: Stelle Ka17 im Garten ‚Kaufmannstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphik nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 8 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden.

Der Gehalt an Feinporen ist in den drei Abbildungen lediglich der Vollständigkeit halber angegeben, da dieser bestimmt werden musste, um die Mittelporen-Fraktion berechnen zu können. Die Feinporen besitzen allerdings keine biologische Bedeutung, da sie weder als Bewegungskanäle (zu geringer Durchmesser), noch nennenswert dem Gas-Austausch im Boden dienen können: Sie sind wassergesättigt. Dieses Wasser steht auf Grund der sehr hohen Adhäsionskräfte in diesen Poren ($pF > 4,2$, entspricht 15000hPa) den Pflanzen nicht zur Verfügung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Tabelle 12 zeigt die Übersicht der statistischen Kennzahlen für die Datensätze zur Lagerungsdichte. Diese Einflussgröße ist in den Datensätzen sehr homogen (s. Varianz beziehungsweise Standardabweichung im Verhältnis zum Mittelwert der jeweiligen Bodentiefe). Auffällig ist die große Spannweite zwischen den Minimal- und Maximal-Werten in der Bodentiefe 0-10cm.

Abbildungen 28 und 29 zeigen den Vergleich der beiden Stellen, die diese Werte aufwiesen. Die Stelle Ka17 (Abb. 28) weist eine geringe Lagerungsdichte in der oberflächenna-

hen Bodenschicht auf. In den tieferen Bodenschichten liegen die Lagerungsdichten dagegen im Bereich des innerhalb dieser Untersuchungen üblichen Mittelwertes der jeweiligen Bodenschicht (s. Tab. 12), weichen also nicht auffällig ab. Diese Stelle war, wie bereits oben erwähnt, charakterisiert durch eine punktuelle, relativ lockere Auflage von zwei Jahre alter Komposterde auf einem Beet.

Tab. 12: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Lagerungsdichte‘ [g/cm³] für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdrdabw.	Varianz
					Standardfehler		
Lagerungsdichte [g/cm ³] in 0-10cm	72	,81	1,54	1,25	1,70E-02	,14	2,08E-02
Lagerungsdichte [g/cm ³] in 10-20cm	68	1,02	1,52	1,33	1,35E-02	,11	1,23E-02
Lagerungsdichte [g/cm ³] in 20-30cm	66	1,03	1,61	1,39	1,38E-02	,11	1,26E-02
Lagerungsdichte [g/cm ³] in 30-40cm	65	1,20	1,68	1,44	1,38E-02	,11	1,23E-02

In Abbildung 29 ist die Lagerungsdichte an Stelle Be9a, eine Rasenstelle im Garten ‚Beethovenallee‘, dargestellt. Diese ist in allen untersuchten Bodentiefen wesentlich höher als an Stelle Ka17. Der Boden an der Stelle Be9a ist verdichtet und weist, angezeigt durch eine geringe Porenziffer, relativ geringe Porenanteile an der Gesamtprobe auf. Im Sommer 2000 wurden hier vier Herbstmilbenlarven gefangen.

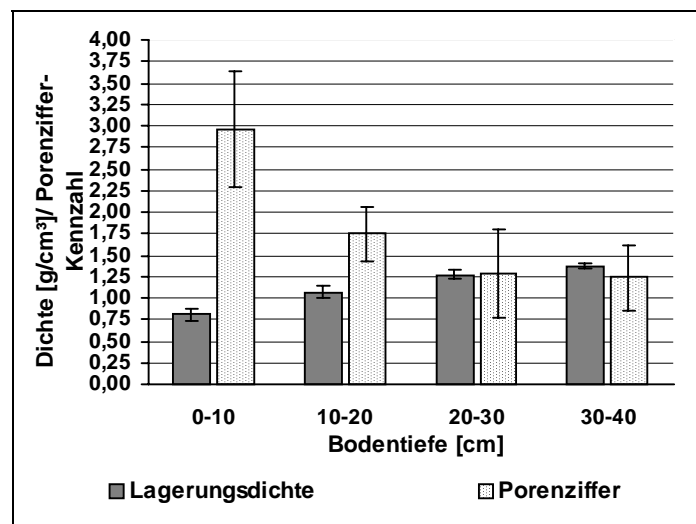


Abb. 28: Stelle Ka17, Garten ‚Kaufmannstraße‘. Lagerungsdichte und Porenziffer in vier Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 8.

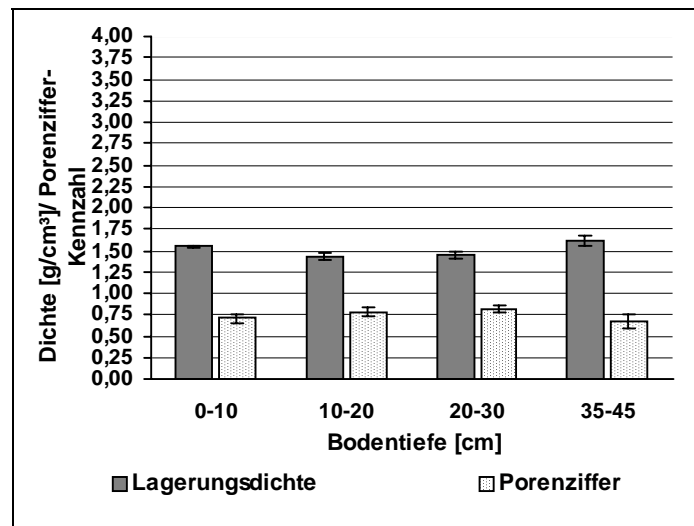


Abb. 29: Stelle Be9a, Garten 'Beethovenallee'. Lagerungsdichte und Porenziffer in vier Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 4.

Aus den bisherigen Ergebnissen ist deutlich geworden, dass sich die Stellen bezüglich der Porengehalte der drei bodenbiologisch relevanten Porenfraktionen teilweise stark unterscheiden. Die Boden-Kennzahlen ‚Lagerungsdichte‘ und ‚Porenziffer‘ geben hierzu eine schnell erfassbare grobe Übersicht.

Die Messungen der Lagerungsdichte in den einzelnen Gärten (Daten nur in Druckversion, ULB, gezeigt) ergaben in 0-10cm Bodentiefe im Garten ‚Graurheindorf‘ besonders hohe Werte im Vergleich mit den anderen Gärten. In der Bodentiefe 10-20cm sind dagegen die Messwerte für die Gärten ‚Beethovenallee‘ und ‚Kennedyallee‘ auffällig erhöht. Im Garten ‚Bürvigstraße‘ sind die Messwerte der Lagerungsdichte an sämtlichen Probenstellen in beiden Tiefenstufen relativ gering. Dies ist die entsprechend umgekehrt proportionale Situation im Vergleich mit den Messwerten für die weiten Grobporen, die in diesem Garten an den Stellen einen großen Anteil am Gesamtprobenvolumen hatten. In der Bodentiefe 20-30cm nimmt die Lagerungsdichte in sämtlichen untersuchten Gärten zu, wie auch an den statistischen Kennzahlen bereits beobachtet worden ist. Unterschiede zwischen den Gärten sind nicht feststellbar. Dieser Prozess der Zunahme ist auch in der Bodentiefe 30-40cm in sämtlichen Gärten gemessen worden. Die Stellen innerhalb der Gärten ‚Beethovenallee‘ und ‚Kennedyallee‘ fallen jedoch abermals durch relativ erhöhte Messwerte heraus. Der Garten ‚Alfterer Straße‘ wies bezüglich der Lagerungsdichte in allen vier Tiefenstufen die größte Variabilität bei den Messwerten auf.

Eine weitere Boden-Kennzahl mit einer großen bodenbiologischen Relevanz ist die Luftdurchlässigkeit, ausgedrückt durch den so genannten Durchlässigkeitsbeiwert oder Koeffizienten ‚ a_e ‘. Die Durchlässigkeit des Bodens für Luft ist wichtig für den Gas-Austausch mit der Atmosphäre. Zudem wird der Durchlässigkeitskoeffizient ‚ a_e ‘ als ein relatives Maß für

das Porenkontinuum angesehen: je mehr Poren eine Orientierung zueinander haben, die zur Bildung von Porenkanälen in der Vertikalen führen (desto ungestörter also das Kontinuum der Poren ist) und je größer der Durchmesser dieser Poren, desto größer ist die resultierende Luftdurchlässigkeit (KMOCH & HANUS, 1965) und somit der Gas-Austausch mit den jeweils darüber liegenden Bodenbereichen oder der Atmosphäre. Das Kontinuum der groben Grobporen ist für die Bewegungsfreiheit der Herbstmilben, besonders der Larven, wichtig, um an die Bodenoberfläche beziehungsweise in den Boden hinein zu gelangen.

In Tabelle 13 sind die statistischen Kennzahlen für die Einflussgröße ‚Luftdurchlässigkeit / Porenkontinuum‘ in Form des Koeffizienten ‚aer‘ aufgeführt. Im Mittel nimmt die Luftdurchlässigkeit in den Bodenschichten mit der Tiefe ab. Die Datensätze für die vier Bodentiefen erscheinen relativ homogen, da der Standardfehler der Mittelwerte sowie die Standardabweichung gering sind. Auffällig ist die Spannweite der Minimal- und Maximal-Werte, die belegt, dass es einige sehr unterschiedliche Standorte in den Gärten gab.

Tab. 13: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Luftdurchlässigkeit‘, ausgedrückt durch den Koeffizienten ‚aer‘ [μm^2], für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdabdabw.	Varianz
					Standardfehler		
Koeffizient aer [μm^2] in 0-10cm	72	11,68	234,63	88,87	6,12	51,93	2696,40
Koeffizient aer [μm^2] in 10-20cm	68	6,70	149,57	57,59	3,89	32,10	1030,71
Koeffizient aer [μm^2] in 20-30cm	66	6,58	174,01	54,28	3,97	32,27	1041,45
Koeffizient aer [μm^2] in 30-40cm	65	4,22	127,23	45,11	3,38	27,27	743,82

Die Abbildungen 30 und 31 zeigen den Vergleich der Stellen Be32, ein mit Zierstauden locker bepflanztes Beetstück im Garten ‚Beethovenallee‘, und Dr13b, ein durch intensiven Tritt kahler Bereich auf einer Rasenfläche im Garten ‚Drachenfelsstraße‘. Abbildung 30 zeigt ein Beispiel für eine sehr hohe Luftdurchlässigkeit im oberen Bodenbereich und einer wesentlichen Abnahme dieser Einflussgröße in den anderen Bodentiefen. In der Tiefenstufe 20-30cm ist die Streuung der Messwerte zudem sehr groß. Es ist zu erkennen, dass die Abnahme der Luftdurchlässigkeit nicht proportional zur Abnahme der beiden Grobporenfraktionen ist.

Dies wird in Abbildung 31 noch deutlicher: Der Volumenanteil der weiten Grobporen steigt an der Stelle Dr13b mit der Bodentiefe an, aber die Luftdurchlässigkeit bleibt auf einem sehr geringen Niveau. Damit kann, bezogen auf das Kontinuum der Poren, gefolgert werden, dass es zwar einen hohen Anteil an Poren im Boden gibt, diese aber nicht besonders

häufig in Form von durchgängigen Porenkanälchen angeordnet sind. Diese Situation könnte in einer geringen Wegbarkeit des Bodens für Herbstmilbenlarven resultieren. An Stelle Be32 wurden im Sommer 2000 neun Herbstmilbenlarven gefangen, an Stelle Dr13b dagegen 17 Tiere.

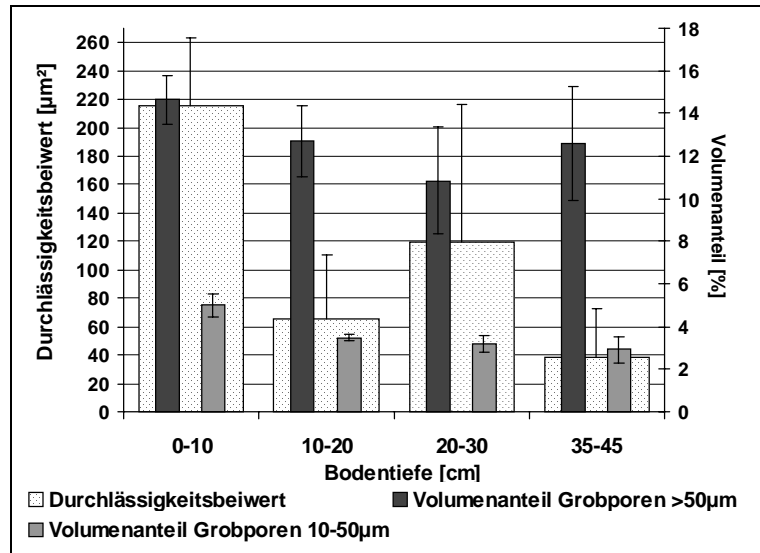


Abb. 30: Stelle Be32. Durchlässigkeitsbeiwert (Luftdurchlässigkeit) und Volumenanteile der Grobporen-Fractionen in verschiedenen Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 9.

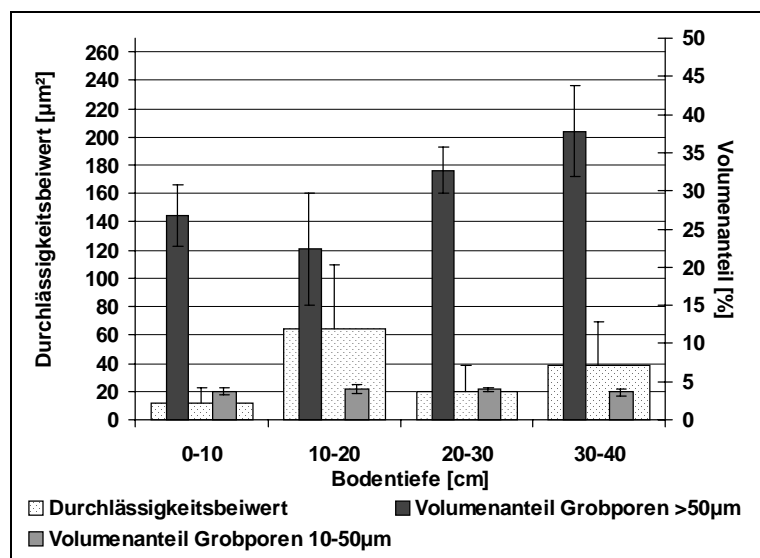


Abb. 31: Stelle Dr13b. Durchlässigkeitsbeiwert (Luftdurchlässigkeit) und Volumenanteile der Grobporen-Fractionen in verschiedenen Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 17.

Beim Vergleich der Stellen innerhalb der Gärten miteinander (Daten nur in Druckversion, ULB) zeigt sich, dass die große Schwankungsbreite der Messwerte in allen Gärten gleichermaßen gegeben ist. Daher sind Besonderheiten innerhalb eines einzelnen Gartens

schwer auszumachen. In der Bodentiefe 0-10cm sind aber – diese Schwankungen berücksichtigend – im Garten ‚Am Brunnchen‘ relativ geringe Luftdurchlässigkeitswerte gemessen worden. In der Tiefenstufe 10-20cm fallen nur die relativ geringen Messwerte im Garten ‚Beethovenallee‘ auf. In den Tiefenstufen 20-30cm und 30-40cm ist die Luftdurchlässigkeit in sämtlichen Gärten gering. Im Garten ‚Kennedyallee‘ sind die in allen Tiefenstufen gemessenen geringen, wenn auch nicht auffälligen, Messwerte erwähnenswert.

Tabelle 14 zeigt die Übersicht der statistischen Kennzahlen für die Datensätze zur Einflussgröße ‚pH-Wert‘ in den vier Bodentiefen.

Tab. 14: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚pH-Wert‘ für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdabw.	Varianz
					Standardfehler		
pH-Wert in 0-10cm	72	5,05	7,37	6,88	5,55E-02	,47	,22
pH-Wert in 10-20cm	68	4,95	7,42	6,88	6,38E-02	,53	,28
pH-Wert in 20-30cm	66	4,83	7,44	6,93	6,29E-02	,51	,26
pH-Wert in 30-40cm	65	5,05	7,60	6,91	6,04E-02	,49	,24

Die geringe Varianz und Standardabweichung sowie der geringe Standardfehler des Mittelwertes fallen auf. Bei Durchsicht der Daten (nur in Druckversion, ULB, dargestellt) zeigen sich sehr homogene Datensätze für jede Bodentiefe. Trotzdem sind bei den Minimal- und Maximal-Werten große Spannweiten zu erkennen: Während an keiner Stelle oder Bodentiefe in den Gärten ein alkalischer pH-Wert zu finden ist, gibt es doch für alle Bodentiefen einzelne Werte, die im Bereich eines sauren pH-Wertes liegen. Für diese geringen pH-Werte zeichnen ausschließlich zwei Stellen im Garten ‚Steinacker‘ (Stelle St 3, Abb. 32a, und Stelle St13, Abb.32b) und eine Stelle im Garten ‚Beethovenallee‘ (Stelle Be23, Abb. 32c) verantwortlich. Selbst in 20-30cm Bodentiefe finden sich an den Stellen St 3 und St 13 pH-Werte unter pH 6. Allein an diesen drei Stellen – St3 eine moosdurchsetzte Rasenstelle, an der im Sommer 2001 eine Herbstmilbenlarve gefunden wurde, St 13 ebenfalls eine moosdurchsetzte Rasenstelle mit sechs Herbstmilbenfunden und Be23 eine Beetstelle mit vier Tieren – wurde ein solch niedriger pH-Wert gemessen.

Abbildung 32d zeigt den Verlauf des pH-Wertes in den vier Bodentiefen, wie er mehrheitlich an den anderen untersuchten Stellen gemessen wurde: Stelle 14f im Garten ‚Alfterer Straße‘ zeigt einen ausgeglichenen pH-neutralen Messwert in allen Bodentiefen. An dieser Stelle – ein Gebüsch aus Sträuchern – wurden 15 Herbstmilbenlarven gefunden.

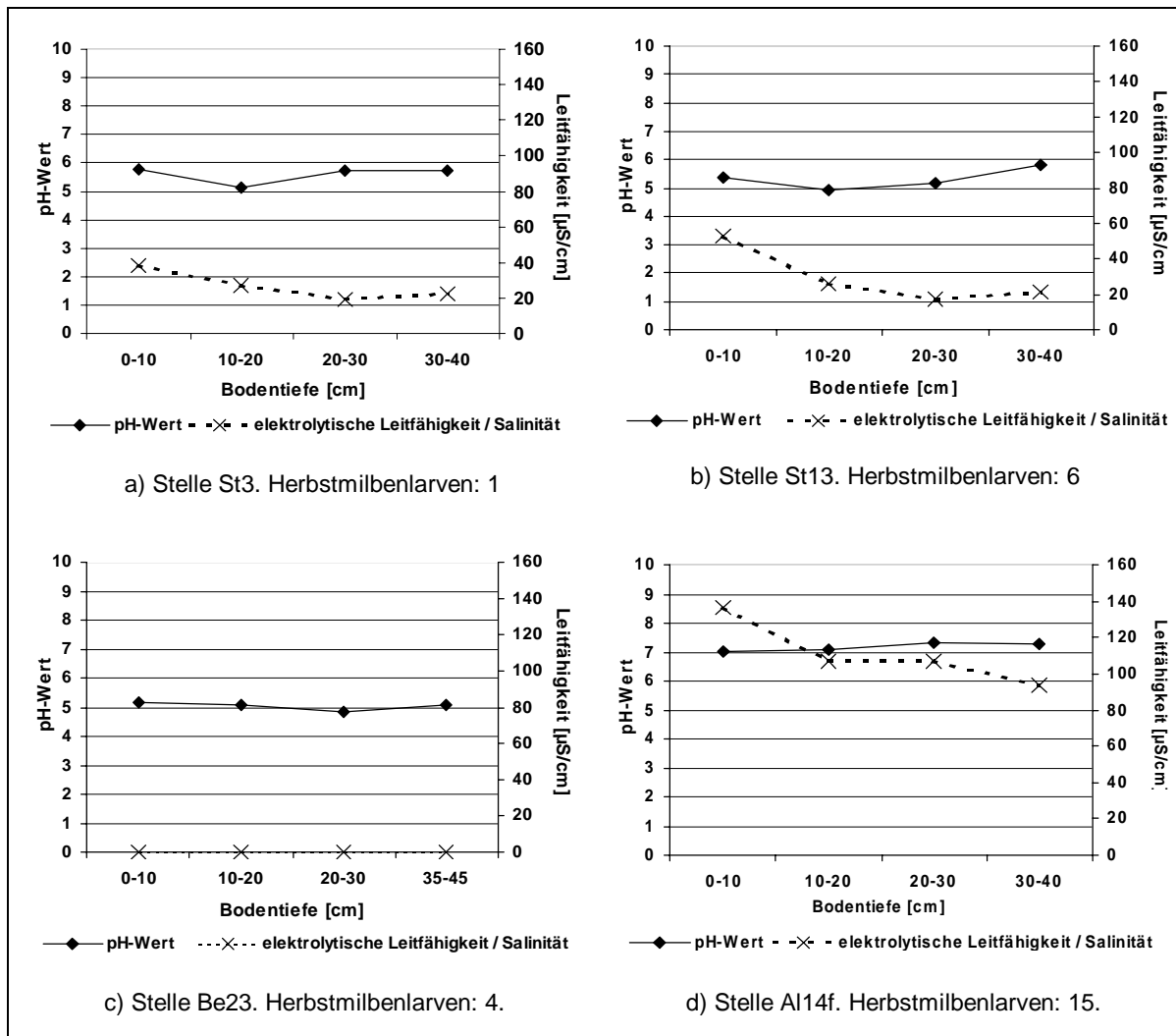


Abb. 32: pH-Wert und Salinität in verschiedenen Bodentiefen an vier verschiedenen Messstellen mit den entsprechenden Herbstmilbenlarven-Fangzahlen: a) Stelle St3, ‚Steinacker‘, Bonn-Roleber, b) Stelle St13, ‚Steinacker‘, Bonn-Roleber, c) Stelle Be23, ‚Beethovenallee‘, Bonn-Bad Godesberg. Die Salinität wurde hier nicht bestimmt, d) Stelle Al14f, ‚Alfterer Straße‘, Bonn-Dransdorf.

Ebenfalls in den Graphiken dargestellt ist der Verlauf der Salinität (Salzgehalte) des Bodens in den vier Tiefen, ausgedrückt in elektrolytischer Leitfähigkeit. In den Abbildungen 32a, b und d ist zu sehen, dass die Salinität des Bodens mit der Tiefe abnimmt. Dies ist durch Auswaschungsvorgänge mit dem Regenwasser (KUNTZE ET AL., 1994) zu erwarten. Ebendies belegt auch Tabelle 15, in der die statistischen Kennzahlen für die Einflussgröße ‚Salinität‘ aufgelistet sind. Im Garten ‚Steinacker‘ liegen die Salinitätswerte durchgängig sehr niedrig, wie auch aus den Abbildungen 32a und b zu ersehen. Eine Ausnahme bildet Stelle St8 in der Tiefe 0-10cm: An dieser Stelle findet sich sogar der Maximal-Wert der Salinität in den obersten 10cm der gesamten Untersuchung (s. Tab. 15).

Den Zahlen der Tabelle ist auch zu entnehmen, dass im Mittel die Salinität von circa 90µS/cm in der oberen Bodenschicht auf circa 65µS/cm in 30-40cm Bodentiefe absinkt. Abbildung 32d zeigt also an Stelle 14f im Garten ‚Alfterer Straße‘ eine deutlich erhöhte

Salinität. Wie aus den Abbildungen zum pH-Wert und der Salinität leicht gefolgert werden kann, lässt sich jedoch keine Parallelität zwischen der Werteschwankung der Salinität und des pH-Wertes in den Datensätzen feststellen:

Tab. 15: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Salzgehalt (Salinität)‘, ausgedrückt in elektrolytischer Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$], für die vier untersuchten Bodentiefen.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Std. abw.	Varianz
					Standardfehler		
Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in 0-10cm	42	38,3	159,3	89,6	4,2	27,1	735,8
Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in 10-20cm	42	25,8	116,3	75,8	3,7	24,0	575,9
Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in 20-30cm	41	17,6	131,4	73,4	3,8	24,6	607,0
Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$] in 30-40cm	40	21,2	124,4	65,7	4,2	26,6	706,5

Die Messwerte schwanken für die Salinitätswerte – im Gegensatz zu den Messwerten des pH-Wertes – in jedem Garten relativ stark. Dies ist auch aus Tabelle 15 an den Varianzen und der Standardabweichung zu erkennen. Grundsätzlich ist der Salzgehalt an allen Stellen aber als gering zu bewerten (KUNTZE ET AL., 1994) und liegt bei 12-103mg/l.

Als Beispiel für die auf engem Raum durchaus unterschiedlichen Bodenbedingungen an den ausgewählten Standorten in den Gärten sind in den drei folgenden Abbildungen 34, 35 und 36 sämtliche relevanten physikalischen und chemischen Untersuchungsergebnisse für drei dicht beieinander liegende Stellen im Garten ‚Am Brunnchen‘ gezeigt. Diese drei Stellen liegen in einer Reihe (Br23a – Br23b – Br23) im Abstand von jeweils etwa einem Meter in einem Hochbeet. Die drei Stellen wiesen im Sommer 2001 einen sehr unterschiedlichen Herbstmilbenlarven-Befall auf. Beachtenswert ist zudem die Zunahme der Larvenanzahlen an der Stelle Br23 seit 1999 (s. Abb. 35).

Besonders auffällig ist der unterschiedlich große Volumenanteil an Grobporen – insbesondere der weiten Grobporen, der an Stelle Br23a am größten (Abb. 33) und an Stelle Br23b (Abb. 34) am geringsten ist. Dagegen sind die Volumenanteile an Mittelporen an der Stelle Br23b in allen Tiefenstufen höher als an den beiden anderen Stellen.

Auffällig verschieden sind auch die Messwerte für die Salinität: An der Stelle Br23 ist der Salzgehalt in allen untersuchten Bodentiefen geringer als an den beiden anderen Stellen.

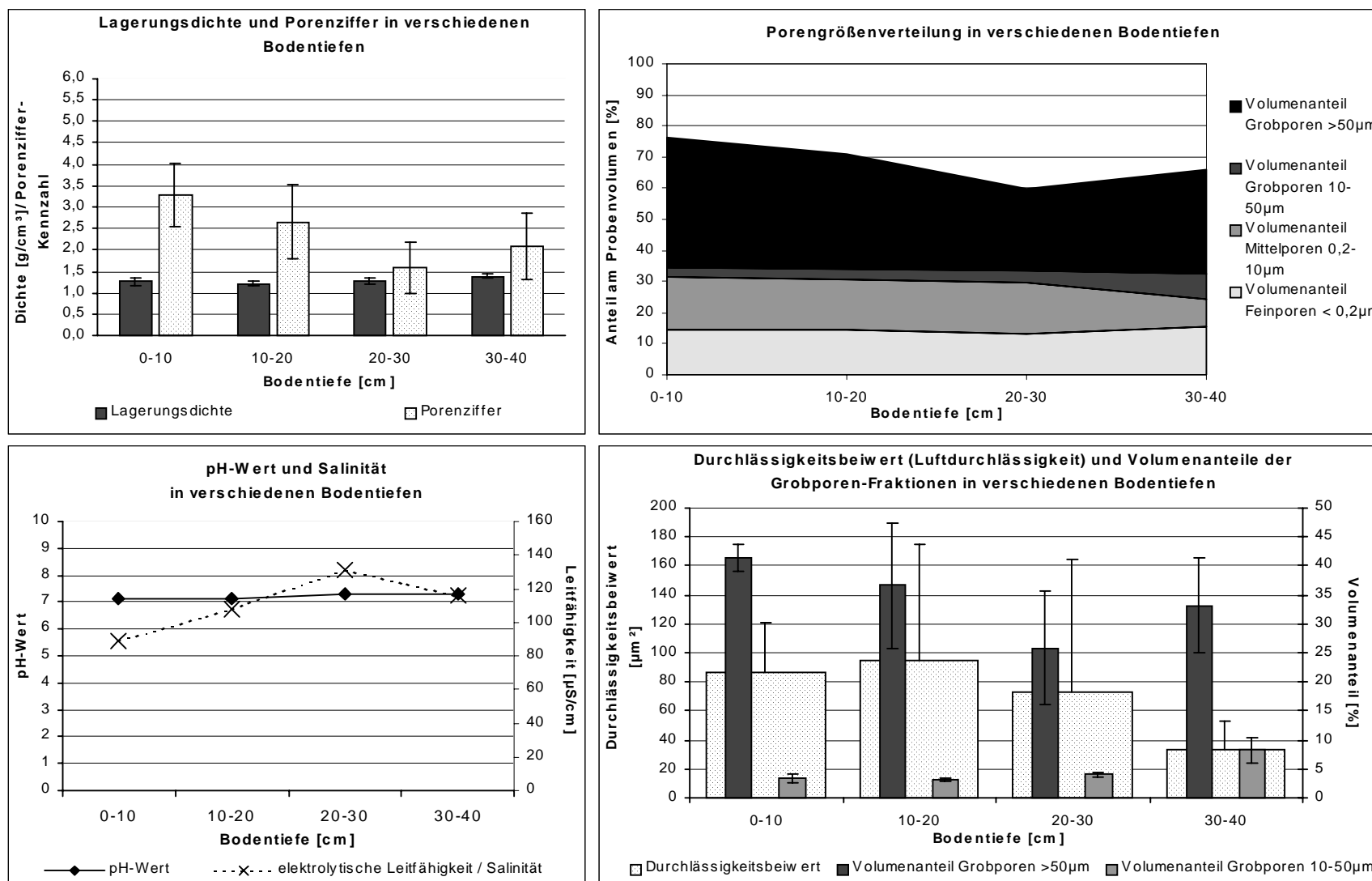


Abb. 33: Stelle Br23a, ‚Am Brunnchen‘, Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 7/0/0.

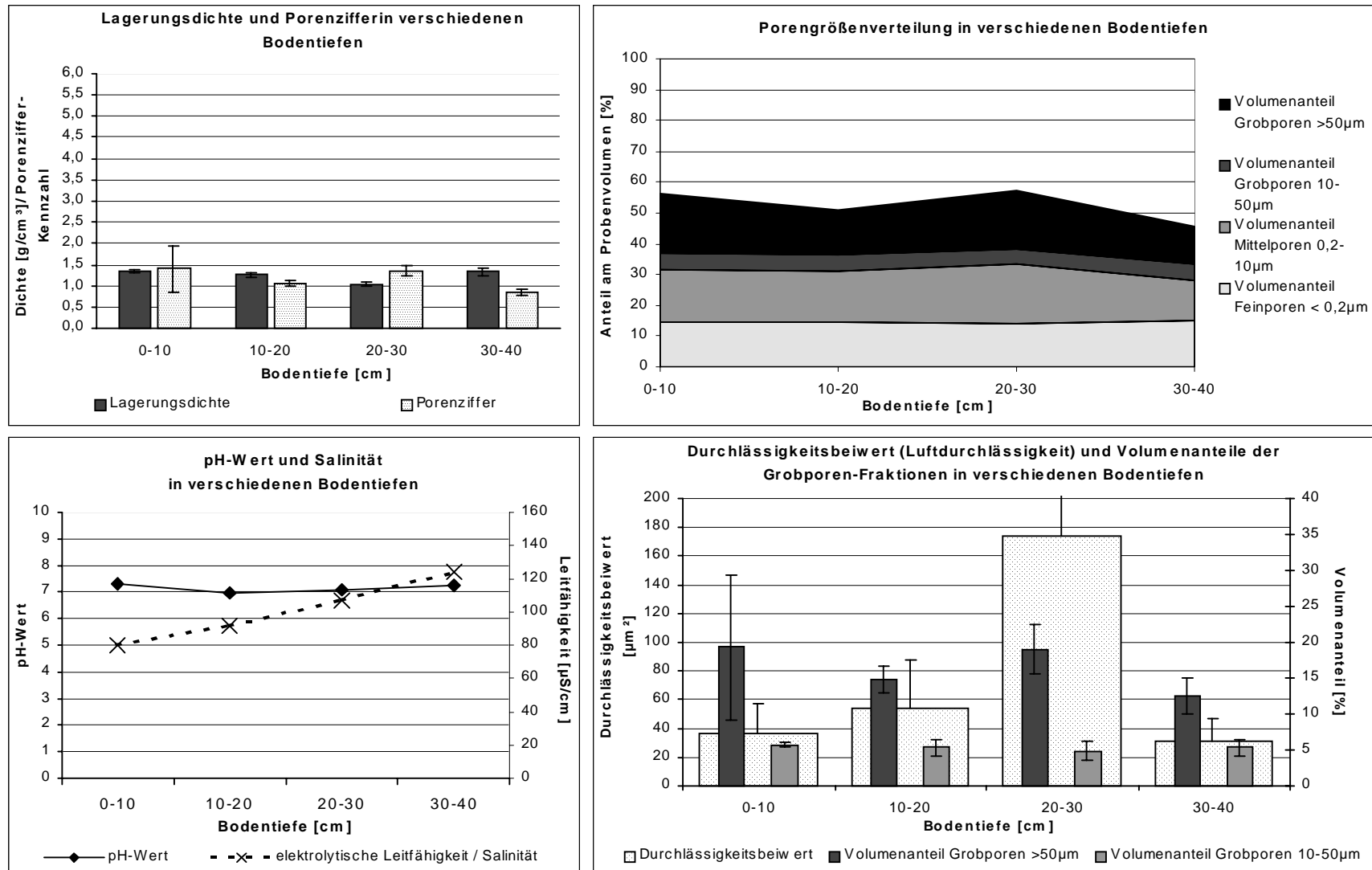


Abb. 34: Stelle Br23b, 'Am Brunnchen', Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 1/0/0.

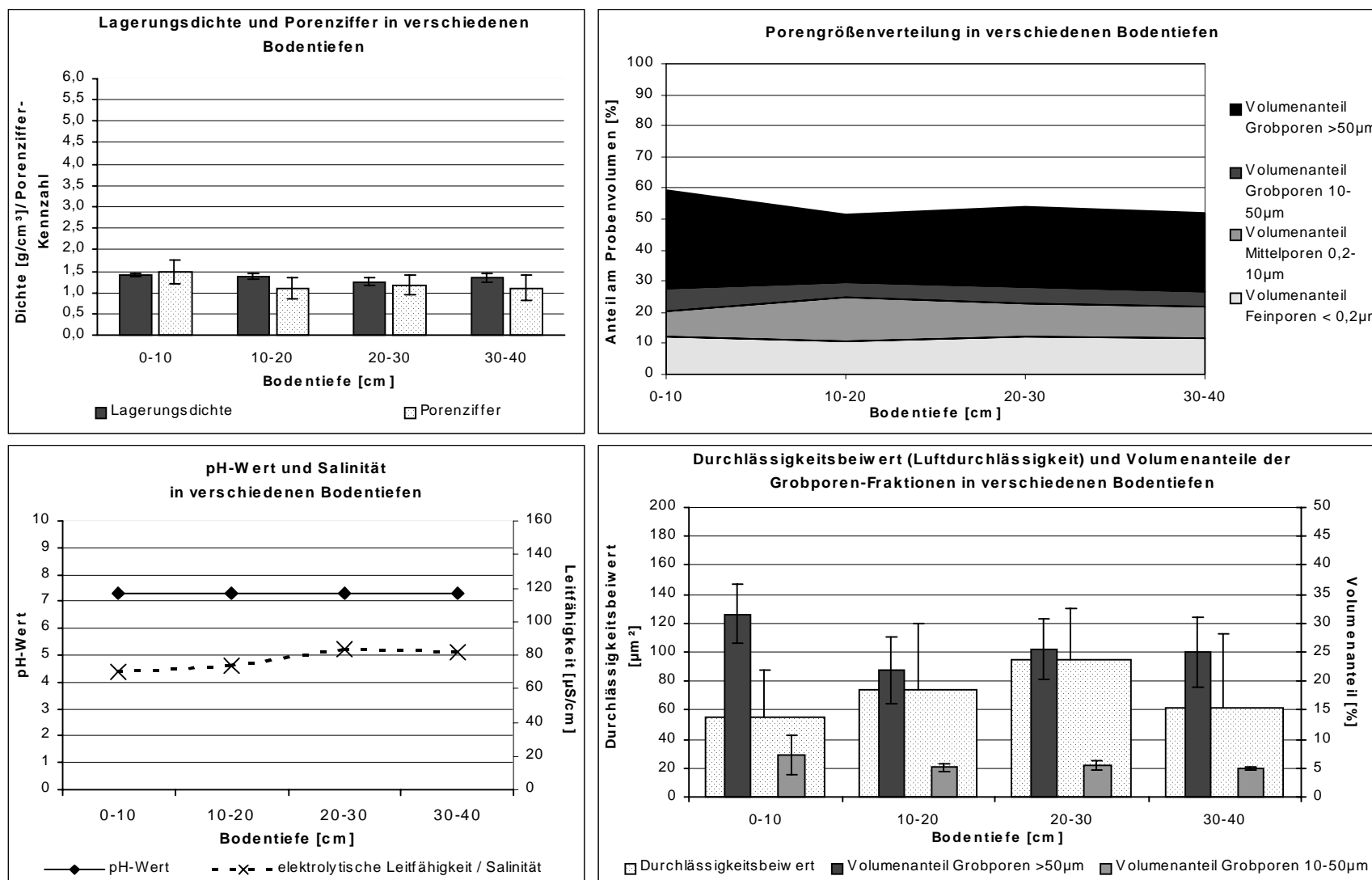


Abb. 35: Stelle Br23, „Am Brünchen“, Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 26/-/3.

Es wurden weitere Kennzahlen aus den Datensätzen der hier beschriebenen Einflussgrößen berechnet, die in Tabelle I im Anhang VI zusammenfassend dargestellt sind. Es handelt sich um das errechnete Porenvolumen, die Kennzahl ‚Poren >10µm‘ und die Dichte der Festsubstanz.

Das errechnete Porenvolumen ist eine Kennzahl, die den Gesamtvolumengehalt an Poren im Verhältnis zum Volumen der gesamten Bodenprobe angibt. Die Kennzahl ‚Poren >10µm‘ ist die Summe der beiden Grobporenfraktionen einer Bodenprobe. Die Dichte der Festsubstanz ist die Dichte der Bodensubstanz, die ohne die Porenvolumina in der Bodenprobe berechnet wurde (im Gegensatz dazu wird die Lagerungsdichte mit diesen Volumina berechnet). Diese Kenngröße ermöglicht vage Rückschlüsse auf die Struktur der Bodensubstanz, beispielsweise den Gehalt an organischen Verbindungen. Die Datensätze dieser Kennzahlen folgen den Schwankungen der Datensätze der oben näher beschriebenen Einflussgrößen. Daher wird auf eine Beschreibung der Ergebnisse verzichtet. Die Datensätze wurden jedoch auch einer statistischen Analyse unterzogen, um die entsprechenden Parameter auf Korrelationen zu überprüfen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Werte fast aller Umwelt-Einflussgrößen Schwankungen sowohl innerhalb als auch zwischen den verschiedenen Gärten aufwiesen. Da die Anzahlen an gefangenen Herbstmilbenlarven ebenfalls zwischen den Stellen schwankten, wurde mit Hilfe einer Regressionsanalyse geklärt, ob diese Schwankungen miteinander korrelieren.

3.1.4 STATISTISCHE ANALYSEN

3.1.4.1 ANALYSE DER BODENPHYSIKALISCHEN UND BODENCHEMISCHEN DATEN

Die multiple lineare Regressionsanalyse ergab kein eindeutiges und in allen Bodentiefen signifikantes Ergebnis (Niveau $p=0,05$) für eine der untersuchten Umwelt-Einflussgrößen auf die Abundanzen der Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche.

Es konnten aber einige auffällige Einflussgrößen in bestimmten Bodentiefen ermittelt werden, die signifikante oder nahezu signifikante statistische Kenngrößen (Korrelationskoeffizienten und Regressionskoeffizienten) in der Analyse zeigten. Diese Umwelt-Einflussgrößen und die entsprechenden statistischen Kenngrößen sollen hier, nach der Bodentiefe aufgeschlüsselt, vorgestellt werden. Die Regressionsanalyse wurden mit dem Modell ‚Einschluss-Verfahren‘ durchgeführt. Dabei wurden Fälle fehlender Messwerte paarweise oder listenweise ausgeschlossen. Die Daten wurden außerdem auf eine mögliche Autokorrelation der Residuen (Fehler) und deren Normalverteilungsanpassung untersucht. Die statistischen Ergebnistabellen der multiplen oder einfachen Regressionsanaly-

sen, die keine signifikanten, aber auffälligen Kenngrößen aufwiesen, sind im Anhang III aufgeführt.

Die statistischen Bedeutungen der in den Tabellen aufgelisteten Zahlen werden anhand der Erklärungen aus DIEHL & STAUFENBIEL (2001), BÜHL (2000) und KÖHLER ET AL. (1996) jeweils kurz erläutert.

Für die Bodentiefe 0-10cm mit 73 Datensätzen aus Bodenuntersuchungen ergibt sich folgendes Analyseergebnis (s. Tab. Ia-d und Abb. I, Anhang II):

In der multiplen Regressionsanalyse fallen die Variablen ‚Bodenwasser‘, ‚Bodenluft‘ und ‚Grobporen größer 50µm‘ durch eine signifikante t-Statistik der jeweiligen ‚beta‘-Gewichte der Regressionskoeffizienten auf. Die Höhe des standardisierten ‚beta‘-Gewichtes gibt die Bedeutung einer Einflussgröße auf die abhängige Variable (Herbstmilbenlarven-Anzahlen) an. Die ‚beta‘-Gewichte betragen für die Variablen ‚Bodenwasser‘ 12,11, ‚Bodenluft‘ 21,40 und die ‚weiten Grobporen‘ -17,57 (s. Tab. Ic, Anhang II). Der Einfluss der drei Variablen auf die Anzahlen an Herbstmilbenlarven ist nach den ‚beta‘-Gewichten relativ hoch. Allerdings ist in der Analyse der geringe Korrelationskoeffizient $r=0,44$ ($r^2=0,195$) nicht signifikant von Null verschieden. Die Residuen erscheinen normalverteilt (Abb. I, Anhang II). Der Durbin-Watson-Koeffizient, als Maßzahl für eine Autokorrelation der Residuen, nimmt Werte zwischen 0 und 4 an. Ein Wert von ‚2‘ bedeutet ‚keine Autokorrelation‘. In dieser Analyse ist er mit 1,558 befriedigend (BÜHL, 2000) (s. Tab. Ia, Anhang II).

Für die Bodentiefe 10-20cm, aus der 67 Bodenuntersuchungsergebnisse für die statistischen Berechnungen zur Verfügung standen, und für die Bodentiefe 20-30cm, für die 66 Datensätze existieren, konnte kein signifikanter oder mathematisch auffälliger statistischer Wert einer Umwelt-Einflussgröße festgestellt werden.

Aus der Bodentiefe 30-40cm liegen 65 Datensätze von untersuchten Bodenproben vor. In der Regressionsanalyse (s. Tab. IIa-d und Abb. II, Anhang II) ist der relativ hohe Korrelationskoeffizient $r=0,56$ ($r^2=0,31$) signifikant von Null verschieden. In der Liste der ‚beta‘-Gewichte der Regressionskoeffizienten fällt derjenige der Variable ‚Porenziffer‘ durch eine nahezu signifikante t-Statistik auf. Das ‚beta‘-Gewicht beträgt -3,80. Der mathematische Einfluss der Variablen ‚Porenziffer‘, die eine relative Boden-Kennzahl für den Porenanteil in der Bodenprobe ist, ist folglich relativ gering und umgekehrt proportional zur Anzahl der Herbstmilbenlarven.

Die Residuen erscheinen normalverteilt, der Durbin-Watson-Koeffizient ist mit 1,378 schlecht befriedigend. Dies weist auf eine mögliche Autokorrelation der Residuen hin.

Die entsprechende einfache lineare Regression mit der Variablen ‚Porenziffer‘ auf die ‚Herbstmilbenlarven-Anzahlen‘ ergab statistische Kenngrößen, die eine Einflussnahme dieser Variablen auf die Larvenanzahlen ausschließt (Ergebnisse nicht dargestellt).

Regressionsanalysen der Datensätzen derselben Untersuchungseinheiten

Für alle Tiefenstufen wurde danach eine multiple lineare Regression für jeweils nur die entsprechenden Daten derselben Untersuchungseinheit (s. Kap. 2.1) durchgeführt: Herbstmilbenanzahlen-Kartierung und Säuger-Untersuchungen in 2000 zusammen mit den Bodenuntersuchungen in 2001 beziehungsweise Entsprechendes in 2001 und 2002. Dies geschah, um Jahresschwankungen beziehungsweise methodisch verursachte Messunterschiede korrigieren zu können.

Untersuchungseinheit 2000/2001

Für die Daten aus 2000/2001 konnten in keiner Bodentiefe Auffälligkeiten oder Signifikanzen bei Korrelations- und Regressionskoeffizienten festgestellt werden.

Untersuchungseinheit 2001/2002

Für die Bodentiefe 0-10cm konnte kein signifikanter oder mathematisch auffälliger statistischer Wert einer Umwelt-Einflussgröße festgestellt werden.

Für die Daten der Bodentiefe 10-20cm ergab die multiple Regressionsanalyse, dass zwar der Korrelationskoeffizient $r=0,614$ ($r^2=0,377$) nicht signifikant von Null verschieden, aber unter den Regressionskoeffizienten derjenige der Mittelporen in der t-Statistik signifikant bezogen auf ein ‚beta‘-Gewicht von 0,494 ist. Die Residuen erscheinen normalverteilt, der Durbin-Watson-Koeffizient ist mit 1,516 befriedigend (s. Tab. IIIa-c und Abb. III, Anhang II).

Da die statistischen Kenngrößen für die Einflussgröße ‚Mittelporen‘ auffällig waren, wurde eine einfache lineare Regression durchgeführt. Mathematisch ist ein signifikanter Einfluss nunmehr nachvollziehbar: Der geringe Korrelationskoeffizient von $r=0,296$ ($r^2=0,88$) ist signifikant von Null verschieden (Tab. 17). Das ‚beta‘-Gewicht des Regressionskoeffizienten von 0,296, der einen sehr geringen Einfluss der Einflussgröße ‚Mittelporen in 10-20cm Bodentiefe‘ auf die Herbstmilbenlarven-Abundanzen anzeigt, weist eine signifikante t-Statistik auf (Tab. 18). Der Durbin-Watson-Koeffizient (Tab. 16) ist allerdings noch geringer geworden, was eine mögliche Autokorrelation der Residuen bedeutet. Dies besagt, dass die nicht durch die Regression erklärbaren Rest-Einflüsse wahrscheinlich einen nicht zufälligen Fehler aufweisen. Darauf deutet auch das Normalverteilungshistogramm hin, welches eine eher schlechte Anpassung zeigt (Abb. 36).

Tab. 16: Modelzusammenfassung zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von ‚Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,296 ^a	,088	,074	9,68	1,140

a. Einflussvariablen : (Konstante), Mittelporen [Vol.-%] in 10-20cm Bodentiefe

Tab. 17: Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von ‚Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	585,074	1	585,074	6,249	,015 ^a
	Residuen	6086,125	65	93,633		
	Gesamt	6671,199	66			

a. Einflussvariablen : (Konstante), Mittelporen [Vol.-%] in 10-20cm Bodentiefe

Tab. 18: Auflistung der Koeffizienten zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.

Modell		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	-3,289	5,216		-,631	,531
	Mittelporen [Vol.-%] in 10-20cm Bodentiefe	,876	,350	,296	2,500	,015

Für die Bodentiefe 20-30cm konnte kein signifikanter oder mathematisch auffälliger statistischer Wert einer Umwelt-Einflussgröße festgestellt werden.

In der Bodentiefe 30-40cm verhielt es sich mit den statistischen Kenngröße ähnlich wie in der Bodentiefe 0-10cm: Der Korrelationskoeffizient $r=0,609$ ($r^2=0,371$) ist nicht signifikant von Null verschieden, aber die t-Statistik für die Variable ‚pH-Wert‘ ist mit $p=0,06$ nahezu signifikant. Allerdings ist das ‚beta‘-Gewicht des Regressionskoeffizienten der Einflussgröße ‚pH-Wert‘ mit 0,612 sehr gering (Ergebnisse nicht dargestellt). Es wurde daher eine einfache lineare Regression mit der Einflussgröße ‚pH-Wert‘ gegen die Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘ durchgeführt. Dies ergab statistische Kenngrößen, die eine Einflussnahme des pH-Wertes auf die Herbstmilbenanzahlen ausschließen (Ergebnisse nicht dargestellt).

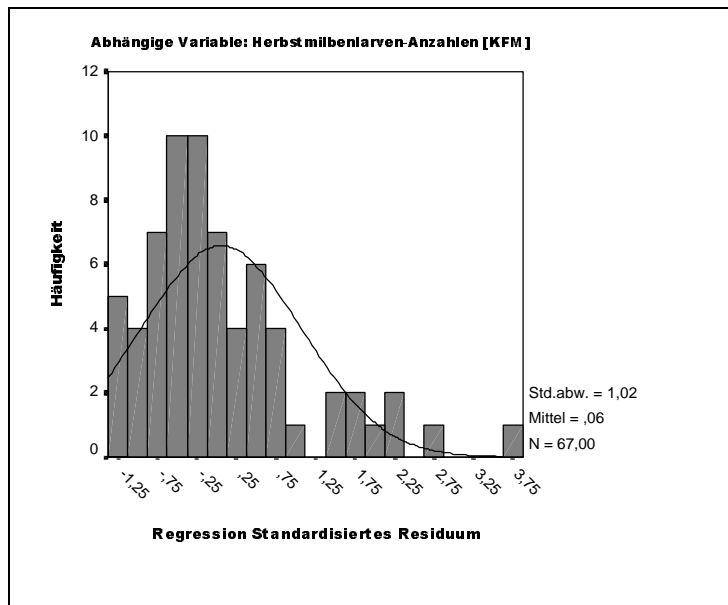


Abb.36: Normalverteilungshistogramm der Residuen der linearen Regressionsanalyse ‚Mittelporen in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen‘ für die Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002. Die Kurve gibt den Verlauf der Normalverteilung vor, die Säulen geben die Residuen an.

Regressionsanalyse der Daten von stark Herbstmilben-befallenen und schwach Herbstmilben-befallenen Gärten

Um eventuelle versteckte Zusammenhänge durch den Vergleich extremer Standorte besser herauszuarbeiten, wurden die stark mit Herbstmilbenlarven befallenen Gärten gegen die schwach befallenen untersucht (also ‚Kaufmannstraße‘, ‚Alfterer Straße‘, ‚Drachenfelsstraße‘ und ‚Am Brunnchen‘ gegen ‚Bürvigstraße‘, ‚Wasserland‘ und ‚Steinacker‘, n=50). Dieser Vergleich bildet die obigen Ergebnisse der Analysen der Gärten aus den Untersuchungseinheiten der Jahre 2001/2002 gegeneinander in etwa ab: In der Bodentiefe 10-20cm lag das ‚beta‘-Gewicht des Regressionskoeffizienten für die Variable ‚Mittelporen‘ bei 0,363 (mit t-Statistik $p=0,60$; Ergebnisse nicht dargestellt), wobei allerdings keine Signifikanz des Korrelationskoeffizienten $r=0,448$ ($r^2=0,20$) festzustellen war. Werden die Datensätze des Gartens ‚Wasserland‘ aus der Analyse herausgelassen, entspricht diese Analyse derjenigen der Untersuchungseinheit 2001/2002. Folglich verschlechtern die Datensätze aus dem Garten ‚Wasserland‘ die Ergebnisse der Regressionsstatistiken.

Desgleichen zeigte in der Bodentiefe 30-40cm die Einflussgröße ‚pH-Wert‘ die gleiche Auffälligkeit, wie bereits bei der Analyse der Stellen aus der Untersuchungseinheit 2001/2002: Der Korrelationskoeffizient ist nahezu signifikant ($p=0,099$), ebenso das ‚beta‘-Gewicht des Regressionskoeffizienten ($p=0,07$) mit einem geringen Wert (0,45). Bei dieser

Analyse verbessern die Datensätze aus dem Garten ‚Wasserland‘ die Regressionsstatistiken. Die Datenanalysen aus den beiden anderen Bodentiefen blieben ohne Auffälligkeiten. Außerdem wurden die Datensätze der Gärten ‚Alfterer Straße‘, ‚Kaufmannstraße‘, ‚Drachenfelsstraße‘ und ‚Am Brunnchen‘ getrennt voneinander analysiert, da in diesen vier Gärten bezüglich des Herbstmilbenlarven-Befalls extrem unterschiedliche Stellen lokalisiert werden konnten, die eine Regressionsanalyse sinnvoll erscheinen ließen. Hierbei konnten nur für die Datensätze aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘ (n=10) auffällige oder signifikante Ergebnisse erzielt werden:

Tabellen 19 bis 21 zeigen ein signifikantes Ergebnis der Regressionsanalyse für die Einflussgröße ‚pH-Wert‘ in der Bodentiefe 20-30cm auf die Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘. Der relativ hohe Korrelationskoeffizient $r=0,719$ ($r^2=0,516$) ist signifikant von Null verschieden (s. Tab. 20), das ‚beta‘-Gewicht des Regressionskoeffizienten von 0,719 weist eine signifikante t-Statistik auf (s. Tab. 21) und die Durbin-Watson-Statistik zeigt, dass eine Autokorrelation der Residuen auszuschließen ist (s. Tab. 19). Die Residuen folgen allerdings nur sehr bedingt einer Normalverteilung (s. Abb. 37).

Tab. 19: Modelzusammenfassung zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,719 ^a	,516	,456	7,61	2,245

a. Einflussvariablen : (Konstante), pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe

Tab. 20: Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	494,622	1	494,622	8,538	,019 ^a
	Residuen	463,478	8	57,935		
	Gesamt	958,100	9			

a. Einflussvariablen : (Konstante), pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe

Tab. 21: Auflistung der Koeffizienten zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.

Modell		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz
		B	Standardfehler	Beta		
1	(Konstante)	-100,279	39,629		-2,530	,035
	pH-Wert in 20-30cm	16,932	5,795	,719	2,922	,019

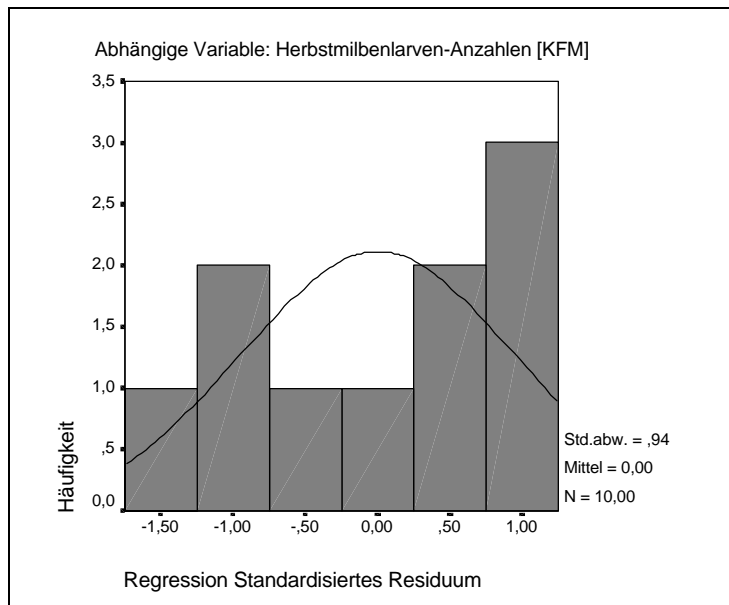


Abb.37: Normalverteilungshistogramm der Residuen der linearen Regressionsanalyse ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenlarven-Anzahlen‘ für die Messungen im Garten ‚Alfterer Straße‘. Die Kurve gibt den Verlauf der Normalverteilung vor, die Säulen geben die Residuen an.

In Tabelle 22 sind die statistischen Kennzahlen zum Datensatz ‚pH-Wert‘ und ‚Herbstmilbenlarven‘ für die Bodentiefe 20-30cm im Garten ‚Alfterer Straße‘ aufgelistet. Einer Spannweite von 3 bis 35 gefundenen Herbstmilbenlarven pro Stelle steht eine maximale Schwankung zwischen pH 6,06 und pH 7,44 gegenüber. Der Regressionskoeffizient besagt, dass eine Zunahme der Herbstmilbenlarven in geringem Maße durch den Anstieg des pH-Wertes erklärt werden kann.

Tab. 22: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Herbstmilbenanzahlen‘ und ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Std.abw.	Varianz
					Standardfehler		
Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor Bodenuntersuchungen	10	3	35	15,30	3,26	10,32	106,46
pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe	10	6,06	7,44	6,83	,14	,44	,19

Neben den pH-Werten fallen auch die Messwerte der beiden Grobporenfraktionen in der Tiefenstufe 20 bis 30cm auf. Die Tabellen IVa-c und Abb. IV im Anhang II listen die statistischen Ergebnisse der Regressionsanalyse für die Einflussgrößen ‚weite und enge Grobporen‘ gegen die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘ auf. Zwar ist der relativ hohe Korrelationskoeffizient $r=0,719$ ($r^2=0,516$) nicht signifikant von Null verschieden, aber die t-Statistiken für die ‚beta‘-Gewichte der Regressionskoeffizienten sind signifikant (enge

Grobporen) beziehungsweise nahezu signifikant (weite Grobporen). Die Residuen-Verteilung folgt einer Normalverteilung. Die Durbin-Watson-Statistik zeigt allerdings einen Wert, der auf Autokorrelation der Residuen hinweist.

Laut der statistischen Analysen ist die Zunahme der Anzahlen der Herbstmilbenlarven in geringem Maße damit zu erklären, dass die Volumenanteile der weiten Grobporen zu-, die der engen Grobporen jedoch abnehmen.

In Tabelle 23 sind die entsprechenden statistischen Kennzahlen für die Datensätze der obigen Regressionsanalyse dargestellt. Es ist zu erkennen, dass allein im Garten ‚Alfterer Straße‘ auf nur 10 Messstellen verteilt relativ große Schwankungen der Grobporengehalte auftreten (s. Varianz sowie Minimal- und Maximal-Werte). Dies besagt, dass in dem Garten sehr heterogene bodenphysikalische Bedingungen vorliegen.

Tab. 23: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Herbstmilbenanzahlen‘ und ‚Grobporen in 20-30cm Bodentiefe‘ (beide Größenfraktionen) aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘.

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standard-	Standard	Varianz
					fehler		
Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor Bodenuntersuchungen	10	3	35	15,30	3,26	10,32	106,46
weite Grobporen [Vol.-%] in 20-30cm	10	14,18	39,65	20,76	2,20	6,97	48,52
enge Grobporen [Vol.-%] in 20-30cm	10	2,85	8,45	5,32	,56	1,78	3,16

Die Daten der Bodenuntersuchungen aller Gärten wurden außerdem auf einen eventuell nicht-linearen Zusammenhang hin analysiert. Dazu wurden zunächst Streudiagramme von allen Einflussgrößen/Variablen auf die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘ gezeichnet. Danach wurden die Variablen-Werte, deren Datenpunkte noch am ehesten einen Zusammenhang erkennen ließen, logarithmisch (natürlicher Logarithmus) transformiert. Allgemein war das Ergebnis der Regressionsanalysen der transformierten ausgewählten Variablen-Daten in Bezug auf die Signifikanzen und die Werte der ‚beta‘-Gewichte der Regressionskoeffizienten noch schlechter als bei den untransformierten Werten.

Zusammenfassend ist den statistischen Analysen zu entnehmen, dass in unterschiedlichen Bodentiefen und Datengruppierungen verschiedene Porenfraktionen, Porengehalte, pH-Werte und Bodenluft- und -wasserverhältnisse einen geringen Einfluss auf die Herbstmilbenlarven-Abundanzen haben, der selten signifikant ist:

Statistisch signifikante Ergebnisse ergaben sich zum einen in der Analyse der Standorte der Untersuchungseinheit aus 2001/2002 für die Mittelporen in der Bodentiefe 10-20cm und zum anderen im Garten ‚Alfterer Straße‘ für den pH-Wert in der Bodentiefe 20-30cm.

Beide Analysen ergeben, dass zwischen den Einflussgrößen und der Larvenabundanz nur ein geringer proportionaler Zusammenhang besteht.

Beim Vergleich von Gärten, die einen stark befallenen Herbstmilbenstandort darstellen, wird der Einfluss der Mittelporen in 10-20cm Bodentiefe auf die Larvenabundanz größer, ist jedoch nicht statistisch signifikant.

In der Gesamtanalyse der Standorte ist der umgekehrt proportionale Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Poren in 30-40cm Bodentiefe und der Abundanz der Herbstmilbenlarven statistisch auffällig, aber nicht signifikant.

Daneben sind die weiten Grobporen in 0-10cm Bodentiefe in der Gesamtanalyse der Untersuchungsstellen und beide Grobporenfraktionen in der Analyse innerhalb des Gartens ‚Alfterer Straße‘ statistisch auffällig. Allerdings widersprechen sich die Ergebnisse: Sind die Einflüsse der weiten Grobporen bei der Gesamtanalyse umgekehrt proportional zur Herbstmilbenlarven-Abundanz, so ist der Zusammenhang in der Garten-internen Untersuchung proportional.

Ebenfalls statistisch auffällig, aber nicht signifikant, ist in der Gesamtanalyse in 0-10cm Bodentiefe der proportionale Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Bodenluft und Bodenwasser mit der Larvenabundanz.

Die Streuungen der Messwerte und deren Korrelationen mit den Larvenabundanz in den einzelnen Gärten scheinen verschieden zu sein. Dafür spricht, dass einzig im Garten ‚Alfterer Straße‘ auffällige oder signifikante Statistiken beim Vergleich der Untersuchungsstellen auftreten und dass die Messwerte aus dem Garten ‚Wasserland‘ je nach Einflussgröße das Ergebnis der statistischen Gesamtanalyse auffällig stark beeinflussen.

3.1.4.2 ANALYSE DER DATEN DER SÄUGETIER-UNTERSUCHUNGEN

Die Daten der Säugetier-Untersuchungen – also die Fallenfänge pro Stelle, die durch Indizien-Belege korrigierten Fallenfänge sowie die Befallssumme der Herbstmilbenlarven von allen Säugern eines Fallenkomplexes einer Stelle – wurden sowohl in eine multiple als auch, separat voneinander, in eine einfache lineare Regressionsanalyse eingegeben: Es ergab sich für keinen der Datensätze eine Korrelation mit dem Auftreten der Herbstmilbenlarven. Die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse sind in den Tabellen Va-c im Anhang II aufgeführt. Versuche einer Kurvenanpassung, zur Überprüfung, ob eventuell ein anderer als linearer Zusammenhang bestehen könnte, ergaben keine Ergebnisse. Damit besteht kein statistischer Zusammenhang zwischen den Herbstmilbenlarven-Abundanz an der Bodenoberfläche und der Anwesenheit oder dem Herbstmilbenbefall von Säugetieren an den Milbenherden.

3.1.4.3 ANALYSE DER DATEN DER BODENFAUNA-UNTERSUCHUNGEN

Von den 20 Probennahmestellen liegen Daten aus vier Bodentiefen mit jeweils zwei Wiederholungen vor. Die deskriptive Statistik ist in Tabelle 7a, Anhang II dargestellt. Der Maximalwert der Bodenfauna-Fraktion ‚Milben-fressende Raubmilben‘ (d.h., Milben- und Collembolen-fressende) liegt bei vier Tieren (0-10cm Bodentiefe), derjenige der Fraktion ‚Collembolen-fressende Raubmilben‘ bei neun Tieren (0-10cm Bodentiefe) und derjenige der Fraktion ‚Collembolen‘ bei 25 Tieren (0-10cm Bodentiefe). Insgesamt ist die Variationsbreite der Anzahlen an gefundenen Bodentieren relativ groß. Zunächst wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse (Anova) mit dem Faktor ‚Bodentiefe‘ gegen die drei Bodenfauna-Fraktionen durchgeführt, um diejenige Bodentiefe zu ermitteln, die sich durch besonders wenige oder viele Gamasiden und Collembolen abheben würde. Die Ergebnisse dieser Analyse sind in den Tabellen 7b-f im Anhang II dargestellt: Im ‚Test der Homogenität der Varianzen‘ zeigt das hoch signifikante Ergebnis des Levene-Tests, dass die für eine Varianzanalyse notwendige Bedingung der Fehler-Varianzhomogenität nicht erfüllt ist. Nach BÜHL & ZÖPFLER (2000) ist es in einem solchen Fall erforderlich, dass die F-Statistik der Varianzanalyse auf dem Niveau $p=0,01$ signifikant ist, damit die Ergebnisse noch eine verlässliche Aussage erlauben. Dies trifft für die Daten der drei Bodenfauna-Fraktionen zu. Die nach dem Duncan-Test gebildeten homogenen Untergruppen sind für die Fraktionen ‚Milben-fressende Raubmilben‘ und ‚Collembolen‘ hoch signifikant voneinander verschieden: In der Bodentiefe 0-10cm sind statistisch belegbar höhere Anzahlen dieser Bodenfauna-Fraktionen zu finden als in den Bodentiefen darunter. Dagegen verteilt sich die Fraktion ‚Collembolen-fressende Raubmilben‘ relativ gleichförmig in allen untersuchten Bodentiefen.

Da durch das Fehlschlagen des Flotationsverfahrens keine Ergebnisse aus Anzahlen und Aufenthaltstiefen der Bodenstadien der Herbstmilben für den direkten Vergleich mit der Gamasiden- und Collembolen-Fauna vorliegen, wurde im Weiteren eine Regressionsanalyse der Umweltfaktoren ‚Milben-fressende Raubmilben‘, ‚Collembolen-fressende Raubmilben‘ und ‚Collembolen‘ gegen die Abundanzen der Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche durchgeführt. Die statistische Methodik entspricht der aus Kapitel 3.1.4.1.

Die Daten sämtlicher acht Proben eines Standortes wurden gemittelt, da lediglich der Standort, nicht aber die Bodentiefe mit den Daten der Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche korrelierbar sind. Daraus resultiert ein Mittelwert pro Bodenfauna-Fraktion für jede der 20 Stellen. Mit diesen Mittelwerten wurde jeweils eine einfache lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Es wurden keine signifikanten oder statistisch auffälligen Ergebnisse erzielt (statistische Kennzahlen nicht dargestellt). Eine Korrelation zwischen den Bodenfauna-Fraktionen und der Abundanz der Herbstmilbenlarven konnten folglich nicht belegt werden.

3.1.5 DAUERMESSUNGEN VON UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN AN AUSGEWÄHLTEN HERBSTMILBENHERDEN (DAUERMESSSTELLEN)

3.1.5.1 DATENERHEBUNG IN DEN SOMMERHALBJAHREN

Im folgenden Kapitel sind zunächst die Ergebnisse der dreijährigen Messungen der Herbstmilbenlarven-Abundanzen an den acht Dauermessstellen aufgeführt. Anschließend werden die Messergebnisse der einzelnen Umweltfaktoren dargestellt. Alle Ergebnisse werden abschließend in einer Zusammenfassung ausgewertet, um die wesentlichen Ergebnisse der vielseitigen Messungen extrahieren zu können.

Herbstmilbenlarven-Abundanzen

Die Abbildungen 38 bis 45 zeigen die Abundanzentwicklungen von Herbstmilbenlarven auf der standardisiert mit der Kachelfangmethode (KFM) untersuchten Fangfläche von jeweils circa 0,56m² an den acht Dauermessstationen in den Sommerhalbjahren 2000 bis 2002. Der Vollständigkeit halber sind auch die Fangdaten aus dem Jahr 1999 (erstmalige Untersuchungen) angegeben. In dem Jahr erfolgte der Larvenfang nicht standardisiert, sondern im Rahmen der Kartierung der Herbstmilbenherde an allen Stellen nur mit zwei bis drei Kacheln (abgedeckte Fangfläche circa 0,2m²). Der Larvenfang war 1999 außerdem weder zeitgleich an den Messstellen noch in derselben Häufigkeit durchgeführt worden.

Im Sommer 2000 konnte eine Routineuntersuchung an den Messstellen nicht durchgeführt werden. Es ist daher nicht sicher, ob die maximale Larvenabundanz in dem Sommer an den Messstellen erfasst worden ist. Es deuten jedoch folgende Fakten an, dass die Larvenabundanzen durchaus hinreichend genau erfasst wurden, um mindestens einen Vergleich der Dauermessstellen jahresintern für das Jahr 2000 zu ermöglichen:

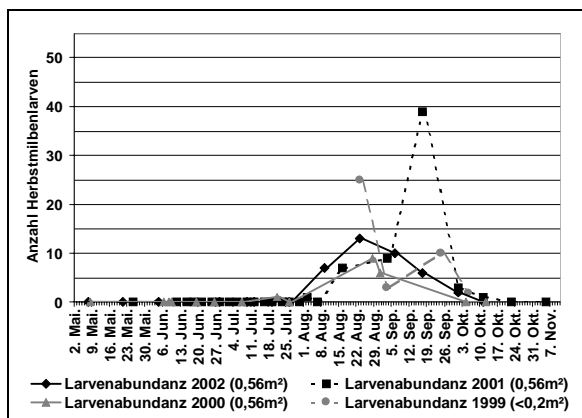


Abb. 38: Stelle Wa2. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

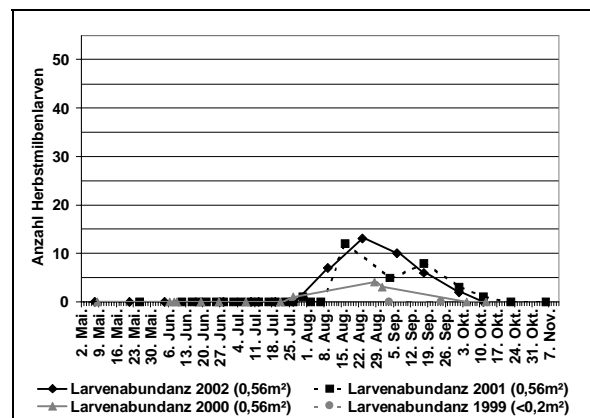


Abb. 39: Stelle Wa33. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

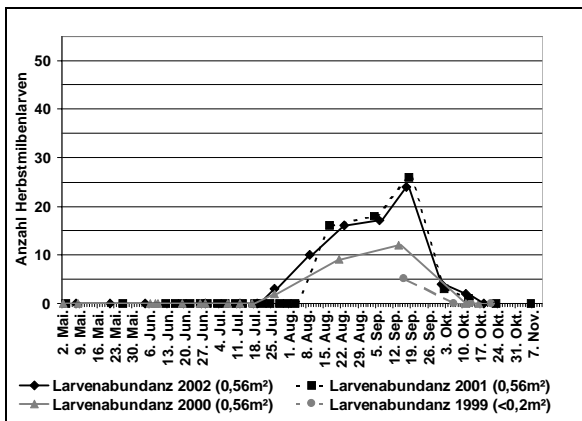


Abb. 40: Stelle Gr14b. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

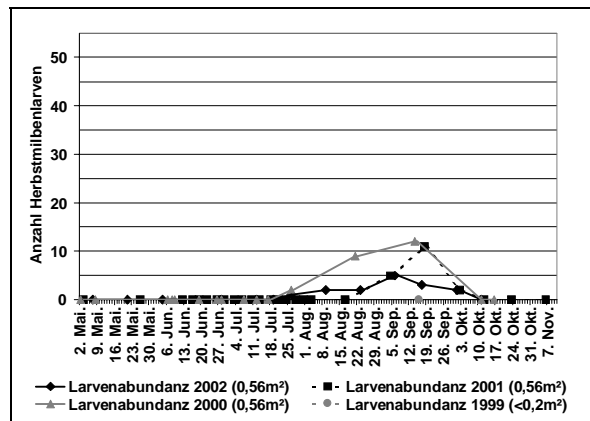


Abb. 41: Stelle Gr16. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

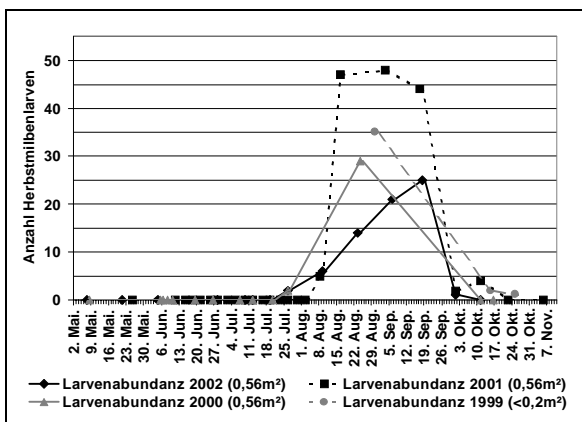


Abb. 42: Stelle Ka8. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

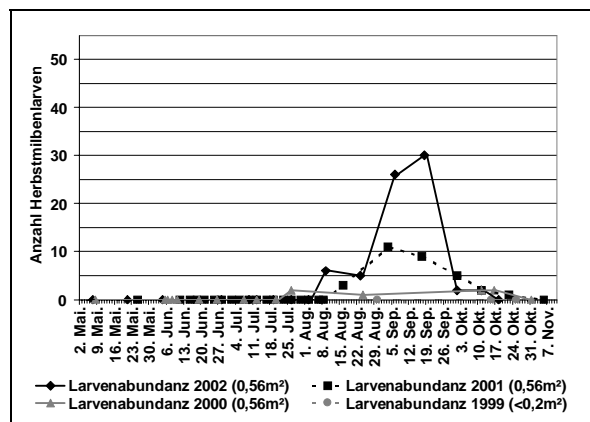


Abb. 43: Stelle Ka9a. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

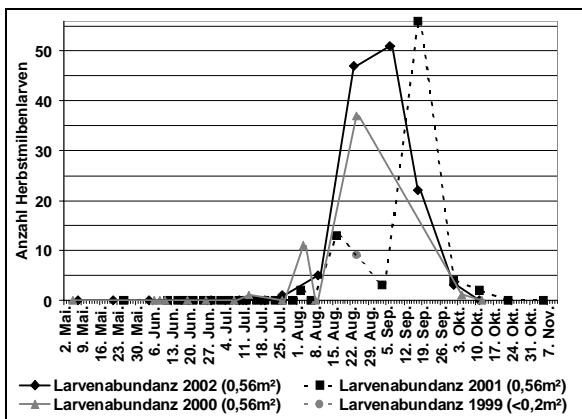


Abb. 44: Stelle Schu19. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

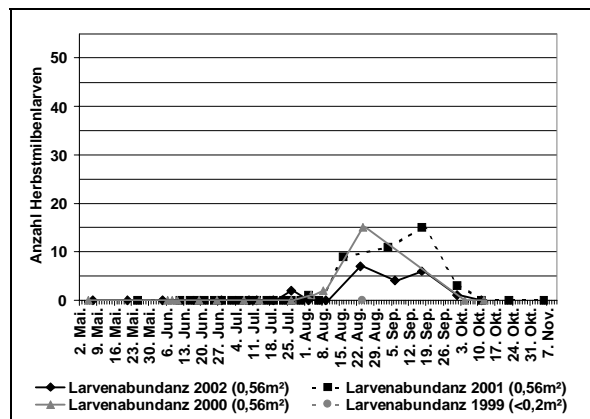


Abb. 45: Stelle Schu14a. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.

An den Messstellen im Garten ‚Graurheindorf‘ (Gr14b und Gr16; Abb. 40 und 41) fand eine Erhebung der Larvenabundanz, anders als an den anderen Messstellen zusätzlich am 14.9.00 statt. Es zeigte sich, dass die Fanganzahlen zu diesem Termin nicht erheblich anstiegen. Das Maximum der Larvenanzahlen könnte auch zu diesem Zeitpunkt bereits

erreicht worden sein, wie ein Vergleich mit den Daten aus den Jahren 2001 und 2002 zeigt: In diesen Jahren lag der Zeitpunkt der maximalen Abundanz der Larven zwischen Ende August und Mitte September beziehungsweise im zweiten Drittel des September. An einigen Messstellen bildete sich in unterschiedlichen Jahren ein Plateau im Kurvenverlauf der Larvenabundanzen (Abb. 40 sowie 42 bis 45). Werden diese Plateau-Bildung von Ende August bis Mitte September sowie die Larvenabundanz-Spitze um Anfang bis Mitte September in allen Jahren berücksichtigt, so sollte im Garten ‚Graurheindorf‘ das Larvenabundanz-Maximum mit der angezeigten Fanganzahl erfasst worden sein. Dafür spricht zusätzlich die Tatsache, dass im Jahr 2000 die Herbstmilbenlarven-Saison früher begann (18.-25.7.00) als im Jahr 2001 (1.-8.8.01) sowie in 2001 und 2002 bis Mitte Oktober beziehungsweise in 1999 (s. Kap. 3.1.2) sogar bis Anfang November dauerte: Im Garten ‚Drachenfelsstraße‘ (Daten nicht gesondert gezeigt) wurden Herbstmilbenlarven an einigen ausgewählten Stellen bis Mitte Oktober teilweise in großer Anzahl gefangen, an einer ausgewählten Stelle sogar letztmals am 6.11.99. Im Jahr 2000 dagegen waren an allen ausgewählten Messstellen in diesem Garten bereits Anfang Oktober keine Tiere mehr zu finden.

In Abbildung 38 zeigt sich zudem, dass im Jahr 2000 geringere Anzahlen an Herbstmilbenlarven an der Stelle Wa2 zu finden waren als zum selben Zeitpunkt des Jahres 1999. Vermutlich war das Jahr 2000 ein Jahr mit einer früher einsetzenden und daher auch früher endenden Herbstmilbenlarven-Saison, in der zudem weniger Tiere auftraten als im Jahr 1999 oder 2001. Daher wird im Folgenden davon ausgegangen, dass trotz der Datenlücke im September die Erhebungen der Herbstmilbenlarven-Abundanzen auch für den jahresübergreifenden Vergleich der Messstellen herangezogen werden kann, wenn an allen Messstellen – außer eventuell denen im Garten ‚Graurheindorf‘ (Abb. 40 und 41) – berücksichtigt wird, dass die Abundanzen bis in das zweite Drittel des Monats September noch leicht angestiegen sind.

Diese Korrektur berücksichtigend ist folgendes in allen acht Abbildungen zu erkennen: Die Nachweisbarkeit der Herbstmilbenlarven mit der KFM beginnt in allen Jahren um die Mitte / im letzten Drittel des Monats Juli. Nach dem bereits erwähnten Maximalwert der Abundanzen um Mitte bis Ende September, selten auch Ende August bis Mitte / Ende September als Maximalwert-Plateau, geht die Nachweisbarkeit der Larven mit der KFM in der ersten Oktoberhälfte, im Jahr 1999 an der Stelle Ka8 (Abb. 42) in der zweiten Oktoberhälfte zu Ende. Wie bereits in Kapitel 3.1.2 gesehen, ist die Lage der Saisongrenzen des Auftretens der Herbstmilbenlarven offensichtlich in allen Jahren relativ konstant (s. Abschnitt ‚Bodentensionen‘ für weitere Details). Eine auffällige Beeinflussung der Larvenabundanzen durch die Umwelt-Einflussgrößen ist in den Abbildungen folglich lediglich in Bezug auf die Maximalwerte der Abundanzen und das Auftreten von Abundanz-Plateaus erkennbar.

In Abbildung 38 zeigt sich für die Stelle Wa2 (Garten ‚Wasserland‘) eine auffällig hohe Larvenabundanz Ende August 1999 sowie Mitte September 2001. An der Stelle Wa33a (Abb. 39) blieb im Sommer 1999 ein Larvennachweis aus. In den folgenden drei Jahren stieg die Anzahl der gefangenen Larven an dieser Stelle zwar an, aber auffällig hohe Fanganzahlen traten nicht auf. Die Kurven der Larvenabundanzen der Jahre 2001 und 2002 sind zudem fast identisch.

Die identischen Kurvenverläufe der letzten beiden Jahre finden sich auch an der Stelle Gr14b (Garten ‚Graurheindorf‘) (Abb. 40). Diese zeigen zudem ein auf relativ hohem Niveau liegendes Zwischenplateau. Im Jahr 2000 ist der Kurvenverlauf der Abundanzentwicklung ähnlich zu den Folgejahren, aber auf einem niedrigeren Niveau.

Dagegen ist an der Stelle Gr16 (Abb. 41) das Abundanzniveau der Larven in allen Jahren relativ gering: In 1999 wurden an dieser Stelle keine Larven gefunden. In den Jahren 2001 und 2002 wurden geringere Abundanzen im Vergleich zu Stelle Gr14b nachgewiesen. Im Jahr 2000 ist der Kurvenverlauf an der Stelle Gr16 auf dem relativ gesehen höchsten Niveau und bemerkenswerterweise fast identisch mit dem an Stelle Gr14b (9 bzw. 12 gefangene Tiere Mitte September), wobei allerdings die Fanganzahlen an beiden Stellen hochgerechnet worden sind, da nur mit sechs statt mit neun Kacheln nach den Larven gesucht wurde.

Auf einem besonders hohen Niveau verblieben in allen untersuchten Jahren die Abundanzentwicklungen der Larven an der Stelle Ka8 (Garten ‚Kaufmannstraße‘) (Abb. 42). Im Jahr 2001 wurden an dieser Stelle weitaus mehr Larven als an den übrigen Stellen (Ausnahme Stelle Schu19, s.u.) gefangen und es bildete sich sogar ein Kurvenplateau der Anzahlen von Anfang August bis ins zweite Drittel des Monats September, welches sich innerhalb einiger Tage entwickelte beziehungsweise zusammenbrach. Dies lässt auf eine konstant hohe Populationsdichte an aus dem Boden nachstoßenden Larven schließen. Im Jahr 2002 fand eine solche Plateaubildung der Larvenabundanz-Kurve an dieser Stelle nicht statt, stattdessen stiegen die Fanganzahlen der Larven bis Mitte September kontinuierlich an, um sehr bald wieder steil abzufallen. Für die Jahre 1999 und 2000 ist über eine solche Plateaubildung keine Aussage möglich, da die Untersuchungen zur Larvenabundanz nicht häufig genug durchgeführt wurden. Nach den eingangs erwähnten Korrekturen für die Daten aus 2000 ist eine ähnliche Entwicklung der Abundanzen in 2000, wie sie in 2001 gefunden wurde, aber wahrscheinlich. Erwähnenswert ist, dass im Jahr 1999 zum Fang der angegebenen 35 Tiere nur eine einzige Kachel eingesetzt worden war. Dies deutet darauf hin, dass bei standardisiert erhobenen Larvenanzahlen im Jahr 1999 an dieser Stelle vermutlich die meisten Tiere gefangen worden wären. Ein solches Ergebnis, wie in Abbildung 38 für Stelle Wa2 belegt, würde bedeuten, dass das Jahr 1999 das Larven-reichste der Untersuchungsjahre gewesen ist.

An der Stelle Ka9a (Abb. 43) scheinen die Larvenabundanzen von Jahr zu Jahr zuzunehmen. Im Sommer 1999 war diese Stelle ohne Herbstmilbennachweis. Im Jahr 2000 wurden hier zu einem Zeitpunkt maximal zwei Larven gefunden. Auf Grund der Populationsentwicklung der Larven im Jahresverlauf der Untersuchungsjahre kann jedoch vermutet werden, dass Untersuchungen im September 2000 sehr wahrscheinlich einen leichten Anstieg der Abundanzen gezeigt hätten. Nach dem weiteren Anstieg der Fanganzahlen im Jahr 2001 erreichten die Larvenabundanzen im Jahr 2002 einen Wert von 30 maximal zum selben Zeitpunkt gefangenen Tieren. Somit hat einmalig eine vormals Herbstmilbenlarven-freie Messstelle aus dem Jahr 1999 die Höhe der Abundanz der von Beginn an Herbstmilben-positiven Messstelle erreicht. Zudem ist, wie an der Stelle Ka8, auch für diese Stelle ein Plateau-ähnlicher Kurvenverlauf mit hohen Abundanzen von Ende August bis Mitte September zu sehen.

Die Abundanzentwicklung der Larven ist auch an Stelle Schu19 (Garten ‚Schumannstraße‘) auffällig (Abb. 44). Im Jahr 1999 war an dieser Stelle nur einmal nach Larven gesucht worden. Auf einer Kachel fanden sich neun Tiere. Würde diese Fanganzahl auf die Standardfläche hochgerechnet werden, dann wäre an dieser Messstelle eine konstant hohe Abundanz der Larven in allen Jahren gemessen worden. In den Jahren 2001 und 2002 wurden an dieser Stelle die höchsten Larvenabundanzen im Vergleich mit den anderen Messstellen gefunden. Im Jahr 2002 ist zwischen Mitte August und Anfang September ein Plateau der Larvenanzahlen ausgebildet. Auf einem niedrigeren Niveau wäre mit einem derartigen Plateau auch im Jahr 2000 bei ausreichend häufigen Erhebungen zu rechnen gewesen. Im Jahr 2001 liegt dagegen das Abundanz-Maximum eindeutig um Mitte September. Der Einbruch der Fanganzahlen ist mutmaßlich nicht mit der Fangmethode zu erklären, denn – bei Interpolation der Anzahlenentwicklung – hätten zu diesem Zeitpunkt circa 20-30 Tiere gefunden werden müssen. Die tatsächlich gefundene Anzahl liegt nur bei 1% der zu erwartenden. Ein solch schlechtes Fangergebnis war zuvor mit der KFM nicht erzielt worden (s. auch Kap. 3.1.1). Das bedeutet, dass die Herbstmilben-Larvenpopulation an der Bodenoberfläche zu diesem Zeitpunkt stark zurückgegangen war. Da Ähnliches bei der benachbarten Stelle Schu14b (Abb. 45) nicht zu beobachten beziehungsweise eine derartige Populationsentwicklung an den Herden allgemein zuvor nicht aufgetreten war, könnte dieses Phänomen durch das Übergehen vieler Larven auf einen Wirt kurz vor der Datenerhebung begründet gewesen sein.

Für das Jahr 1999 sind keine Aussagen bezüglich der Abundanzentwicklung möglich.

Die Messstelle Schu14a ist im Gegensatz zu der Stelle Schu19 durch konstant niedrige Larvenabundanzen charakterisiert (Abb. 45). Während im Sommer 1999 an dieser Stelle keine Herbstmilbenlarven gefunden wurden, lag die Larvenabundanz in den Jahren danach bei 10-15 Tieren. Diese Entwicklung ist mit den anderen vormals Herbstmilben-freien Messstellen (Ausnahme Stelle Ka9a) vergleichbar. Im Gegensatz zu diesen Stellen ist an

der Stelle Schu14a sogar ein Abundanz-Plateau auf niedrigem Niveau von Mitte August bis Mitte September für alle Jahre nach 1999 zu erkennen (im Sommer 2000 jedoch nur mutmaßlich wegen der Datenlücke).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die im Sommer 1999 als Herbstmilben-positiv den Herbstmilben-negativen gegenübergestellten Messstellen auch in den Folgejahren durchgängig höhere Herbstmilbenlarven-Abundanzen aufwiesen. Lediglich an der Stelle Ka9a erreichten die Larvenabundanzen im Jahr 2002 vergleichbare Werte wie an der Nachbarstelle. An den Stellen mit hohen Larvenabundanzen war der Sommer 2001 durch besonders hohe Abundanzwerte auffällig (Ausnahme: Stelle Gr14b), wobei bei Hochrechnung der Fanganzahlen aus dem Sommer 1999 auf dieselbe Fangfläche wie in den Folgejahren die Abundanzen mit denen aus dem Jahr 2001 vergleichbar wären. Die Messstelle Schu19 hob sich von den übrigen ab, da an dieser Stelle nicht nur hohe Larvenabundanzen im Sommer 2001, sondern auch im Sommer 2002 gefunden wurden.

Auch in den Winterhalbjahren wurde in unregelmäßigen Abständen an allen Messstellen mit vier bis neun Kacheln, dem Standardverfahren entsprechend, nach Herbstmilbenlarven gesucht: Im Winterhalbjahr 2000/2001 am 20.2.01, 27.2.01, 9.3.01 und 2.4.01 und im Winterhalbjahr 2001/2002 am 29.1.02, 6.2.02, 4.3.02, 18.3.02, 2.4.02 und 26.4.02. Im Garten ‚Graurheindorf‘ wurde an den beiden Messstellen zusätzlich noch am 15.1.02 und 12.2.02 nach Herbstmilbenlarven gesucht. Zu keinem Termin wurde an einer Messstelle eine Herbstmilbe gefunden.

Verläufe der Bodentensionen in den Sommerhalbjahren

Im folgenden Abschnitt sind die Ergebnisse der Messungen der Bodentensionen (Saugspannung) der Sommerhalbjahre 2000 bis 2002 an den acht Messstellen graphisch dargestellt. Die Graphiken zu den Messungen der drei Jahre an einer Messstelle wurden zusammen auf eine Seite gestellt, um den optischen Vergleich zu erleichtern. Für jede Messstelle sind die Tensionswerte in 5cm und 30cm Bodentiefe sowie die Niederschlagsdaten und die Ergebnisse der in regelmäßigen Abständen durchgeführten Herbstmilbenlarven-Nachweise zusammen in derselben Graphik aufgeführt. Die Ergebnisse der Tensionmessungen in den Bodentiefen 60cm und 90cm wurden in einer gleichartigen graphischen Aufbereitung in den Anhang III gestellt, da die auffälligsten Unterschiede in den Tensionsverläufen in den oberflächennahen Bodenbereichen festzustellen waren. Desgleichen finden sich im selben Anhang für jede Messstelle Tabellen der gemittelten Tensionen. Als Konvention wird in der agrarwissenschaftlichen Literatur die Tension oder Saugspannung als positiver Messwert angegeben, da die Begriffe bereits einen Unterdruck umschreiben (HARTGE & HORN, 1977, 1992; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Diese Konvention wurde auch in der vorliegenden Studie übernommen.

Die in den Abbildungen dargestellten Messergebnisse zeigen, dass die Tensiometer gut an die Bodenumgebung angeschlossen waren, denn die Werte sind mit dem Beginn der regelmäßigen Messungen ab Mitte Mai 2000 teilweise mit Werten von über 1000hPa sehr hoch (S. WESSEL-BOTHE, Fa. Ecotech, Bonn, persönliche Mitteilung). Oftmals waren die Tensiometer leergelaufen, das heißt, dass eingefüllte Wasser war vollständig herausgesogen worden, und durch Luftzutritt lieferten die Manometer-Messungen unglaubliche Werte. Daher gab es – trotz der drei (im Jahr 2000) beziehungsweise zwei (in 2001 und 2002) wöchentlichen Messungen an den Messstellen – Zeiträume, in denen für einzelne Bodentiefen nur ein Messwert (dann Messpunkt ohne Fehlerbalken) oder kein Messwert vorliegen. In 5cm Bodentiefe wurde jeweils immer nur ein Messwert pro Messbesuch erhoben. Die Messpunkte wurden durch eine Trendlinie („Gleitender Durchschnitt“) verbunden, um die Messwerte-Entwicklung im Jahresverlauf zu veranschaulichen.

In Tabelle 24 (Seite 115) sind ergänzend die Niederschlagssummen für die Monate des Sommerhalbjahres sowie für ein Jahr aufgelistet. Die Jahressummen wurden unüblicherweise von Anfang November bis Ende Oktober des Folgejahres berechnet. Dies deshalb, weil davon ausgegangen wurde, dass die Entwicklungsgrundlagen für die Larvenabundanzen eines Sommerhalbjahres bereits im Herbst des Vorjahres nach dem Eindringen der vollgesogenen Larven in den Erdboden beginnen.

Die Abbildung 46 zeigt die Messergebnisse an der Stelle Wa2 (Garten ‚Wasserland‘). Für diese Messstellen wird der Vergleich der Graphiken exemplarisch für alle Messstellen ausführlich durchgeführt. Dafür ist folgende Aufteilung des Sommerhalbjahres von Vorteil: „Frühjahr“ (Beginn der Messungen bis circa Mitte Juni), „Sommeranfang“ (Mitte Juni bis zum Beginn der Herbstmilbenlarven-Nachweise Mitte Juli), „Larvensaison“ (Mitte Juli bis circa Mitte Oktober; unterteilt in zwei Hälften oder drei gleichlange Abschnitte) und „Herbst“ (ab circa Mitte Oktober bis zum Ende der Messungen Anfang November). Die im Folgenden erwähnten Messergebnisse der Tension verstehen sich als negative Werte, da ein Unterdruck gemessen wurde. Zur Vereinfachung wurde das Vorzeichen weggelassen. Bei Betrachtung der Tensionsverläufe in 5cm Bodentiefe fällt die Unterschiedlichkeit in den drei Jahren auf. Im Sommerhalbjahr 2000 fehlen Messungen in den ersten Tagen. Der zweite Teil des „Frühjahres“ zeigt hohe Tensionen in 5cm Bodentiefe (circa 1000hPa), die durch ein größeres Regenereignis abgedämpft wurden, bevor die Werte zum „Sommeranfang“ wieder erheblich auf nahezu 2000hPa anstiegen, da es für ungefähr zweieinhalb Wochen nicht regnete. In 30cm Bodentiefe herrschte dagegen eine relativ konstante Tension zwischen 500-700hPa. Zum Ende des „Sommeranfanges“ sanken die Tensionen in beiden Bodentiefen auf geringe Werte um 0-300hPa ab, da Anfang Juli einige Regenereignisse stattfanden.

Diese Situation ist zu Beginn der „Larvensaison“ unverändert. Ein Zeitraum geringen Niederschlages von zwei Wochen ab Ende Juli führte zu einem erneuten Anstieg der

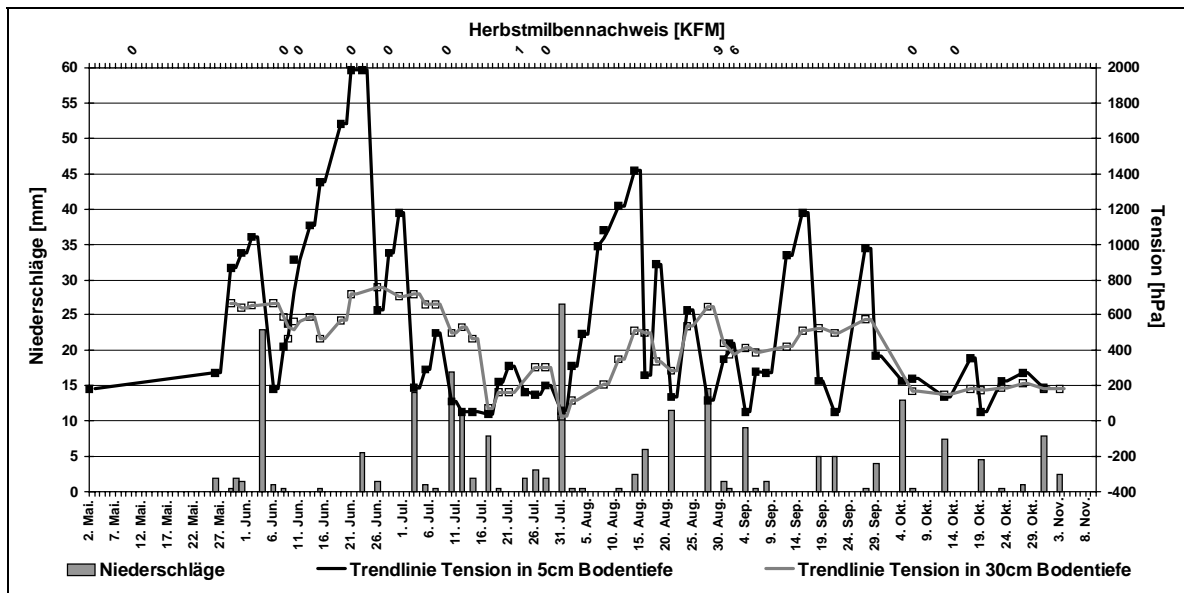
Tensionen in 5cm Bodentiefe (bis 1400hPa) sowie zu einem leichten Anstieg in 30cm Bodentiefe (bis 500hPa). Der mittlere Abschnitt der „Larvenzeit“ war gekennzeichnet durch relativ mäßige Schwankungen der Tensionen in 5cm Bodentiefe (100-600hPa), die im letzten Abschnitt dieses Zeitraumes stärker wurden (50-1200hPa). Die Tensionen in 30cm Bodentiefe verblieben – bei geringen Schwankungen – auf einem Niveau von circa 500hPa. Im „Herbst“ – die Herbstmilbenlarven waren bereits Anfang Oktober nicht mehr nachweisbar gewesen – sanken die Tensionen allgemein auf geringe Werte um 200hPa ab.

Zusammenfassend gesagt, wies der Verlauf der Bodentensionen im Sommerhalbjahr 2000 zwei ‚Trockenperioden‘, durch geringen oder ausbleibenden Niederschlag bedingt, mit teilweise erheblichen angestiegenen Tensionswerten im Übergang „Frühjahr“ / „Sommeranfang“ sowie im mittleren Abschnitt (Mitte August) der „Larvensaison“ auf. Im September fielen geringe Mengen Niederschlag (s. Tab. 24), wodurch in diesem Monat ein drittes Mal im Verlauf des Sommerhalbjahres höhere Tensionswerte auftraten. In der Bodentiefe 60cm zeigt Abbildung I, Anhang III, dagegen lediglich mäßig hohe Tensionswerte (500hPa) bis zum Beginn der „Larvensaison“ und danach einen gleichmäßigen Kurvenverlauf der Werte bei ungefähr 300hPa. Dagegen verblieben die Tensionswerte in 90cm Bodentiefe während des gesamten Sommerhalbjahres 2000 unterhalb von 300hPa.

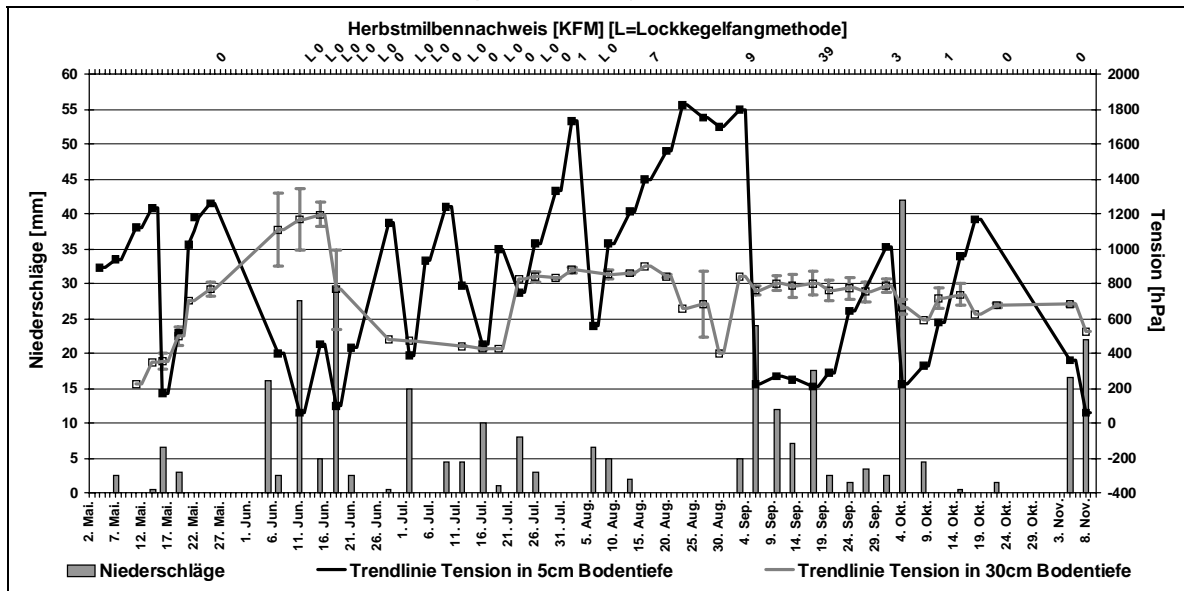
Im Sommerhalbjahr 2001 lagen die Bodentensionen in allen vier untersuchten Tiefen allgemein gesehen etwas höher als im Jahr 2000 (Abb. 46b; Abb. II und Tab. I, Anhang III). Die Verteilung der Regenereignisse über das Sommerhalbjahr war ebenfalls im Vergleich zum Vorjahr verändert, denn es gab eine Trockenperiode in der zweiten Augushälfte und fast den gesamten Oktober über. Tabelle 24 zeigt, dass die Niederschlagswerte der Sommerhalbjahre jedoch insgesamt im Jahr 2001 über denen aus dem Jahr 2000 lagen. Dies war selbst nach Korrektur der Mai-Werte mit Hilfe der Daten an der Stelle Wa1 der Fall (s. Tab. IX, Anhang III).

Der Verlauf der Tension in 5cm Bodentiefe unterlag vom „Frühjahr“ bis einschließlich des mittleren Abschnittes der „Larvensaison“ starken Schwankungen von 100-1800hPa. Im direkten Vergleich mit dem Sommerhalbjahr 2000 fehlt im Jahr 2001 jedoch die sehr extreme Tensionswert-Spitze am Ende des „Frühjahres“: In diesem Zeitraum lagen die Messwerte nur bei 100-400hPa. Allerdings verhielt es sich in der Bodentiefe 30cm in auffälliger Weise genau umgekehrt: Die Tensionswerte erreichten bis zu 1200hPa.

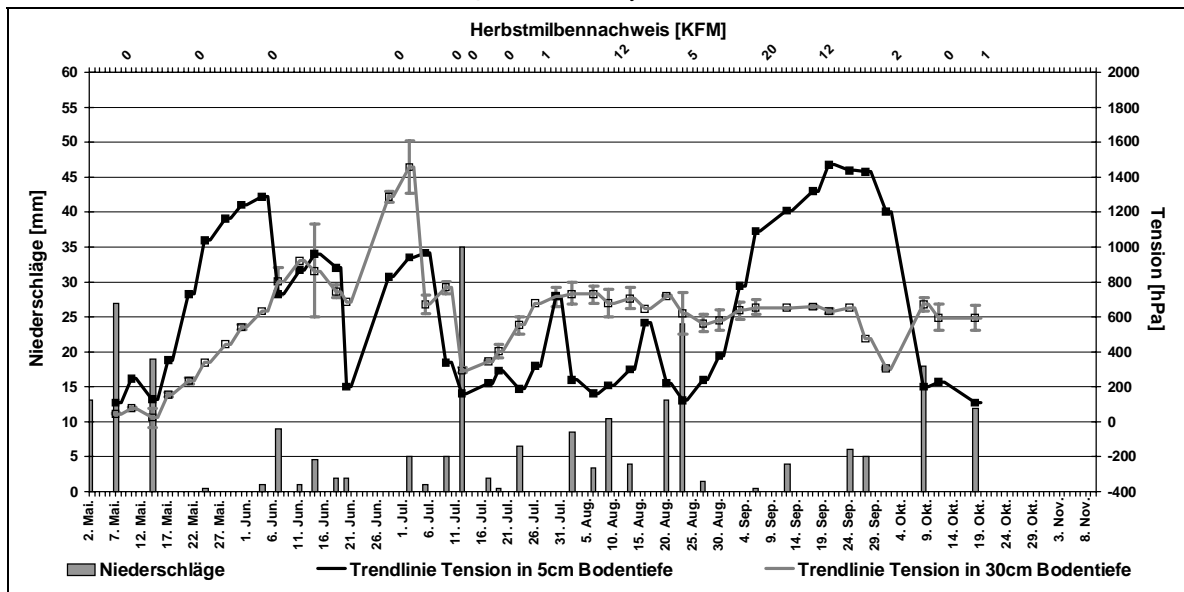
Mit dem Beginn der „Larvensaison“ stiegen die Tensionen erheblich an und lagen in 5cm Bodentiefe bis Anfang September fast konstant über 1000hPa und erreichten sogar Werte bis zu 1800hPa. Ebenso lagen die Messwerte in der Bodentiefe 30cm fast durchgängig bei 800hPa – dies sogar nahezu unverändert bis zum Ende der Messperiode Anfang November. Dagegen fielen die Tensionswerte in 5cm Bodentiefe zur Mitte der „Larvensaison“ wieder auf 200hPa ab und stiegen anschließend noch zwei Mal zu Spitzenwerten von über



a) Sommerhalbjahr 2000

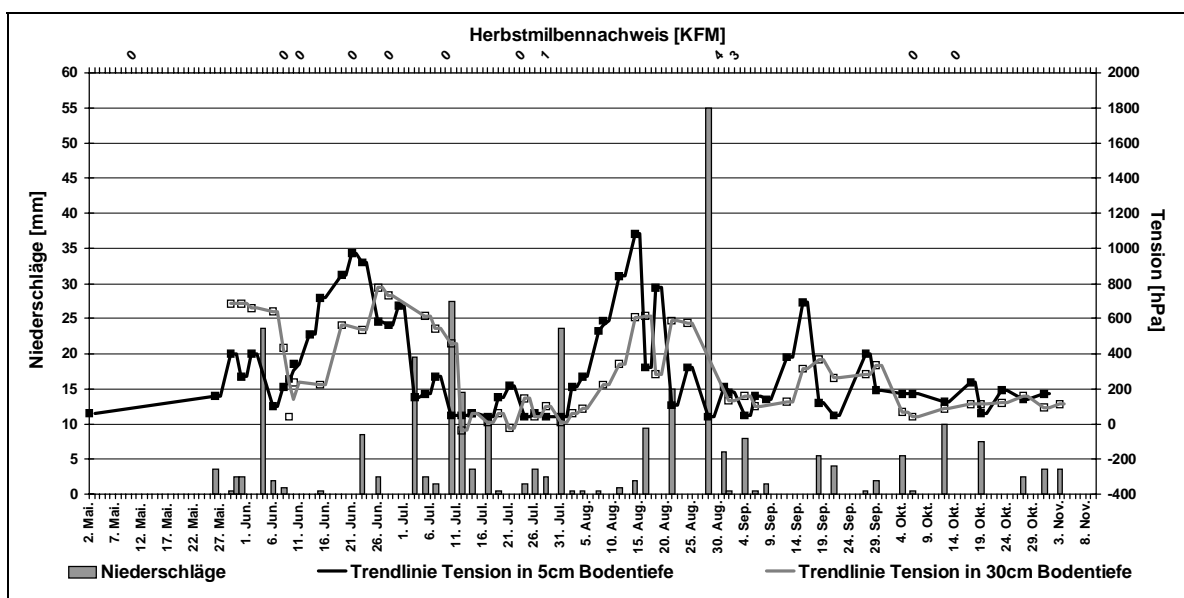


b) Sommerhalbjahr 2001

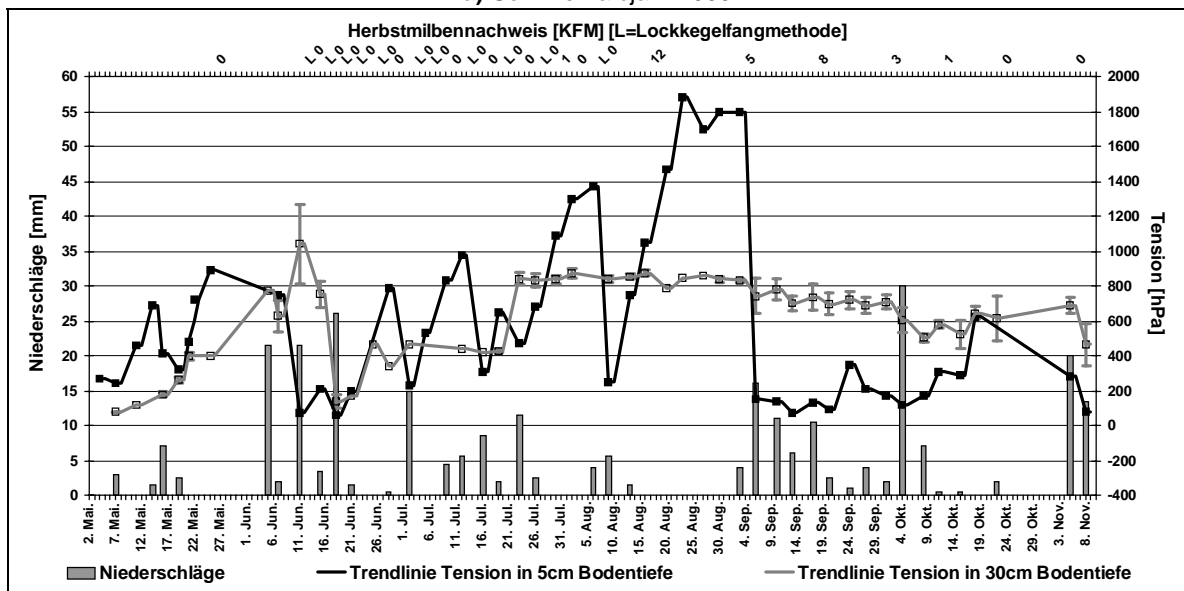


c) Sommerhalbjahr 2002

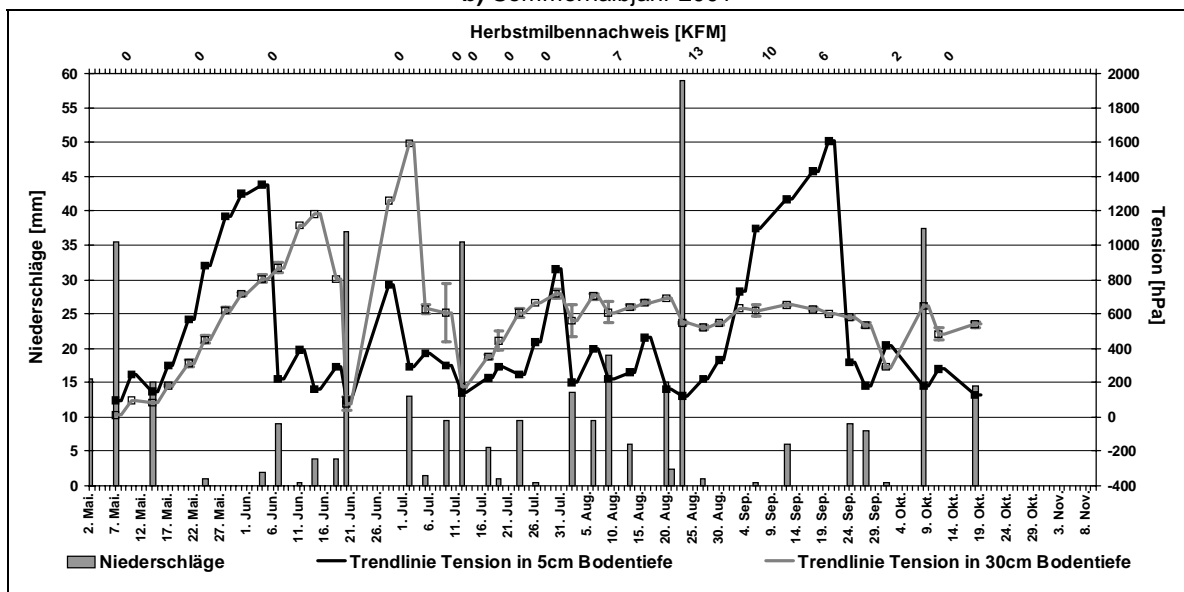
Abb. 46: Stelle Wa2. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 47: Stelle Wa33. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

1000hPa an: Ende September – identisch mit dem Verlauf in 2000; Mitte Oktober – als zusätzliche Tensionswertspitze im Vergleich zum Jahr 2000. Die Kurvenverläufe der Tensionswerte in 60cm und 90cm Bodentiefe (Abb. II, Anhang III) entsprechen in etwa dem Verlauf der Messwerte in 30cm Bodentiefe: In fast paralleler Bewegung zeigen beide Verläufe einen Anstieg der Tensionen zum Ende des „Frühjahrs“ (1000hPa in 60cm und 600hPa in 90cm Bodentiefe), danach einen Abfall der Messwerte auf Beträge um 200hPa und schließlich ab Beginn der „Larvensaison“ einen gleichbleibenden Verlauf mit Messwerten von 600-800hPa bis zum Abschluss der Messungen im November 2001.

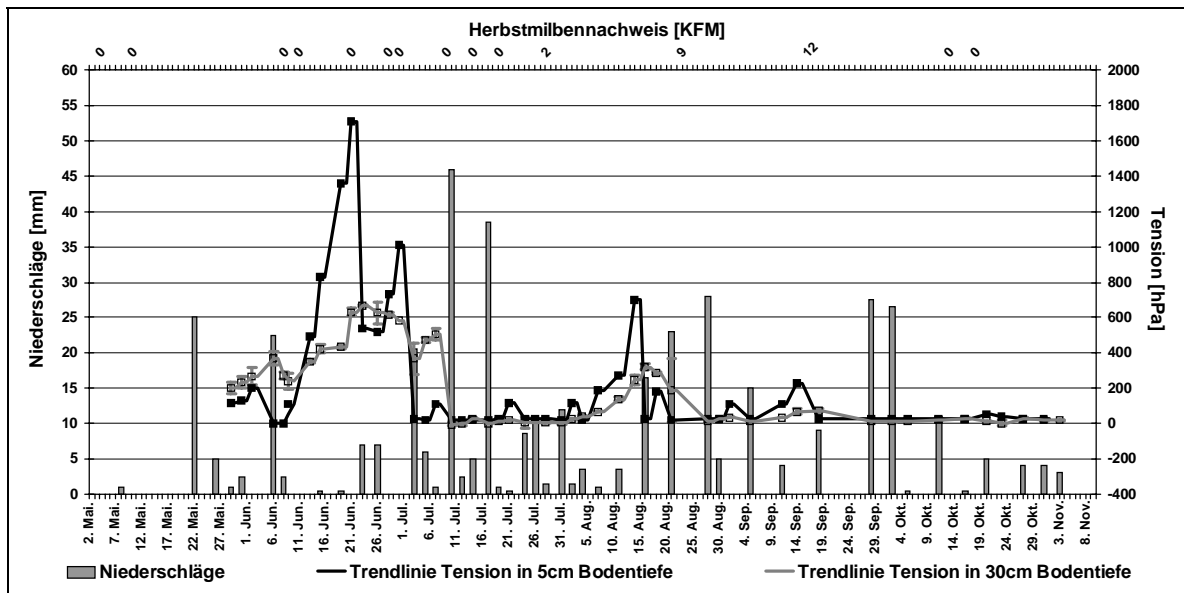
Im Sommerhalbjahr 2002 stiegen die Bodentensionen in 5cm und 30cm Tiefe im „Frühjahr“ kontinuierlich an (Abb. 46c), da nach regenreichem Maibeginn die Niederschläge bis Anfang Juni ausblieben. Ansonsten waren die Niederschläge etwas gleichmäßiger über das Sommerhalbjahr verteilt – mit Ausnahme des relativ regenarm verlaufenen Monats September. Tabelle 24 zeigt für die Messstelle Wa2, dass das Jahr 2002 – gemessen von November des Vorjahres bis Oktober – innerhalb der dreijährigen Messperiode dasjenige mit den meisten Niederschlägen gewesen ist. Die Niederschlagssummen der einzelnen Sommerhalbjahre liegen sehr nahe beieinander, wobei – wie es sich auch im Verlauf der Bodentensionen zeigt – jedes Jahr einen individuellen Ablauf der Zuwachsraten der Niederschlagssummen durch die einzelnen Monate aufweist, worauf hier aber im einzelnen nicht eingegangen werden soll. Folglich unterscheidet sich auch der Verlauf der Tensionswerte in 5cm im Sommerhalbjahr 2002 von denen der beiden Vorjahre: So fehlt ein Anstieg der Tension auf Extremwerte in der ersten Hälfte der „Larvensaison“. Dagegen ist der Verlauf der Messwerte in 30cm Bodentiefe fast mit dem aus dem Sommer 2001 identisch: Nur abweichend durch eine Tensionswert-Spitze zum „Sommeranfang“ (1400hPa) und nachfolgend allgemein niedrigeren Messwerten um circa 200hPa als im Sommer 2001. Ab September – also in der zweiten Hälfte der „Larvensaison“ – stiegen die Tensionswerte in 5cm Bodentiefe auf bis zu 1500hPa an und verblieben bis zum Ende der „Larvensaison“ auf einem hohen Niveau. Die Verläufe der Bodentensionen in 60cm und 90cm Tiefe (Abb. III, Anhang III) befanden sich grundsätzlich auf einem geringeren Messwerte-Niveau als in 30cm Bodentiefe: Nach den Tensionswert-Spitzen von 1200hPa in 60cm und 750hPa in 90cm Bodentiefe Anfang Juli lagen die Messwerte durchgängig bei 600hPa (60cm) und circa 300hPa (90cm). Im Sommerhalbjahr 2002 gelang der erste Herbstmilbenlarven-Nachweis an der Stelle Wa2 am 26. Juli, in 2001 am 2. August und im Jahr 2000 am 21. Juli. Der letzte Larven-Nachweis gelang in 2002 am 18. Oktober, in 2001 am 11. Oktober. Im Jahr 2000 waren bereits Anfang Oktober keine Larven mehr nachweisbar. Für die folgenden sieben Messstellen soll in der schriftlichen Darstellung der Ergebnisse nur auf die auffälligsten Unterschiede in den Bodentensionen, den Niederschlägen und den Herbstmilbenlarven-Saisongrenzen im Vergleich zur Messstelle Wa2 eingegangen werden.

Die Messwerte für die Bodentensionen und die Niederschläge an der Stelle Wa33a (Abb. 47) sind in allen drei Sommerhalbjahren mit denen an der Stelle Wa2 vergleichbar. Die Kurven für die Messwerte der Bodentensionen in 5cm und 30cm Tiefe zeigen, bezogen auf Messwert-Spitzen und die Perioden mit hohen Messwerten, fast identische Verläufe. Folgende auffällige Unterschiede sind im Vergleich zur Messstelle Wa2 zu nennen:

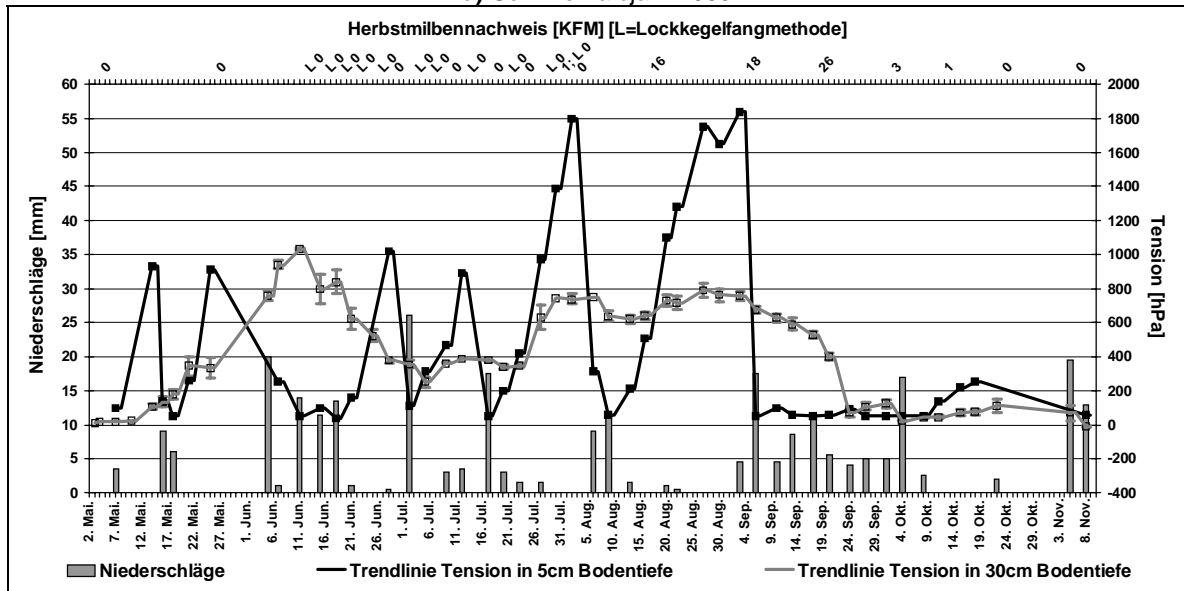
Im „Frühjahr“ 2000 fehlte an Stelle Wa33a im Gegensatz zu Stelle Wa2 die extreme Messwert-Spitze in 5cm Bodentiefe. Die Messwerte stiegen zum „Sommeranfang“ nur bis zu 1000hPa an. Die anderen Messwert-Spitzen in 5cm Bodentiefe an Stelle Wa33a Mitte August und Ende September 2000 waren ebenfalls nicht so extrem ausgeprägt wie an der Stelle Wa2.

Die Bodentensionen im Sommerhalbjahr 2001 sind in den beiden Messtiefen 5cm und 30cm an beiden Messstellen fast identisch. Lediglich das „Frühjahrs“-Maximum der Messwerte in den beiden Bodentiefen fiel an der Stelle Wa33a geringer aus als an Stelle Wa2, und im „Herbst“ stiegen die auf niedrige Messwerte gefallen Tensionen (200hPa) auch nicht wieder nennenswert an, wie es an der Stelle Wa2 zu sehen war.

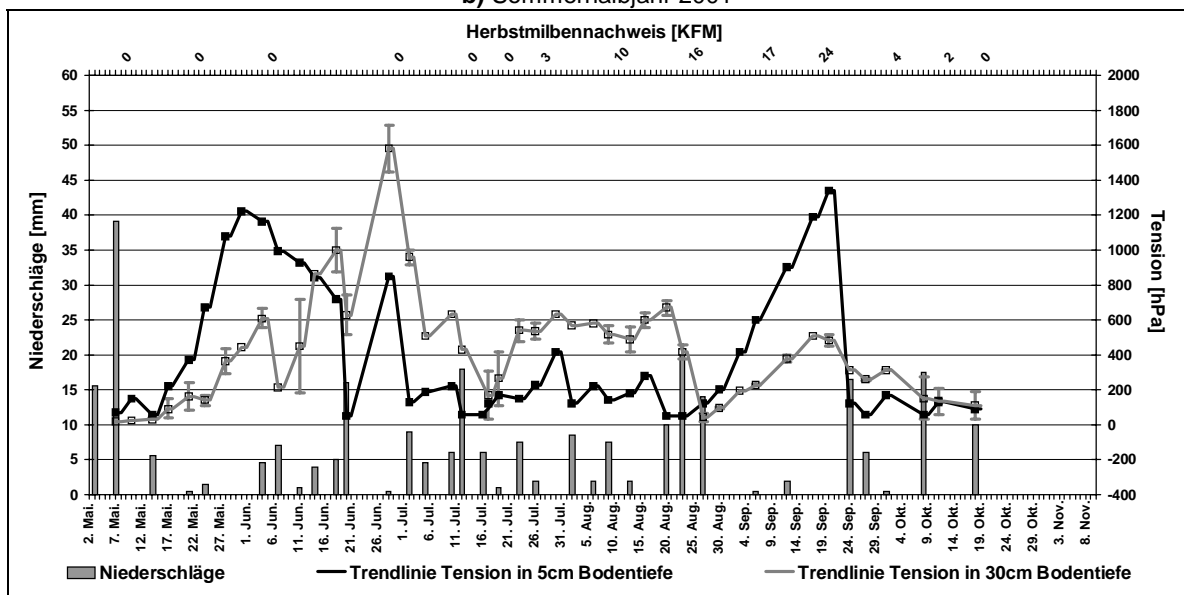
Entsprechend verliefen die Bodentensionen auch im Sommerhalbjahr 2002. Unterschiedlich waren lediglich der geringe Tensionsverlauf in 5cm Bodentiefe an der Stelle Wa33a zum „Sommeranfang“ im Vergleich zur Stelle Wa2 und die kürzere Periode höherer Tensionen (bis zu 1600hPa) in 5cm Bodentiefe an der Stelle Wa33a, die von Anfang bis Ende September andauerte (an Stelle Wa2 zwei Wochen länger). In den Bodentiefen 60cm und 90cm (Abb. IV bis VI, Anhang III) verlaufen die Kurven der Messwerte ebenfalls fast identisch. Hinzuweisen ist lediglich auf den „Sommeranfang“ beziehungsweise den Beginn der „Larvensaison“ im Jahr 2000: In 60cm Bodentiefe waren die Messwerte an der Stelle Wa33a geringer als an der Stelle Wa2, in 90cm Bodentiefe dagegen etwas höher. Bezogen auf die Niederschläge ist festzustellen, dass an der Stelle Wa33a in den drei Jahren öfter größere Regenereignisse auftraten als an der Stelle Wa2, obgleich die beiden Stellen nur drei Meter auseinanderliegen. Dies ist durch die unterschiedliche Regenbeschattung durch einen Busch an den Messstellen zu erklären. Tabelle 24 zeigt daher auch eine deutlich höhere Saison- und Jahressumme der Niederschläge im Jahr 2002 an der Stelle Wa33a als an der Stelle Wa2. Grundsätzlich liegen die Niederschlagssummen an den beiden Stellen aber nahe beieinander. Im Sommerhalbjahr 2001 fielen an den beiden Messstellen ‚Wasserland‘ im Vergleich mit den anderen Messstellen relativ wenig Niederschläge. Die zeitlichen Grenzen der Herbstmilbenlarven-Saison liegen an beiden Messstellen im Garten ‚Wasserland‘ nicht immer gleich. Im Sommer 2000 und 2002 wurden an der Stelle Wa33a jeweils etwa eine Woche später Larven nachgewiesen als an der Stelle Wa2. Ansonsten wichen die Zeiträume, in denen Larven gefangen werden konnten, an beiden Stellen nicht voneinander ab.



a) Sommerhalbjahr 2000

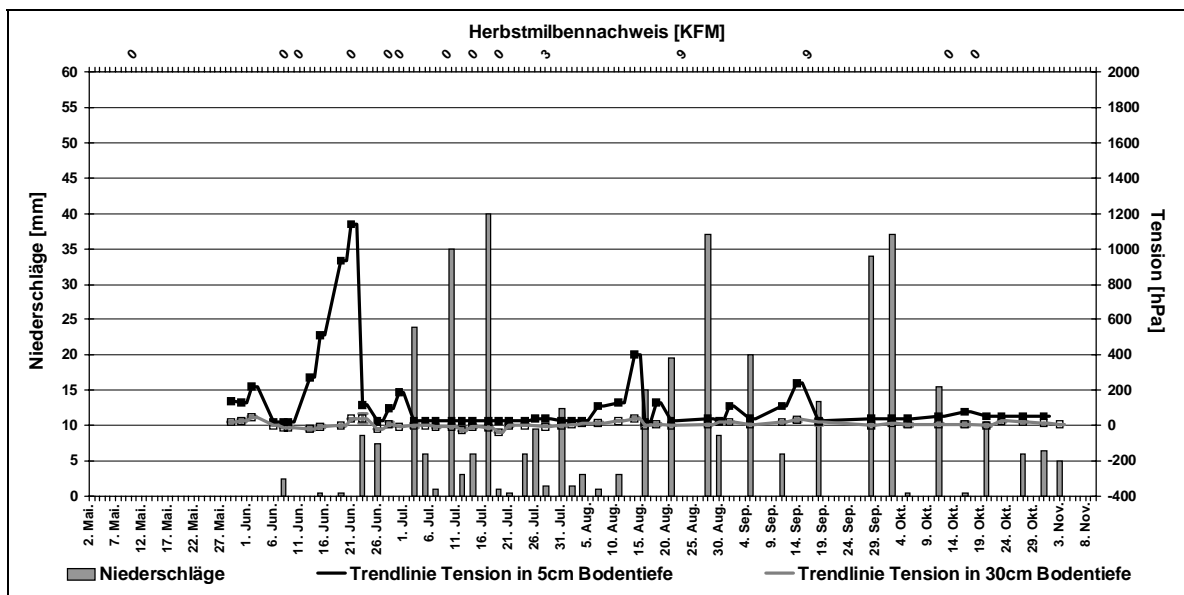


b) Sommerhalbjahr 2001

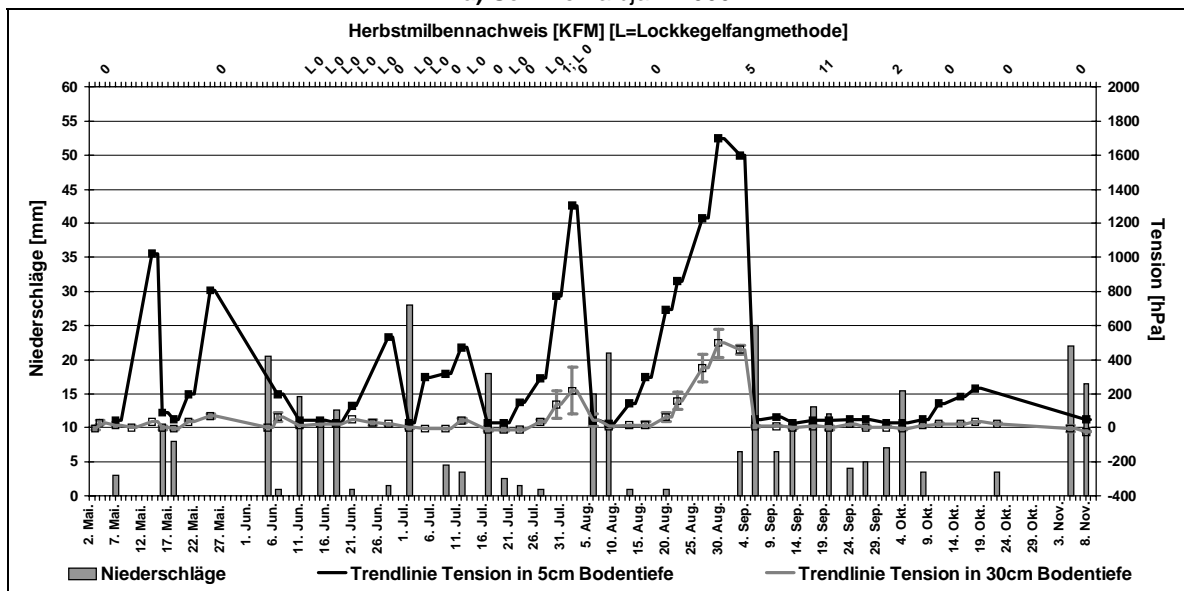


c) Sommerhalbjahr 2002

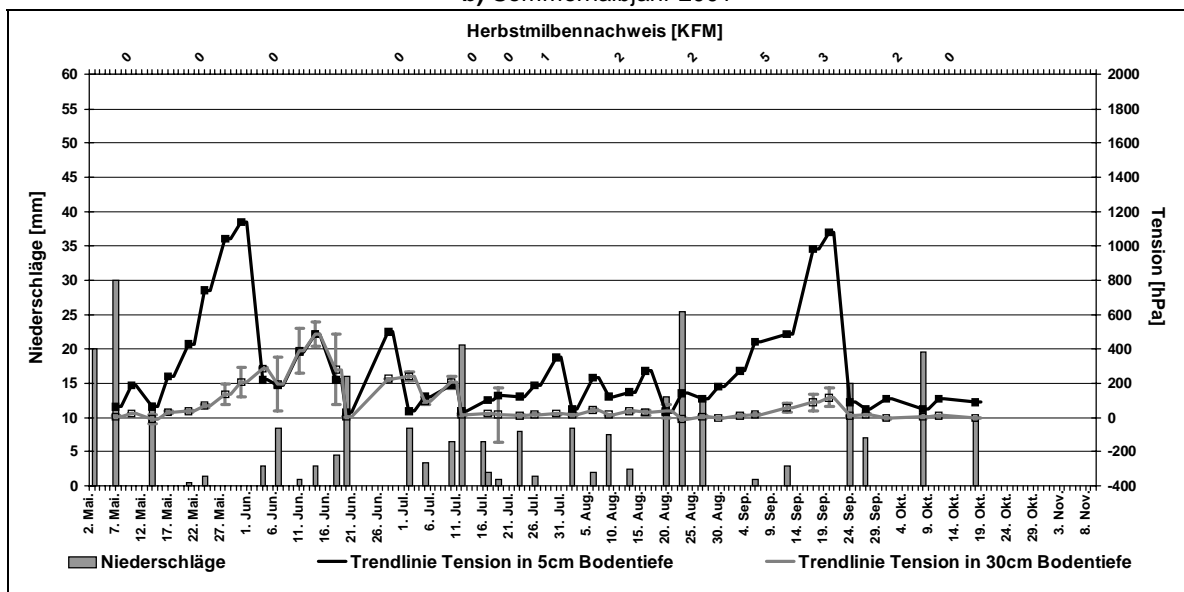
Abb. 48: Stelle Gr14b. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 49: Stelle Gr16. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

An der Messstelle Gr14b (Garten ‚Graurheindorf‘) sind die Verläufe der Messwerte der Tensionen in 5cm und 30cm Bodentiefe und der Niederschläge für die jeweiligen Sommerhalbjahre mit denen an der Stelle Wa33a nahezu identisch (Abb. 48). Es gibt lediglich zwei bemerkenswerte Abweichungen: Bezogen auf das „Sommeranfangs“-Maximum der Tensionswerte in 5cm Bodentiefe im Jahr 2000 entspricht der Verlauf an der Stelle Gr14b dem der Stelle Wa2, erreicht also ein hohes Niveau der Messwerte (1700hPa). Zweitens fiel das relativ hohe Messwerte-Niveau der Tension in 30cm Bodentiefe im Sommer 2001 an der Stelle Gr14b Mitte September auf einen Wert von 50-100hPa ab, wohingegen die Messwerte an den Stellen Wa2 und Wa33a auf einem höheren Niveau (600hPa) verblieben. Für die Messungen der Tensionen in 60cm und 90cm Bodentiefe (Abb. VII bis IX, Anhang III) ist nur ein auffälliges Abweichen im Verlauf der Kurven der drei Jahre an der Stelle Gr14b im Vergleich mit den beiden Stellen aus dem Garten ‚Wasserland‘ anzumerken: Zum „Sommeranfang“ 2002 erreichten die Messwerte in 90cm Bodentiefe an der Stelle Gr14b mit 1400hPa ein doppelt so hohes Niveau wie an der Stelle Wa2. An der Stelle Wa33a zeigen die Fehlerbalken, dass durchaus mit der Stelle Gr14b vergleichbare Messwerte an einem der beiden Tensiometer erreicht wurden. Die Verteilung der Regenereignisse ist an der Stelle Gr14b mit denen an den beiden Stellen im Garten ‚Wasserland‘ vergleichbar. In Tabelle 24 ist jedoch zu erkennen, dass im Sommerhalbjahr 2000 die Niederschlagssumme an der Stelle Gr14b wesentlich höher lag als an den Stellen Wa2 und Wa33a. In den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 glichen die Niederschlagssummen an der Stelle Gr14b am ehesten der Stelle Wa2.

Bezogen auf die Saisongrenzen der Herbstmilbenlarven-Nachweisbarkeit ist die Stelle Gr14b identisch mit der Stelle Wa2.

Die Verläufe der Tensionswerte in 5cm Bodentiefe sowie die Verteilungen der Regenereignisse sind an der Stelle Gr16 in allen Sommerhalbjahren ähnlich wie die an der Nachbarstelle Gr14b (Abb. 49). Aus Tabelle 24 ist ersichtlich, dass die Niederschlagssummen für die Sommerhalbjahre und die Jahressummen allgemein an der Stelle Gr16 höher als an Stelle Gr14b waren – im Sommer 2001 sogar relativ deutlich. Die Tensionswerte in 5cm Bodentiefe lagen in den Jahren an der Stelle Gr16 immer leicht unterhalb des Niveaus der Stelle Gr14b, aber grundsätzlich waren die Abfolgen und Zeiträume der Messwert-Spitzen identisch.

Auffällig unterschiedlich ist jedoch, dass der Verlauf der Tensionswerte in 30cm Bodentiefe in allen drei Untersuchungsjahren sehr gleichförmig auf einem sehr geringen Niveau (50hPa) lag. Es traten zwar leichte Schwankungen zum „Sommeranfang“ 2002 sowie in der ersten Hälfte der „Larvensaison“ 2001 auf, aber die maximal erreichten Messwerte von 500hPa sind relativ gering. Es ist daher nicht verwunderlich, dass die Messwertkurven

der Bodentensionen in 60cm und 90cm Tiefe (Abb. X bis XII, Anhang III) ebenfalls konstant auf einem niedrigen Niveau (0-50hPa) verliefen.

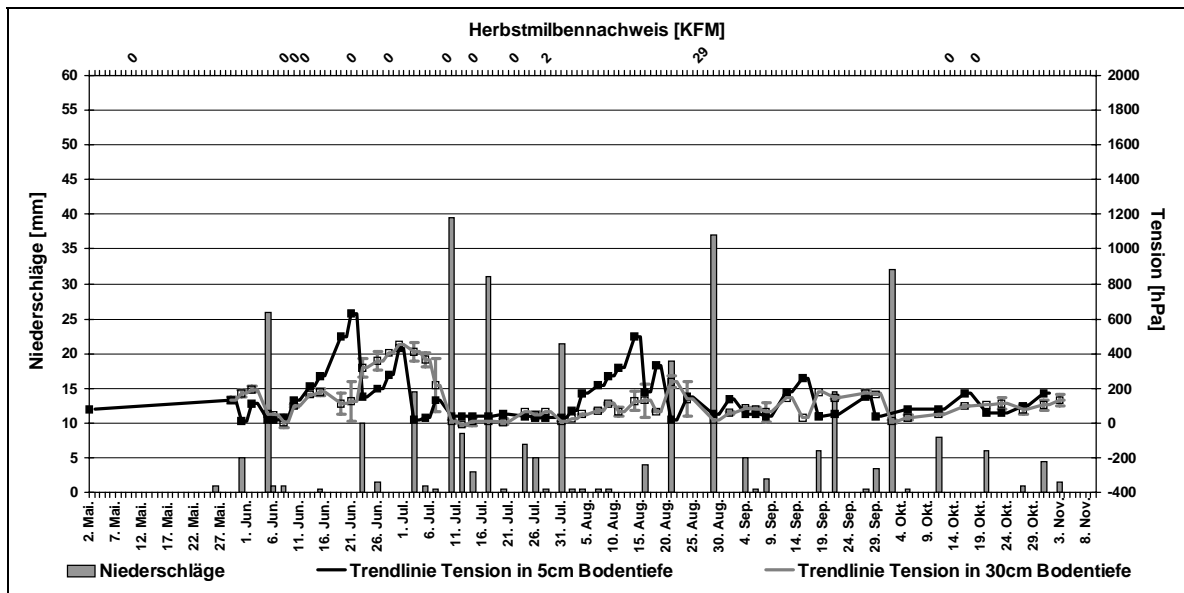
Die Saisongrenzen der Herbstmilbenlarven-Nachweisbarkeit waren an der Stelle Gr16 identisch mit denen an den Stellen Gr14b und Wa2.

Die Verläufe der Tensionswerte in 5cm und 30cm Bodentiefe an der Stelle Ka8 (Garten ‚Kaufmannstraße‘) (Abb. 51) waren für die Sommerhalbjahre 2001 und 2002 identisch mit denen an der Stelle Wa33a und also auch vergleichbar mit denen der Stellen Wa2 und Gr14b. In der Graphik für das Jahr 2000 (Abb. 50a) fällt auf, dass an der Stelle Ka8 das von den anderen Messstellen bekannte Tensionsmaximum im „Frühjahr“ und zum „Sommeranfang“ nicht auftrat. Im Gegenteil ist der Verlauf der Tensionswerte in beiden Bodentiefen im Sommerhalbjahr 2000 eher ausgeglichen niedrig (100-200hPa). Daher ist diese Messstelle bezogen auf die Bodentensionen der Stelle Gr16 sehr ähnlich. Dagegen traten in 60cm und 90cm Bodentiefe (Abb. XIII bis XV, Anhang III) im Gegensatz zur Messstelle Gr16 einige Schwankungen der Tensionswerte auf. Werte von 400hPa wurden aber nie überschritten. In den beiden anderen Sommerhalbjahren schwankten die Messwerte stärker und sind auch in diesen Bodentiefen mit den Messungen an den Stellen Wa2, Wa33a und Gr14b vergleichbar.

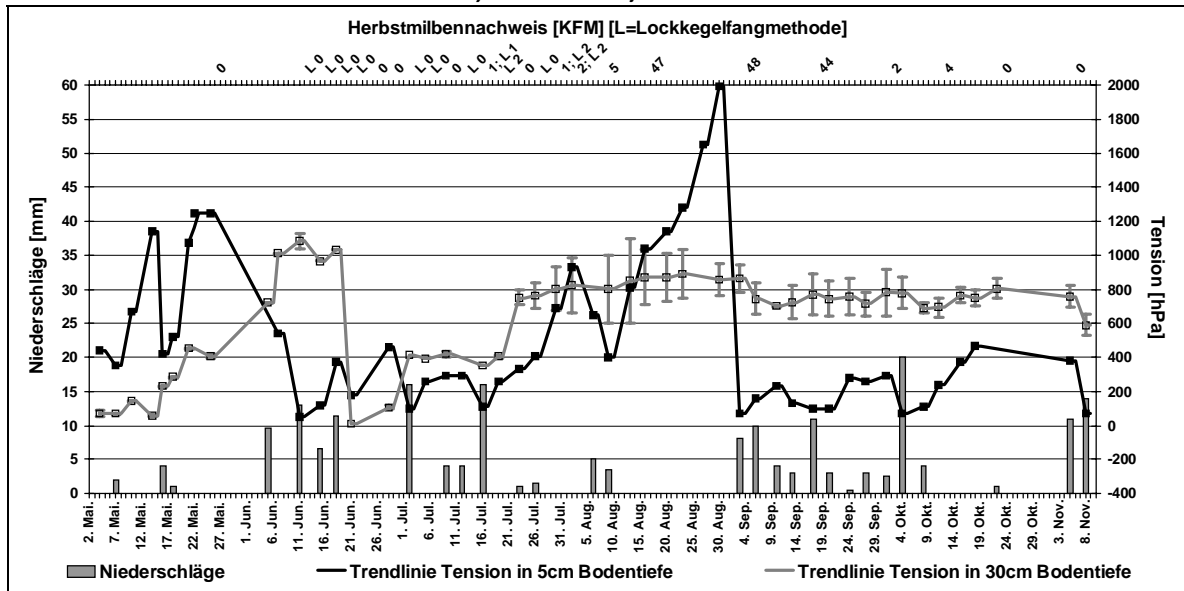
Die Verteilung der Niederschläge war an der Stelle Ka8 in den jeweiligen Jahren (s. Abb. 50a-c) sehr ähnlich mit denen an den anderen Messstellen. Allerdings folgten an dieser Stelle dem vergleichsweise regenreichen Sommer 2000 zwei regenarme Sommer (s. Tab. 24).

Bezüglich der Larven-Saisongrenzen ist zu sagen, dass an der Stelle Ka8 nur eine Abweichung von den bislang üblichen Zeiträumen auffällt: Im Sommerhalbjahr 2001 waren die ersten Larven-Nachweise bereits 10 Tage früher als an den anderen Messstellen erfolgt.

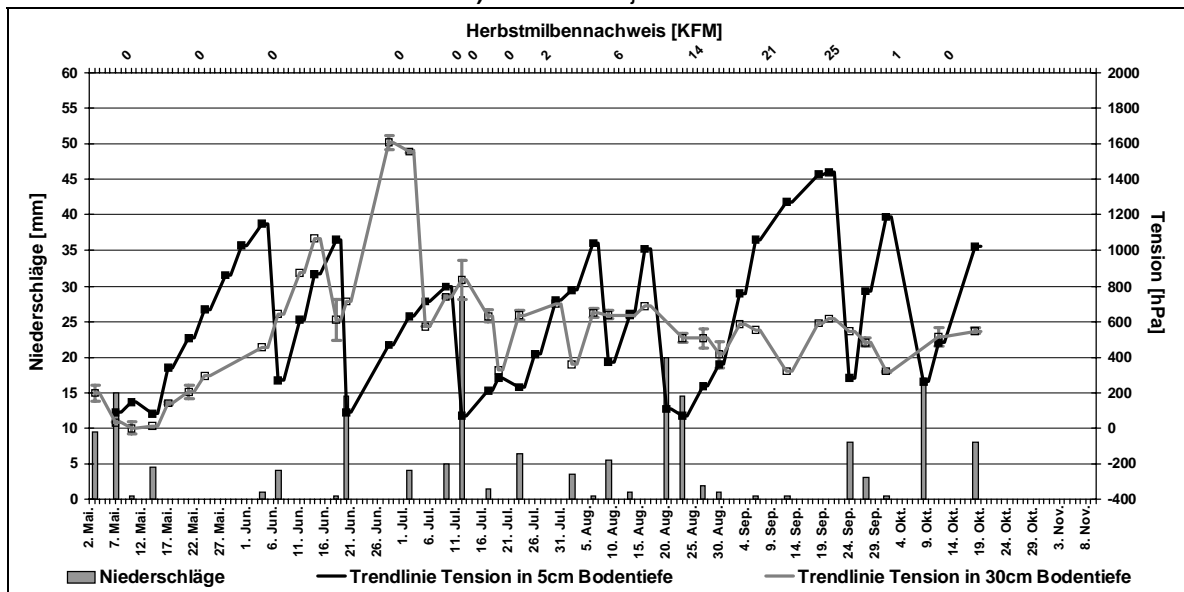
An der Messstelle Ka9a zeigen sich die ausgeglichensten Verläufe der Bodentensionen in 5cm und 30cm Tiefe von allen Messstellen (Abb. 51). Damit ist die Situation der an dieser Stelle mit der an der Stelle Gr16 vergleichbar, wobei jedoch an der Stelle Ka9a die Tensionswerte in 5cm Bodentiefe noch weniger schwankten als an der Stelle Gr16 und auf einem geringeren Messwerte-Niveau verliefen (im Jahr 2000 0-300hPa; im Jahr 2002 0-500hPa). Auffällig war der Tensionsverlauf zum „Sommeranfang“ 2001: Nach dem von allen anderen Messstellen abweichenden bodenfeuchten Zeitraum von Mai bis Anfang August stiegen die Tensionswerte erheblich an: In 5cm Bodentiefe auf circa 2000hPa und in 30cm Bodentiefe auf 800hPa. Ab diesem Zeitpunkt ähneln sich die beiden Messstellen im Garten ‚Kaufmannstraße‘ sehr, da auch an der Stelle Ka9a die Tensionswerte in 30cm Bodentiefe bis zum Ende der Messperiode erstaunlicherweise auf den relativ hohen Messwerten – verglichen mit der Tension in 5cm Tiefe – verblieben.



a) Sommerhalbjahr 2000

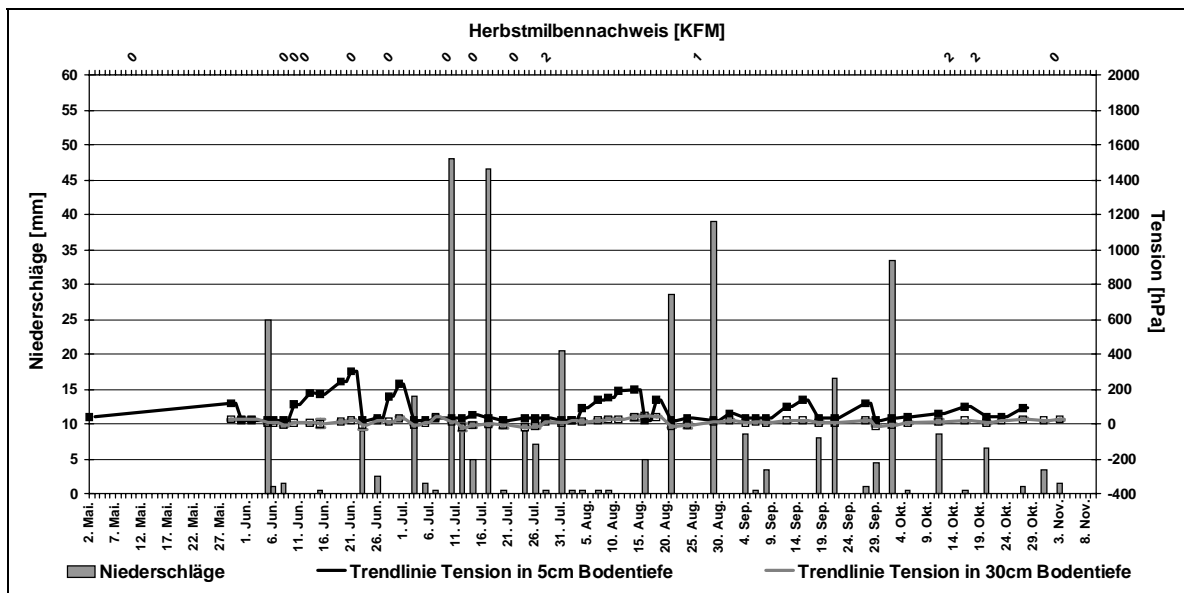


b) Sommerhalbjahr 2001

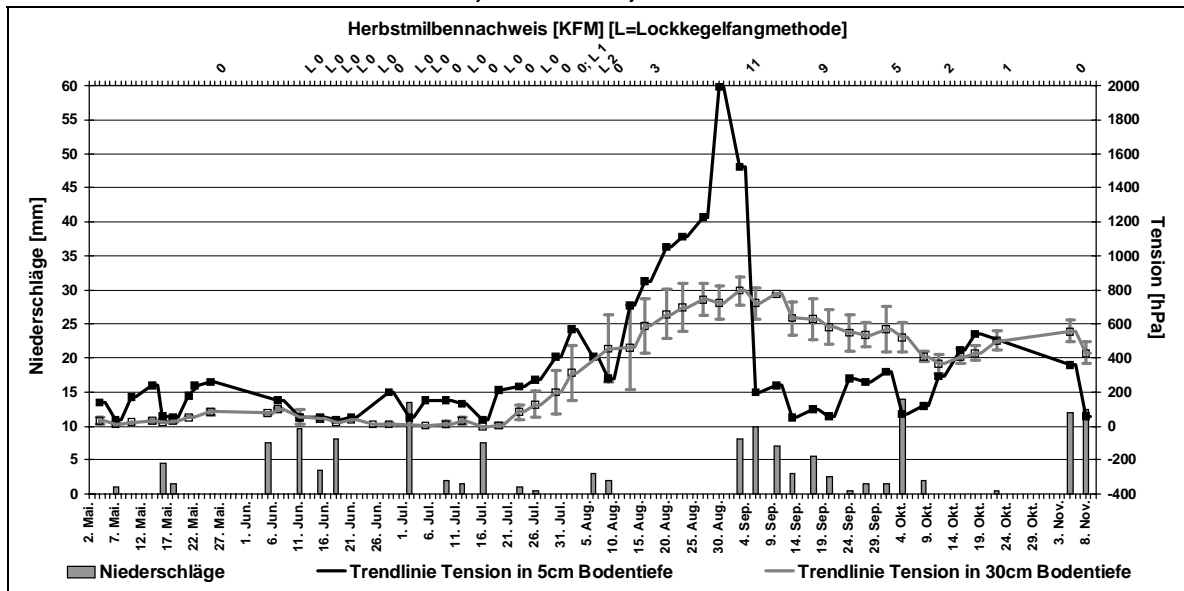


c) Sommerhalbjahr 2002

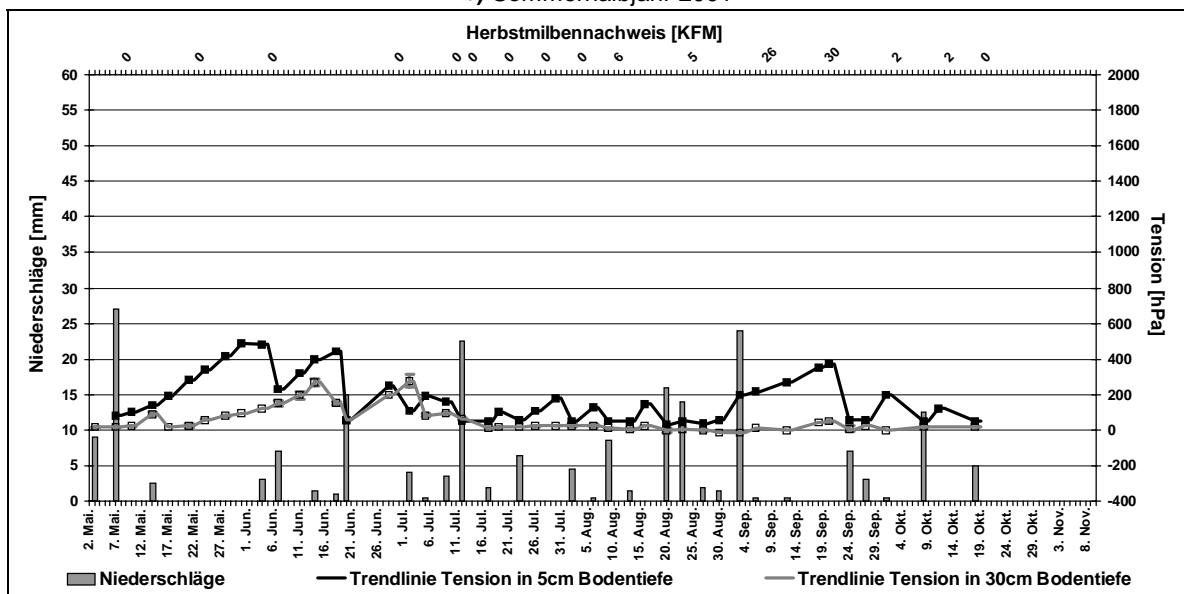
Abb. 50: Stelle Ka8. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 51: Stelle Ka9a. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

Der Verlauf der Tensionen in 30cm Tiefe im Jahr 2001 findet seine Entsprechung in 60cm und 90cm Bodentiefe. Grundsätzlich aber verliefen die Tensionswerte in diesen Bodentiefen in den Sommerhalbjahren auf einem sehr ausgeglichen niedrigen Niveau (Abb. XVI bis XVIII, Anhang III).

Die Niederschlagsmengen, die in den Sommerhalbjahren auf die Stelle Ka9a fielen, sind mit denen an der Stelle Ka8 vergleichbar (s. Tab. 24). Die gemessenen Regenmengen sind zwar an der Stelle Ka9a etwas größer (Ausnahme Sommer 2001 durch die Niederschläge im Juli und Oktober), aber bezogen auf die Tatsache, dass die Stelle Ka8 unter einem Efeubusch liegt, der sich zudem im Jahr 2002 fast vollständig über der Stelle Ka8 ausbreitete, ist diese Ähnlichkeit auffällig. Diese Unterschiedlichkeit der Regenbeschattung an den Stellen zeigt sich nur in der Jahressumme 2002, die an der Stelle Ka9a einen 100mm höheren Niederschlag ergab.

Die Herbstmilbenlarven-Nachweise an der Stelle Ka9a wiesen in allen drei Jahren einige bemerkenswerte Abweichungen von den anderen Messstellen auf: Zwar lag im Sommer 2000 der Beginn der Larvensaison genau zeitgleich mit den anderen Messstellen, aber an der Stelle Ka9a konnten auch noch Mitte Oktober Larven gefangen werden. Im Jahr 2001 begann dagegen die Larvensaison vergleichsweise spät, nämlich Anfang August (wie auch an der Stelle Wa33a). Jedoch war auch in diesem Jahr die Larvensaison weiter in den Herbst verschoben als an den anderen Messstellen, nämlich bis Mitte / Ende Oktober. Dies wiederholte sich im Jahr 2002. Folglich scheint die Herbstmilbensaison in den Jahren 2001 und 2002 an der Stelle Ka9a etwas zum Jahresende hin verschoben gewesen zu sein.

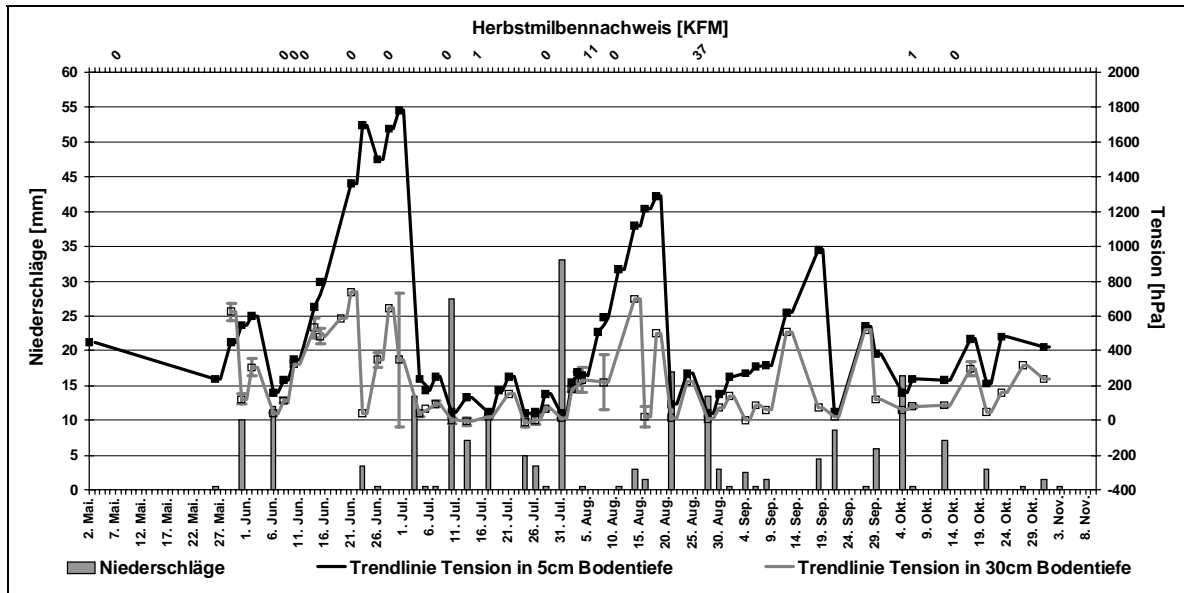
An der Stelle Schu19 (Garten ‚Schumannstraße‘) finden sich ein paar Besonderheiten im Verlauf der Bodentensionswerte der drei Sommerhalbjahre (Abb. 52). Die Kurvenverläufe der Messwerte in 5cm und 30cm Bodentiefe im Sommerhalbjahr 2000 waren an dieser Stelle vergleichbar mit denen an der Stelle Wa2: Auch an der Stelle Schu19 wurden in 5cm Bodentiefe drei Mal im Sommerhalbjahr Perioden mit sehr hohen Messwerten beobachtet. In 30cm Bodentiefe traten Schwankungen der Tensionswerte zwischen 0 und 700hPa im gesamten Sommerhalbjahr häufiger auf als beispielsweise an der Stelle Wa2. Im Sommerhalbjahr 2001, in dem im Verlauf der Messwertkurven in der ersten Hälfte der „Larvensaison“ an nahezu allen Messstellen (Ausnahme Ka9a) Messwert-Spitzen auftraten, fällt die Messstelle Schu19 in 5cm Bodentiefe durch fast durchgängig sehr hohe Tensionswerte in der „Larvensaison“ auf. Gleiches gilt für die Messwerte der Tension in 30cm Bodentiefe, allerdings auf einem nur etwa halb so hohem Niveau wie in 5cm Tiefe. Dasselbe gilt auch für die Bodentiefen 60cm und 90cm (Abb. XIX bis XXI, Anhang III).

Tab. 24: Übersicht der Niederschlagswerte für die Dauermessstellen: Monats- und Sommerhalbjahressummen für die Jahre 2000, 2001 und 2002 sowie Jahressummen, berechnet jeweils von Herbst bis Herbst. * = Summen inklusive der Messungen an den Stellen Gr14 (in Gr14b) bzw. Wa1 (in Wa33a).

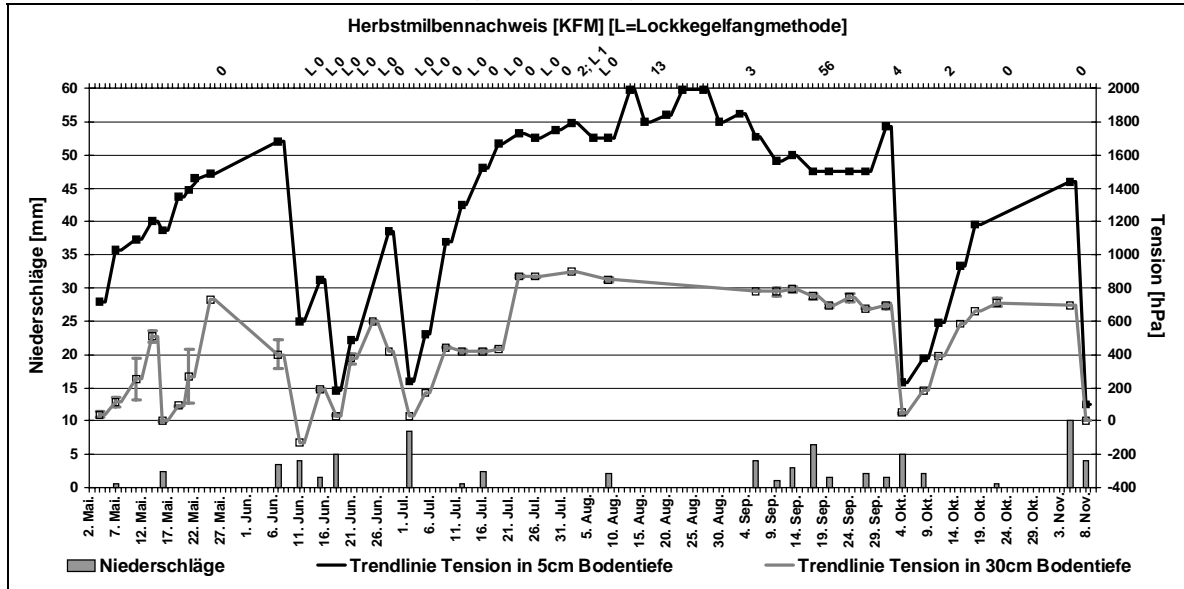
	Niederschlagssummen [mm] ,Wasserland'						Niederschlagssummen [mm] ,Graurheindorf'						Niederschlagssummen [mm] ,Kaufmannstraße'						Niederschlagssummen [mm] ,Schumannstraße'					
	Wa2			Wa33a			Gr14b			Gr16			Ka8			Ka9a			Schu19			Schu14a		
Monat/Jahr	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	6	12	59	9	14	67	8	18	62	-	20	64	6	7	29	-	7	38	10	3	102	-	6	46
Juni	32	84	20	38	76	56	40	62	38	19	62	36	40	40	20	39	29	28	16	14	11	21	32	28
Juli	88	46	55	11	50	76	153	56	54	146	59	58	132	43	46	163	26	39	103	12	25	129	33	41
August	64	14	65	113	11	126	94	23	64	101	38	72	84	8	48	95	5	49	72	2	42	79	6	88
September	26	73	16	23	55	23	56	61	25	74	83	26	32	43	12	43	38	35	25	18	5	29	19	4
Oktober	35	51	63	30	42	89	52	27	62	77	30	63	52	28	53	54	18	32	29	9	16	45	17	22
Summe Sommerhbjr.	224	280	278	224	248	437	391	247	305	417	292	319	325	169	208	394	123	221	222	58	201	273	113	229
Summe Jahr (Nov. Vorjahr - Okt.)	-	513	570	*459	527	722	*640	488	581	-	575	633	-	358	418	-	354	516	-	135	284	-	293	374

Tab. 25: Übersicht der Herbstmilbenlarven-Maximalwerte an den Dauermessstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

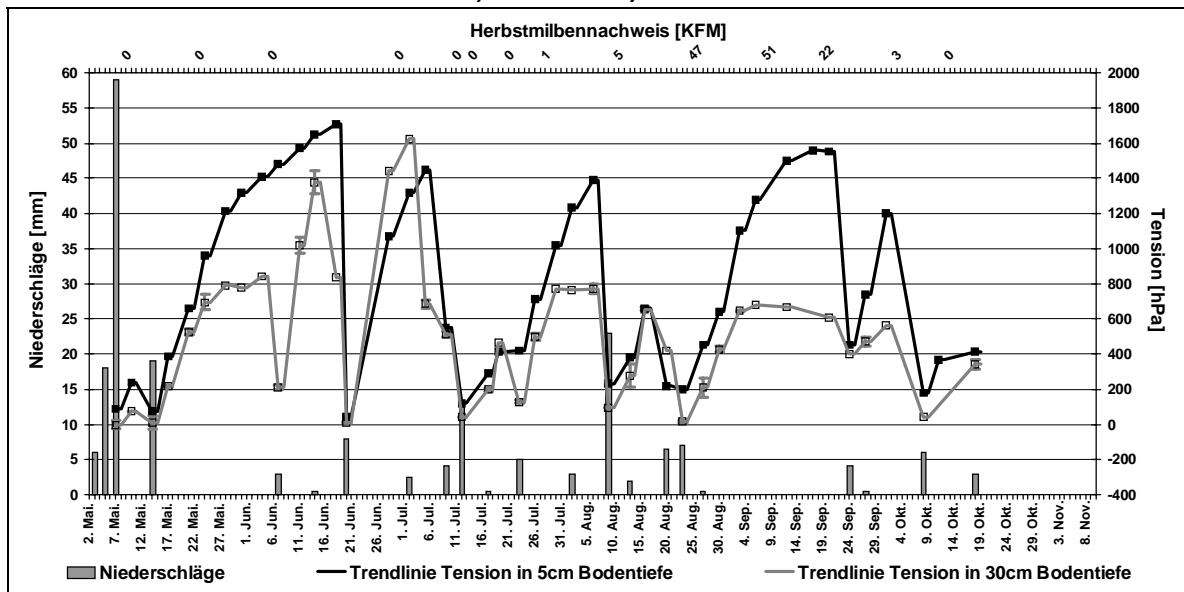
	Herbstmilbenlarven-Maximalwert ,Wasserland'						Herbstmilbenlarven-Maximalwert ,Graurheindorf'						Herbstmilbenlarven-Maximalwert ,Kaufmannstraße'						Herbstmilbenlarven-Maximalwert ,Schumannstraße'					
	Wa2			Wa33a			Gr14b			Gr16			Ka8			Ka9a			Schu19			Schu14a		
Jahr	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Herbstmilbenlarven-Maximalwert	9	39	13	4	12	13	12	26	24	12	11	5	29	48	25	2	11	30	37	56	51	15	15	7



a) Sommerhalbjahr 2000

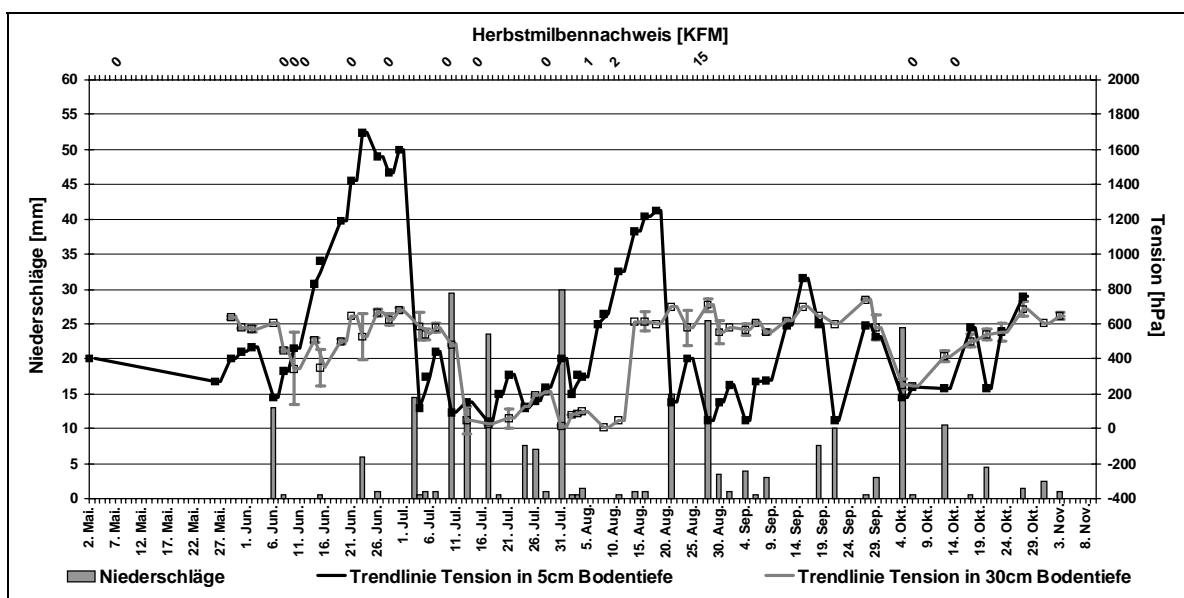


b) Sommerhalbjahr 2001

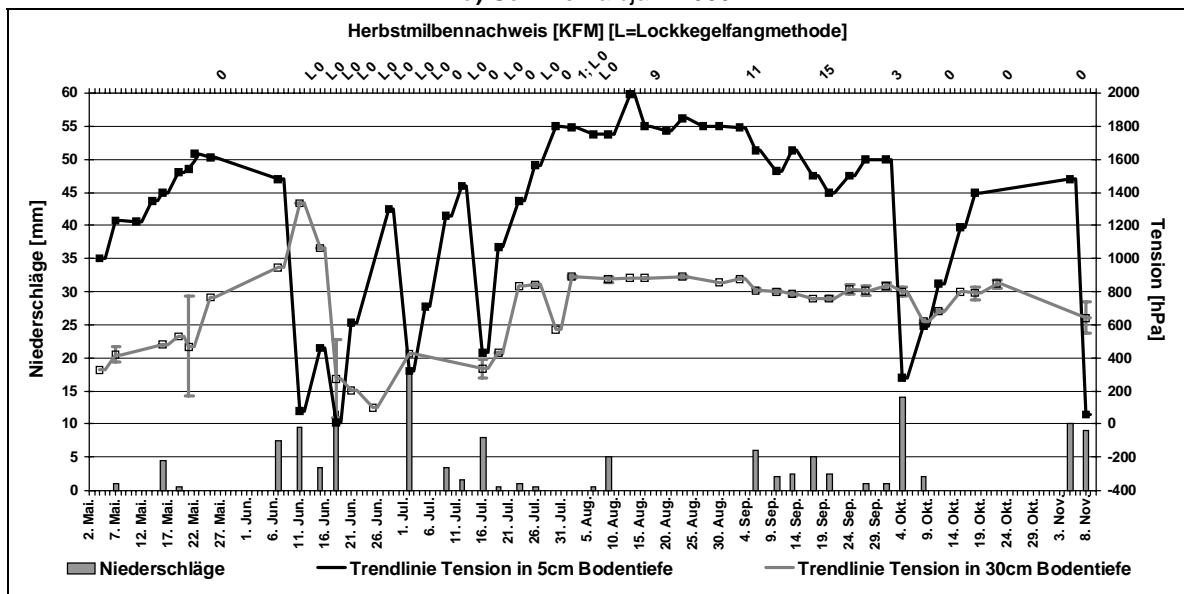


c) Sommerhalbjahr 2002

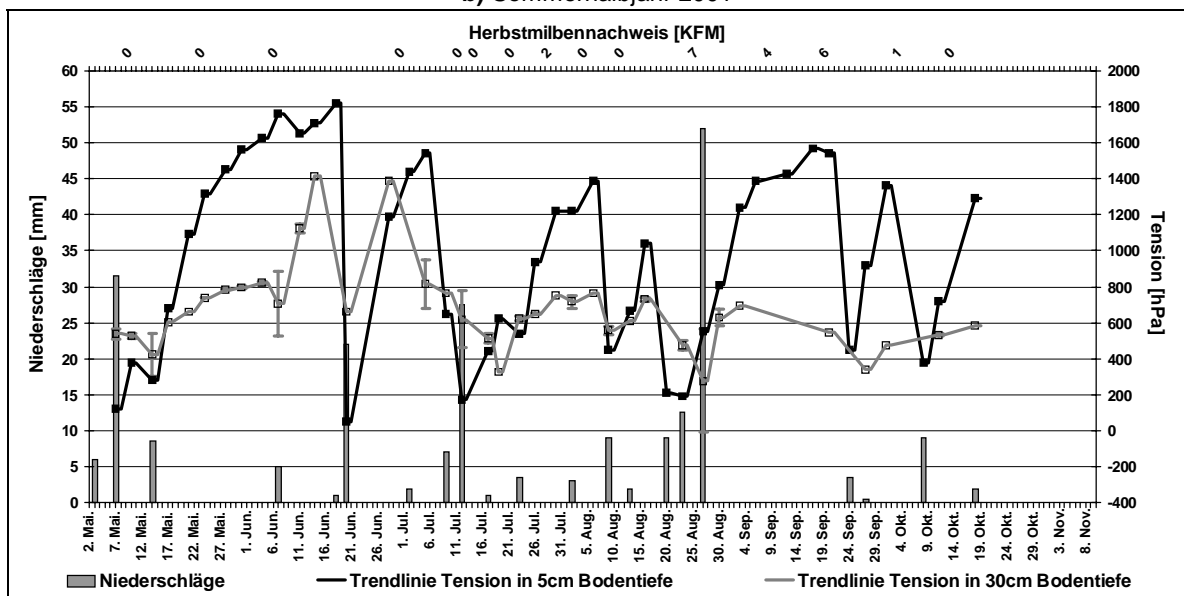
Abb. 52: Stelle Schu19. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 53: Stelle Schu14a. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass an dieser Messstelle auch in den größeren Bodentiefen sehr hohe Tensionswerte mit teilweise starken Schwankungen gemessen worden sind. Im Jahr 2002 gilt dies insbesondere auch für die oberflächennahen Bodenschichten (Abb. 52c). Eine Entsprechung zu anderen Messstellen findet sich am Ehesten noch in der Messstellen Wa2, obwohl die Tensionswerte in 5cm und 30cm Bodentiefe liegen an der Stelle Schu19 grundsätzlich höher sind. Auffällig ist, dass auch in 30cm Bodentiefe mehrfach bis zum Beginn der „Larvenzeit“ Tensionen über 1000hPa gemessen wurden.

Die gemessenen Niederschlagsmengen waren an der Stelle Schu19 in den drei Untersuchungsjahren auffällig unterschiedlich (Tab. 24). Im Sommerhalbjahr 2001 fielen nur insgesamt 58mm – die geringste Regenmenge, die überhaupt gemessen wurde –, wohingegen in den beiden anderen Jahren in etwa gleich große Niederschlagsmengen gemessen wurden. Grundsätzlich ist die Stelle Schu19 die Stelle mit den geringsten Niederschlagsmengen in allen Jahren. Aber der Unterschied zu den andern Messstellen ist im Jahr 2001 besonders groß. Lediglich an den Messstellen Ka9a und Schu14a werden im Sommerhalbjahr auch relativ geringe Niederschlagsmengen gemessen.

Die Saisongrenzen der Larven-Nachweisbarkeit lagen an der Stelle Schu19 zeitlich genau wie bei der Mehrzahl der übrigen Messstellen. Bemerkenswert ist, dass Mitte Juli 2000 an dieser Stelle die frühesten Larvenfunde des Jahres zu verzeichnen waren.

An der Messstelle Schu14a sind die Verläufe der Tensionen in allen vier Bodentiefen mit denen der Nachbarstelle Schu19 identisch und liegen folglich ebenfalls auf einem hohen Messwerte-Niveau (Abb. 53). Dies ist auffällig, da die Summen der Niederschläge für alle Sommerhalbjahre an der Stelle Schu14a deutlich über denen der Stelle Schu19 lagen (s. Tab. 24), im Sommer 2001 mit 113mm sogar doppelt so hoch. Grundsätzlich fielen an der Messstelle Schu14a, wie an der Nachbarstelle auch, mit Abstand geringere Niederschlagsmengen im Jahr als an den anderen Messstellen. Hierin findet sich nur im Sommerhalbjahr 2000 in den Messstellen Wa2 und Wa33 eine Entsprechung.

Die Nachweise von Herbstmilbenlarven gelangen an der Stelle Schu14a innerhalb der jahrestypischen zeitlichen Grenzen.

Zusammenfassend lassen sich einige interessante Beobachtungen an einigen Messstellen bezüglich der gemessenen Tensionen und der entsprechenden Larvenabundanzen anmerken:

Die Stelle Ka9a wies in allen drei Sommerhalbjahren eine ausgeglichen niedrige Tension in allen vier Bodentiefen auf. Dies war auch zu Jahreszeiten der Fall, in denen die Messungen an den anderen Messstellen hohe Werte, auch in 30cm Bodentiefe, ergaben. Parallel dazu nahmen die Larvenabundanzen an dieser vormals gering befallenen Stelle

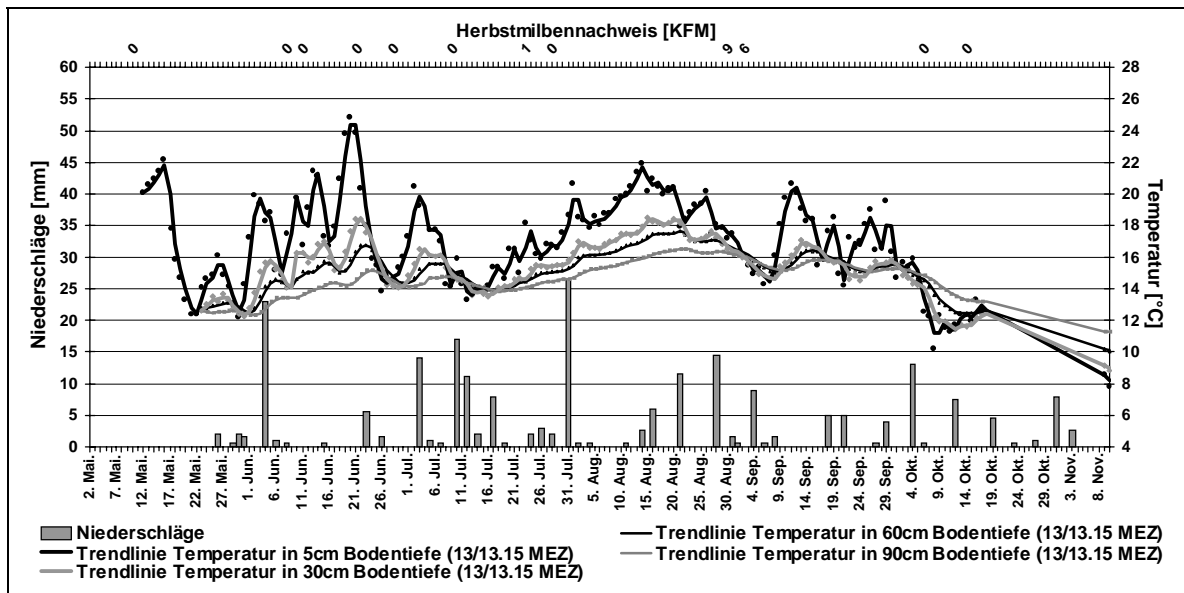
kontinuierlich in den Untersuchungsjahren zu. Zudem dauerte die "Larvensaison" an dieser Stelle, anders als an den anderen, in allen drei Sommerhalbjahren bis Mitte/Ende Oktober. Dieselben Tensionsbedingungen wie an der Stelle Ka9a lagen auch an der Stelle Gr16 vor. Im Gegensatz zu der obigen Beobachtung blieben die Larvenabundanzen an dieser Messstelle aber auf einem niedrigen Niveau, beziehungsweise sind eher als rückläufig zu bezeichnen.

Der These, dass eine ausgeglichene niedrige Bodentension – also entsprechend eine ausgeglichene hohe Bodenfeuchtigkeit – die Herbstmilbenentwicklung fördern könnte, widersprechen auch die folgenden Beobachtungen: An der Stelle Ka8 wurden im Sommer 2001 sehr hohe Larvenabundanzen ermittelt. Gleichzeitig lag das Messwertniveau der Tension in 30cm Bodentiefe und darunter im Frühsommer und zur "Larvensaison" sehr hoch. Desgleichen war die Situation an der Stelle Schu19, wo die meisten Larven überhaupt im Sommer 2001 gefangen wurden – im trockensten Sommer des Untersuchungszeitraumes (s. Tab. I bis IV, Anhang III). Selbst in 90cm Bodentiefe lag an dieser Stelle das Tensionsniveau sehr hoch. In 5cm Bodentiefe waren die Tensionen mit beinahe 2000hPa eher als lebensfeindlich einzustufen. Einige Zentimeter tiefer im Boden waren die Lebensbedingungen bezogen auf die Tension allerdings an der Stelle Schu19 merklich ausgeglichener und nur noch halb so hoch wie in 5cm Bodentiefe. Diese Beobachtungen lassen vermuten, dass die Herbstmilben im Sommer in den oberen Zentimetern des Bodens nicht dauerhaft leben. Allerdings ist das Tensionsniveau im Sommer in beispielsweise 30cm Bodentiefe oft viel höher und geringe versickernde Niederschläge erreichen offensichtlich diese Bodenschichten nicht in ausreichendem Maße, um die Tensionen merklich zu senken (s. Abb. 50b, Anfang Oktober).

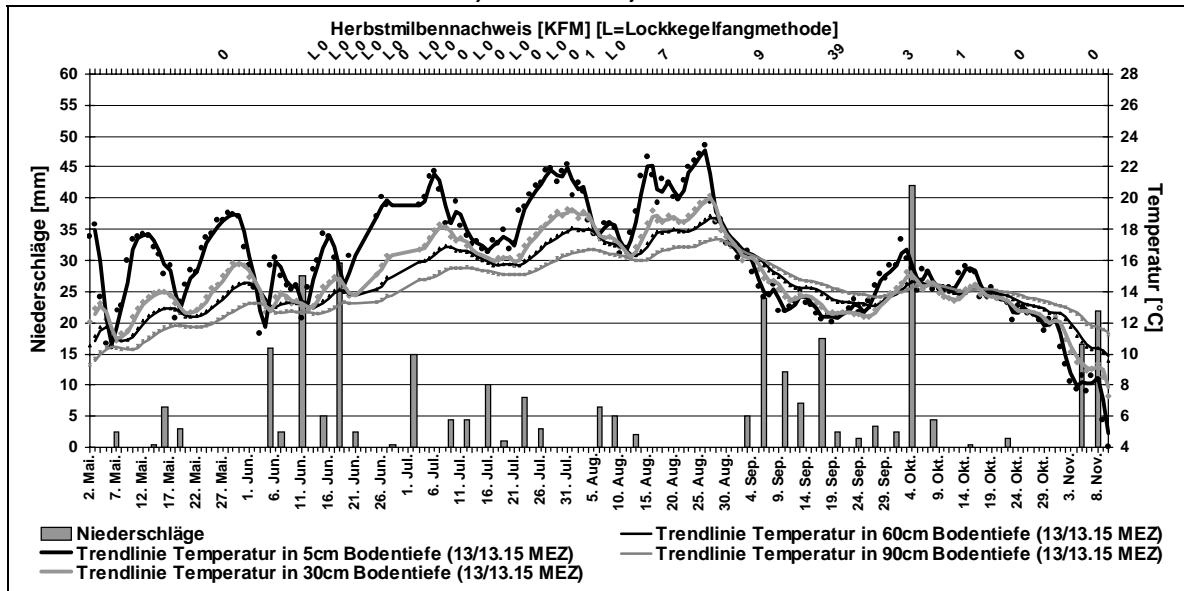
Es scheint, dass die Herbstmilben durch die Trockenheit im Boden nicht beeinträchtigt werden. Sie entwickeln sich weitgehend unabhängig vom Feuchtigkeitsniveau im Boden. Lebensfeindlichen Extrem-Werten der Bodentrockenheit könnten sie in andere Bodentiefen ausweichen, wobei in den Sommermonaten bemerkenswerter Weise gelegentlich sogar oberflächennahe Bodenschichten eine höhere Feuchtigkeitswerte über einen längeren Zeitraum aufweisen als die darunter liegenden.

Bodentemperaturen

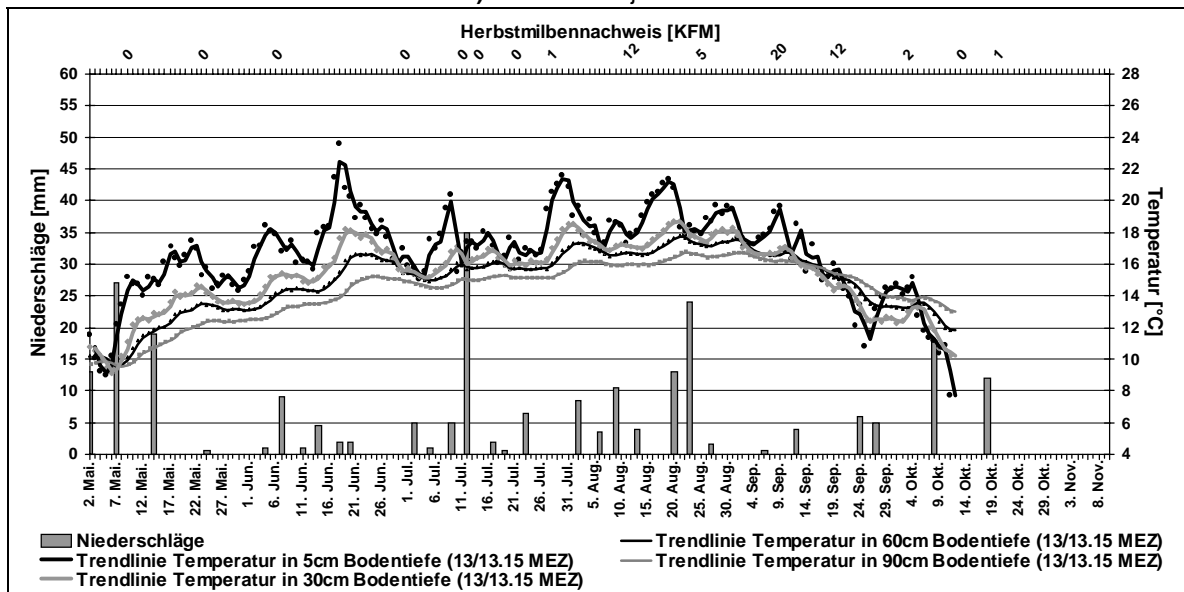
In den Abbildungen 54 bis 61 sind die Verläufe der Bodentemperaturen in jeweils vier Tiefen an den acht Dauermessstellen in den drei untersuchten Sommerhalbjahren dargestellt. Parallel dazu sind die Niederschläge und die Anzahl der in regelmäßigen Abständen gefangenen Herbstmilbenlarven am entsprechenden Gartenstandort erfasst. Die Niederschlagswerte sind aufgeführt, da nicht nur die Bodentensionen, sondern auch die Bodentemperaturen durch die versickernden Niederschläge beeinflusst werden. Die Besprechung dieser Ergebnisse erfolgt in gleicher Weise wie im vorherigen Abschnitt.



a) Sommerhalbjahr 2000

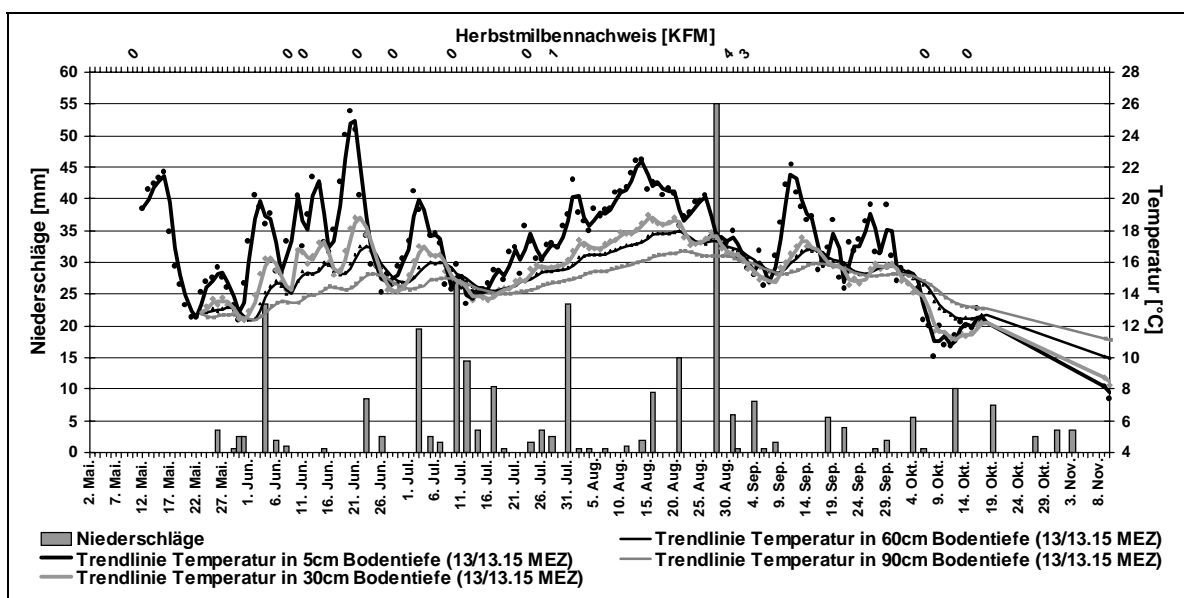


b) Sommerhalbjahr 2001

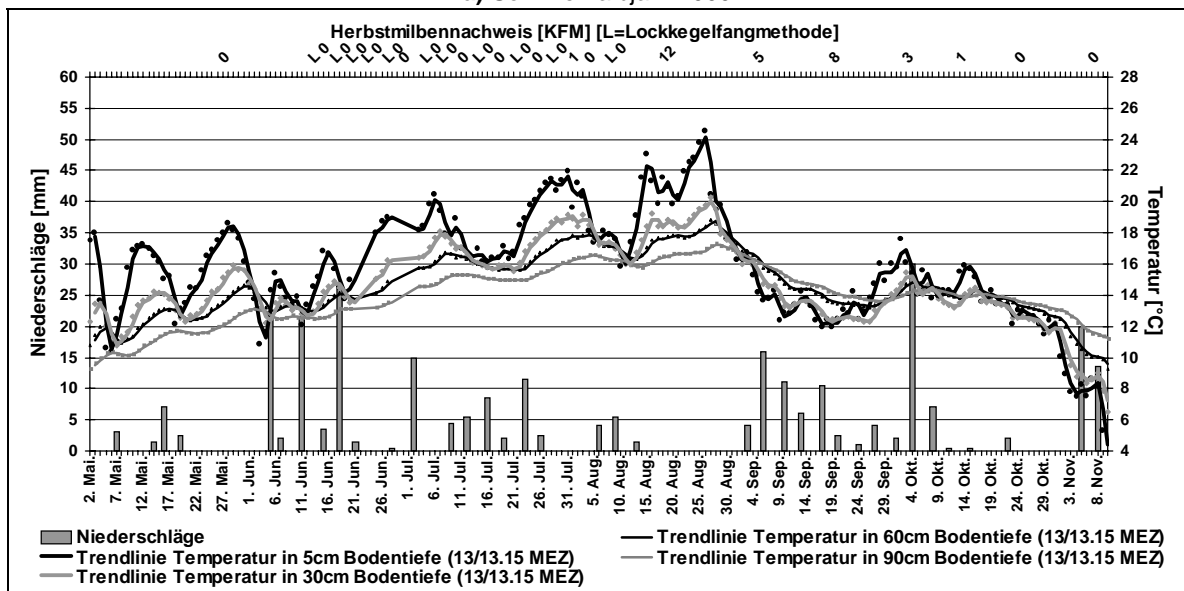


c) Sommerhalbjahr 2002

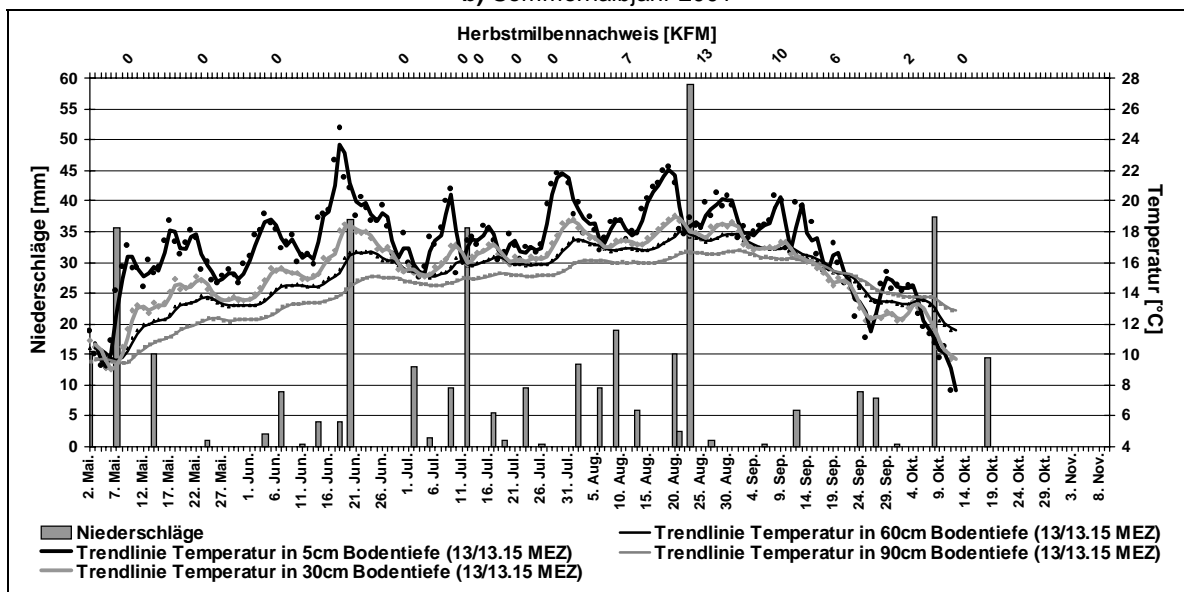
Abb. 54: Stelle Wa2. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 55: Stelle Wa33a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

In den Abbildungen 54 und 55 sind die Verläufe der Bodentemperaturen an den Messstellen Wa2 und Wa33a (Garten ‚Wasserland‘) aufgeführt. An diesen Messstellen wurden die Temperaturen kontinuierlich mit Hilfe eines Datenloggers erfasst. Um die Datenmenge für eine graphische Darstellung zu verringern und damit dem Datenumfang an den anderen sechs Messstellen anzupassen, wurde jeweils ein Datensatz pro Tag ausgewählt. Es wurden die Datensätze zur Tageszeit 13.00/13.15 MEZ ausgewählt, da nach Durchsicht der Loggerdaten zu dieser Zeit am häufigsten die Tagesmaximalwerte der Temperatur im Boden auftraten und in den Sommermonaten die Maximal-Temperaturen eine für die Bodenlebewesen wichtige Rolle spielen (GISI ET AL., 1997).

An der Stelle Wa2 waren im Sommerhalbjahr 2000 im „Frühjahr“ und zum „Sommeranfang“ größere Schwankungen der Temperatur in 5cm Bodentiefe zu beobachten (Abb. 54a). Im Durchschnitt lagen die Temperaturen in 5cm, 30cm und 60cm im Juni höher als im Juli (s. Tab. VI, Anhang III). Die Temperaturschwankungen setzten sich in die Bodentiefen 30cm und 60cm fort. Dagegen ist der Kurvenverlauf der Temperatur in 90cm Tiefe von Schwankungen relativ unbeeinflusst. Das Temperaturmaximum (21. Juni) lag im Sommerhalbjahr 2000 in 5cm Bodentiefe bei über 24°C, in 30cm Bodentiefe wurden 18°C erreicht, in 60cm 17°C und in 90cm 15°C. Nach einem leichten Rückgang der Bodentemperaturen zum Ende des Zeitraumes „Sommeranfang“ und direkt vor dem Beginn der „Larvensaison“ – wobei die Temperaturwerte 13,5°C in keiner Bodentiefe unterschritten – stieg die Temperatur in allen Bodentiefen im Verlauf der Sommermonate bis Ende August an. In 60cm und 90cm Bodentiefe wurden zu diesem Zeitpunkt die höchsten Jahreswerte der Temperatur gemessen: in 60cm Tiefe circa 17,7°C und in 90cm Tiefe circa 16,5°C. Danach setzte eine allgemeiner Abwärtstrend der Bodentemperaturen ein, wobei im September noch einige Schwankungen auftraten, die, ähnlich wie im „Frühjahr“, in den größeren Bodentiefen stärker abgedämpft wurden. Anfang Oktober ist ein weiterer, recht abrupter Einbruch der Temperaturen zu erkennen. Die Messwerte sinken in 5cm und 30cm auf circa 11°C ab. In 60cm und 90cm war auch dieser Temperaturrückgang abgedämpft. Anfang November wurden oberflächennah im Boden 8-9°C (5cm und 30cm Tiefe) und in größeren Bodentiefen 10-11°C (60cm und 90cm) gemessen.

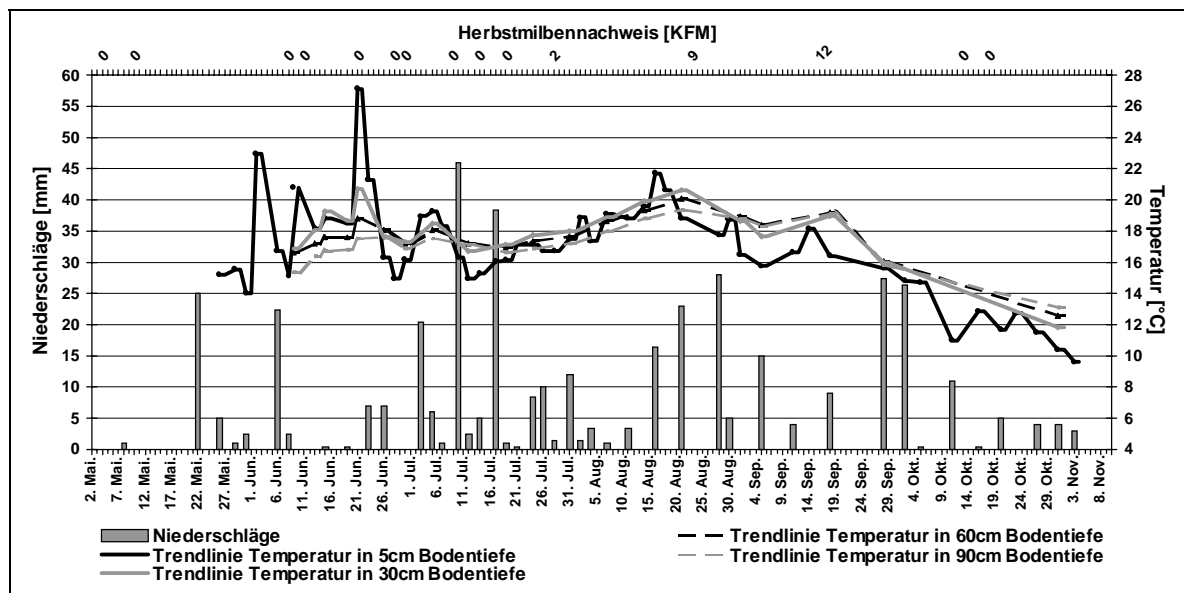
Im Sommerhalbjahr 2001 sind die Trendverläufe der Temperaturen in allen vier untersuchten Bodentiefen ähnlich zum Sommerhalbjahr 2000. Im „Frühjahr“ und zum „Sommeranfang“ stiegen, wie im Verlauf des Jahres 2000, in allen Tiefen die Temperaturen an. Die Schwankungen in 5cm Bodentiefe im Jahr 2001 waren geringer als im Vorjahr. Hauptsächlich in Folge mehrerer Regenereignisse Anfang Juni erreichen die Bodentemperaturen in allen vier Bodentiefen zum „Sommeranfang“ 2001 nicht die Werte des Jahres 2000. Allerdings fehlte im Jahresverlauf 2001 der Temperaturabfall Anfang Juli, wodurch die Bodentemperaturen in allen vier Tiefen letztendlich viel früher im Verlauf des Sommerhalbjahres

2001 als 2000, nämlich bereits Ende Juni, auf höhere Werte anstiegen. Allgemein lagen die Temperaturen im Boden im Sommer 2001 höher als im Sommer 2000 (s. Tab. V, Anhang III) – der Maximalwert in 30cm Tiefe sogar um 2°C (Ende August). Im Gegensatz zum Jahr 2000 ist dann aber Anfang September, in der zweiten Hälfte der „Larvensaison“, ein auffällig abrupter Rückgang der Bodentemperaturen in der Abbildung 54b zu erkennen. Dies ist offensichtlich mit den vielen Regenereignissen ab Anfang September zu erklären. Nach einem erneuten Anstieg der Bodentemperaturen zu Beginn des Oktobers 2001, dem Ende der „Larvensaison“, lagen die Bodentemperaturen Anfang November auf demselben Niveau wie im Jahr 2000.

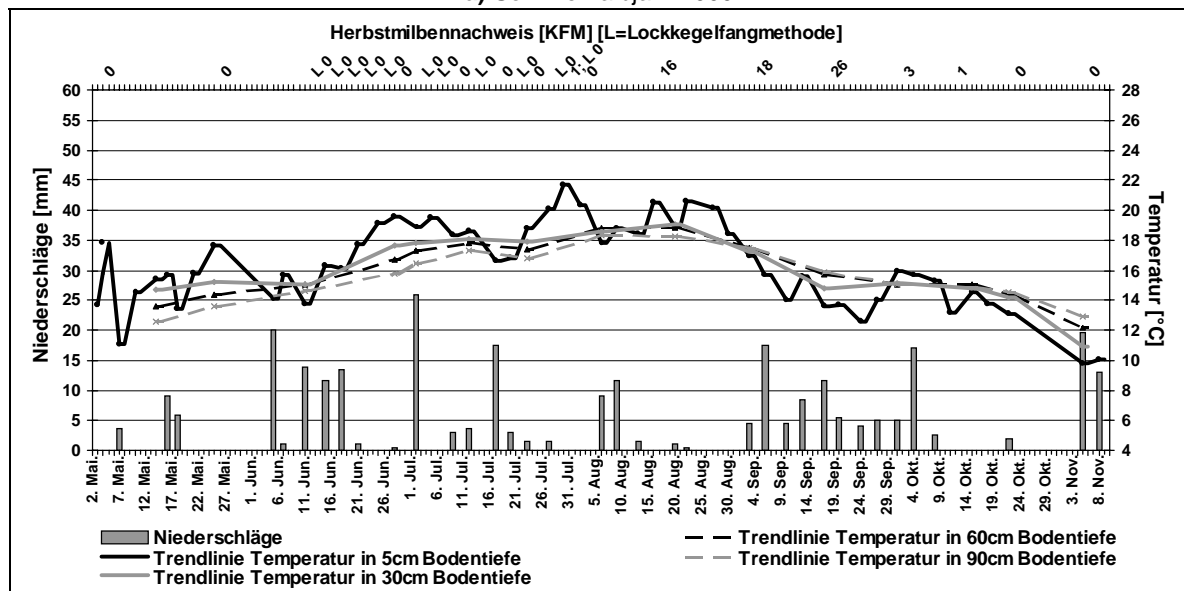
Das Sommerhalbjahr 2002 (Abb. 54c) ist charakterisiert durch einen ungestörten, gleichmäßigen Aufwärtstrend der Bodentemperaturen – im Mai etwas steiler als in den übrigen Monaten – bis ungefähr Ende Juli, dem Beginn der „Larvensaison“. Es folgte die Ausbildung eines Temperatur-Plateaus bis Anfang September und ein gleichmäßiger Abwärtstrend der Bodentemperaturen bis Anfang Oktober (zweite Hälfte der „Larvensaison“). Im Oktober deutete sich ein recht abrupter Temperaturrückgang an. Zu diesem Zeitpunkt war die „Larvensaison“ aber beendet. Allgemein lagen die Bodentemperaturen im Frühjahr und Sommer 2002 und 2000 auf einem vergleichbaren Niveau (s. Tab. VI, Anhang III). Die Bodentemperaturen im Frühjahr 2001 lagen etwas unter dem entsprechenden Temperaturniveau der beiden anderen Jahre, im Sommer 2001 dagegen etwas über diesem Niveau.

An der Messstelle Wa33a verhalten sich die Verläufe der Bodentemperaturen in allen vier untersuchten Tiefen in den drei Untersuchungsjahren so ähnlich zur Stelle Wa2, dass sich eine weitergehende Besprechung der Messergebnisse erübrigt (s. Abb. 55).

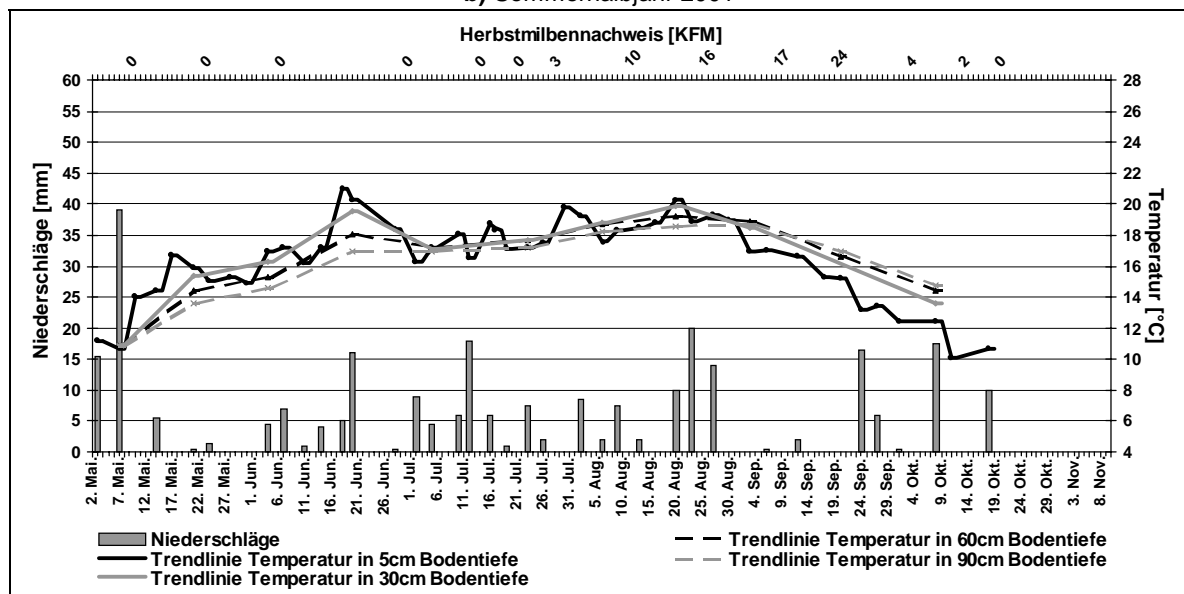
Für die Messstelle Gr14b und die fünf weiteren Messstellen zeigen die Graphiken stärker gedämpfte Temperaturverläufe als an den Stellen im Garten ‚Wasserland‘ (Abb. 56). Dies liegt daran, dass an diesen Messstellen weniger Messwerte auf Grund der manuellen Datenerhebungen vorliegen. Die Temperaturen wurden zudem an den einzelnen Messstellen zu verschiedenen Tageszeiten – hauptsächlich am späten Vormittag – erfasst. Daher wurde einige Trendvergleiche mit den Logger-Daten der Messstellen Wa2 und Wa33a zu verschiedenen Tageszeiten durchgeführt (Daten nicht gezeigt). Diese Vergleiche ließen Abweichungen der Bodentemperaturen in 5cm Tiefe von maximal 3°C erkennen. In 30cm Bodentiefe waren die Tagestemperaturschwankungen ausgeglichen. Folglich haben die Temperaturmessungen in 5cm Bodentiefe an den Messstellen nur eine bedingte, in 30cm Bodentiefe dagegen sicherlich eine relevante Aussagekraft im Hinblick auf die Unterschiedlichkeit der Messstellen.



a) Sommerhalbjahr 2000

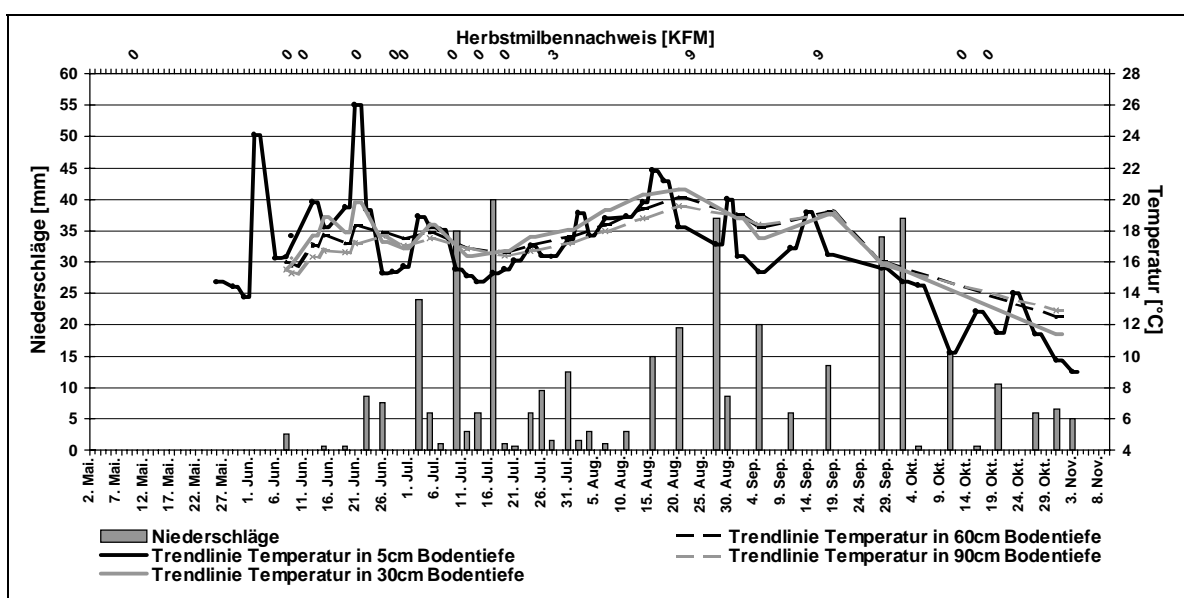


b) Sommerhalbjahr 2001

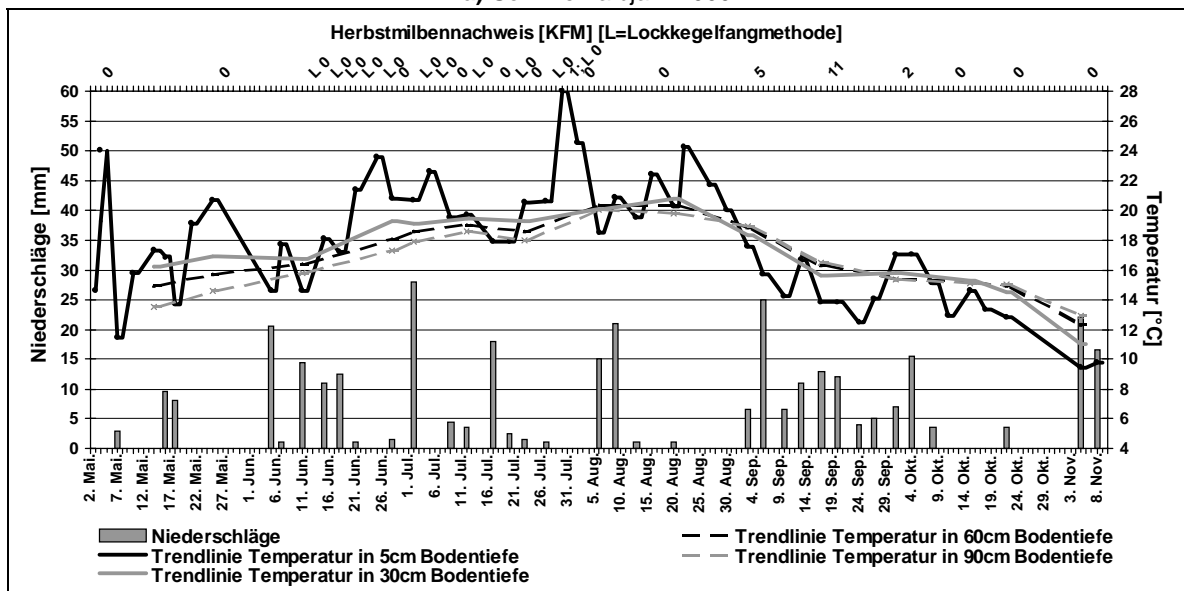


c) Sommerhalbjahr 2002

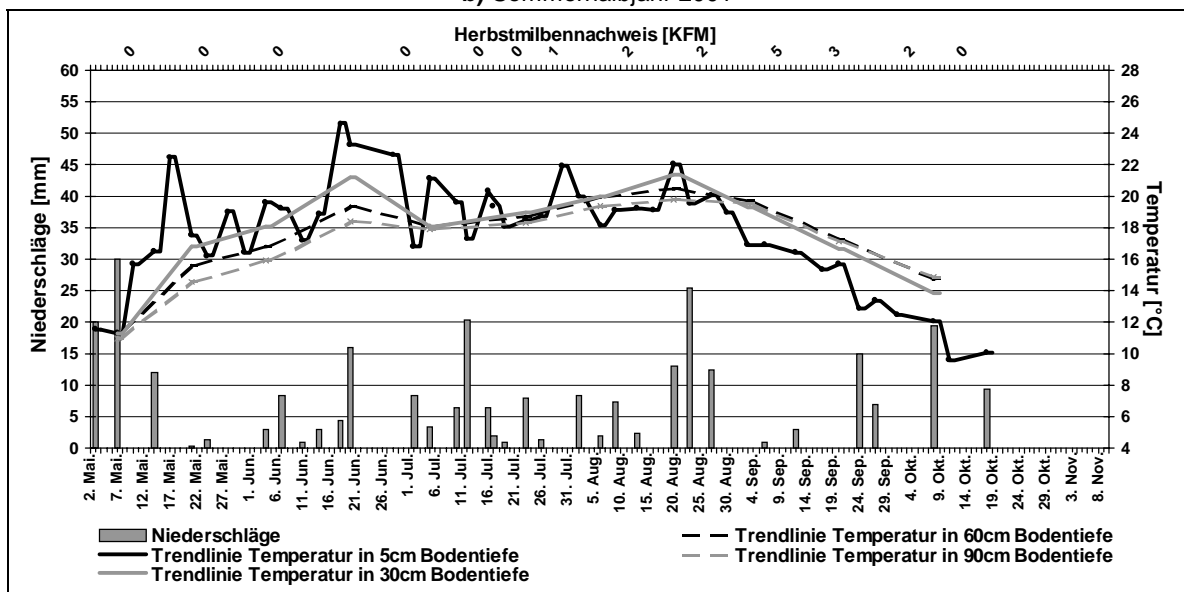
Abb. 56: Stelle Gr14b. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 57: Stelle Gr16. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

Im „Frühjahr“ und am „Sommeranfang“ 2000 zeigen sich an der Stelle Gr14b ebenfalls stärkere Schwankungen und höhere Messwerte der Temperatur (s. Abb. 56a), wie sie auch den Messstellen Wa2 und Wa33a beobachtet werden konnten. Ebenso ist der leichte Einbruch der Temperaturmesswerte direkt vor dem Beginn der „Larvensaison“, Mitte Juli, zu erkennen. Desgleichen war an der Stelle Gr14b, wie an den Stellen im Garten ‚Wasserland‘, in den Sommermonaten ein gleichmäßiger Anstieg der Bodentemperaturen zu verzeichnen, wobei auch hier die Höhe der Messwerte vom „Frühjahr“ 2000 nicht erreicht wurden. Anfang September zeigte sich an der Messstellen Gr14b eine leichter Rückgang der Bodentemperaturen, dem sich im September und Oktober, der zweiten Hälfte der „Larvensaison“, ein gleichmäßiger Abwärtstrend der Temperaturen in den vier untersuchten Bodentiefen anschloss. Allerdings erreichten die Temperaturwerte in 5cm Bodentiefe an der Stelle Gr14b in kürzerer Zeit das niedrigere Niveau als in den anderen Tiefen derselben Stelle und im Vergleich zur selben Bodentiefe an den Stellen Wa2 und Wa33a.

Im Sommerhalbjahr 2001 zeigte sich im Verlauf der Bodentemperaturen an der Stelle Gr14b ein gleichmäßiger Aufwärtstrend mit der Ausbildung eines Messwerte-Plateaus von Ende Juli bis Mitte August (Abb. 56b). Dies ist – in gedämpfter Form – derselbe Kurvenverlauf der Temperaturen wie an den Messstellen im Garten ‚Wasserland‘. Ebenso zeigte sich auch an dieser Stelle der Temperaturrückgang Anfang September sowie der erneute Anstieg der Bodentemperaturen Anfang Oktober.

Im Sommerhalbjahr 2002 ist, ebenso wie an den Messstellen Wa2 und Wa33a, ein gleichmäßiger Aufwärtstrend der Temperaturen bis Anfang Juli und ein Messwerte-Plateau von Mitte Juli bis Ende August zu erkennen (Abb. 56c). In gleicher Weise setzte auch an der Stelle Gr14b ab Anfang September ein Abwärtstrend der Bodentemperaturen ein, wobei sich die Temperaturwerte in 5cm Bodentiefe schneller verringerten als in den größeren Bodentiefen. Grundsätzlich aber, wie auch Tabelle V, Anhang III zeigt, lagen – außer im Sommerhalbjahr 2000 – die Bodentemperaturen an der Messstelle Gr14b höher (1-1,5°C) als an den Messstellen im Garten ‚Wasserland‘.

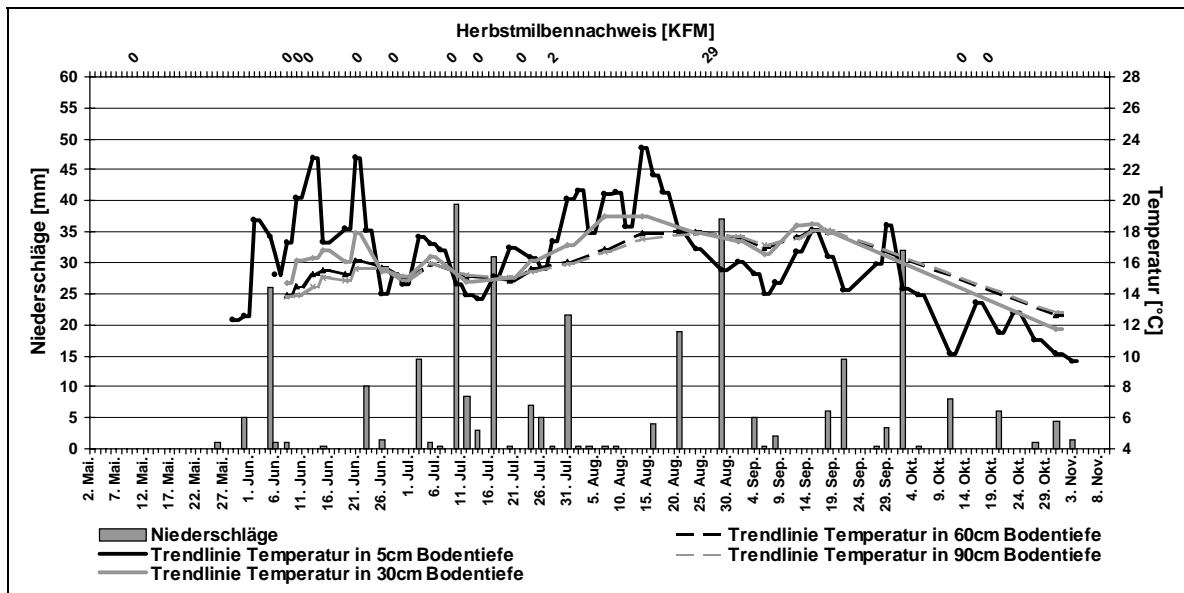
An der Messstelle Gr16 sind die Verläufe der Temperaturkurven identisch mit denen an der Stelle Gr14b (Abb. 57). Es gibt allerdings einen bedeutenden Unterschied: Die Temperaturniveaus in allen vier Bodentiefen in den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 lagen an der Stelle Gr16 durchschnittlich 1,5°C höher als an der Stelle Gr14b (s. Tab. VI, Anhang III) – und damit also circa 2,5°C höher als an den Messstellen im Garten ‚Wasserland‘. Dieser Unterschied ist im Sommerhalbjahr 2000 nicht zu beobachten gewesen.

Die größeren Schwankungen der Bodentemperatur in 5cm Tiefe an der Stelle Gr16 in den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 weisen darauf hin, dass die Messstelle viel sonnenexponierter liegt als die Nachbarstelle Gr14b. Daraus ergaben sich ebenfalls höhere Temperaturen in größeren Bodentiefen (vgl. Abb. 57b und c mit 56b und c).

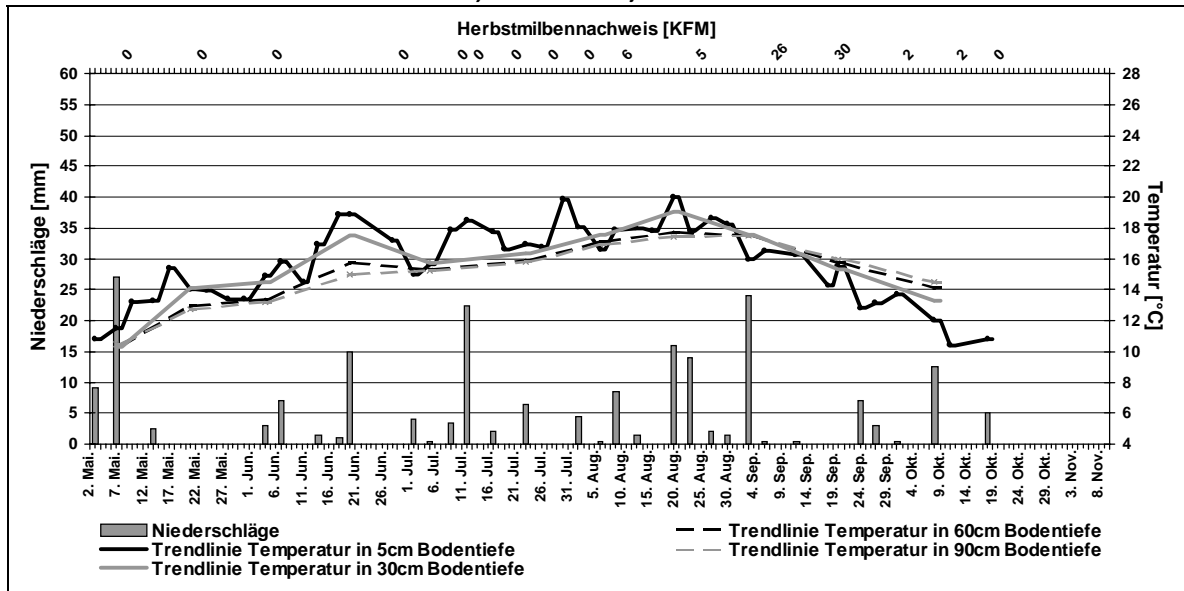
Die Verläufe der Bodentemperaturen an der Messstelle Ka8 sind in den entscheidenden Punkten mit denen der bisher besprochenen Messstellen identisch (Abb. 58). Hinzuweisen ist darauf, dass im Sommer 2000 in 5cm Bodentiefe stärkere Schwankungen und auch höhere Messwerte der Temperatur auftraten als an den anderen Messstellen. Dies ist vermutlich mit der einerseits sonnenexponierten Lage der Messstelle Ka8 während der zweiten Tageshälfte sowie dem gleichzeitigen Windschutz durch einen dichten Efeubusch zu erklären. In der Abbildung 58a ist zu erkennen, dass dieses Aufheizen an der Messstelle auch die Bodentemperaturen in 30cm Tiefe sichtbar nach oben ‚zieht‘. Grundsätzlich sind die Bodentemperaturen aber niedriger als im Garten ‚Graurheindorf‘. Der Verlauf der Kurven und das Temperaturniveau in den vier untersuchten Bodentiefen stimmen andererseits sehr gut mit denjenigen aus den Messungen im Garten ‚Wasserland‘ überein – eine Tatsache, die abermals die gute Vergleichbarkeit von den Logger-Daten und den manuellen Messungen belegt. Mit Ausnahme der höheren Temperaturen in 30cm Bodentiefe in der „Larvensaison“ 2000 (s. Tab. VII, Anhang III), die eher mit denen der Messstelle Gr16 vergleichbar sind, liegen die Durchschnittstemperaturen im Boden an der Messstelle Ka8 zwischen den Werten an der Stelle Gr14b, die höher sind, und denen der Stellen Wa2 und Wa33a (s. Tab. V und VI).

An der Messstelle Ka9a wurden dieselben Temperaturverläufe wie an der Nachbarstelle Ka8 in allen drei Untersuchungsjahren und in allen vier Bodentiefen beobachtet. Tabelle VII, Anhang III, listet die ebenfalls an beiden Messstellen identischen Durchschnittstemperaturen auf.

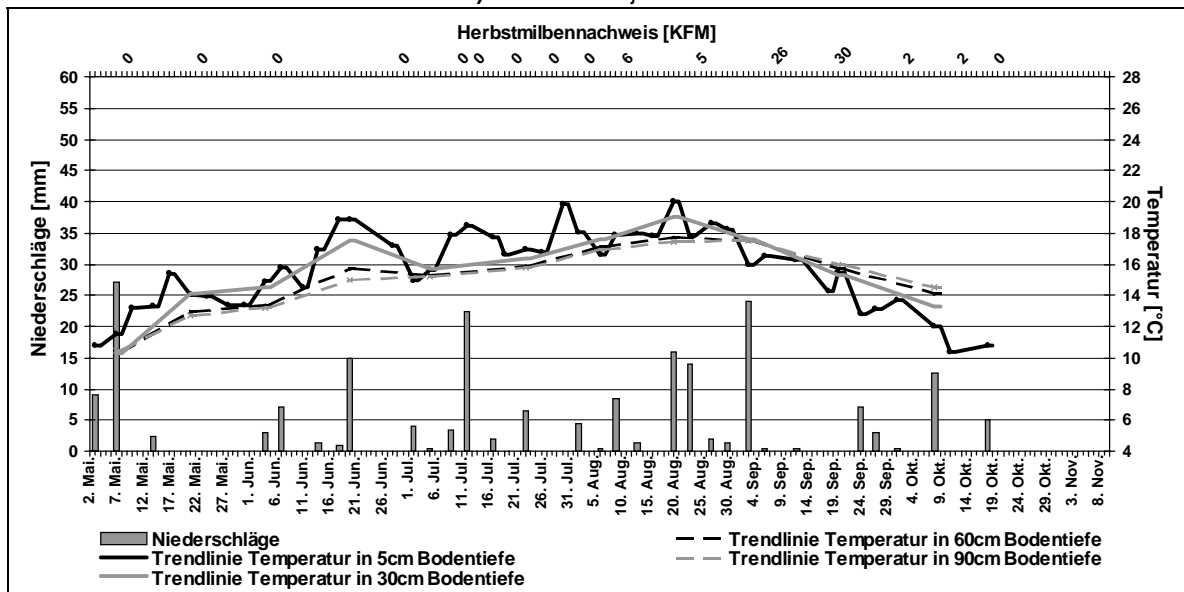
Die Messstelle Schu19 zeigt einige Besonderheiten im Temperaturverlauf in 5cm Bodentiefe. Bezogen auf den Temperaturverlauf in den übrigen drei untersuchten Bodentiefen (s. Abb. 60) und auch bezogen auf die Durchschnittswerte der Bodentemperaturen (s. Tab. VIII, Anhang III) ist diese Messstelle mit den Stellen Ka8 und Ka9a identisch. In 5cm Bodentiefe fällt dagegen auf, dass die Temperaturwerte weniger stark schwanken als an den anderen Messstellen. Auffällig ist zudem, dass im Sommer 2000 die Temperaturwerte in 5cm Bodentiefe meistens unterhalb der Messwerte in 30cm Bodentiefe lagen. Dies ist durch die Lage der Messstelle in einem Gebüsch zu erklären. Die Stelle wird kaum von direkter Sonneneinstrahlung erreicht und die tageszeitabhängige Erwärmung der oberflächennahen Bodenschichten war folglich stark reduziert. In der Summe schienen die auf den Boden einwirkenden Wärmemengen aber mit denen an den sonnenexponierteren Messstellen vergleichbar gewesen zu sein, denn sonst hätten sich die Temperaturwerte in 30cm Bodentiefe nicht in derselben Weise entwickelt wie an den anderen Messstellen.



a) Sommerhalbjahr 2000

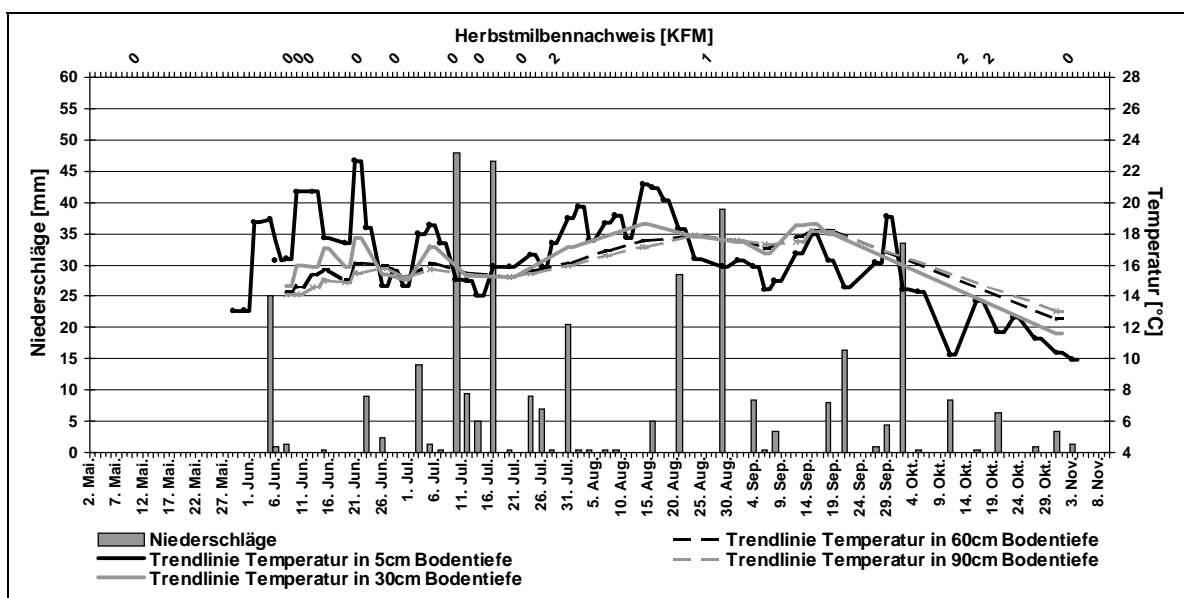


b) Sommerhalbjahr 2001

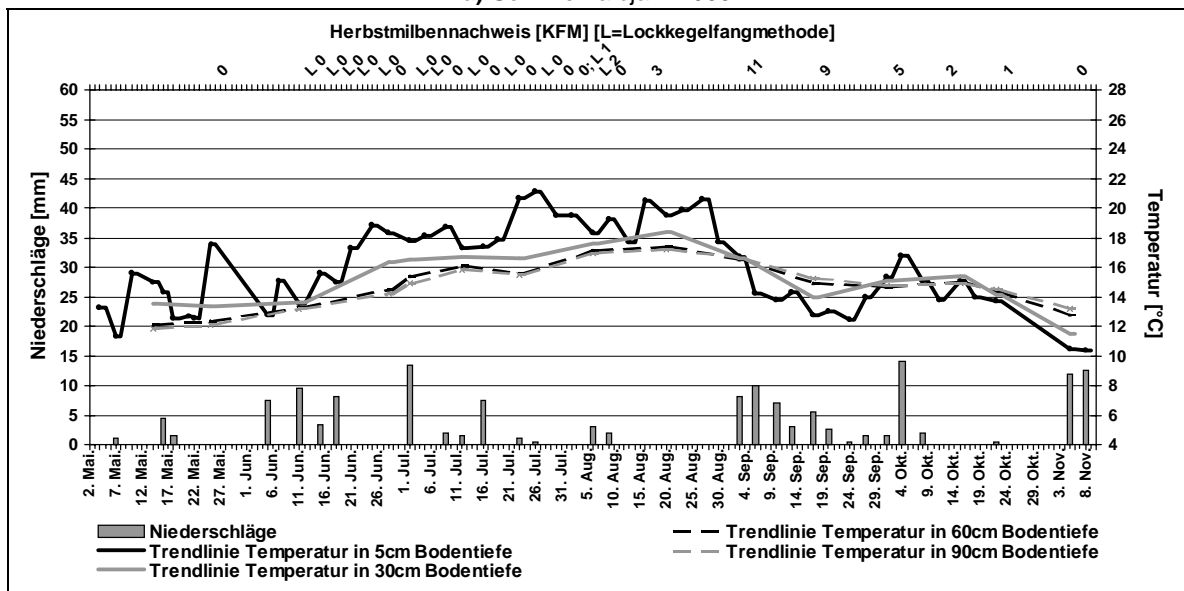


c) Sommerhalbjahr 2002

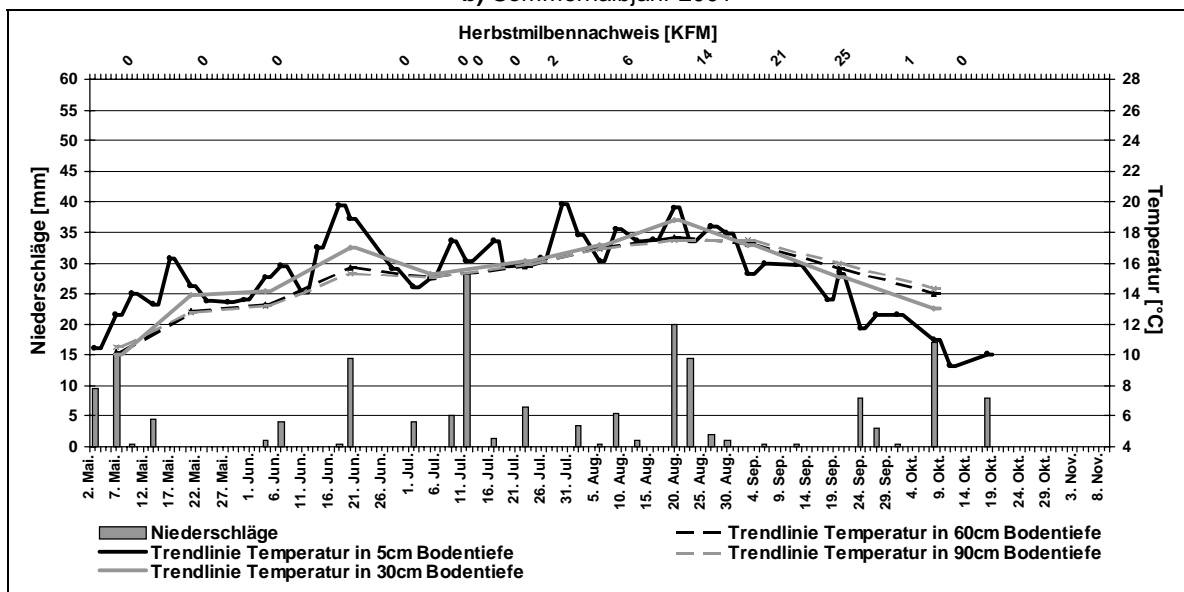
Abb. 58: Stelle Ka8. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000

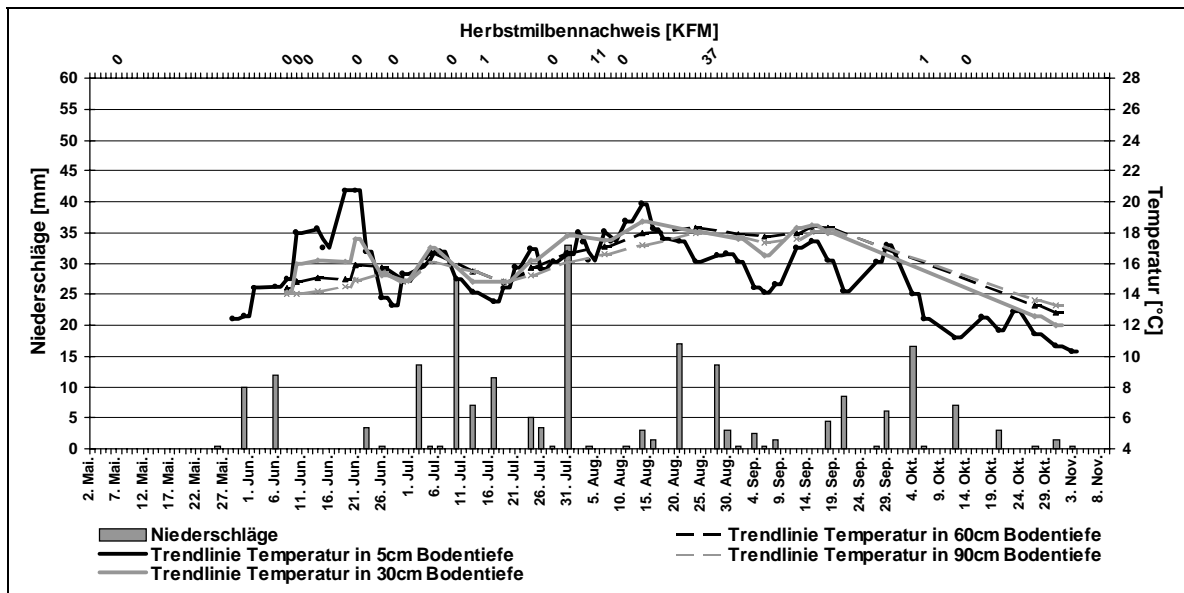


b) Sommerhalbjahr 2001

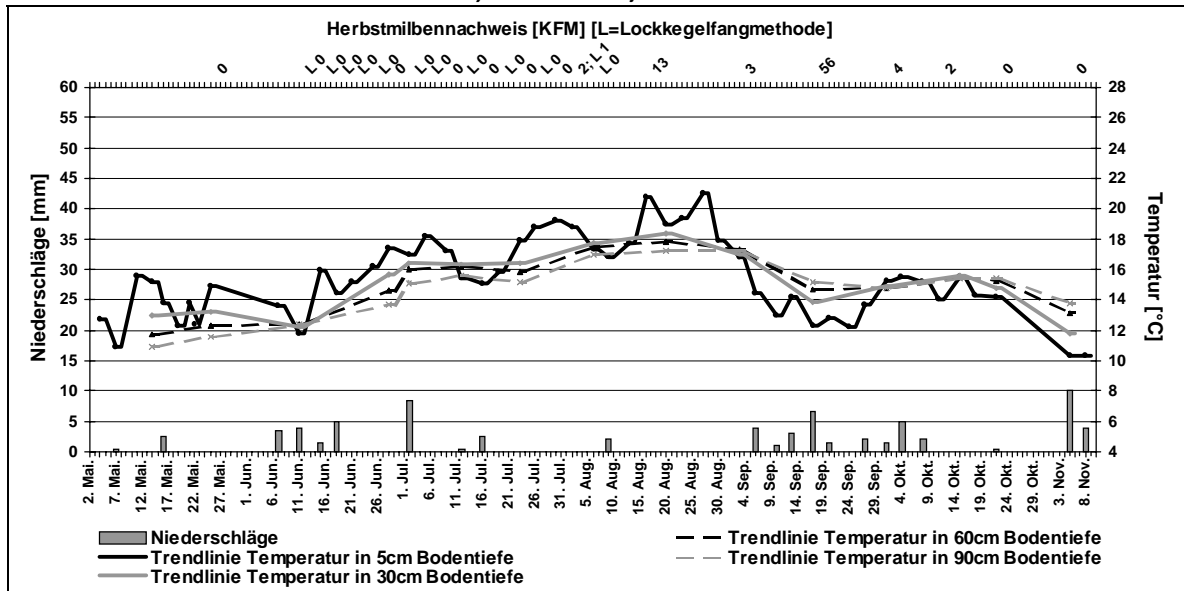


c) Sommerhalbjahr 2002

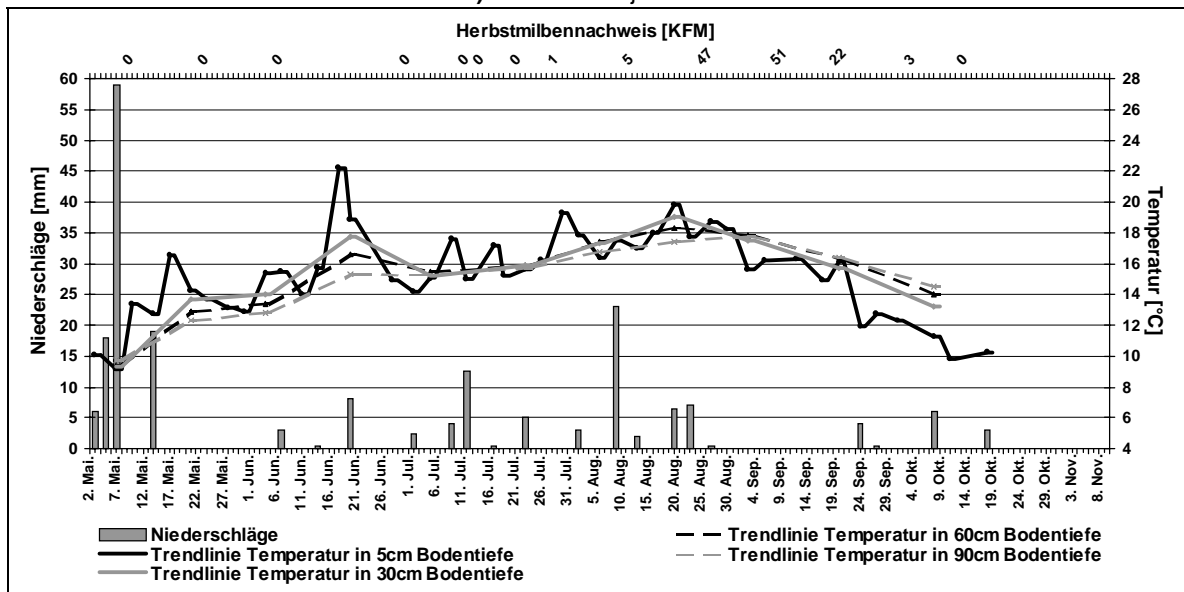
Abb. 59: Stelle Ka9a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000

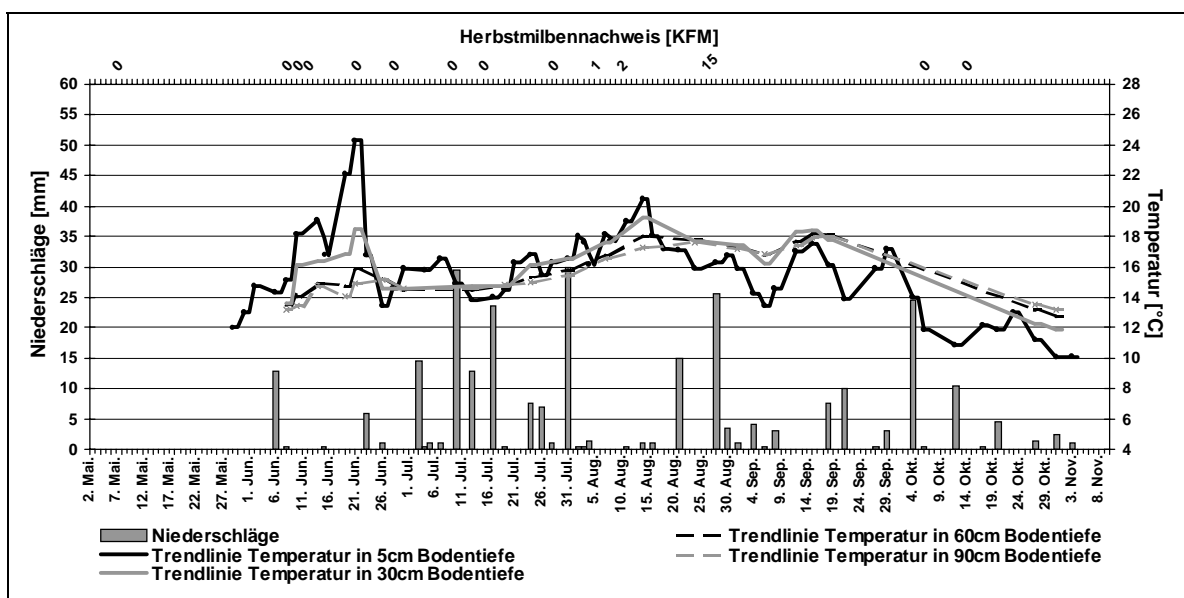


b) Sommerhalbjahr 2001

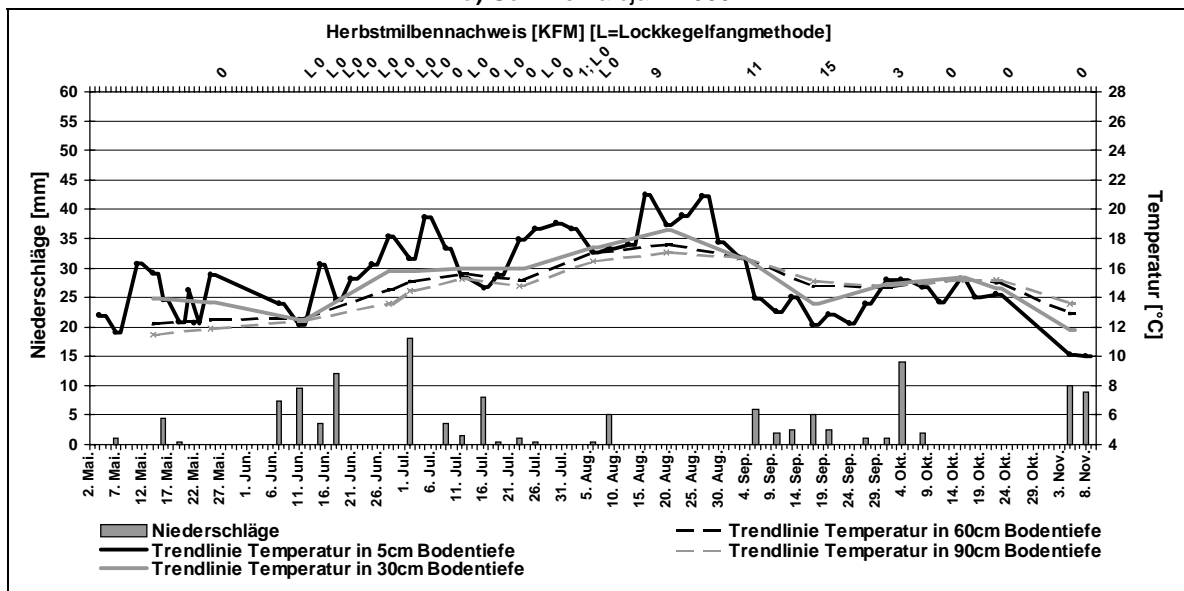


c) Sommerhalbjahr 2002

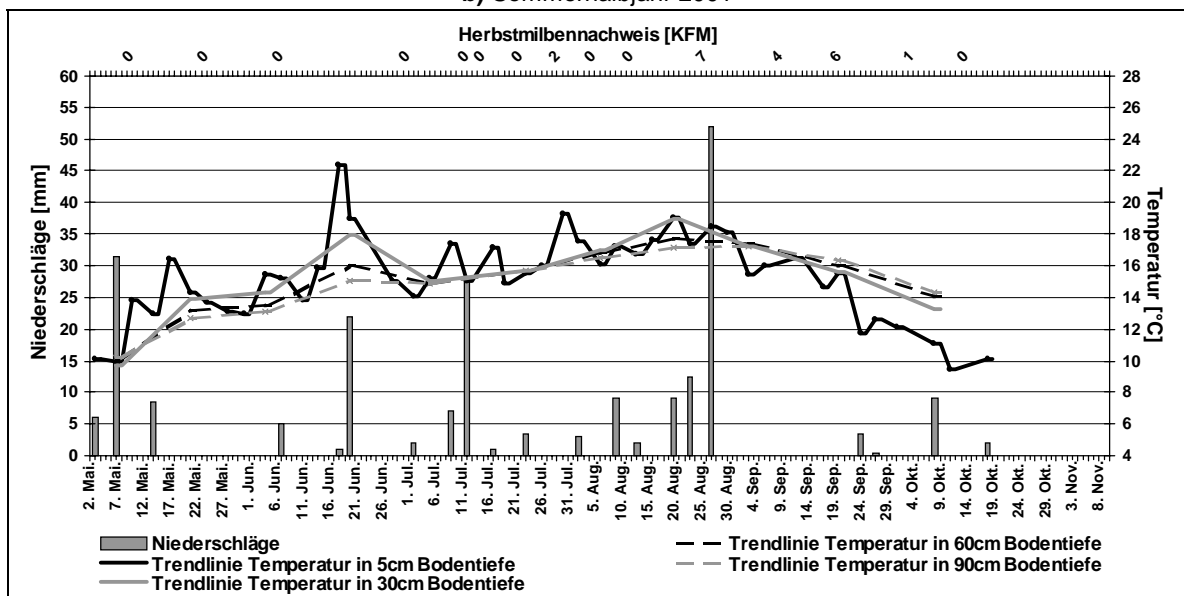
Abb. 60: Stelle Schu19. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.



a) Sommerhalbjahr 2000



b) Sommerhalbjahr 2001



c) Sommerhalbjahr 2002

Abb. 61: Stelle Schu14a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.

Die Verläufe der Bodentemperaturen an der Messstelle Schu14a (Abb. 61) zeigen dieselbe Form wie an der benachbarten Stelle Schu19. Von einzelnen höheren Temperaturmesswerten in 5cm Bodentiefe zum „Sommeranfang“ 2000 an der Stelle Schu19 abgesehen, sind die Kurven identisch. Tabelle VIII, Anhang III, zeigt, dass die Durchschnittstemperaturen an den beiden Messstellen fast identisch sind. An der Stelle Schu14a weisen die Temperaturdurchschnitte häufig leicht geringere Werte auf. Dies erscheint in sofern verwunderlich, als die Stelle Schu14a am Rand und nicht, wie Stelle Schu19, innerhalb eines Gebüsches gelegen war. Scheinbar wird die Stelle aber durch die Lage nahe einer Mauer nicht sehr häufig von direkter Sonneneinstrahlung erfasst.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass sich die Temperaturverläufe in den drei untersuchten Sommerhalbjahren an den acht Dauermessstellen sehr ähnlich waren. Die größten Abweichungen der Temperaturwerte an den Messstellen, die fast ausschließlich in den oberflächennahen Bodenschichten zu messen waren, wurden durch die unterschiedliche Sonnen-Exposition und die unterschiedlichen Niederschlagsmengen verursacht. Der Boden an den Messstellen im Garten ‚Graurheindorf‘, der außerhalb der geschlossenen städtischen Bebauung liegt, wies die höchsten Durchschnittswerte der Temperatur auf. Allerdings liegen die Abweichungen der Temperatur nur bei circa 2°C. Dies ist angesichts von Messfehlern und bei der allgemein vorherrschenden Bodentemperatur für die Lebensbedingungen von Bodenarthropoden nicht erheblich (GISI ET AL., 1997). Eine Korrelation zwischen den Herbstmilbenlarven-Abundanzen an den einzelnen Messstellen mit der Bodentemperatur lässt sich nicht erkennen. Das zeitlich frühere Auftreten von Larven an der Stelle Schu19 im Juli 2000 und an der Stelle Ka8 im Juli 2001 lässt sich ebenfalls nicht mit abweichend hohen oder niedrigen Temperaturen im Vergleich zu den anderen Messstellen erklären (s. Tab. V bis VIII, Anhang III). Allerdings ist ein Zusammenhang zwischen den allgemein höheren Larvenabundanzen in der „Larvensaison“ 2001 mit den ebenfalls höheren Durchschnittstemperaturen im späten Frühjahr und Sommer desselben Jahres möglich. Ebenso ist der relativ gleichförmige Temperaturverlauf in 30cm Bodentiefe und darunter in den drei Sommerhalbjahren und parallel dazu die Gleichartigkeit der Charakteristika der „Larvensaison“ – Beginn und Ende der Saison sowie zeitliche Lage der Abundanzmaxima – in denselben Jahren auffällig.

Messung der CO₂-Entwicklung im Boden

Die CO₂-Bestimmungen in den oberflächennahen Bodenschichten im Frühjahr und Sommer 2001 sollten Aufschluss darüber geben, ob sich eine Korrelation zwischen den Herbstmilbenlarven-Abundanzen und der biologischen Aktivität im Boden – ausgedrückt durch die CO₂-Produktion – herstellen ließe. Diese Untersuchung an den Dauermessstellen sollte die Untersuchungen zur Bodenfauna (s. Kap. 3.1.3.3) ersetzen, denn die Boden-

fauna-Untersuchungen hätten das Bodengefüge an den Messstellen zerstört und konnten daher nicht durchgeführt werden.

In den Abbildungen 62 bis 65 sind die CO₂-Messergebnisse für die einzelnen Messstellen aufgeführt. Dabei sind die Messungen an den benachbarten Messstellen eines Gartens zusammen in einer Graphik dargestellt. An jeder Messstelle wurde an jeweils zwei festgelegten Messpunkten der CO₂-Wert gemessen. Das Messgerät erwies sich jedoch oftmals als technisch unzuverlässig, so dass nicht immer Messdaten von allen acht Messstellen beziehungsweise allen 16 Messpunkten vorliegen. Es war nicht immer möglich, die Messungen an anderen Tagen nachzuholen, da das Messgerät auch von anderen Personen genutzt wurde.

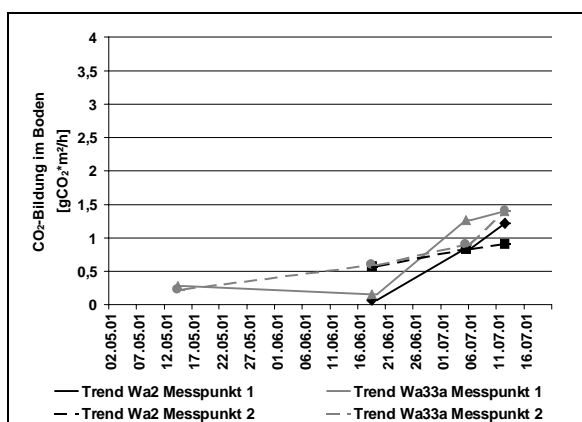


Abb. 62: Stellen Wa2 und Wa33a. CO₂-Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.

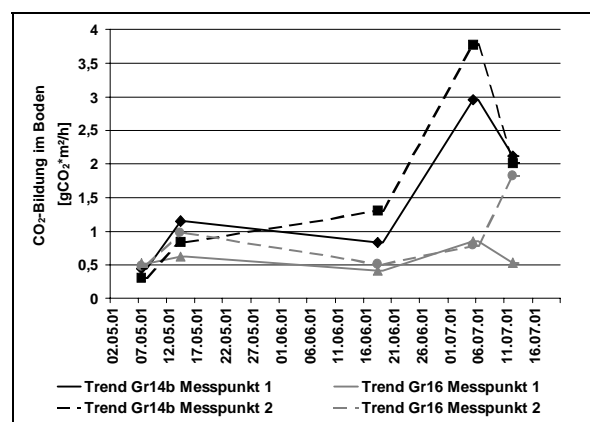


Abb. 63: Stellen Gr14b und Gr16. CO₂-Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.

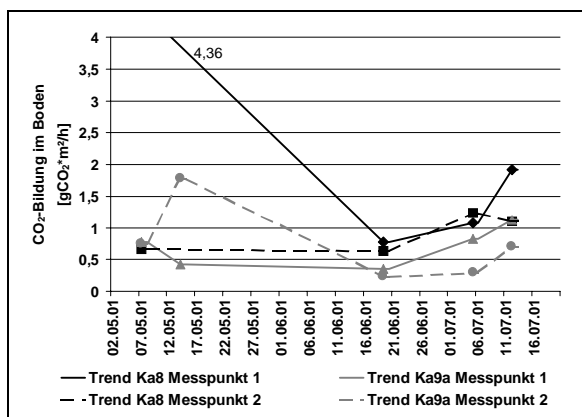


Abb. 64: Stellen Ka8 und Ka9a. CO₂-Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.

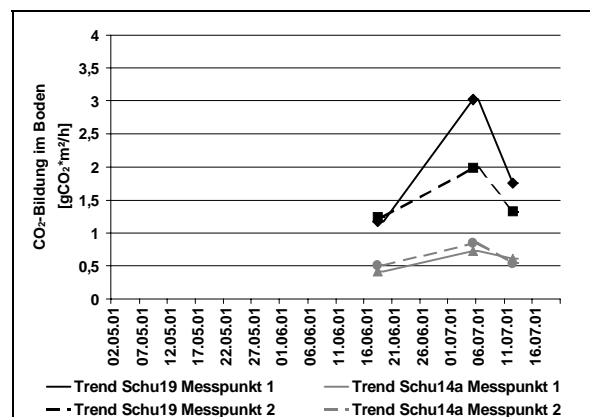


Abb. 65: Stellen Schu19 und Schu14a. CO₂-Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.

In den vier Abbildungen sind die Messpunkte – zur Veranschaulichung der Veränderungen der CO₂-Produktion im Verlauf des Frühjahres im Boden – durch eine Trendlinie („gleitender Durchschnitt“) verbunden. Es ist zu sehen, dass in mindestens einem Zeitraum – im Frühjahr oder zum Sommerbeginn 2001 – die Trendlinien zwischen den Messwertpunkten

einer Messstelle parallel verlaufen. Da diese Parallelität aus den Messwerten von mindestens zwei Mess-Besuchen entstammt, ist davon auszugehen, dass die PVC-Ringe an repräsentativen Messpunkten installiert worden waren und sich reproduzierbare Messergebnisse ergaben. Lediglich der hohe Messwert vom 8.5.2001 an Messpunkt 1 der Stelle Ka8 (s. Abb. 64) erscheint fehlerhaft, weshalb darauf verzichtet wurde, die y-Achsen an diesen ‚Ausreißer‘ anzupassen, denn die optische Vergleichbarkeit der Kurvenverläufe und die Auflösung der Graphiken sollte nicht beeinträchtigt werden.

In Abbildung 62 zeigen sich an den Messstellen Wa2 und Wa33a fast identische Trendlinien und durchgehend ähnliche CO₂-Messwerte. Der Anstieg der CO₂-Produktion Ende Juni war zu erwarten, da die biologische Aktivität im Boden im Laufe des Frühjahres und Sommers allgemein zunimmt (GISI ET AL., 1997). Dieser quantitativ fast identische Anstieg ist allerdings nicht in Deckung mit den unterschiedlichen Larvenabundanz zu bringen, die im Laufe des Sommers und Herbstes 2001 an den beiden Messstellen vorgefunden wurden (s. Abb. 38 und 49).

Abbildung 63 zeigt ebenfalls den parallelen Trend der CO₂-Entwicklung an den Stellen Gr14b und Gr16 im Frühjahr 2001. Mit dem Beginn des Sommers trennen sich die beiden Stellen bezüglich der gemessenen CO₂-Werte an den jeweiligen Messpunkten deutlich voneinander. An der Stelle Gr14b lagen die Messwerte Anfang Juli 2001 circa dreimal höher als an der Stelle Gr16. Ab Mitte Juli schien sich die Höhe der Messwerte an beiden Stellen wieder anzunähern. Tendenziell zeigte sich also im Zeitraum vor dem Beginn der Larvensaison an der Stelle Gr14b eine deutlich höhere biologische Aktivität im Boden als an der Stelle Gr16. An diesen Messstellen deckt sich diese Entwicklung mit den ebenfalls höheren Larvenabundanz im Verlauf des Sommers und Herbstes (s. Abb. 40 und 41). Erwähnenswert ist der offensichtlich hohe Grundwasserspiegel an der Stelle Gr16, da stehende Nässe die CO₂-Produktion negativ beeinflusst (GISI ET AL., 1997; s. auch Diskussion): Wie bereits bei den Messungen der Bodentension beobachtet wurde (s.o.), war an dieser Stelle der Boden fast durchgängig durch alle Untersuchungsjahre relativ feucht. Bei den Temperaturmessungen konnte in den drei Tiefenstufen 30cm, 60cm und 90cm regelmäßig ein feucht-nasser Temperaturfühler beobachtet werden.

Abbildung 64 zeigt für die Messstellen Ka8 und Ka9a einen sehr ähnlichen Verlauf der Trendlinien im Sommer und teilweise starke Abweichungen im Frühjahr 2001. Beim zweiten Messbesuch, Mitte Mai, konnten an der Stelle Ka8 auf Grund eines technischen Defektes am Messgerät keine CO₂-Messungen vorgenommen werden. Eventuell hätte sich eine Annäherung der Messwerte der einzelnen Messpunkte gezeigt. Die vorliegenden Datensätze ergeben eine parallele Trendlinie ab Juni. Es zeigt sich ein Anstieg der CO₂-Werte an drei der vier Messpunkte der beiden Messstellen, wobei die Messwerte an der Stelle Ka8 leicht erhöht im Vergleich zur Stelle Ka9a liegen. Die im Sommer und Herbst 2001 ermittelten Larvenabundanz waren an beiden Messstellen jedoch weit deutlicher von-

einander verschieden: An der Stelle Ka8 wurden viermal höhere Larvenabundanzen gemessen als an der Stelle Ka9a (s. Abb. 42 und 43).

Abbildung 65 zeigt die Entwicklung der CO₂-Produktion an den Messstellen Schu19 und Schu14a. Da die Mess-Durchgänge mit dem sehr störanfälligen Messgerät zumeist im Garten ‚Schumannstraße‘ abgeschlossen wurden, hat der technisch bedingte Ausfall des Messgerätes hier einen besonders starken Einfluss auf die Datensätze gehabt. Trotzdem zeigt sich auch an diesen Messstellen, dass ab Juni die CO₂-Produktion im Boden zunahm und an der Stelle Schu19 doppelt bis dreimal so hoch lag wie an der Stelle Schu14a. An der Messstelle Schu19 war die Larvenabundanz im Sommer und Herbst 2001 ebenfalls circa drei- bis viermal höher als an der Stelle Schu14a (s. Abb. 44 und 45).

Zusammenfassend gesagt, lagen die gemessenen CO₂-Werte im Boden an den Stellen Gr14b und Schu19 am höchsten von allen Messstellen. Dies ist für die Messstelle Schu19 besonders bemerkenswert, da der Boden an dieser Stelle fast im gesamten Untersuchungszeitraum relativ trocken war (s. auch Bodentensionmessungen) und zudem – bei der Installation der Tensionmeter zu bemerken – stark verdichtet zu sein schien. Beide Faktoren, Trockenheit und Bodenverdichtung, wirken sich negativ auf die Bodenatmungsrate aus (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998; s. auch Diskussion).

An den Stellen Gr14b und Schu19 deckten sich die CO₂-Messungen mit den ebenfalls hohen Herbstmilbenlarven-Abundanzen im Vergleich zu den jeweils benachbarten Messstellen. Dagegen zeigte sich an den Messstellen Wa2 und Wa33a nicht der zu erwartende Unterschied bei den CO₂-Messungen – sofern von einer positiven Korrelation zwischen den Larvenabundanzen und der CO₂-Produktion ausgegangen würde. Dasselbe gilt für die Messstellen Ka8 und Ka9a: Bezogen auf die Larvenabundanzen im Sommer und Herbst 2001 wäre an der Stelle Ka8 ein mindestens ebenso hoher CO₂-Wert im Juli zu erwarten gewesen wie an den Stellen Gr14b und Schu19. An der Stelle Gr14b ist sehr wahrscheinlich der Einfluss der CO₂-Produktion der Wurzelatmung für die hohen Messwerte verantwortlich, denn nach BLANKE (1998) verursacht die Wurzelatmung den größten Anteil an der CO₂-Produktion in den oberflächennahen Bodenschichten. Die Stelle Gr14b war am stärksten von allen Messstellen von Gras bedeckt.

Eine deutliche (positive) Korrelation zwischen Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche und der CO₂-Produktion im Boden ist nicht zu erkennen.

Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche

Die Datensätze der Messungen der Lufttemperaturen und der relativen Luftfeuchtigkeiten im Umfeld der einzelnen Dauermessstellen unterschieden sich nicht wesentlich (Daten nicht dargestellt). Allerdings sind auf Grund eines Programmierfehlers in der Software des Daten-Loggers im Garten ‚Wasserland‘ die Daten zur Berechnung der relativen Luftfeuch-

tigkeit so ungenau aufgezeichnet worden, dass für die beiden Messstationen ‚Wasserland‘ keine Werte der relativen Luftfeuchtigkeit für das Sommerhalbjahr 2000 zur Verfügung stehen. Leider ließ sich dieses Problem für den Messfühler an der Messstelle Wa33a auch im Sommerhalbjahr 2001 nicht lösen und er wurde abgebaut. Folglich liegen also nur für die Stelle Wa2 lediglich aus zwei von drei untersuchten Sommerhalbjahren Messdaten vor.

Trotz dieser Einschränkungen für die Datenerhebung an den Messstellen im Garten ‚Wasserland‘, kann festgehalten werden, dass die Klimabedingungen der nahen Umgebung in den Gärten nicht auffällig voneinander abweichen. So wurde an den Stellen im städtischen Bereich (Wasserland, Kaufmannstraße und Schumannstraße) fast identische relative Luftfeuchtigkeiten gemessen, die in allen drei Sommerhalbjahren in der ‚Larvensaison‘ tagsüber selten unter 40% lagen und fast nie bei etwas über 30%. An den meisten Tagen lag sie zwischen 50-98%. Nachts stiegen die Werte regelmäßig wieder auf bis zu 98% an. Im Garten ‚Graurheindorf‘ wurden im Sommerhalbjahr 2000 oftmals Luftfeuchtigkeiten gemessen, die um circa 10% niedriger als an den anderen Messstellen lagen. Dagegen waren die Messungen im Sommerhalbjahr 2002, als ein anderes Messgerät verwendet wurde, identisch mit den Messungen an den anderen Messstellen.

Die Kurvenverläufe der Lufttemperaturen waren ebenfalls in allen Sommerhalbjahren identisch an sämtlichen acht Messstellen. Auffällig war, dass die Temperaturmaxima in allen Jahren Mitte bis Ende Juni auftraten. Da die Larvenpopulationen an den Messstellen jeweils erst Mitte Juli an der Bodenoberfläche nachzuweisen waren, hatten die Tage mit den – auf Grund hoher Lufttemperaturen – potenziell geringsten relativen Luftfeuchtigkeiten keinen Einfluss auf die Larvenabundanz.

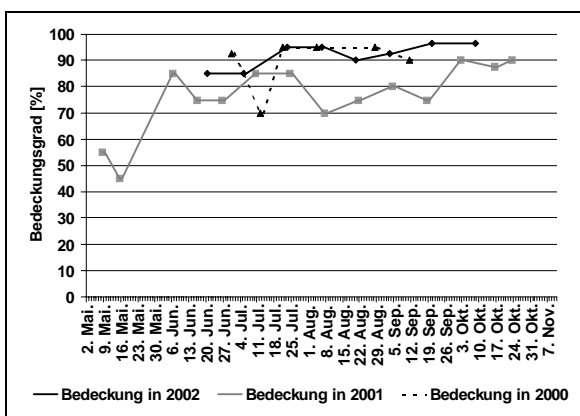


Abb. 66: Stelle Gr14b. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

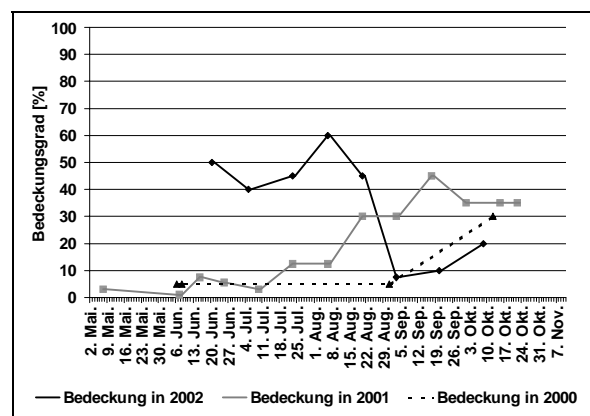


Abb. 67: Stelle Schu19. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

Die Daten belegen, dass lediglich an sonnenexponierten Stellen und im Laufe wärmerer Tage zur Mittagszeit für wenige Stunden sehr geringe relative Luftfeuchtigkeiten geherrscht haben können, die zu hohen Wasserverlusten durch Transpiration bei den Herbstmilbenlarven geführt hätten. Auf Grund der Gleichförmigkeit dieser Messergebnisse erscheint eine Auswertung der Umweltbedingungen direkt an den Bodenoberflächen der Messstellen aufschlussreicher im Hinblick auf eine Beeinflussung der Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche durch die dortigen Umweltbedingungen zu sein.

Eine derartige Auswertung von Umwelt-Einflussgrößen, die entscheidend die Umweltbedingungen für die Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche bestimmen, erfolgte mit Hilfe eines Bewertungsschemas.

Zur Erläuterung dieses Bewertungsschemas sind die Ergebnisse der Datenerhebungen an den beiden Dauermessstellen Gr14b und Schu19 im Folgenden exemplarisch dargestellt, denn die beiden Messstellen sind auf Grund der Unterschiedlichkeit der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche dafür besonders gut geeignet. Aus Platzgründen sind die Ergebnisse der übrigen Messstellen im Anhang IV aufgeführt.

Die Abbildungen 66 und 67 zeigen die jeweiligen Bedeckungsgrade durch Vegetation und Laubstreu an der Bodenoberfläche an den beiden Messstellen für die drei Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002. Die Abbildungen 68 und 69 zeigen die direkt an der Bodenoberfläche gemessenen Maximal-Temperaturen (T_{max}) an den beiden Messstellen. Der Wert der Maximal-Temperatur wurde bei jedem Mess-Besuch abgelesen. Er gibt den Messwert einer eventuell nur kurzzeitig herrschenden Temperatur an den Messstellen wieder. Aus diesem Grund und weil die Messungen mit einem Maximal-Thermometer keine Aussagen über andere hohe Temperaturen, die im Laufe von zwei (im Jahr 2000) beziehungsweise drei (2001 und 2002) Tagen an der Bodenoberfläche aufgetreten sein könnten, ermöglicht, geben die Messwerte ein lückenhaftes Bild der tatsächlich an den Messstellen herrschenden Bedingungen.

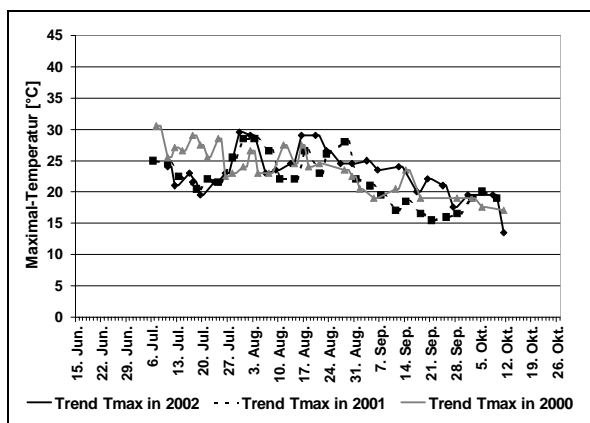


Abb. 68: Stelle Gr14b. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

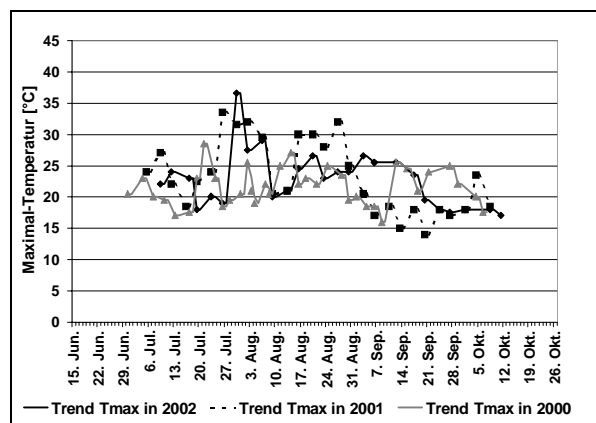


Abb. 69: Stelle Schu19. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

Daher wird bei der Auswertung – neben den einzelnen Messdaten selber – ein Schwerpunkt auf die Entwicklung der Messwerte im Verlauf der Messperiode gelegt. Dazu wurde in den Abbildungen 68 und 69 eine Trendlinie („gleitender Durchschnitt“) eingezeichnete, die den optischen Vergleich zwischen den Messergebnissen aus den einzelnen Sommerhalbjahren sowie zwischen den Messstellen erleichtert.

Auf die einzelnen Messwerte wird im Folgenden nicht weiter eingegangen. Aus biologischer Sicht ist jedoch die Tatsache erwähnenswert, dass an einigen Messstellen Maximaltemperaturen von über 35°C (s. Abb. 69) erreicht wurden. An der Messstelle Ka8 wurden sogar 40°C mehrfach überschritten (s. Abb. XIII, Anhang IV) und Ende Juli 2000 wurde an dieser Stelle eine Maximal-Temperatur von 49°C erreicht. In den Abbildungen 70 und 71 sind die durch eine Fingerprobe festgestellten Feuchtigkeiten der Bodenoberfläche während der drei Sommerhalbjahre 2000-2002 an den beiden Messstellen dargestellt. Die bei jedem Mess-Besuch ermittelten Feuchtigkeitswerte wurden den Kategorien von 1 (feucht) bis 8 (trocken) zugeordnet. Da die Messungen in einem Abstand von zwei bis drei Tagen stattfanden, konnten kurzzeitige höhere Feuchtigkeitswerte, beispielweise direkt nach Regenereignissen, nicht erfasst werden. Daher wird bei der Auswertung der Messungen der Bodenfeuchtigkeiten an der Oberfläche, wie bereits bei den Messungen der Maximal-Temperatur, besonders auf den Vergleich der Entwicklung der Messwerte an den verschiedenen Standorten abgehoben. Die Messpunkte wurden daher auch in diesem Falle durch eine Trendlinie („gleitender Durchschnitt“) miteinander verbunden.

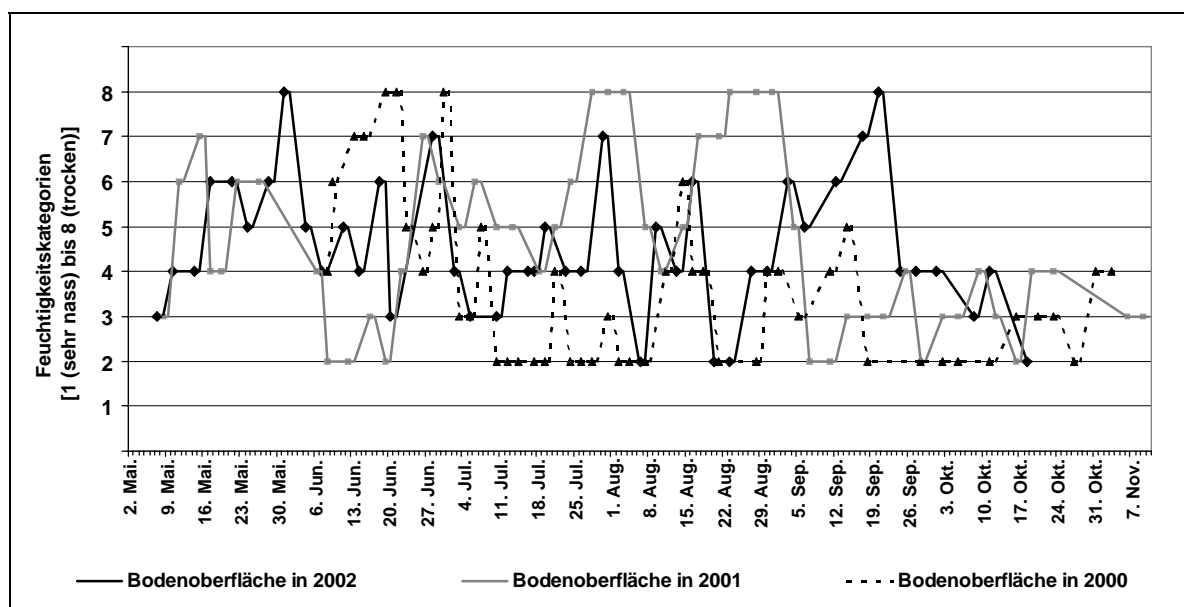


Abb. 70: Stelle Gr14b. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

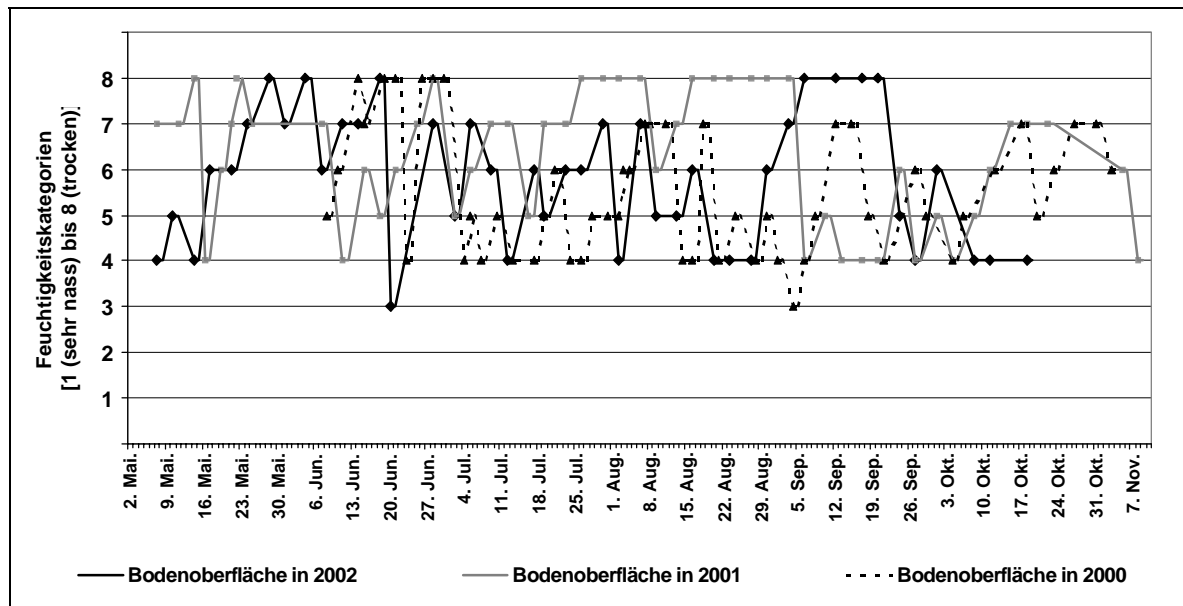


Abb. 71: Stelle Schu19. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

Mit Hilfe dieser drei Umwelt-Einflussgrößen wurde eine Bewertung der Umweltbedingungen an der jeweiligen Messstelle in direkter Bodennähe, also in der für die Herbstmilbenlarven relevanten Umwelt vorgenommen, da hier – im Gegensatz zu den oben erwähnten Luftfeuchte- und Lufttemperaturmessungen – durchaus extrem unterschiedliche Lebensbedingungen erwartet wurden.

Für das Bewertungsschema wurde die „Larvensaison“, die ähnlich wie im Abschnitt über die Bodentensionen und –temperaturen (s.o.) als festgelegter Zeitraum definiert wurde, in zwei zeitliche Abschnitte eingeteilt: Mitte Juli bis Ende August und Ende August bis Mitte Oktober. Aus den Graphiken wurde für beide zeitlichen Abschnitte der „Larvensaison“ und für jede der drei Umwelt-Einflussgrößen eine Bewertungszahl folgendermaßen ermittelt: Die Bodenfeuchtigkeit und der Bedeckungsgrad an der Bodenoberfläche wurden als die bedeutenderen Einflussgrößen im Zusammenhang mit der in Bodennähe herrschenden Luftfeuchtigkeit sowie der dort auftretenden Häufigkeit und Höhe von Temperaturschwankungen angesehen. Dagegen ist die Maximal-Temperatur, wie bereits erwähnt, zwar ein eindeutiges Maß für die auftretenden Extrem-Temperaturen und damit ein indirektes Maß für die Sonnen-Exposition der Stelle, aber da diese Extrem-Temperaturen mutmaßlich nur für eine kurze Zeit an den Messstellen geherrscht haben werden, sollte die Bewertung dieser Einflussgröße geringer ausfallen als die der beiden anderen. Zudem wurde angenommen, dass beispielsweise an der Stelle Gr14b zwar gelegentlich eine hohe Maximal-Temperatur erreicht wurde (s. Abb. 68), aber durch die konstant hohe Bodenfeuchtigkeit und durch den hohen Bedeckungsgrad an der Oberfläche der Stelle (s. Abb. 70 und 66)

eine relativ hohe Luftfeuchtigkeit in Bodennähe herrschen würde. Diese, so wurde angenommen, würde bezogen auf die Umweltansprüche der Larven, geeignet sein, die nur kurzzeitig auftretende Temperaturschwankung beziehungsweise Extrem-Temperaturen mit dem damit verbundenen erhöhten Wasserverlust der Tiere durch Transpiration auszugleichen.

Im Hinblick auf diese Überlegungen wurden den Messwerten der drei Umwelt-Einflussgrößen die Bewertungszahlen ,1‘ (gering), ,2‘ (mittel) und ,3‘ (hoch) zugewiesen, wobei eine höhere Zahl eine stärkere Ausprägung hoher Luftfeuchtigkeiten bei ausgeglicheneren Temperaturverhältnissen an der Stelle ausdrücken sollte. Die jeweilige Bewertungszahl wurde der Ausprägung einer Einflussgröße zugeordnet, wenn die Mehrzahl der Messpunkte oder Abschnitte der Trendlinien oberhalb oder unterhalb eines bestimmten Grenzwertes lagen. Dies Grenzwerte wurden wie folgt festgelegt (Tab. 26):

Tab. 26: Übersicht der Grenzwerte für die Festlegung der Bewertungszahlen der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche.

Bewertungszahl als Maß für eine hohe Luftfeuchtigkeit und geringe Temperaturschwankungen	Bodenfeuchte an der Oberfläche (Feuchtekategorie)	Bedeckungsgrad [%]	Maximal-Temperatur [°C]
3 (hoch)	<= 4	100-70	< 25
2 (mittel)	5 und 6	70-30	25-35
1 (gering)	7 und 8	30-0	> 35

Um die eingangs erwähnte stärkere Bewertung der Bodenfeuchtigkeit und der Bodenbedeckung zu gewährleisten, wurden die jeweils ermittelten Bewertungszahlen verdoppelt. Die insgesamt drei ermittelten Bewertungszahlen wurden anschließend addiert und sind in der Tabelle 27 aufgelistet.

Für die beiden Stellen Gr14b und Schu19 werden im Folgenden die Bewertungen, anhand der Abbildungen 66 bis 71 direkt nachvollziehbar, durchgeführt:

Die Tabelle 27 und die Abbildung 67 zeigen, dass die Stelle Schu19 im Sommer 2000 durch geringe Bedeckung gekennzeichnet war. Dieser Umstand wurde entsprechend ,gering‘ bewertet. In den beiden darauffolgenden Sommern lag der Bedeckungsgrad durch eine geringe Laubauflage höher. Erstaunlicherweise erreichte die Lufttemperatur an der Stelle Schu19, die innerhalb eines Gebüsches liegt, im Sommer 2002 hohe Werte mit der entsprechend ,geringen‘ Bewertung (Abb. 69). Die Feuchtigkeitskurve an der Bodenoberfläche verlief sehr unterschiedlich in den drei Jahren mit feuchten (,hoch‘ bewerteten) und trockenen (,gering‘ bewerteten) Perioden (Abb. 71).

An der Stelle Gr14b war der Bedeckungsgrad durchgängig hoch (Abb. 66). Die erreichten Maximal-Temperaturen lagen oftmals niedriger als an der Stelle Schu19 (Abb. 68), obgleich die Stelle Gr14b wesentlich offener lag als die Stelle Schu19. Die Feuchtigkeit der

Bodenoberfläche (Abb. 70) blieb, von wenigen Ausnahmen abgesehen, konstant. Entsprechend der hohen Bewertung hinsichtlich potenziell hoher Luftfeuchtwerte und geringer Temperaturschwankungen stehen die Daten für die Stelle Gr14b der Übersichtlichkeit halber links in der Tabelle 27. Die Bewertungen für die Stelle Schu19 – rechts in der Tabelle aufgeführt – zeigen das Gegenteil.

An der Stelle Schu19 wurden in einer "Larvensaison" mit schlechter Bewertung der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche im Sommer 2001 hohe Larvenabundanzen gemessen. Dagegen lagen die ermittelten Larvenabundanzen an der Stelle Gr14b verglichen mit den anderen Messstellen eher im mittleren Bereich. Dies war der Fall, obgleich an dieser Stelle für alle drei Sommerhalbjahre die Bewertung der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche während der "Larvensaison" hoch war.

Die Stelle Ka8, an der, vergleichbar mit der Stelle Schu19, hohe Larvenabundanzen ermittelt wurden, findet sich, entsprechend der eher mittelmäßigen Bewertung der Umweltbedingungen, in der Mitte der Tabelle 27.

Eine mögliche Beeinflussung der Larvenpopulationen an der Bodenoberfläche durch die Umweltbedingungen könnte sich auch in Form der zeitlichen Lage des Larvenabundanz-Maximums zeigen: Im Falle ungünstigerer Umweltbedingungen im ersten Abschnitt der Larvensaison im Gegensatz zum zweiten sollte sich eine relativ höhere Larvenabundanz im zweiten Abschnitt aufbauen können mit einer entsprechenden Lage des Abundanz-Maximums in diesem zeitlichen Abschnitt (Mitte oder Ende September). Im umgekehrten Fall sollte sich das Abundanz-Maximum im ersten Abschnitt der Larvensaison zeigen. Da anschließend im zweiten Abschnitt die Larvenanzahlen kontinuierlich abnehmen, weil zum einen die Umweltbedingungen eine hohe Mortalität verursachen und zum anderen die Anzahlen im Zuge des allgemeinen Jahreszyklus' zum Oktober hin abnehmen, sollte die Abundanzkurve einen lang gezogenen abflachenden Verlauf der rechten Hälfte zeigen. Bei Betrachtung der Tabelle 27 und der Abbildungen 38 bis 45 zeigt sich folgendes: Im Sommerhalbjahr 2001 wies an allen Messstellen der zweite Abschnitt der Larvensaison höhere Bewertungszahlen auf. Entsprechend finden sich in den Abbildungen die Abundanz-Maxima in der zweiten Hälfte der Larvensaison. Eine Ausnahme bilden hier die Stellen Gr14b, Ka8 und Schu14a, an denen eine Art Abundanzwerte-Plateau anstelle eines klaren Abundanz-Maximums ausgebildet war. Dies ließe sich durch ausgeglichene und für die Larven optimale Umweltbedingungen in beiden Saisonabschnitten erklären, wodurch die aus dem Boden auswandernden Larven an der Oberfläche stärker akkumulieren würden als bei ungünstigen Umweltbedingungen, da die Mortalität gering wäre. Tatsächlich jedoch sind die Umweltbedingungen an diesen Messstellen im ersten Abschnitt weit weniger hoch bewertet worden als im zweiten (s. Tab. 27).

Ergebnisse

Tab. 27: Übersicht der Bewertungszahlen der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche an den Dauermessstellen für drei Sommerhalbjahre („Larvensaison“ von Mitte Juli bis Mitte Oktober) sowie die entsprechend maximal ermittelte Larvenabundanz, die durch die standardisiert an den Messstellen durchgeführte KFM ermittelt wurde. Die „Larvensaison“ wurde in zwei gleichlange Abschnitte unterteilt. Es sind sowohl die Bewertungen der beiden Abschnitte als auch die Summe beider Bewertungszahlen für die entsprechende „Larvensaison“ aufgeführt.

Bewertungszahl /Jahr	Gr14b		Gr16		Ka9a		Ka8		Wa33a		Wa2		Schu14a		Schu19	
Bewertungszahlen der 1. und 2. Abschnitt „Larvensaison“ 2000	14	15	14	15	14	10	7	12	12	10	10	8	10	9	11	9
Bewertungszahlsumme „Larvensaison“ 2000	29		29		24		19		22		18		19		20	
Maximalwert (Summe) gefangener Herbstmilbenlarven 2000	12		12		2		29		4		9		15		37	
Bewertungszahlen der 1. und 2. Abschnitt „Larvensaison“ 2001	13	15	10	13	9	13	7	13	6	13	8	13	8	11	6	11
Bewertungszahlsumme „Larvensaison“ 2001	28		23		22		20		19		21		19		17	
Maximalwert (Summe) gefangener Herbstmilbenlarven 2001	26		11		11		48		12		39		15		56	
Bewertungszahlen der 1. und 2. Abschnitt „Larvensaison“ 2002	14	13	14	12	12	15	10	11	11	8	11	8	11	9	10	7
Bewertungszahlsumme „Larvensaison“ 2002	27		26		27		21		19		19		20		17	
Maximalwert (Summe) gefangener Herbstmilbenlarven 2002	24		5		30		25		13		13		7		51	

Im Sommerhalbjahr 2002 hätte sich bei gültiger These bezüglich der Beeinflussung der Larvenabundanzen durch die Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche an den Stellen Gr14b, Gr16 und Ka8 eine Art Werte-Plateau der Abundanzen ausbilden müssen, da in beiden Abschnitten ähnliche Bewertungszahlen errechnet wurden. Tatsächlich ist die Abundanzkurve an der Stelle Gr14b auf diese Weise deutbar (s. Abb. 40). An der Stelle Gr16 waren die Fangzahlen zu gering für eine klare Bewertung der Kurve (s. Tab. 27) und Abb. 41). An der Stelle Ka8 widerspricht die langsame Entwicklung der Larvenabundanzen der genannten These (Abb. 42). An der Stelle Ka9a deckt sich dagegen die Ausbildung eines klaren Abundanz-Maximums in der zweiten Saisonhälfte mit den Bewertungszahlen aus der Tabelle 27 (s. Abb. 43). Für die verbliebenen vier Messstellen müsste sich bei gültiger These ein Larvenabundanz-Maximum im ersten Abschnitt der Larvensaison zeigen. Dies ist für die Stellen Wa2, Wa33a und Schu19 auch in den Abbildungen 38, 39 und 44 erkennbar. Für die Stelle Schu14a ist der Kurvenverlauf zu flach um Aussagen machen zu können (Abb. 45).

Im Sommerhalbjahr 2000 ist eine Bewertung der These nur eingeschränkt möglich, da zum einen genaue Daten zur Entwicklung der Larvenabundanzen fehlen, da, wie bereits erwähnt, eine Lücke im Datensatz für Ende September 2000 besteht, zum anderen die Bewertungszahlen für die beiden Saisonabschnitte nur an den Messstellen Ka8 und Ka9a deutliche Unterschiede zeigen (Tab. 27). Diese Bewertungen der Umweltbedingungen widersprechen an der Stelle Ka8 der vertretenen These, da das Abundanz-Maximum im ersten Abschnitt liegt. Für die Stelle Ka9a waren die Larven-Fangzahlen für eine Bewertung der These zu gering.

Zusammenfassend gesagt, gibt es einige Hinweise darauf, dass die Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche einen sichtbaren Einfluss auf die Abundanzen der Herbstmilbenlarven haben. Allerdings sind die sich widersprechenden und bestätigenden Fälle in etwa gleich häufig. Ein eindeutiger Beleg für die These einer Beeinflussung könnte sich – im Falle entsprechend günstiger Umweltbedingungen – in einer deutlichen Verlagerung des Larvenabundanz-Maximums in die erste Hälfte der „Larvensaison“ zeigen: Im Regelfall bildet sich das Abundanz-Maximum, bedingt mutmaßlich durch den natürlichen Entwicklungszyklus, in der zweiten Hälfte der „Larvensaison“ aus (s. Abb. 38 bis 45). Mögliche Korrelationen zwischen den Larvenanzahlen und den Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche sind daher in der zweiten Hälfte der „Larvensaison“ durch dieses Phänomen überlagert. In der ersten Hälfte der Saison dagegen wäre ein Abundanz-Maximum außergewöhnlich und könnte auf eine Beeinflussung durch günstige Lebensbedingungen hinweisen. Die weiter oben bereits erwähnten Abundanz-Plateaus könnten ebenfalls dadurch begründet sein.

Werden allerdings die Summenzeilen der Bewertungszahlen der gesamten „Larvensaison“ in der Tabelle insgesamt betrachtet, so ist zu erkennen, dass die Bewertungszahlen für die Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche und die entsprechenden Larvenabundanzen weder positiv noch negativ korrelieren.

3.1.5.2 DATENERHEBUNG IN DEN WINTERHALBJAHREN

Die Messungen der Bodentemperaturen in den Winterhalbjahren sollte Aufschluss darüber geben, ob sich die einzelnen Winterhalbjahre bezüglich der Temperaturverläufe an den einzelnen Messstellen voneinander unterscheiden würden. Dies sollte in Beziehung zum Auftreten der Herbstmilbenlarven im anschließenden Sommerhalbjahr gesetzt werden. Nach GISI ET AL. (1997) werden von Bodenarthropoden Temperaturen um den Gefrierpunkt für kurze Zeit toleriert. Daher ist die Betrachtung der Temperaturdaten im Hinblick auf Frostperioden, deren Länge und Kältegrad wichtig, da sehr wahrscheinlich die Entwicklung der Herbstmilbenabundanzen – und damit auch die Larvenabundanzen im Sommer – von Bodenfrost beeinflusst werden. Desgleichen ist für die Bodenarthropoden der Temperaturverlauf im Anschluss an diese kältere Periode entscheidend, da die Temperaturwerte einen erheblichen Einfluss auf die Entwicklungsgeschwindigkeit der Tiere haben (GISI ET AL., 1997). In der anschließenden Auswertung wird daher insbesondere auf Frostperioden geachtet. Zur Vergleichbarkeit der Daten wurde zudem willkürlich die Über- und Unterschreitung der 5°C-Grenze zur Festlegung der ‚Winterperiode‘ in der jeweiligen Bodentiefe festgehalten. Die ‚Winterperiode‘ wurde als Zeitraum mit Bodentemperaturen unter 5°C definiert.

Im Folgenden werden zunächst die Logger-gestützten Datenerhebungen sowie die auf Fernthermographen- / Stichproben-Messungen beruhenden Datensätze miteinander verglichen. Anschließend erfolgt eine Zusammenfassung aus allen Datensätzen.

Messstellen mit Logger-gestützten Datenerhebungen

In der Abbildung 72 ist der Verlauf der Bodentemperaturen in 5cm und 30cm Tiefe an der Stelle Wa33a im Garten ‚Wasserland‘ des Winterhalbjahres 2000/2001 abgebildet. Die Datensätze der Stelle Wa2 sind nicht gezeigt, da die Verläufe nahezu identisch sind.

An der Stelle Wa33a wurde in 5cm Bodentiefe im Dezember 2000 eine Frostperiode von fünf Tagen (maximal minus 1-2°C) und im Januar 2001 eine Frostperiode von 11 Tagen (maximal minus 2°C) gemessen. Im Februar 2001 wurden in 5cm Bodentiefe an einzelnen Tagen Temperaturen um den Gefrierpunkt gemessen. Insgesamt lagen die Bodentemperaturen in 5cm Tiefe von Mitte Dezember bis Anfang März unter 5°C (‚Winterperiode‘). Dazwischen lag jedoch eine wärmere Periode vom 5. bis 13. Februar.

In 30cm Bodentiefe wurde der Gefrierpunkt nicht unterschritten, die Temperaturen lagen aber vom 16. bis 23. Januar für einige Tage um 0°C. Die ‚Winterperiode‘ mit Temperaturen

unter 5°C, die nur selten für kurze Zeit überschritten wurden, dauerte in dieser Bodentiefe vom 21. Dezember bis zum 10. März.

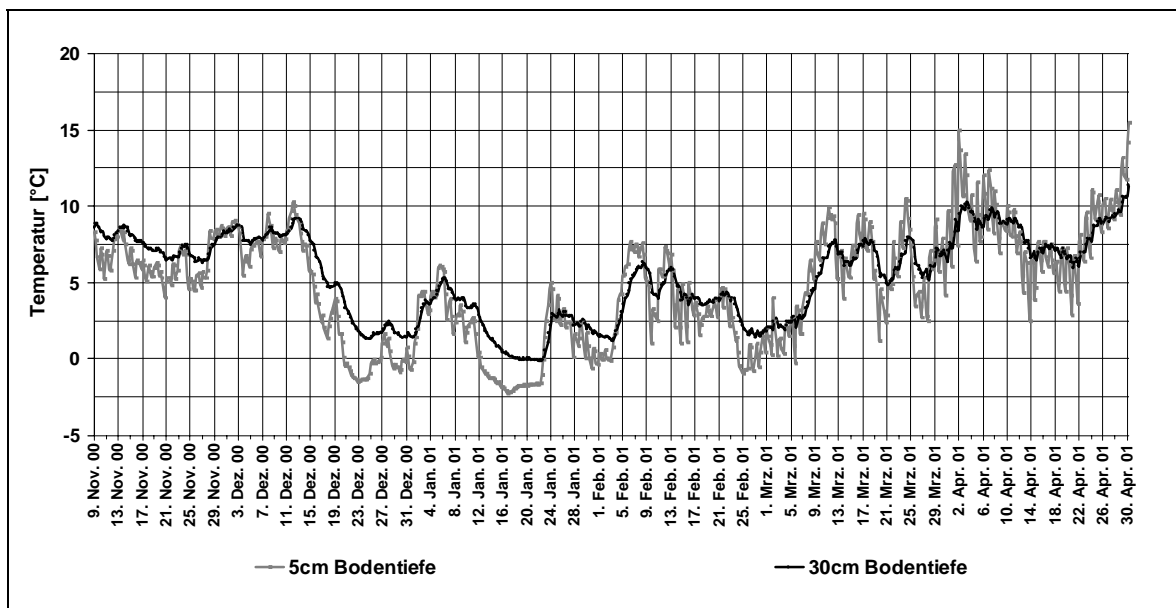


Abb. 72: Stelle Wa33a. Verlauf der Bodentemperaturen in 5 und 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 2000/2001.

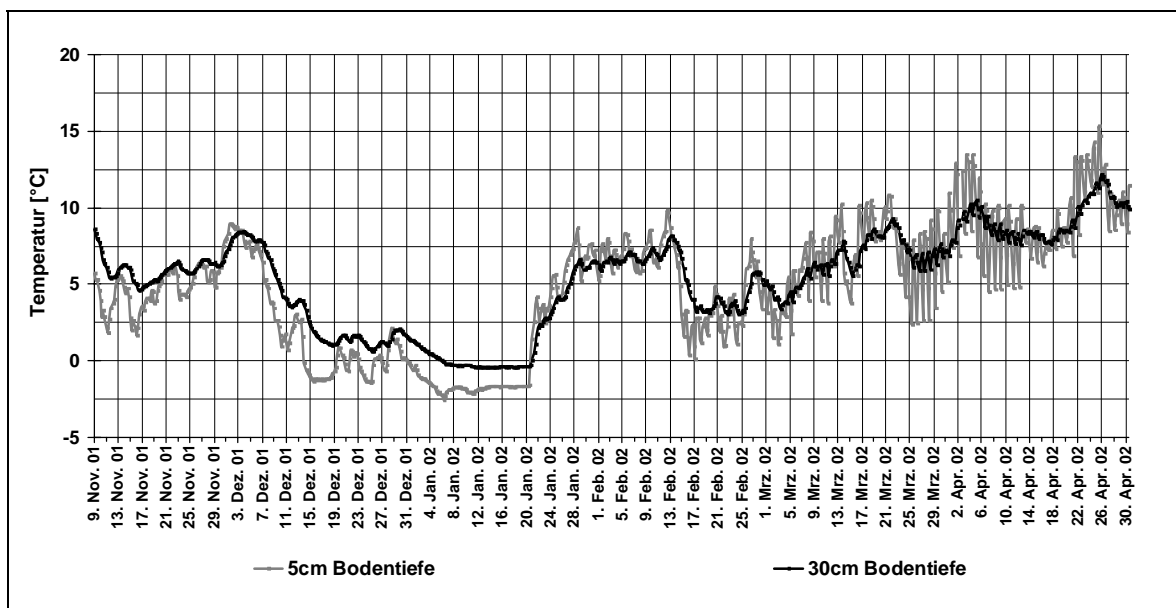


Abb. 73: Stelle Wa33a. Verlauf der Bodentemperaturen in 5 und 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 2001/2002.

Im Winterhalbjahr 2001/2002 war der Verlauf der Bodentemperaturen an der Stelle Wa33a etwas verändert (Abb. 73). Auch in diesem Jahr waren sich die Messkurven der beiden Stellen im Garten ‚Wasserland‘ so ähnlich, dass auf eine Darstellung der Daten der Stelle Wa2 verzichtet wurde.

An der Stelle Wa33a wurde in 5cm Bodentiefe eine Frostperiode von sechs Tagen Mitte Dezember 2001 (maximal minus 1°C) gemessen. Dieser folgten einige nicht zusammenhängende Frosttage mit ähnlichen Temperaturen. Ab dem 31. Dezember war bis zum 20. Januar 2002 permanent der Gefrierpunkt unterschritten, wobei zeitweise bis zu minus 2,5°C erreicht wurden. Im direkten Anschluss an diese Frostperiode folgten einige wesentlich wärmere Tage mit über 5°C in 5cm Bodentiefe. Da ab Mitte Februar 2002 die Bodentemperaturen wieder zurückgingen, ist es nicht eindeutig möglich, die ‚Winterperiode‘ festzulegen: Entweder ist sie auf die Zeit vom 10. Dezember 2001 bis zum 26. Januar 2002 oder – bei gleichen Anfangsdatum – bis zum 3. März 2002 festzulegen. Desgleichen verhält es sich in 30cm Bodentiefe: Hier dauerte die ‚Winterperiode‘ vom 10. Dezember 2001 bis zum 27. Januar oder bis zum 5. März 2002, da die Bodentemperaturen von Ende Januar bis Mitte Februar oberhalb der 5°C-Grenze lagen. In der Zeit vom 7. bis 20. Januar 2002 lagen die Temperaturen leicht unter dem Gefrierpunkt.

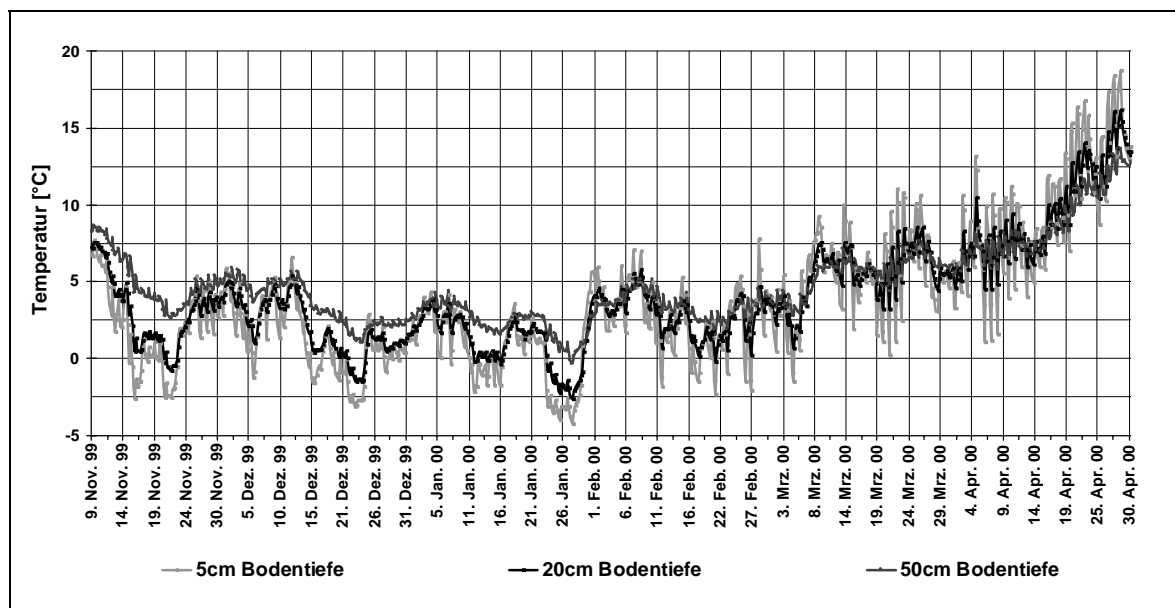


Abb. 74: Stelle Wa1. Verlauf der Bodentemperaturen in 5cm, 20cm und 50cm im Winterhalbjahr 1999/2000.

Im Vergleich mit dem Winterhalbjahr 1999/2000 an der Stelle Wa1 (s. Abb. 74), die nur circa 0,5m von der Stelle Wa33a entfernt lag, zeigen sich einige Unterschiede zu den Temperaturverläufen der beiden späteren Winterhalbjahre. So wurden in 5cm Bodentiefe bereits ab Mitte November 1999 Temperaturen unter 5°C erreicht, was bedeutet, dass die ‚Winterperiode‘ um einen halben Monat früher einsetzte, als in den folgenden beiden Jahren. Es gab auch mehrere, aber kürzere Frostperioden in dieser Bodentiefe – bemerkenswerter Weise sogar Mitte November, die während der Frostperiode vom 24. bis 29. Januar 2000 Temperaturwerte bis zu minus 4,5°C erreichten. Tendenziell ist es möglich,

auf Grund des Kurvenverlaufes der Temperatur in 5cm Bodentiefe das Ende der ‚Winterperiode‘ auf den 7. März 2000 festzulegen. Grundsätzlich zeigen sich jedoch wesentlich stärkere Temperaturschwankungen im Winterhalbjahr 1999/2000 als in den beiden nachfolgenden Winterhalbjahren. Da aus technischen Gründen in dem Winterhalbjahr 1999/2000 keine Messungen der Temperatur in 30cm durchgeführt werden konnten, müssen die Temperaturverläufe in 20cm und 50cm Bodentiefe interpoliert werden. Danach ergäben sich einige Frosttage in 30cm Bodentiefe vermutlich vom 21. bis 23. Dezember 1999 sowie zwischen dem 24. und 30. Januar 2000. Die ‚Winterperiode‘ könnte auf die Zeit vom 15. November bis 7. März 2000 festgelegt werden. Grundsätzlich lag der Durchschnitt der Temperaturen in 5cm und 30cm Bodentiefe im Winterhalbjahr 1999/2000 niedriger als in den beiden folgenden Winterhalbjahren. Damit war der Winter 1999/2000 insgesamt etwas kälter und länger als die beiden anderen.

Der Winter 2001/2002 dagegen wies eine deutlich kühlere Periode Mitte Dezember bis Mitte Januar auf als der Winter 2000/2001. Jedoch stiegen die Temperaturen in 5cm und 30cm Bodentiefe im Winter 2000/2001 danach im Durchschnitt schneller wieder auf höhere Werte an.

Der Beginn und Verlauf der steigenden Bodentemperaturen im Frühjahr war in allen drei untersuchten Winterhalbjahren ähnlich. Zwar waren die Temperaturanstiege in 30cm Bodentiefe in den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002 bereits Anfang März auf Werten über 7,5°C, während die Temperaturen im Winterhalbjahr 1999/2000 darunter lagen, aber im Gegensatz dazu erreichten die Temperaturen im Winterhalbjahr 1999/2000 ab Mitte April höhere Werte als in den beiden anderen Winterhalbjahren. Das heißt, im Jahr 2000 erwärmte sich der Boden zu Beginn des Frühjahres stärker als in den Frühjahren 2001 und 2002.

Die Temperaturen in 60cm und 90cm Bodentiefe unterschritten in den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002 den Gefrierpunkt nicht. An den Tagen mit entsprechend niedrigeren Temperaturen in 30cm Bodentiefe wurde im Winter 2000/2001 in 60cm Tiefe die 2,5°C-Marke für 3-4 Tage Ende Januar unterschritten; im Winter 2001/2002 lagen die Temperaturen in 60cm Tiefe zwischen dem 5. und 20. Januar unter 2,5°C.

Messstellen ohne Logger-gestützte Datenerfassung

An den drei anderen Messstellen wurden die Daten des Temperaturverlaufes in 5cm Bodentiefe in den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002 durch die Bildung von ‚Temperaturklassen‘ aufbereitet. Die Tage wurden in die Klassen ‚über 5°C‘, ‚zwischen 0°C und 5°C‘ und ‚zwischen minus 5°C und 0°C‘ eingeteilt. Für die Tage mit zeitweilig auftretendem Frost wurde eine Unterklasse in der ‚zwischen 0°C und 5°C‘- Klasse gebil-

det. Die Tabellen 28 bis 30 zeigen die Ergebnisse dieser Einteilung für die Datensätze der Messstellen Gr14b, Ka8 und Schu19 jeweils für beide Winterhalbjahre.

Tab. 28: Messstelle Gr14b. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr.

Monat	Winter 2000-2001 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:				Winter 2001-2002 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:			
	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5
November					1	1		
Dezember		14				14		
Januar	4	24	2	7	4	18	5	2
Februar	4	21			5	8		
März	2	15			9	1		
April	2				1			
Saison- summe	12	74	2	7	20	42	5	2

Der Vergleich der Tabellen 28 bis 30 zeigt für alle drei Messstellen, dass der Winter 2001/2002 weniger Frosttage aufwies als der Winter vorher. Die ‚Winterperiode‘, angegeben durch die Tagessumme der Tage mit Bodentemperaturen unter 5°C im Monat, ist ebenfalls an den drei Messstellen im Winter 2000/2001 doppelt so lang wie im Winter 2001/2002. Der Vergleich der Messstellen untereinander zeigt, dass an der Stelle Schu19 in beiden Winterhalbjahren weniger Frosttage als an den beiden anderen Stellen auftraten. Da sowohl die Stelle Schu19 als auch die Stelle Ka8 in innerstädtischen Gärten liegen, ist dies vermutlich durch die windgeschütztere Lage der Stelle Schu19 unter einem Gebüsch zu erklären. Die Stelle Ka8 wies im Winterhalbjahr 2000/2001 eine größere Anzahl kalter (s. Spalte ‚5-0°C‘ und ‚davon zeitweise < 0‘) und kühler (‚<5°C‘) Tage auf als die Stelle Gr14b, die wesentlich windexponierter in einem Garten außerhalb der städtischen Bebauung liegt. Dieser Sachverhalt ist allerdings im darauffolgenden Winterhalbjahr leicht ins Gegenteil verschoben, denn an der Stelle Gr14b wurden mehr Frosttage und kalte Tage zwischen 0°C und 5°C ermittelt.

Im Winter 2000/2001 konnten in 30cm Bodentiefe keine auffälligen Unterschiede zwischen den drei Messstellen ermittelt werden. Im Vergleich mit den Logger-gestützten Datenerhebungen decken sich die zeitlichen Abschnitte, in denen die Temperaturen unter 5°C fielen, fast auf den Tag genau. Dies ist ein Hinweis darauf, dass in den oberflächennahen Bodenschichten die Messfehler der Fühler der Fernthermographen sehr wahrscheinlich

größer waren als in 30cm Bodentiefe. Als einzige erwähnenswerte Abweichung der Bodentemperaturen an den Messstellen voneinander waren am 16. und 17.2.2001 an der Messstelle Gr14b in 30cm Bodentiefe die Temperaturen im Gegensatz zu den beiden anderen Stellen zeitweilig unter 0°C gefallen.

Tab. 29: Messstelle Ka8. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr.

Monat	Winter 2000-2001 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:				Winter 2001-2002 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:			
	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5
November					2			
Dezember	2	15	8		3	18		
Januar	7	25	2	6	1	18	1	1
Februar	4	17	1		5	3		
März	2	14			7			
April	7							
Saison- summe	22	71	11	6	18	39	1	1

Tab. 30: Messstelle Schu19. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe (in Klammern Angaben für 10cm Tiefe) aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr.

Monat	Winter 2000-2001 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:				Winter 2001-2002 Bodentiefe 5cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:			
	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5
November					1			
Dezember	2	12			3 (1)	13 (20)		
Januar	2	28	3	1	(1)	21		
Februar	2	21	1		3			
März	1	14			2			
April	3	6						
Saison- summe	10	81	4	1	9 (2)	34 (20)	0	0

Ergebnisse

Die Messungen der Bodentemperaturen in 60cm und 90cm im Winterhalbjahr 2000/2001 ergaben ebenfalls keine von den Logger-gestützten Datenerhebungen abweichende Ergebnisse und sind daher nicht aufgeführt.

Desgleichen sind die Unterschiede der Bodentemperaturen zwischen den Standorten in diesen Tiefen für das Winterhalbjahr 2001/2002 sehr gering. Die Abbildungen 75 bis 77 zeigen die Temperaturtrends („gleitender Durchschnitt“), die anhand der Messdaten festgelegt wurden, an den drei Messstellen, jeweils im Vergleich zu den entsprechenden Nachbarstellen, in den Bodentiefen 30cm, 60cm und 90cm.

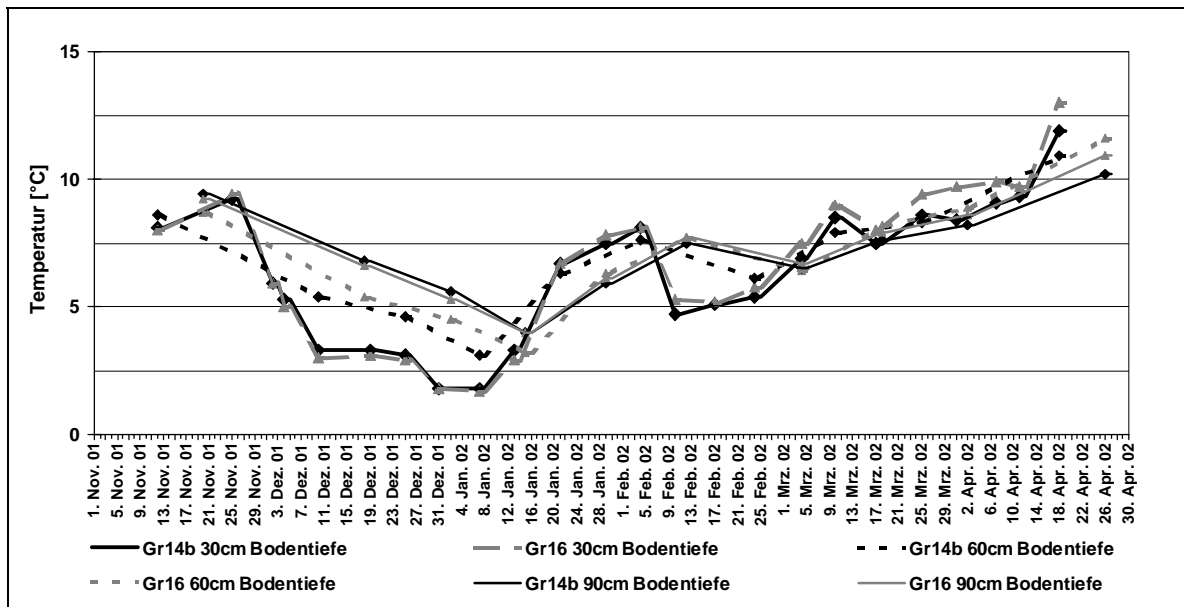


Abb. 75: Stellen Gr14b und Gr16. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.

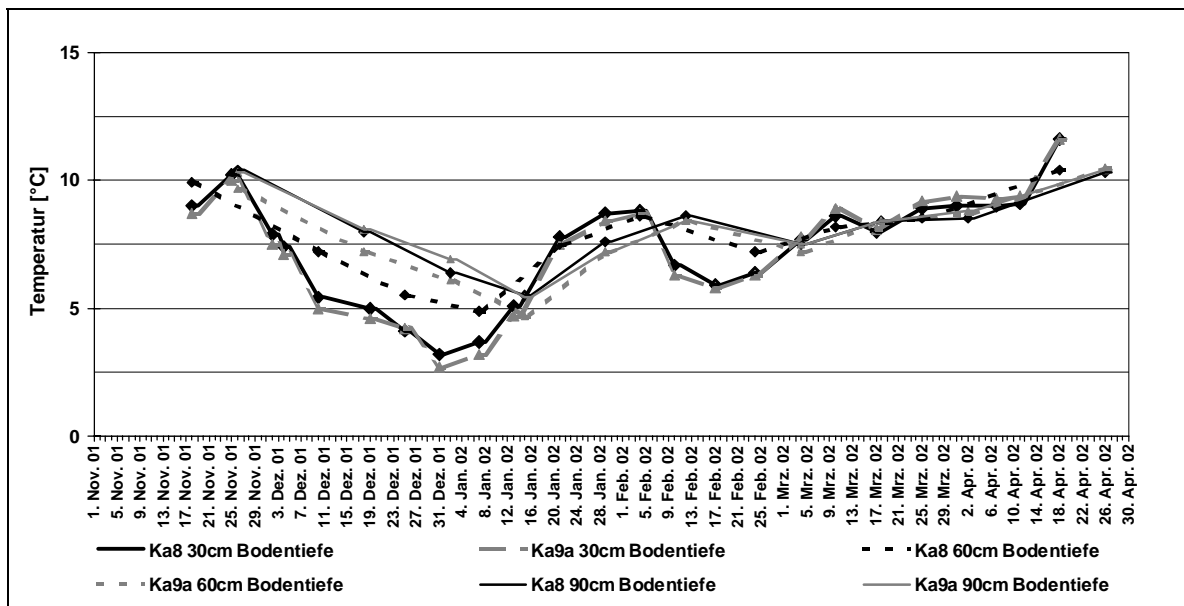


Abb. 76: Stellen Ka8 und Ka9a. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.

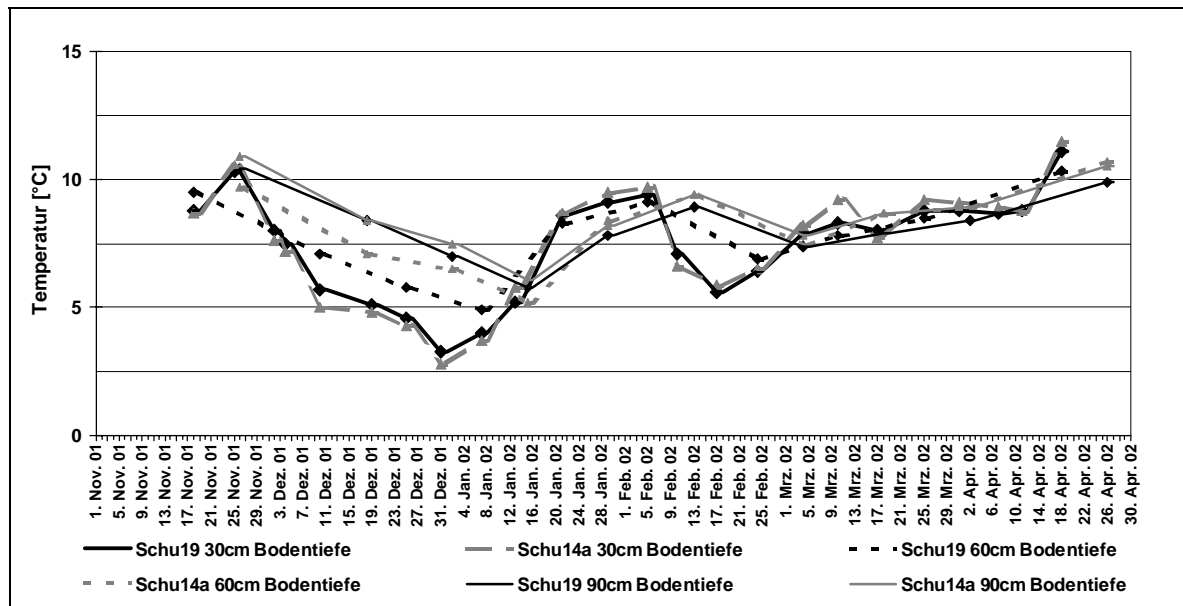


Abb. 77: Stellen Schu19 u. Schu14a. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.

Es wird deutlich, wie wenig Unterschiede sich zwischen den Messstellen finden und wie sehr in den größeren Bodentiefen die Temperaturamplitude, die in 5cm Bodentiefe messbar ist, abgedämpft wird. In keiner der drei dargestellten Messtiefen im Boden wurden Temperaturen unter 0°C gemessen. Lediglich an der Stelle Gr14b wurden Ende Dezember 2001 bis Anfang Januar 2002 Temperaturen unter 2,5°C gemessen. Grundsätzlich lagen die Temperaturen im Boden an dieser Stelle etwa 1-1,5°C niedriger als an den beiden anderen Messstellen. Dieser Sachverhalt ist sehr wahrscheinlich das Resultat der außerstädtischen, windexponierteren Lage des Gartens ‚Graurheindorf‘.

Ein Hinweis, wie groß die Wärmekapazität beziehungsweise die Trägheit der Temperaturveränderungen im Boden sind, gibt folgendes Beispiel für die Stelle Ka8 im Winter 2001/2002: An der Stelle wurden vom 30.12.01 bis 11.1.02 Lufttemperaturen direkt über der Bodenoberfläche gemessen, die permanent unter 0°C lagen. Minimal erreichten die Temperaturen der Luft Werte bis minus 8°C – die niedrigste Temperatur an dieser Stelle im gesamten Winterhalbjahr. In 5cm Bodentiefe wurden am 8.1.02 kurzzeitig Temperaturen unter 0°C gemessen (s. Tab. 29). Ansonsten lagen die Temperaturen in dieser Bodentiefe im gesamten Zeitraum immer oberhalb von 0°C.

Tabelle 31 zeigt die Daten zum Verlauf der Bodentemperatur in 5cm Tiefe im Winter 1999/2000 an der Stelle Gr14 im Garten ‚Graurheindorf‘, die – bei identischen mikroklimatischen Bedingungen (Exposition, Windschutz, Bedeckung) – 2m entfernt von der Stelle Gr14b liegt. Der Vergleich mit den anderen Messstellen zeigt, dass es im Winter 1999/2000 zwar keine Frosttage an der Stelle Gr14 gab, dass aber die ‚Winterperiode‘, dargestellt durch die kühlen Tage unter 5°C, länger gewesen war als in den beiden Win-

terhalbjahren danach. Es ist zu sehen, dass lediglich an zwei Tagen im Januar die Temperaturen in 30cm Bodentiefe zeitweilig unter 0°C gefallen waren. Ein auf dem Boden liegendes Minimal-Thermometer zeigte während des Winters lediglich für die Woche vom 24.1. bis 31.1.00 die Minimal-Temperatur von -1,5°C an. Ansonsten lagen die Minimal-Temperaturen der wochenweisen Messungen zweimal bei 0°C, sonst immer darüber.

Aus diesen Daten ist ersichtlich, dass, wie in der Logger-gestützten Datenerhebung, das Winterhalbjahr 1999/2000 im Durchschnitt niedrigere Temperaturen in 30cm Bodentiefe aufwies als in den beiden folgenden Winterhalbjahren. Damit war der Winter 1999/2000 etwas kälter und länger als die beiden anderen.

Dagegen wurden im Winter 2000/2001 deutlich mehr kühlere Tage gezählt als im Winter 2001/2002. Dies steht im Widerspruch zu den Logger-gestützten Messungen im Garten ‚Wasserland‘.

Tab. 31: Messstelle Gr14. Bodentemperaturen in 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 1999/2000. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen.

Monat	Winter 1999-2000 Bodentiefe 30cm Tage mit Temperaturbereichen [°C]:			
	zeitweise < 5	5 bis 0	davon zeitweise < 0	0 bis -5
November	1	9		
Dezember	1	23		
Januar		31	2	
Februar	1	27		
März	4	13		
April				
Saison- summe	7	103	2	0

Aus den Untersuchungen lassen sich auf Grund der Ähnlichkeit der Temperaturverläufe in den Winterhalbjahren wenig Rückschlüsse auf die entsprechenden Herbstmilbenlarven-Abundanzen an den Dauermessstellen in den entsprechenden Sommerhalbjahren ziehen. Ein strengerer, kälterer Winter in einem der Untersuchungsjahre hätte hier mehr Schlussfolgerungen ermöglicht. Die unterschiedlichen Ergebnisse für die Kältegerade der beiden Winterhalbjahre 2000/2001 und 2001/2002 an den Messstellen mit verschiedenen Messverfahren ist vermutlich darin begründet, dass im Gegensatz zur Logger-gestützten Datenerhebung an den anderen Messstellen die Messfühler der Messgeräte in jedem Herbst neu im Boden installiert werden mussten. Dies könnte, trotz fachgerechter Einschlem-

mung, insbesondere zum Winterbeginn zu unzureichendem Kontakt der Messfühler zur Bodenumgebung und damit zu erhöhter Isolation durch Lufteinschlüsse geführt haben. Grundsätzlich scheinen jedoch die kurzen Frostperioden, wie sie im Bonner Raum in den Winterhalbjahren auftraten, sowie längere Perioden niedrigerer Temperaturen in den Monaten von Dezember bis März keine Auswirkungen auf die Herbstmilbenpopulation im Boden zu haben, denn sowohl der Beginn der „Larvensaison“ als auch die Larvenabundanz blieben von diesen leichten Abweichungen zwischen den Winterhalbjahren relativ unbeeinflusst. Der leicht verzögerte Beginn der Larvensaison im Jahr 2001 an der Stelle Wa33a lässt sich nicht mit einem längeren und durchschnittlich kühleren Winterhalbjahr korrelieren, da die Vergleichsdaten aus den drei Winterhalbjahren dazu im Widerspruch stehen. An der Stelle Ka9a war sowohl im Sommerhalbjahr 2001 als auch 2002 der Beginn der Larvensaison im Vergleich mit den anderen Messstellen verspätet. Daher lässt sich diese Beobachtung ebenfalls nicht mit dem Temperaturverlauf eines der Winterhalbjahre in Verbindung bringen.

Ebenso sind die an den meisten Messstellen auftretenden erhöhten Larvenabundanzen im Sommer 2001 nicht eindeutig mit einem relativ milden oder strengen Winterhalbjahr vorher in Deckung zu bringen.

3.1.6 UNTERSUCHUNGEN DES REGIONALEN KLIMAS UND DESSEN BEDEUTUNG FÜR DIE HERBSTMILBEN

Die Ergebnisse der Datenerhebung an den Messstellen in den drei Bonner Gärten liegen auf Messstreifenpapier von Thermohydrographen beziehungsweise in Aufzeichnungen vor. Die beiden Sommerhalbjahre 2000 und 2001 und das Winterhalbjahr 2000/2001 sind durch die 16-monatige Untersuchung erfasst. Eine Auswertung der Messdaten ergab keinen grundsätzlichen, signifikanten Unterschied der drei Messstellen bezüglich der Temperatur von Luft und Boden sowie der Luftfeuchtigkeit in den meisten Monaten.

Abbildung 78 zeigt, dass sich die Tagestemperaturen im Verlauf des wärmsten Sommerabschnittes, der gleichzeitig auch die größten Temperaturunterschiede zwischen den drei Messstellen aufwies, relativ gleichförmig waren. An der Messstelle in Garten ‚Am Brunnchen‘ wurden häufig leicht erhöhte Tagesmaximal-Temperaturen im Vergleich zu den beiden anderen Messstellen gemessen, aber diese Unterschiede lagen im Bereich von 2°C (inklusive Messfehler der Thermohydrographen). An allen drei Messstellen wurde im August 2001 eine maximale Tagestemperatur von 34°C erreicht, allerdings nicht am selben Tag. Im Garten ‚Drachenfelsstraße‘ kühlte sich die Luft in der Nacht stärker ab als an den beiden anderen Messstellen. Diese Abweichungen lagen im Bereich von circa 3°C.

In Abbildung 79 zeigt sich, dass sich die Tagesverläufe der Lufttemperaturen des kältesten Winterabschnittes an den drei Messstellen nicht unterschieden: Sie sind fast deckungsgleich. Die maximalen Temperaturabweichungen in der Frostperiode, die besonders be-

deutend wegen der resultierenden, biologisch relevanten Bodentemperaturen sind (GISI ET AL., 1997), liegen bei 2°C. Die niedrigste Lufttemperatur betrug minus 8°C im Garten ‚Steinacker‘.

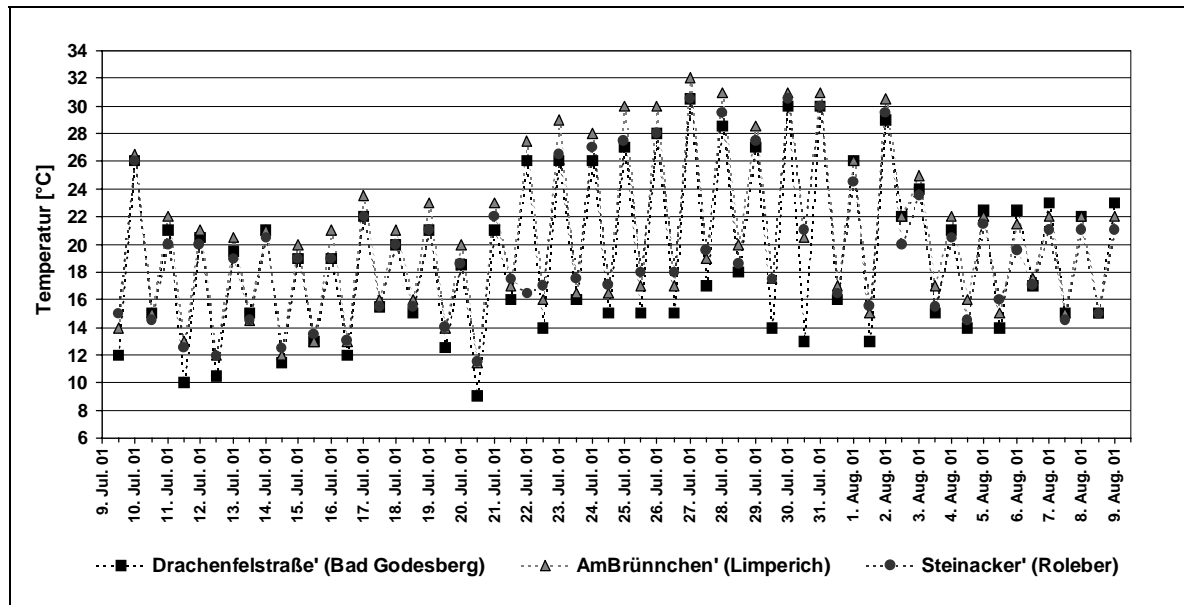


Abb. 78: Tagesminimal- und Tagesmaximalwerte der Lufttemperatur im Zeitraum eines Monats im Sommer 2001. Ausgewählt aus den 16-monatigen Messungen wurde der Zeitraum mit den höchsten Werten der Lufttemperatur und den größten Unterschieden zwischen den drei Messstellen.

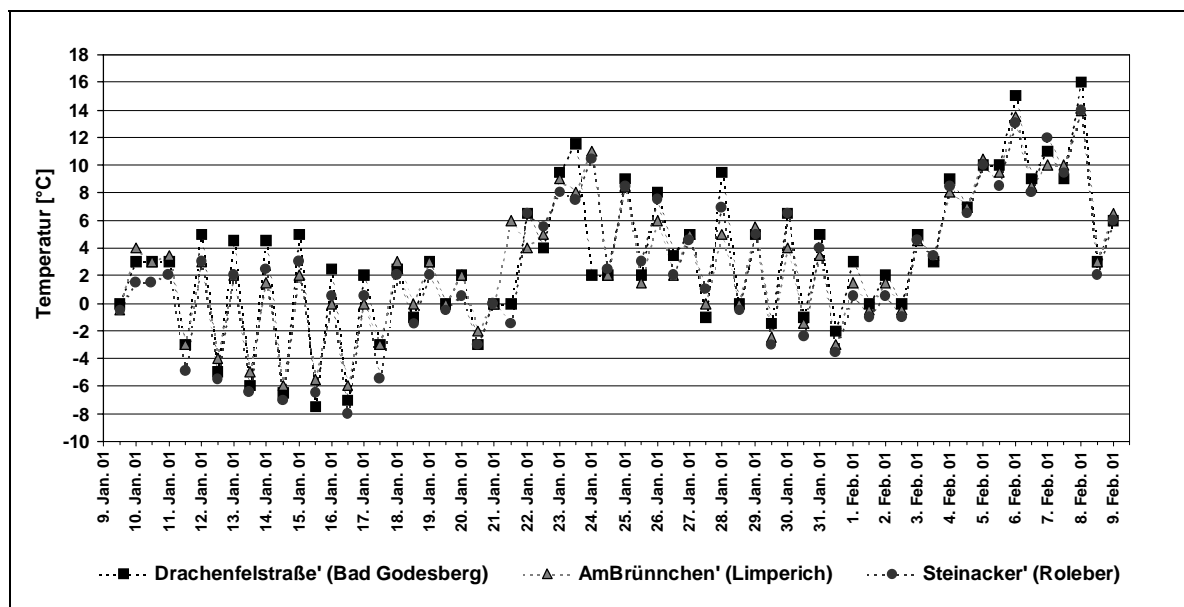


Abb. 79: Tagesminimal- und Tagesmaximalwerte der Lufttemperatur im Zeitraum eines Monats im Winter 2000/2001. Ausgewählt aus den 16-monatigen Messungen wurde der Zeitraum mit den niedrigsten Werten der Lufttemperatur und den größten Unterschieden zwischen den drei Messstellen.

Diese große Ähnlichkeit der Verläufe der Lufttemperaturen an den drei Messstellen drückt sich auch in den Bodentemperaturen aus. Abbildung 80 zeigt die Ergebnisse der monatli-

chen Stichproben-Messungen der Bodentemperatur in 10cm Tiefe an den drei Messstellen. Um vergleichbare Messwerte zu bekommen, wurden alle drei Messungen innerhalb von zwei Stunden am Vormittag durchgeführt, damit die Tageszeiteinflüsse durch Sonneneinstrahlung möglichst gering blieben. Es ist zu erkennen, dass die Trendverläufe der Bodentemperaturen an den drei Messstellen nahezu identisch sind. Lediglich am Sommeranfang erwärmte sich der Boden an der Messstelle im Garten ‚Am Brünchen‘ etwas stärker (um 2°C) als an den beiden anderen Messstellen. Dies deckt sich mit der Messung von häufig höheren Tagesmaximal-Temperaturen an dieser Messstelle (s. Abb. 78).

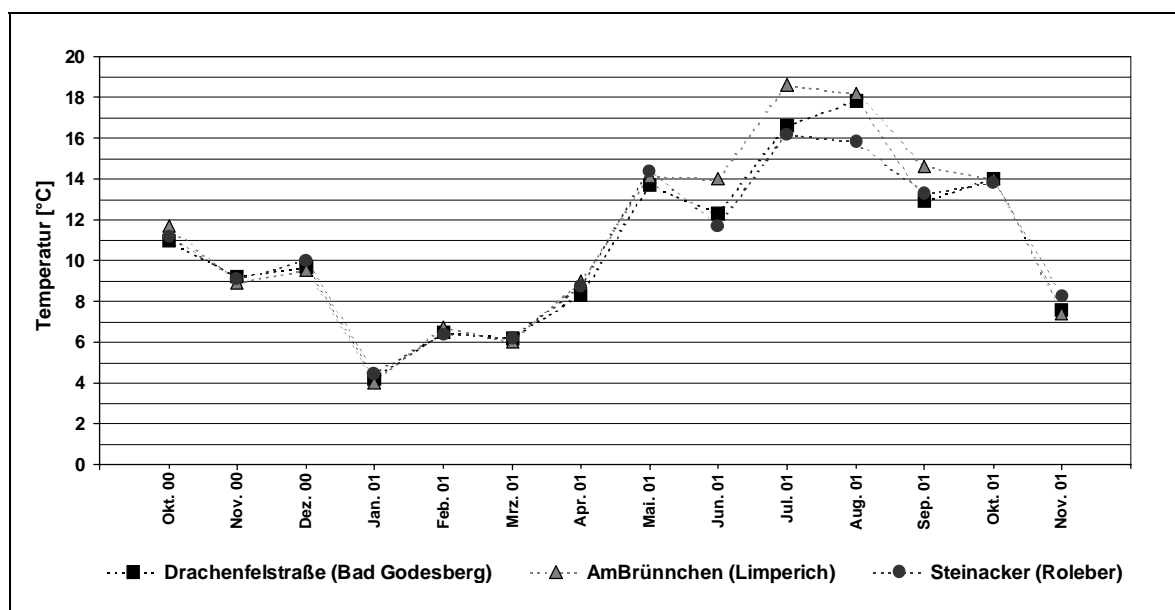


Abb. 80: Monatliche Stichproben-Messungen der Bodentemperaturen in 10cm Tiefe an den drei Messstellen über einen Zeitraum von 13 Monaten. Der zeitliche Unterschied zwischen den drei Messungen eines Monatsdurchganges betrug maximal 2h.

Eine Korrelation mit den entsprechenden Herbstmilbenlarven-Abundanzen lässt sich jedoch von diesen Ergebnissen nicht ableiten. Die drei Gärten wurden drei Jahre hintereinander im Sommer vollständig untersucht. Im Garten ‚Steinacker‘ waren in allen Jahren gleichbleibend sehr geringe Herbstmilbenlarven-Abundanzen ermittelt worden. Dagegen nahmen in beiden anderen Gärten die Larvenabundanzen im Vergleich zum entsprechenden Vorjahr jeweils deutlich zu. Im Vergleich mit den beiden anderen Gärten war der Garten ‚Drachenfelsstraße‘ am stärksten befallen in allen drei Jahren.

Ein interessantes Ergebnis ergab sich aus der Auswertung der Adress-Datenbank von betroffenen Personen im Bonner Stadtgebiet. Unter den insgesamt 305 betroffenen Bonner Familien wurde eine Postleitzahlen-gestützte Datenselektion durchgeführt. Dabei wurden die Postleitzahlen der Adressen der in dieser Untersuchung ausgewählten drei Gärten verwendet, um zu ermitteln, wie viele weitere Flächen im selben Postleitzahlenbe-

reich von einem Herbstmilbenlarven-Befall betroffen sind. Es wurde davon ausgegangen, dass die Informationen an das Institut von Seiten der Bevölkerung zufällig und gleichmäßig ergingen und in den Postleitzahlenbereichen ähnlich hohe Bevölkerungszahlen zusammengefasst werden. Die drei Postleitzahlenbereiche, in denen die untersuchten Gärten liegen, sind fast ausschließlich Wohngebiete mit einem hohen Anteil an Gartenflächen. Das Ergebnis der Daten-Selektion ergab für den Postleitzahlenbereich des Gartens ‚Drachenfelsstraße‘ insgesamt 30 Meldungen von betroffenen Familien an das Institut. Im Postleitzahlenbereich des Gartens ‚Am Brunnchen‘ wurden insgesamt 14 betroffene Familien ermittelt. Im Postleitzahlenbereich des Gartens ‚Steinacker‘ wurden insgesamt 11 betroffene Familien registriert. In diesem Postleitzahlenbereich trennt der steile Anstieg des Rheinischen Schiefergebirges die dadurch höher gelegenen Stadtteile von den anderen Stadtteilen im östlichen, deutlich tiefer gelegenen Stadtbereich von Bonn. Von den erwähnten 11 Familien leben lediglich drei im Bereich des Plateaus des Rheinischen Schiefergebirges im Übergang zum Westerwald, also in einem höher gelegenen Stadtbereich von Bonn. Von diesen drei Familien ist die Familie, deren Garten ‚Steinacker‘ untersucht wurde, davor niemals auf die Herbstmilbenproblematik aufmerksam geworden, dass heißt, die Tiere wurden nie bemerkt. Dies ist mit dem sehr geringen Larvenbefall zu begründen. Der Unterschied zwischen den ausgewählten Postleitzahlenbereichen ist bemerkenswert.

3.2 TAXONOMISCHE UNTERSUCHUNGEN

3.2.1 MORPHOLOGISCHE SPEZIES-DETERMINIERUNG

Zur morphologischen Artbestimmung unter dem Mikroskop wurden circa 90 Exemplare von Trombiculiden aus verschiedenen Monaten und Jahren präpariert und eingebettet. In den meisten Fällen konnten alle taxonomischen Merkmale in einem Präparat eindeutig erkannt werden. Alle untersuchten Trombiculiden wurden als *Neotrombicula autumnalis* identifiziert. Die Art ist mit etwas Erfahrung relativ leicht unter dem Binokular bei 40facher Vergrößerung identifizierbar (s. Abb. 2a): Alle Milbenfänge wurden daher zunächst im Binokular durchgesehen und nur bei Zweifelsfällen wurde eine Präparation des Materials für eine mikroskopische Untersuchung vorgenommen.

Neben Vertretern der Milbenordnungen Oribatida und Gamasida wurden auch Vertreter der Trombididae – in der Hauptsache *Trombidium holosericeum* – gefangen, die aber nicht weiter bestimmt wurden.

3.2.2 MOLEKULARBIOLOGISCH-TAXONOMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Die vergleichende Sequenzanalyse der DNS aus Trombiculiden-Material konnte auf Grund des zeitlich eingeschränkten Rahmens – die Untersuchungen konnten nur in den Wintermonaten erfolgen – sowie wegen erheblicher methodischer Probleme bei der DNS-Extraktion aus den Herbstmilbenlarven und bei der Amplifikation der ausgewählten DNS-Abschnitte nicht im gewünschten Umfang bearbeitet werden. Die Ergebnisse zu dieser Fragestellung bilden daher nur eine Grundlage für weitere Untersuchungen in der Zukunft.

Für die vergleichenden molekularbiologischen Untersuchungen standen neben den Bonner Herbstmilbenproben weitere, 1975 von Dr. G. Vater in Leipzig und 1991 von T. Struppe in Siegen gesammelte Herbstmilbenlarven zur Verfügung. Dieses Material, das länger in HOYERS-Lösung (KRANTZ, 1986) gelagert war, ergab allerdings selten brauchbare Amplifikationsergebnisse. Des Weiteren wurden Herbstmilben im August 1999 freundlicherweise von Prof. Dr. W. Maier in Südfrankreich (Montazeau) und von Dr. M. Daniel im August 2000 und 2001 in Prag gesammelt.

Das Protokoll für die DNS-Extraktion wurde während der Untersuchungen vielfach variiert, da Amplifikationsergebnisse mit deutlichen Banden und auswertbaren Sequenzierungsergebnissen selten waren. In Sommer 2002 wurde auf die Konservierung des Milbenmaterials in 70%igem Ethanol verzichtet, da vermutet wurde, dass ein Großteil der Zellen der Herbstmilbenlarven im Alkohol durch osmotischen Druck oder durch die entstehende

Brüchigkeit des Gewebes zerstört würden und die Zellinhalte, und folglich die DNS, im Ethanol verloren gingen.

Die Lagerung des Herbstmilbenmaterials in Leitungswasser (mit und ohne Antibiotikum / Antimykotikum) ergab bessere Extraktionsergebnisse als nach Lagerung in Ethanol. Bei Lagerung in reinem Leitungswasser war es geboten, die DNS aus dem Milbenmaterial nach spätestens einigen Tagen zu extrahieren, wenngleich die Larven durchaus einige Tage im Wasser überlebten.

Auf Grund der unbefriedigenden Extraktions- und Sequenzier-Ergebnisse liegen aus den ersten beiden Winterhalbjahren der Studie keine oder nur einzelne Sequenzen des jeweiligen DNS-Markers von Herbstmilbenindividuen für eine geographische Regionen vor: So konnte im Sommer 2002 kein Material aus Südfrankreich mehr gesammelt und mit den überarbeiteten Methoden extrahiert werden; aus Zeitmangel musste auf die Sequenzier-Ergebnisse einiger Proben verzichtet werden, da entweder nach zahlreichen missglückten Versuchen keine PCR-Amplifikate zur Verfügung standen oder, trotz vielversprechender Banden, eine Nukleotidsequenzierung ergebnislos verlief. So war im Anschluss an eine erfolgreiche PCR oftmals der DNS-Gehalt nach der Gel-Elution beziehungsweise nach der Aufreinigung des PCR-Produktes zu gering, um die Probe zum Sequenzieren einzuschicken. In einzelnen Fällen wurden daher bis zu 10 Individuen desselben Standortes zusammen extrahiert, um genügend DNS-Material für die Sequenzierung zu erhalten. Durch die Wahl eines neuen Sequenzier-Unternehmens konnte die Fehlerquelle beim Sequenzieren im Sommer und Herbst 2002 verringert werden.

In den folgenden Abbildungen sind die Sequenzier-Ergebnisse der Amplifikate der verschiedenen Genomregionen in einem Alignment zusammengestellt. In einigen Fällen wurde die Sequenzierung nicht wie üblich vom 5'- zum 3'-Ende des DNS-Stranges durchgeführt, sondern umgekehrt vom 3'- zum 5'-Ende. Diese Sequenzen sind durch die Abkürzung ‚Rev‘ hervorgehoben. Zudem wurden zur direkten Vergleichbarkeit teilweise Sequenzen aus der Literatur in das Alignment eingefügt, die ebenfalls gekennzeichnet sind.

Polymorphismen der mitochondrialen CO1-Genregion (mtCO1)

Mit Hilfe des Primerpaares 772/773 wurde ein DNS-Fragment der mitochondrialen Cytochromoxidase-1–Untereinheit (CO1) amplifiziert und sequenziert.

Abbildungen 81 und 82 zeigen die Ergebnisse der Sequenzierungen. In Abbildung 81 sind die Nukleotidsequenzen von fünf DNS-Proben aus verschiedenen geographischen Regionen dargestellt:

Zwei Proben aus Bonn (221En – DNS einer einzelnen Larve aus Enderich, im zentralen Stadtbereich von Bonn; 10aGo – DNS von 10 Larven aus Godesberg, im Süden von Bonn), jeweils eine Probe aus Kall/Eifel (31Kall) und Prag (37Prag) sowie eine Probe aus

Leipzig (130Leip), deren Basenabfolge der Arbeit von METZEN (2002) entnommen wurde. Beide Primersequenzen konnten an den Enden von verschiedenen DNS-Fragmenten identifiziert werden. Die Fragmentlänge beträgt circa 450bp. Durchschnittlich sind die Sequenzen aber nur circa 400bp lang, da sie entweder am 5'- oder am 3'-Ende unvollständig sind. Die Basen-Übereinstimmung der Proben beträgt circa 95% (ohne Berücksichtigung der fehlenden Bereiche an den Enden der Fragmente). Abgesehen von den Abweichungen an den Enden der Sequenzen zeigen alle fünf DNS-Fragmente eine große Übereinstimmung in der Nukleotidabfolge. Lediglich zu Beginn der Nukleotidsequenz liegt bei der Probe 31Kall und 37Prag ein kurzer Bereich mit einigen abweichenden Basen.

```

221En_773Rev      1  TGATTTTTGGTCACCCAGAAGTTTTRTATTTTAATTCTTCCAGGATTTGGAA-TTATTTCA
10aGo_773Rev     1  .....A.....-.....
130Leip_772      1  .....T..CC.....C.....
31Kall_772       1  -----TGA-----
37Prag_772       1  -----TATC.A..GGAGC.GT..T-----

221En_773Rev     60  CATACTTTGAGATTTTCTAGTGGGAAAAAAGAGCCTAGTGGTTCAATTGCAATAATTCAT
10aGo_773Rev     60  .....
130Leip_772     38  .....
31Kall_772      29  .....
37Prag_772      39  .....

221En_773Rev     120  GCAATTTTTTCCATTGGATTATTGGGGTTTGTGTTTGAGGTCATCATATATTCACGGTT
10aGo_773Rev     120  .....
130Leip_772     98  .....
31Kall_772      89  .....
37Prag_772      99  .....

221En_773Rev     180  GGAATAGATGTTGATACTCGGGCATATTTTACAGC-TGCTACAATAGTAATTGCAATTC
10aGo_773Rev     180  .....-.....
130Leip_772     158  .....-.....S.....
31Kall_772      149  .....-.....
37Prag_772      159  .....G.....

221En_773Rev     239  AACTGGGGTTAAGATTTTTAATTGAATTTCTTCTATTTCAGGATCATTTTTAATAATAGC
10aGo_773Rev     239  .....
130Leip_772     217  .....Y.....
31Kall_772      208  .....
37Prag_772      219  .....

221En_773Rev     299  TCCTTTTCTTTATTGGTCAATGGGATTGTTTTTCTTTTACTATGGGGGTTTAACA-G
10aGo_773Rev     299  .....-.....
130Leip_772     277  .....C.....
31Kall_772      268  .....-.....
37Prag_772      279  .....-.....

221En_773Rev     358  GAATTGTTTTATCTAATCTTCTTTAGATATTTAGTTCATGATACTTATTATGTAG-AG
10aGo_773Rev     358  .....W.....C.....AG.-C-----
130Leip_772     337  .....Y.....N.....Y.....
31Kall_772      327  .....C.....T..
37Prag_772      338  .....C.....T..

221En_773Rev     417  CTCATTCATA-----
10aGo_773Rev     -----
130Leip_772     -----
31Kall_772      387  .....TTC.TTATGTTTTATCTATAGGAGCTGTA
37Prag_772      398  .....TTC.TTATGTTTTATCTATAGGAGCTGTA

```

Abb. 81: Alignment der DNS-Fragmente aus der mtCO1-Genregion von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar 772/773. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: En=Bonn-Endenich (Aug. 2001), Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), Kall=Kall/Eifel (Aug. 2000) und Prag=Prag/Tschechische Republik (Aug. 2000). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T).

Abbildung 82 zeigt ein weiteres Alignment von DNS-Fragmenten der CO1-Region, die aus Gründen der Übersichtlichkeit in einer zweiten Abbildung zusammengefasst wurden:

Im Gegensatz zu Abbildung 81 zeigt sich in dieser Darstellung eine große Variabilität der Basenabfolge (z.T. 40% Unterschied) in den DNS-Fragmenten der neun hinzugenommenen Proben. Eine weitere Probe aus Bonn-Godesberg (65Go) konnte zwar nicht vollständig sequenziert werden, aber die vorliegende Basenabfolge zeigt eine große Übereinstimmung mit den Proben 10aGo, 130Leip und 221En. Diese Beispiel zeigt, dass die taxonomische PCR grundsätzlich reproduzierbare Ergebnisse hervorbringt. Eine Probe von einer Larve aus Südfrankreich (39Frank) zeigt zahlreiche Abweichungen der Basensequenz im Vergleich zu der Bezugssequenz: Neben Substitutionen treten Basen-Deletionen und -Insertionen auf. Dasselbe gilt für eine Vergleichsequenz aus der DNS einer Herbstmilbenlarve aus dem Siebengebirge bei Bonn (105Sbgb) von METZEN (2002), die ähnlich zahlreiche Abweichungen der Basenabfolge zur Bezugssequenz wie die Probe aus Frankreich aufweist. Mit der Probe 91Leip ist ein weiteres Fragment von Herbstmilben-DNS aus Leipzig dargestellt. Es ist auffällig, wie sehr sich die Nukleotidabfolge dieses Fragmentes von der der anderen unterscheidet – insbesondere von derjenigen, die von einer weiteren Larve aus Leipzig stammt. Die Basensequenz mit der Bezeichnung ‚Morelacarus‘ stammt aus SÖLLER ET AL. (2001). Die entsprechende DNS wurde aus *Morelacarus* spec. (Fam. Trombiculidae) isoliert. Bemerkenswert ist, dass für diese Vergleichsequenz einer anderen Trombiculiden-Art die Abweichungen der Basenabfolge durch Substitutionen und Basen-Deletionen in Bezug auf die oberen drei DNS-Segmente nicht häufiger sind, als im Vergleich zu den unteren Proben 39Frank, 105Sbgb und 91Leip.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass es sowohl sehr variable als auch sehr kongruente Basenabfolgen im selben Bereich der mtCO1-Region bei Exemplaren der Herbstmilbe aus verschiedenen europäischen Regionen gibt.

10aGo_773Rev	1	-TGATTTTTGGTCACCCAGAAGTTTATATTTTAATTCTTCCAGGATTTGGAA-TTATTTTC
130Leip_772	1	-----T.CC-----C-----
65Go_772	1	-----
Morelacarus	1	-----C-----C.G.G-----TC-----C--
39Frank_773Rev	1	-.....G..T.A.....T..A.....
105Sbgb_772	1	-----C..T.CTAC.AG.....T.-.C.....
91Leip_773Rev	1	-----G.CT.....T.-G....AG
10aGo_773Rev	59	ACATACTTTGAGATT--TTCTAGTGGGAAAAAAGAGCCTAGT-GGTTCAATTGCAATAAT
130Leip_772	37	-----
65Go_772	18	-----
Morelacarus	36	T...T...TC.A.--...A.....A..GGCC--..AAG.G.G..C..G.
39Frank_773Rev	60	...GTAA.T...--..T..CA..T...G..AGTGTT--..AAG...GT...G.
105Sbgb_772	38	T...RTGG.A...GCA.A..CA.....GAA.C..A..AC.WG.A..C..G..
91Leip_773Rev	21	T..KGTAG.A.KGGCATA.TC.-----T...CCAAT.WT.-...ATT.A.G...GG.
10aGo_773Rev	116	TCATGCAATTTTTTCCATTGGATTAT-TGGGGTTTGTGTTTGAGGTCATCATATATTTCA
130Leip_772	94	-----
65Go_772	75	-----
Morelacarus	93AA.A..A...TG.T.-.....CA.....A.....T.
39Frank_773Rev	117	.TT...T..AA.A..A...G...-A..A...A.....C...C.....T.
105Sbgb_772	98	A.....AGGG..A.....A..YC.A..A..CT.A.....C...C.....
91Leip_773Rev	75	GT.....GG...T...TG...-A..A...A...A..G.C...C..C..G.AT.
10aGo_773Rev	175	CGGTTGGAATAGATGTTGATACTCGGGCATATTTTACAGC-TGCTACAATAGTAATTGCA
130Leip_772	153	-----S.....
65Go_772	134	-----
Morelacarus	152	.T..A.....A..T...A..T..C...T.G..-G..A..T.....T
39Frank_773Rev	176	.T..A..T.....A.....A...C.....-A.....T...C.....
105Sbgb_772	158	.A..A..T...CA...C..A..A..C..C..C..K-A..C..T...A.C.....T
91Leip_773Rev	134	.T..A..GT.....A.....AA.A..T.....-A..G..G..GA.T.....
10aGo_773Rev	234	ATT-CCAAC TGGGGTTAAGATT-TTTAATT-GAATTTCTT-CTATTTCAAGG-ATCATT
130Leip_772	212	...-.....Y.....
65Go_772	193	...Y...T...-...YAY...-...C..M.....
Morelacarus	211	G.C-.....A..A..G.C-.....C-.....G...-...A..CAA-CA.G.A-
39Frank_773Rev	235	G...-...A..TA...A...-...GA--G...TCAA...ATCAA-T..TCA..
105Sbgb_772	217	...C.T.CAG.TAA...A..C-.....-...AGA.A.AC.AAAC...-...TAGAC
91Leip_773Rev	193	G...-.....AA...A..C-..C.GC-..G...G.AA-..T.A.GG..AGGT.C.A.
10aGo_773Rev	289	TAATAATAGCTCCTTTTCTTTAT-TGGTCAATGGGATTTGTTTCTTTTACTATAGGGG
130Leip_772	267	-----
65Go_772	249	.W..MM...MN.Y..NC.CTA-----
Morelacarus	265	----...A.C..CC.ATAA.--..AGGGT.A..G...A.....T.A...
39Frank_773Rev	290	...C...AAGTA...CT..A..A..AG...A..T..CT.AA..A..A...T...T..A
105Sbgb_772	274	...C.TA.WG.CCC..A.AW.A..AG.T.CW...A.C...T.A..C...C.A..A
91Leip_773Rev	249	..G-.T.TAGAA..CCGAA.GT.A.TTG.T..T...T.G...T.A...G.T..A
10aGo_773Rev	348	GGTTTAAACA-GGAATGTTTTATC-WAATTCCTCTTTAGATATTTTACTTCATAGTCNA-
130Leip_772	326C.....Y...-T.N.....Y.....
65Go_772	305	-----
Morelacarus	319	...C...T-..T..A..C.G..-A...A..A...G.GG.T..C...GACACT-
39Frank_773Rev	350	...T..T-..G.AA..GC.G.GT..C...G.....C-T.A..CGAW.---
105Sbgb_772	334T-..T...GC...-T..C..C..AA.C...CGCT...GACACC-
91Leip_773Rev	308	..A.....-.....-A.....G..A..A.CCCAGGT.CAGA.CAATTA
10aGo_773Rev	405	ATATKA-----
130Leip_772		-----
65Go_772		-----
Morelacarus	376	TAT.ATGTGGTGGCCCATTTTCATTAC-----
39Frank_773Rev		-----
105Sbgb_772	391	TAC.ATGTGGTAGCTCACTTTTATTATGTTTTATATATAGGAGCTGTT-
91Leip_773Rev	366	CGT.G.GCACTGGCCNAAA-----

Abb. 82: Alignment der DNS-Fragmente aus der mtCO1-Genregion von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar 772/773. Als Vergleichssequenz wurde ‚Morelacarus‘ (*Morelacarus spec.*, Trombiculidae) aus SÖLLER ET AL. (2001) eingefügt. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 10aGo=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), 65Go=Bonn-Godesberg (Aug. 2001), 91Leip=Leipzig (Sommer 1975), 130Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 39Frank=Montazeau/Südfrankreich (Aug. 1999) und Sbgb=10 Tiere, Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; M = A + C ; R = A + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T).

Polymorphismen der mitochondrialen ribosomalen 16S-Genregion (16S rDNS)

Ein weiterer Abschnitt der mitochondrialen DNS aus Exemplaren der Herbstmilbe wurde mit dem Primerpaar 16Sa/16Sb amplifiziert. Bei dem dadurch vervielfältigten DNS-Segment handelt es sich um ein großes Fragment der 16S rDNS-Genregion (CAPORALE ET AL. (1995).

Abbildung 83 zeigt den Vergleich der Basenabfolge von fünf DNS-Fragmenten aus Proben von Herbstmilben aus dem Siebengebirge (212Sbgb und 210Sbgb) von METZEN (2002), aus Bonn (NZ14 und 74Mu) und Leipzig (n9Leip).

Das amplifizierte Fragment umfasst circa 600bp. Durchschnittlich ist der sequenzierte Bereich allerdings nur circa 560bp lang, da die Sequenzierung in einigen Fällen unvollständig war. Die Basen-Übereinstimmung der Proben beträgt zwischen 45 und 92%.

Die beiden DNS-Segmente von Proben aus dem Siebengebirge sind fast vollständig identisch. Die Probe 210Sbgb weist lediglich wenige Basen-Deletionen im Vergleich zur Probe 212Sbgb auf. Die Basenabfolge der Probe NZ14, die von einer Nymphe stammt, die sich in der Zucht (s. Kap. 3.3.2) aus einer Bonner Larve entwickelt hatte, zeigt, abgesehen von einigen Substitutionen und Basen-Deletionen sowie einer Basen-Insertion, eine nahezu vollständige Übereinstimmung mit der Proben 212Sbgb. Die Probe 74Mu wurde aus drei Larven aus Bonn-Muffendorf, im Süden der Stadt, gewonnen. Im Vergleich mit der anderen Bonner Probe (NZ14) zeigen sich im Verlauf der Basensequenz zahlreiche Substitutionen sowie Basen-Deletionen und -Insertionen. Die Probe n9Leip stammt von neun Herbstmilbenlarven. Das Sequenzier-Ergebnis aus dieser Probe weicht ähnlich stark von dem aus der Siebengebirgsprobe ab wie das der Probe 74Mu aus Bonn.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Proben aus dem Siebengebirge untereinander eine sehr große Übereinstimmung der Basenabfolgen zeigen. Die Basensequenz einer Probe aus Bonn unterschied sich kaum von denen aus dem Siebengebirge, dagegen zeigte eine weitere Bonner Probe relativ große Abweichungen der Basenabfolge. Eine Probe aus Leipzig wies eine ähnlich hohe Abweichung der Basenabfolge im DNS-Fragment aus der 16S rDNS auf wie letztere Bonner Probe.

212Sbgb_16Sa	1	-----CCTCATGCATA-CTAGTATTAGAGGCACTGCCTGCCCA
210Sbgb_16Sa	1	-----
NZ14_16SbRev	1	CGCCTGTTTATCAAAAAACATCA...TA...A.....
74Mu_16SbRev	1	CGCCTGTTTATCAAAAAACATCA...TA...TA.C.....
n9Leip_16Sa	1	-----C.....
212Sbgb_16Sa	38	GTGACTAACGTTAAACGGCCGCGGTATCCTGACCGTGCAAAGGTAGCATAATCACTTG-T
210Sbgb_16Sa	36-
NZ14_16SbRev	61-
74Mu_16SbRev	61ATTA.....T...-
n9Leip_16Sa	20AC.T...T.....C...A.....
212Sbgb_16Sa	97	TCCTTAATTGGGGACTGGAATGAATGGCCACACG--AGGATTCAACTGTCTCTTACT--C
210Sbgb_16Sa	95--.....
NZ14_16SbRev	120--.....
74Mu_16SbRev	120A.....T.T.....C.....G..T.....--T
n9Leip_16Sa	79A.A.....CT.T.....TC.....G...G.....--T
212Sbgb_16Sa	153	CCAATCAGTGAAATTGACCTTCCCCTGAAGAGCGGGG--ATAAAAAATAAG-ACGAG
210Sbgb_16Sa	151--.....
NZ14_16SbRev	176--.....
74Mu_16SbRev	176	TT.....A.....T.T.....
n9Leip_16Sa	135	TT..C.....G.....C---.G.C.C.GC.....
212Sbgb_16Sa	209	AAGACCTATGGAGCTTTAATTTAC-TGGCTTACGCCTTCTAACTAACCAACCTAATGGG
210Sbgb_16Sa	207-
NZ14_16SbRev	232-
74Mu_16SbRev	232A...A..G..T.CA..AAAA...--TCTT..T.C..CA..
n9Leip_16Sa	191T---TAA.G.AAACAG..C.....A...C.CA..T
212Sbgb_16Sa	268	CC-AAATCATAAAGCTCTAA---GTCAGTAA-TTTCGGTTGGGGTGACCTCGGAGCATAA
210Sbgb_16Sa	266	..-.....--.....
NZ14_16SbRev	291--.....
74Mu_16SbRev	290	---...A.A..TAT.T...CTG...AC..A..T.....T...-
n9Leip_16Sa	248	..T...CT.CC..A.CTGC.---.T.AA..-.....C.....G..
212Sbgb_16Sa	323	AACAACCTCCGAAAGATTTTATAACTAAGACAA-ACAAGTCAAAG-T-AACTATAATCTT
210Sbgb_16Sa	321-.....-
NZ14_16SbRev	346-.....A
74Mu_16SbRev	347	C.A.....G...A..G--.C...TT-.CC.....-.....-
n9Leip_16Sa	303	CC.....GCAG.ACAT--G.....TTC..C.....-CG.....CT..AC.
212Sbgb_16Sa	380	--TTTGACCCAATCTTCTTTGATCAACGGACCAAGTTACCTAGGGATAACAGCGCAAT
210Sbgb_16Sa	378	--.....
NZ14_16SbRev	403	--A.....
74Mu_16SbRev	400	--A...T...A.A--...A.A.....
n9Leip_16Sa	360	CAA...T...AAC---.C.....A.....
212Sbgb_16Sa	438	CCTATTCAAGAGTTCATATCGACAATTAGGGTTACGACCTCGATGTTGGATCAGGACAT
210Sbgb_16Sa	436	...--.....
NZ14_16SbRev	461
74Mu_16SbRev	456T.....-
n9Leip_16Sa	417T...C...A.....-
212Sbgb_16Sa	498	CCCAATGGTGCAGCAGCT-ATTAATGGTTCGTTGTTCAACGATTAAGTCCTACG-TGA
210Sbgb_16Sa	493G...
NZ14_16SbRev	521W-.....
74Mu_16SbRev	515	..A.....A.....A.....W-.....
n9Leip_16Sa	476	...G.....C...T...A.....
212Sbgb_16Sa	556	TCTGAGTTCAAACCGGAG
210Sbgb_16Sa	552
NZ14_16SbRev		-----
74Mu_16SbRev		-----
n9Leip_16Sa	535

Abb. 83: Alignment der DNS-Fragmente aus der 16S rDNS-Genregion von Herbstmilben nach Amplifikation mit dem Primerpaar 16Sa/16Sb. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 210Sbgb und 212Sbgb=jeweils 10 Larven aus Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002), NZ14=Nymphe aus Zucht einer Bonner Larve (Okt. 2001), 74Mu=Larve aus Bonn-Muffendorf (Aug. 2001) und n9Leip=Larve aus Leipzig (Sommer 1975). (W = A + T).

Polymorphismen der ribosomalen ITS2-Region

Mit dem Primerpaar RIB3/RIB4 wurde die vollständige ribosomale ITS2-Region amplifiziert (ZÄHLER ET AL., 1995). Abbildung 84 zeigt, dass zwischen den vier DNS-Segmenten aus Bonn (104Mu, 3Go und 1Go) aus dieser Studie und dem Siebengebirge (212Sbgb) aus METZEN (2002) nur sehr geringe Abweichungen der Basenabfolge untereinander bestehen. Am zahlreichsten sind die Substitutionen des Segmentes 3Go im Vergleich mit den anderen. Die Segmentlänge beträgt circa 360bp. Durchschnittlich liegt die Segmentlänge wegen der teilweise unvollständigen Sequenzierung bei circa 335bp. Die DNS-Segmente 104Mu und 212Sbgb zeigen mit Ausnahme der Primersequenz am 5'-Ende eine fast vollständige Basenabfolge. Die Sequenzier-Ergebnisse der beiden DNS-Segmente aus Bonn-Godesberg sind dagegen wesentlich unvollständiger.

Die Basen-Übereinstimmung der Proben beträgt zwischen 90 und 99%.

104Mu_RIB3	1	-----CGGGAATCGCTTTTGCTTTCTTTTCCTCCGCTGAA
212Sbgb_RIB3	1	-----
3Go_RIB3	1	-----G.....
1Go_RIB4Rev	1	CGGGATCCTTCGCTCGCCGTTACTA
104Mu_RIB3	36	TTATATGCTTAAATTCGGCGGGTAGTCTTACCTGATCTGAGATCGAAAAACATAACTTGG
212Sbgb_RIB3	36
3Go_RIB3	7	Y...G.....G.....
1Go_RIB4Rev	61
104Mu_RIB3	96	CCTACAACCTTACGTTGCAAAGCTCTCAAAGAACACAAACACCAGCGACAAGTACCCATCT
212Sbgb_RIB3	96
3Go_RIB3	67
1Go_RIB4Rev	121G.....
104Mu_RIB3	156	AAGCAGTTAAGCTACAGGGTACGAGACCGCACAGCATATGTGACTTTTACCAGACGAGCG
212Sbgb_RIB3	156
3Go_RIB3	127
1Go_RIB4Rev	181
104Mu_RIB3	216	CTTAGCGAGAAGCTCACGAATGGCATCGAATACAGTTAATTATTTAACGACTCTCAGACA
212Sbgb_RIB3	216K.....
3Go_RIB3	187
1Go_RIB4Rev	241
104Mu_RIB3	276	GGTAAGCCCACGGGAGTGACCCGTGGGCGCAATATGCGT-TCGAATGTCGAGTGCTCGGC
212Sbgb_RIB3	276
3Go_RIB3	247C.....C-----
1Go_RIB4Rev	301WC.....S.....
104Mu_RIB3	335	GTGTCCTGCAATTCACATCGATGG
212Sbgb_RIB3	335
3Go_RIB3		-----
1Go_RIB4Rev		-----

Abb. 84: Alignment der DNS-Segmente der ITS2-Region von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar RIB3/RIB4. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 104Mu=Bonn-Muffendorf (Aug. 2001), 212Sbgb=10 Tiere, Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 1Go und 3Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999). (K = T + G ; S = C + G; W = A + T ; Y = C + T).

```

33_34Kall_2_LC1      1 -----GTGAATTGCAGGACACGCCG
Leip_10_LC1         1 -----TAGCTGCATATATCGGT.....
3Go_LC1             1 -----
5Kall_LC1           1 -----TAATCGGT.....
56bSieg_LC1         1 -----TAGCTGCGATAATCGGT.....
92Prag_LC1          1 -----YAGCTCCGATAATCGGT.....
79Go_LC1            1 -----TAGCTGCGATAATCGGT.....
12En_HC2bRev        1 -----AACGCAGCTAGCWGCGATAATCGGW..R.....
Go5_HC2Rev           1 --AGTATCGATGAAGAACGCAGCCAGCTACGATAATBGGT...W.....
56aSieg_HC2Rev      1 CGAGTATCGATGAAGAACGCAGCTAGCTGCGATAATCGGT.....
34Kall_HC2Rev        1 CGAGTATCGATGAAGAACGCAGCTAGCTGCGATAATCGGT.....
37Prag_HC2Rev        1 CGAGTATCGATGAAGAACGCAGCTAGCTGCGATAATCGGT.....
130Leip_HC2Rev      1 CGAGTATCGATGAAGAACGCAGCAAAATGCGATAAGTAAT.....A.TT.AGT.

33_34Kall_2_LC1     21 AGCACTCGACA--TTCGAACGCATATTGCGCCACGGGTCACTCCCGTGGGCTTACCTGT
Leip_10_LC1         38 .....
3Go_LC1             1 .....
5Kall_LC1           29 .....
56bSieg_LC1         38 .....
92Prag_LC1          41 .....MK.....Y.....
79Go_LC1            38 .....
12En_HC2bRev        46 .....R.....
Go5_HC2Rev           59 .....
56aSieg_HC2Rev      61 .....
34Kall_HC2Rev        61 .....
37Prag_HC2Rev        61 .....
130Leip_HC2Rev      61 .ATCA...ATGC..T.....C.....G.CA..-..T..TG.C...A.G.....

33_34Kall_2_LC1     79 CTGAGAGTCGTTA-AATAATTAAGTGTGTA-TTCGATGCCATTTCGTGAGCTTCTCGCTAAGC
Leip_10_LC1         96 .....
3Go_LC1             57 .....
5Kall_LC1           87 .....
56bSieg_LC1         96 .....
92Prag_LC1          99 M.....Y.....
79Go_LC1            96 .....
12En_HC2bRev        104 .....
Go5_HC2Rev           117 .....
56aSieg_HC2Rev      119 .....
34Kall_HC2Rev        119 .....
37Prag_HC2Rev        119 .....
130Leip_HC2Rev      120 TC...C...A..TC..CCC.C..GCAC.GC.T.G..T-----..G.AC..G..T...

33_34Kall_2_LC1     137 GCTCGTCTGGTAAAAGTCACATATGCTGTGCGGTCTCGTACCCTGTAGCTTAACTGCTTA
Leip_10_LC1         154 .....
3Go_LC1             115 .....
5Kall_LC1           145 .....
56bSieg_LC1         154 .....
92Prag_LC1          157 .....S.....R.....
79Go_LC1            154 .....
12En_HC2bRev        162 .....
Go5_HC2Rev           175 .....
56aSieg_HC2Rev      177 .....
34Kall_HC2Rev        177 .....
37Prag_HC2Rev        177 .....
130Leip_HC2Rev      172 -T...CG.TCCCC..A.TG-..TG..G..CAC...GA.C-TT.CA...G..G-----..

33_34Kall_2_LC1     197 GATGGGTACTTGTGCTGGTGTGTTTGTGTTCTTTGAGAGCTTTGCAACGTAAGTTGTAGGC
Leip_10_LC1         214 .....
3Go_LC1             175 .....Y.....
5Kall_LC1           205 .....C.....
56bSieg_LC1         214 .....C.....
92Prag_LC1          217 .....
79Go_LC1            214 .....
12En_HC2bRev        222 .....R.....
Go5_HC2Rev           235 .....
56aSieg_HC2Rev      237 .....
34Kall_HC2Rev        237 .....
37Prag_HC2Rev        237 .....M.....K.....A.....M
130Leip_HC2Rev      224 .TAAAACC..C..TA.....AA.C..-----..GCG..C...CC-...AA.CC.

```

wird fortgesetzt

33_34Kall_2_LC1	257	CAAGTTATGTTTTT-CGATCTCAGATCAGGTAAGACTA	CCCGCTGAACTTAAGCATAT
Leip_10_LC1	274-.....
3Go_LC1	235
5Kall_LC1	265-.....
56bSieg_LC1	274-.....
92Prag_LC1	277-.....
79Go_LC1	274-.....
12En_HC2bRev	282CN..-.....
Go5_HC2Rev	295-.....
56aSieg_HC2Rev	297-.....C-----
34Kall_HC2Rev	297CGA.G.A.....
37Prag_HC2Rev	297	..CAG.....
130Leip_HC2Rev	271	...C.C..AA.G.-T..C...G.....G..A-----

Abb. 85: Alignment der DNS-Segmente der ITS2-Region von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar LC1/HC2. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 5, 33_34 und 34Kall=Kall/Eifel (Aug. 2000), Leip_10=10 Tiere, Leipzig (Sommer 1975), 130Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 3Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), 79Go=Bonn-Godesberg (Aug. 2001), Go_5=5 Tiere, Bonn-Godesberg (Aug. 1999), 56aSieg=Siegen (Aug. 1991), 37Prag=Prag/Tschechische Republik (Aug. 2000), 92Prag=Prag (Aug. 2001) und 12En=Bonn-Endenich (Aug. 2001). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; M = A + C ; R = A + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T).

Die Abbildung 85 zeigt die in der vorliegenden Studie umfangreichsten Sequenzier-Ergebnisse für ein weiteres vollständiges Amplifikat der ITS2-Region mit Hilfe des Primer-paares LC1/HC2 (DESPRES ET AL., 1992). Allerdings ist die Lage der Primer innerhalb des benachbarten kodierenden DNS-Bereiches eine andere als für die Primer RIB3 und RIB4. Die amplifizierte Segmentlänge beträgt circa 350bp insgesamt. Im Durchschnitt umfasst sie allerdings nur circa 310bp, da die Sequenzierungen in einigen Fällen unvollständig waren. In der Abbildung 85 ist zu sehen, dass die DNS-Segmente aus den verschiedenen geographischen Regionen in Deutschland und in Prag allgemein eine große Übereinstimmung der Basenabfolge aufweisen. Die Zahl der Substitutionen, Basen-Deletionen und -Insertionen in den Segmenten im Vergleich miteinander ist gering. Stärkere Abweichungen von den übrigen Segmenten sind lediglich beim Segment 130Leip aus Leipzig zu erkennen: Auch in diesem Fall ist, wie bereits für die Polymorphismen der CO1-Genregion zu sehen war, eine auffällige Unterschiedlichkeit der Nukleotidabfolgen der beiden Proben aus Leipzig zu erkennen, die vermutlich eher auf Amplifikations- oder Sequenzierfehler als auf Genotypen hinweist.

In der Abbildung 85 sind, mit Ausnahme der für die Direktsequenzierung üblichen Abweichungen der Basenabfolgen zu Beginn einer Sequenz, die Basenabfolgen aller Segmente fast identisch. Die Basen-Übereinstimmung der Proben beträgt ohne die Probe 130Leip zwischen 87 und 96%.

Zusammenfassend lässt sich aus dem Alignment der Segmente ableiten, dass die Herbstmilben-DNS von Larven aus Kall/Eifel (5Kall, 33_34Kall und 34Kall), Leipzig (Leip_10), Bonn (3Go, 5Go, 79Go und 12En), Siegen (56aSieg und 56bSieg) und Prag (37Prag und 92Prag) eine sehr große Übereinstimmung der Basenabfolge im Bereich der ITS2-Region zeigt.

3.3 UNTERSUCHUNGEN ZUR POTENZIELLEN VEKTORFUNKTION DER HERBSTMILBE

3.3.1 UNTERSUCHUNGEN VON HERBSTMILBENPOPULATIONEN AUS DEM FREILAND AUF BORRELIEN

Im Sommer 1999 wurden von 10 verteilt im Bonner Stadtgebiet liegenden Standorten circa 600 nüchterne Herbstmilbenlarven gesammelt und an das Landesgesundheitsamt (LGA), Arbeitsgruppe Prof. Dr. Dr. P. Kimmig, in Stuttgart gesendet.

Im Sommer 2000 wurden von 11 Bonner Standorten (sieben davon identisch mit denen aus 1999) circa 700 nüchternen Laven gesammelt und zusammen mit 40 Herbstmilbenlarven, die von den Säugetieren (Wirten) aus den untersuchten Gärten desselben Jahres stammten (s. Kap. 2.2.3.1), eingereicht.

Im Sommer 2001 wurden 330 Herbstmilben von den Säugetieren (Wirten) aus den sechs untersuchten Gärten der Säugetier-Untersuchungen nach Stuttgart gesendet. Auf eine Überprüfung von nüchternen, wirtsuchenden Herbstmilbenlarven in denselben Gärten wurde in dem Jahr verzichtet.

Im Sommer 2001 zeigte eine PCR zum Borrelien-Nachweis von einer vollgesogenen Herbstmilbenlarve, die bei den Säugetier-Untersuchungen im September von einem wildlebenden Spitzmaus (*Crocidura russula*) abgesammelt worden war, nach Angabe von K. Hartelt, LGA Stuttgart, ein positives Signal, also den Nachweis von Erreger-DNS in einer Probe. Allerdings gelang es nicht, durch die Hybridisierung mit DNS-Sonden eindeutig zu bestimmen, um welche Borrelien-Genospezies es sich handelte (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT). Ein weiterer positiver Nachweis aus nüchternen Larven, die im selben Garten (‘Steinacker’, Bonn-Roleber) gefangen worden waren, gelang nicht. Ansonsten konnten keine Borreliose-Erreger in den Herbstmilben nachgewiesen werden.

3.3.2 VERSUCH DES BORRELIEN-NACHWEISES IN HERBSTMILBEN AUS INFEKTIONS- UND ZUCHTVERSUCHEN

Parallel zu den Untersuchungen der Freilandfänge von Herbstmilbenlarven wurden ab Oktober 1999 Infektions- und Zuchtversuche im Labor durchgeführt.

Im Herbst 1999 war es nicht geglückt, circa 70 angesetzte Herbstmilbenlarven nach dem Vollsaugen am Wirt wiederzufinden, weil sie vermutlich von den Mäusen abgeputzt worden beziehungsweise vorher verendet waren.

Im Sommer/Herbst 2000 wurden die Versuche in der Hauptsache von Dr. H. Kampen durchgeführt: Unter den wiedergefundenen vollgesogenen Larven konnte in einer Probe von vier gepoolten Tieren am LGA in Stuttgart ein positiver Borrelien-Nachweis geführt werden (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT).

Im Sommer/Herbst 2001 wurden einige Hundert Herbstmilbenlarven an einen Borrelien-positiven Gerbil angesetzt. Zwei bis drei Tage nach dem Ansetzen fielen die ersten vollge-sogenen Larven vom Wirt ab. Sie wurden aus dem Gerbil-Käfig in die Zuchtkammern überführt. Nach circa zwei Wochen verpuppten sich die Tiere in den Zuchtkammern zur Protonympe und nach weiteren zwei Wochen schlüpfen die (Deuto-)Nymphen-Stadien. Aus diesem recht erfolgreichen Zuchtbeginn konnten 26 Nymphen für den Erreger-Nachweis eingefroren werden.

Ein Anteil von neun Nymphen wurde an das LGA in Stuttgart zur Borrelien-Untersuchung geschickt. Die 17 verbliebenen Nymphen wurden selbsttätig in Bonn untersucht. In den Bonner Untersuchungen konnte keine Borrelien-DNS in den Nymphen nachgewiesen werden. Für die etablierte PCR zum Borrelien-Nachweis konnte eine Nachweis-Sensitivität von minimal 30 Bakterienzellen festgestellt werden.

Im Anschluss an die eigenen Untersuchungen wurden die DNS-Extrakte der 17 Tiere zur Kontrolle ebenfalls an das LGA gesendet. Dort zeigte der PCR-Nachweis auf Borrelien-DNS in einem Fall (Zuchtnympe 10: ‚NZ10‘) ein positives Signal (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT):

Da sich bei der Sequenzierung des DNS-Fragmentes (196bp) jedoch zeigte, dass die Sequenz eine Ähnlichkeit sowohl mit *B. afzelii* als auch mit *B. valaisiana* aufwies (s. Abb. 86), wurde von einer Wildinfektion des Untersuchungsmaterials ausgegangen. Dieses Ergebnis konnte am LGA erfolgreich reproduziert werden. Eine Kontamination konnte ausgeschlossen werden.

Abbildung 86 zeigt die Basenabfolge des mit Hilfe der PCR amplifizierten DNS-Fragmentes im Vergleich mit den Basensequenzen für *B. valaisiana* und *B. afzelii* aus der Genbank. Der dargestellte Genotyp von *B. valaisiana* ist derjenige aus der Vielzahl von bekannten Wild-Genotypen, mit den größten Übereinstimmungen in der Basensequenz bezogen auf das DNS-Isolat aus der Zuchtnympe (NZ10). Es ist zu erkennen, dass das Borrelien-DNS Fragment aus der Zuchtnympe nicht vollständig sequenziert werden konnte, aber mit der Basensequenz von *B. valaisiana* bis auf eine Base übereinstimmt. Dagegen besteht der Unterschied der Basenabfolgen von *B. afzelii* zum Zuchtnymphen-Fragment aus 13 Basenplätzen.

	1				50
NZ10.SEQ	~~~~~	~~~~~	~~~~~	~~~~~	~~~~~CT
U78150.GB_BA4	CTGCGAGTTC	GCGGGAGAGT	AAGTTATTGC	CAGGGTTTTT	ATTTTGTACT
ab035965.gb_ba1	CTGCGAGTTC	GCGGGAGAGT	AAGTTATTGC	CAGGGTTTTT	ATTTTATACT
	51				100
NZ10.SEQ	TTAAACCTTA	AATTTATTTT	TTATATTTTT	TTAATGTTCA	TGTTTTTGAA
U78150.GB_BA4	TTAAACCTTA	AATTTATTTT	TTATATTTTT	TTAATGTTCA	TGTTTTTGAA
ab035965.gb_ba1	TTAAACCTTG	AATTTATTTT	TTAAATGTTT	ATATTATT..TGAA
	101				150
NZ10.SEQ	TGTTTTTATTC	AAATAATGTA	AAAAATAAAA	TAGTATATTG	ACATGGATTG
U78150.GB_BA4	TGTTTTTATTC	AAATAATGTA	AAAAATAAAA	TAG.ATATTG	ACATGGATTG
ab035965.gb_ba1	TAAAACATTC	AAATAATAATA	AAAAATAATA	TAT.ATATTG	ACATGGATTA
	151				200
NZ10.SEQ	AACAAAAGAT	ATATATTATT	TTATGTTGCA	TAAACAAATT	GGCAAAATAG
U78150.GB_BA4	AACAAAAGAT	ATATATTATT	TTATGTTGCA	TAAACAAATT	GGCAAAATAG
ab035965.gb_ba1	AACAAA.GAT	ATATATTATT	TTATGTTGTA	TAAACAAATT	GGCAAAATAG
	201				250
NZ10.SEQ	AGATGGAAGA	TAAAAATATG	GTCAAAGTAA	TAAG~~~~~	~~~~~
U78150.GB_BA4	AGATGGAAGA	TAAAAATATG	GTCAAAGTAA	TAAGAGTCTA	TGGTGAATGC
ab035965.gb_ba1	AGATGGAAGA	TAAAAATATG	GTCAAAGTAA	TAAGAGTCTA	TGGTGAATGC
	251				
NZ10.SEQ	~~~~~				
U78150.GB_BA4	CTAGGA				
ab035965.gb_ba1	CTAGGA				

Abb. 86: Sequenzvergleich zwischen NZ10 (Bonner Zuchtnymphe), U78150 (*B. valaisiana*) und AB035965 (*B. afzeli*), beide aus der Datenbank. Nach persönlicher Mitteilung von K. HARTELT, LGA, Stuttgart.

Die vollgesogenen Larven der Herbstmilbe konnten in den Zuchtgefäßen relativ erfolgreich weitergezüchtet werden. Ungefähr 50-60% der Tiere entwickelten sich zu (Deuto-) Nymphen. Allerdings fraßen die Nymphen die Collembolen und deren Eier, die als Nahrung bereitgestellt worden waren, nicht. Die Milben attackierten sich gelegentlich gegenseitig. Da sie nach einigen Tagen ohne Nahrung starben, wurden sie im weiteren Verlauf des Zucht- und Infektionsversuches bereits im Nymphenstadium abgetötet, um die Weitergabe der Borrelien-Infektion zu diesem Zeitpunkt der Entwicklung verfolgen zu können. Eine Zucht der Herbstmilbe bis zum adulten Entwicklungsstadium ist in keinem Fall geglückt.

4 DISKUSSION

4.1 EFFEKTIVITÄT DER FANGMETHODEN

Die drei ausgewählten Methoden zum Fang von Herbstmilbenlarven wurden in dieser Studie verwendet, da sie im Vergleich zu vielen anderen Methoden (DANIEL, 1969) zum einen eine punktgenaue Kartierung der Milbenherde und zum anderen quantitative Aussagen über den Larvenbefall ermöglichen. Es zeigten sich jedoch Unterschiede in der Handhabbarkeit und im Fangerfolg.

4.1.1 KACHELFANGMETHODE

WILLIAMS (1946) beschrieb erstmals eine Methode zum Fang von Trombiculiden-Larven durch das Auslegen von Kunststoffplättchen. HUBERT & BAKER (1963a) verwendeten schwarze Kunststoffplättchen (4x5in = 10,2x12,7cm) zum Fang von ostasiatischen Trombiculiden erstmals zur Untersuchung größerer Flächen. Diese Methode wurde von STRUPPE (1994) modifiziert, indem er schwarze und weiße Keramikacheln auslegte, um Herbstmilbenlarven zu fangen.

Garben et al. (1978) beobachteten, dass die ‚Störung‘ einer Herbstmilben-Larvenansammlung (‚cluster‘) eine Bewegungsaktivität der Tiere in Richtung auf die Störungsursache auslöste. Diese Wirkung erklärt das Funktionieren der Kachelfangmethode mit schwarzen Kacheln. Das Auslegen weißer Kacheln sollte den Fangerfolg an Larven allerdings noch vergrößern können, denn nach JONES (1950b) verhalten sich die Herbstmilbenlarven positiv phototaktisch. Er zeigte außerdem, dass die Larven auch auf reflektiertes Licht reagierten. Somit ist zu erwarten, dass Tiere im näheren Umkreis einer weißen Kachel auf diese zulaufen. Es ist zudem anzunehmen, dass die Tiere diejenige Kachel erlaufen, die ihnen am nächsten liegt, da JONES zeigen konnte, dass die Herbstmilbenlarven auf die Lichtquelle mit der stärksten Lichtintensität zulaufen. Untersuchungen, welche die Annahme, weiße Kacheln seien effektiver als schwarze, belegen, wurden bislang nicht durchgeführt.

HUBERT & BAKER (1963a) gingen bei der Untersuchung von potenziellen Befallsflächen so vor, dass sie die Kunststoffplättchen im Abstand von 5ft (1,53m) in Linien mit gleichem Abstand zueinander (Transsekte) auslegten. Bei der Anwesenheit von Trombiculiden-Larven auf einem Plättchen an diesen Stellen legten sie ein Raster mit zehn Plättchen aus, um die Befallsintensität zu bestimmen. Bei der Untersuchung größerer Areale (45x45ft = circa 13,7x13,7m) fanden sie eine relativ geringe Ausdehnung der Trombiculiden-Herde sowie eine kleinräumig sehr unterschiedliche Abundanz der Milben: Es gab Konzentrationen von Milbenfängen meistens auf einzelnen Plättchen, wohingegen auf Plättchen in

circa 1ft (circa 30cm) Abstand davon meistens keine Tiere zu finden waren. Daraus lässt sich für die beiden tropischen Trombiculiden-Arten *Leptotrombidium deliensis* und *L. akamushi* ableiten, dass die Herdgröße bei maximal 5ft (1,53m) und durchschnittlich bei 0,09m² Fokusgröße liegt. JONES (1950a) fand heraus, dass in circa 30cm Entfernung von seinen circa 0,37m² (Kantenlängen 61cm) einfassenden Lichtfallen keine/äußerst wenige Herbstmilbenlarven mit derselben Methode gefangen werden konnten. Lediglich in sehr stark von niedriger Vegetation bedecktem Gelände konnte er 30cm entfernt vom eigentlichen Milbenherd noch einige Tiere finden. Somit scheint der typische Herbstmilbenherd eine maximale Ausdehnung von circa 0,8m² zu haben. In dieser Studie lagen die Kacheln relativ dicht beieinander (1 Kachel / circa 0,6m², Kachelabstand circa 70cm). Dass dieser Abstand nicht zu groß gewählt war, lässt sich daran ersehen, dass die Milbenherde, trotz einer Rasterverschiebung von Jahr zu Jahr, jedes Jahr wiedergefunden werden konnten. Zudem konnte die Herdgröße einiger Milbenherde durch Detail-Untersuchungen auf größeren Flächen mit Hilfe der Kachelfangmethode bestimmt werden (s. Kap. 3.1.2).

HUBERT & BAKER (1963a) beurteilten ihre oben beschriebene Transsekt-Methode als gute Methode, um die Verteilung der Milben-Populationen in einem größeren gleichförmigen Gelände festzustellen.

Eine Optimierungsmöglichkeit der Kachelfangmethode wäre die Konstruktion vollständig weißer robuster Kacheln, da durch die weiße Färbung auch an den Seitenrändern oder an der Unterseite eine Erhöhung der Anlock-Wirkung auf die Herbstmilbenlarven zu erwarten wäre.

Das Ergebnis des Testes, nach welchem Zeitraum des Ausliegens die Kacheln betrachtet werden sollten, deckt sich ebenfalls mit den Untersuchungsergebnisse von JONES (1950b). Die Herbstmilbenlarven reagierten in seinen Experimenten direkt auf die Lichtquellen und bewegten sich schnell (einige Zentimeter in wenigen Sekunden) und zielgerichtet auf diese zu, um anschließend an der Lichtquelle zu verweilen oder in zufälligen Bewegungen umherzuwandern. GARBEN ET AL. (1978) fanden eine Bewegungsgeschwindigkeit von 1m/h bis 7,7m/h bei Herbstmilben. Bei Freilandversuchen von JONES (1950a) hatten sich im Zentrum von Lichtfallen mit einer Kantenlänge von 61cm nach 15 Minuten bereits 2/3 der Anzahl von Herbstmilben im Vergleich zur Auszählung nach 30 Minuten beziehungsweise 1/3 bis 1/2 der Anzahl im Vergleich zur Auszählung nach 60 Minuten eingefunden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Fangfläche im Experiment von JONES mehr als 16-mal größer war als die der einzelnen Kacheln in dieser Studie.

HUBERT & BACKER (1963a) ließen die Plättchen in ihren Experimenten sogar nur jeweils zwei Minuten liegen. Auch CLOPTON & GOLD (1993) und STRUPPE (1994) beobachteten bereits nach wenigen Minuten Trombiculiden auf den Plättchen/Kacheln. In der vorliegenden Studie konnte beobachtet werden, dass die Anzahl an Herbstmilbenlarven in den

ersten 10-15 Minuten zunahm, weshalb die Kacheln mindestens für 15 Minuten ausgelegt wurden.

Es lässt sich durch die kontinuierliche Zunahme der Larvenanzahlen schlussfolgern, dass die Larven die Kacheln, sofern diese in der oben angegebenen Dichte ausgelegt sind, nach 15-20 Minuten erreicht hatten. Anschließend verweilten die Tiere eine Zeit lang auf der Kachel. Die Verweildauer der Herbstmilbenlarven auf den ausgelegten Kacheln ist ein Schwachpunkt der Fangmethode: Nach 30-45 Minuten nimmt die Anzahl der Herbstmilben auf den Kacheln wieder ab, wodurch das Fangergebnis verzerrt wird. Das heißt, die Herbstmilbenlarven konzentrieren sich nicht auf den Kacheln je länger diese ausliegen. Dadurch ist diese Fangmethode nicht für die Bestimmung der absoluten Häufigkeiten von Larven an einer Stelle geeignet.

4.1.2 LICHTFALLENFANGMETHODE

In insgesamt drei Gärten wurden im September 2000 mit Lichtfallen an Herbstmilbenherden Tiere gefangen. Die Fangzahlen schwankten stärker als bei der Kachelfangmethode. Bereits nach diesen Versuchen war offensichtlich, dass – im Gegensatz zur Kachelfangmethode – die Lichtfallenmethode nur unter großem Aufwand zu standardisieren ist:

Auf Grund der Lochblendenkonstruktion, die notwendig ist, um einen deutlichen Helligkeitsunterschied (Lichtgradienten) und damit eine Lockwirkung auf die Larven in Richtung des Sammelpunktes in der Falle zu erzielen, ist der jeweilige Sonnenstand von großer Bedeutung: Je niedriger die Sonne – durch die Tages- und Jahreszeit bedingt – steht, desto geringer ist die Lockwirkung der Fallen. Daher wäre eine künstliche Lichtquelle in der Falle erforderlich. Es ist daher fraglich, ob die Lichtfallen in der Konstruktion von JONES (1950a) und COCKINGS (1948) überhaupt quantitative Fangergebnisse ergeben, wie es die Autoren angeben.

Daneben ist die Außenhaut und deren Lichtundurchlässigkeit entscheidend für die Ausbildung des Lichtgradienten innerhalb der Lichtfalle. Eine ähnliche Bedeutung hat der Untergrund beziehungsweise der Bewuchs eines zu untersuchenden Herdes, da beim Aufstellen der Fallen keine Lichtspalten entstehen dürfen. Dadurch wiegt die Sorgfalt beim Aufbau einer Lichtfalle im Ergebnis schwerer als beim Auslegen von Kacheln.

JONES (1950a) untersuchte einen Garten von circa 1340m² Größe mit 150 Lichtfallen in vier Stunden. Er ließ die Lichtfallen 15 Minuten stehen und kontrollierte dann, ob sich Herbstmilbenlarven angesammelt hatten. Falls dies nicht der Fall war, baute er die Falle in der direkten Umgebung des vorherigen Standortes auf. Rein rechnerisch kann er bei diesem Zeitaufwand nicht den gesamten Garten mit dieser Methode abgesucht haben. In der vorliegenden Studie waren die Gärten 300-900m² groß gewesen. Die gleichmäßigen und vollständigen Untersuchungen der Gärten, die die Voraussetzung für eine statistische Zufälligkeit beim Auffinden von Herbstmilbenherden war, dauerten, von einer Person

alleine durchgeführt, mit der Kachelfangmethode im Normalfall 4-8 Stunden, in stark befahrenen Gärten erheblich länger. Abgesehen von dem, durch die Größe und Konstruktionsweise der Lichtfallen bedingten, Transportaufwand ist es zweifelhaft, ob ein Garten bei einer Erst-Untersuchung in einem vertretbaren Zeitaufwand mit der Lichtfallenmethode beprobt werden könnte: Der Aufbau der Lichtfallen dauert auf Grund der notwendigen Sorgfalt bei der Präparation des Standortes relativ lange und würde auch durch die vergrößerte Fangfläche im Vergleich zur Kachelfangmethode keine Zeitersparnis einbringen. STRUPPE (1994) verwendete Blumentöpfe als Lichtfallen. Er verglich diese Methode mit der Kachelfangmethode und hielt letztere für geeigneter.

Da mit der Kachelfangmethode eine quantitative Aussage über die Herbstmilbenpopulation an einem Standort möglich ist, ist diese Methode der Lichtfallenmethode überlegen: Die Kachelfangmethode ist leichter und schneller durchführbar als die Lichtfallenmethode. Die Kachelfangmethode ist leichter zu standardisieren als die Lichtfallenmethode und hat sich auch bei der Erst-Untersuchung, bei der die Lage der Herbstmilbenherde unbekannt ist, bewährt: größere Flächen können gleichmäßig bei vertretbarem Arbeitsaufwand untersucht werden.

Hieraus folgte auch, dass Daten anderer Erhebungen innerhalb dieses Projektes, die mit der Kachelfangmethode durchgeführt wurden, gut miteinander vergleichbar waren.

Dagegen ist von der Fangtheorie beziehungsweise der Konstruktion her eine Bestimmung der absoluten Häufigkeiten nur mit der Lichtfallenmethode, nicht aber mit der Kachelfangmethode, möglich, da die Larven in der Falle akkumulieren können. Ein direkter Vergleich von Kachelfang- und Lichtfallen-Methode bezüglich der Fangquantität ist nicht durchgeführt worden. Da zu vermuten ist, dass die Herbstmilbenanzahlen an einem Standort im Verlauf der Milbensaison schwanken, entsteht das Problem, einen Methodentest an derselben Stelle möglichst zeitgleich durchführen zu müssen. Da aber beide Methoden den Herbstmilbenbestand verändern, sorgen sie zusätzlich für Schwankungen, wodurch die Fangergebnisse beider Fangmethoden am selben Standort niemals vergleichbar wären. Einzig ein Laborexperiment könnte das Problem lösen. In Abwägung der Erfahrungen mit beiden Methoden im Freiland mit dem zeitlichen Aufwand wurden keine derartigen Experimente durchgeführt.

4.1.3 LOCKKEGELFANGMETHODE

Ausgehend von der Fangtheorie in Kapitel 4.1.1 ist die Lockkegelfangmethode vergleichbar mit der Kachelfangmethode. Der Vorteil dieser Methode ist, dass, ähnlich wie die Lichtfallenmethode, die Larven beim Fangen konzentriert werden, da die Tiere auf der Kegel-(Trichter-)spitze verharren. Daher ist diese Methode zur Bestimmung des Erstauftretens von Herbstmilbenlarven an festgelegten Stellen gut geeignet.

Die Kachelfangmethode hat im Vergleich zur Lockkegelfangmethode den Nachteil, dass die Larven die Kacheln nach einiger Zeit des Herumlauftens wieder verlassen. Zum Fang von Milbenlarven unter Sträuchern, die dicht über dem Erdboden verzweigt sind, ist diese Methode aber unpraktischer als die Kachelfangmethode. Dies gilt außerdem für eine Erst-Kartierung des Milbenbefalls auf einer Fläche, da die Kacheln leichter zu handhaben und die Fangergebnisse schneller zu registrieren sind.

Für eine Bestimmung der absoluten Häufigkeit von Herbstmilbenlarven an einer Stelle ist, nach den Erfahrungen aus dieser Studie, die Lockkegelfangmethode besser geeignet als die Lichtfallenmethode: Wenn an einer Stelle mehrere Trichter gleichzeitig nebeneinander in geringem Abstand aufgestellt werden, könnte auf diese Weise sogar die Ungleichmäßigkeit des Untergrundes (dichtes Gras, Steine etc.) leichter ausgeglichen werden als beim Einsatz einer Lichtfalle (s.o.). Eine Verkleinerung der einzelnen Lichtfallen, um diesen Nachteil zu beseitigen, ergäbe eine Konstruktion, die den Lochkegelfallen gleichen würde.

4.2 VARIATIONEN IM LEBENSZYKLUS DER HERBSTMILBE

Die vorliegende Studie war initiiert worden, um einige Phänomene im Zusammenhang mit dem Auftreten der Herbstmilbenlarven (*N. autumnalis*) zu untersuchen. Im Mittelpunkt dieser Fragestellungen standen die bei einigen Personen bereits im Frühjahr und auch im Winter auftretenden Stichsymptome, die von den Herbstmilbenlarven stammen sollten. Trotz intensiver Untersuchungen wurden jedoch im Rahmen dieser Studie niemals Larven der Herbstmilbe vor Mitte Juli nachgewiesen. Ein Ergebnis, welches mit den Daten von STRUPPE (1994) aus Siegen vollständig übereinstimmt. Desgleichen konnten im Rahmen der eigenen Untersuchungen selbst nach langandauerndem intensivem Kontakt mit dem Bodenmaterial von Herbstmilbenherden bei den Bodenuntersuchungen im Frühjahr am eigenen Körper niemals Stiche beobachtet werden.

Daher ist sehr wahrscheinlich die Herbstmilbe nicht oder nur in einem sehr geringen Maße für die Stichsymptome bei den betroffenen Personen verantwortlich.

Einige andere Autoren geben an, Larven der Herbstmilbe auf ihren Wirten im Frühjahr oder Winter beobachtet zu haben (ELTON & KEAY, 1936; KEAY, 1937; DANIEL, 1961; KEPKA, 1964b, 1965; KALÚZ ET AL., 1996). Werden jedoch die Zahlen der von diesen Autoren an den Wirten gefundenen Larven und der Anteil befallener Wirte in diesen Untersuchungen betrachtet, so zeigt sich, dass der Wirtsbefall im Vergleich zu dem üblichen Befall im Sommer und Herbst sehr gering war. Da in der vorliegenden Studie in einer Bodenprobe von Ende März 2002 eine Herbstmilbenlarve in 20-30cm Bodentiefe gefunden wurde, ist es vorstellbar, dass vereinzelt Larven der Herbstmilbe bereits Ende April oder Anfang Mai an die Bodenoberfläche gelangen. GASSER & WYNIGER (1955) isolierten ebenfalls eine geringe Anzahl Larven aus dem unteren Teil eines Komposthaufens im März und sogar Dezember. Allerdings geben die Autoren als Bestimmungsliteratur für ihre Untersuchungen eine Schrift von ANDRÉ von 1928 an, wodurch den Autoren eventuell die existierenden anderen Trombiculiden-Arten der Region (Basel, Schweiz), die andere zeitliche Abläufe der Lebenszyklen aufweisen (WINKLER, 1953), verborgen geblieben sind. Dagegen fand DANIEL (1961) weibliche eiertragende Herbstmilben erst ab April. Der Zeitraum, in denen er eiertragende Herbstmilben fand erstreckte sich bis Juni mit einem deutlichen Maximum im Mai. Unter dieser Voraussetzung müssten Larven, die im März auftreten, aus einem Eigelege im Herbst des Vorjahres stammen, was eine starke Verschiebung des Lebenszyklus' im Vergleich zu den Funden von DANIEL darstellen würde.

Da der Einzelfund einer Larve im Rahmen dieser Studie aus 279 Bodenproben, entsprechend aus 27,9 Litern Boden, stammte, die von insgesamt 50 teilweise stark befallenen Herbstmilbenherden entnommen worden waren, ist davon auszugehen, dass die Stichsymptome an Menschen von früh im Jahr auftretenden Larven Einzelereignisse sind.

Im Übrigen fanden andere Autoren, bezogen auf die antizyklischen Funde von Herbstmilbenlarven an den Wirten, auch Gegenteiliges: VAN BRONSWIJK (1977) fand in den Niederlanden vor Mitte Juli und nach Mitte November keine Herbstmilbenlarven an den gefangenen Nagetieren und GARBEN ET AL. (1978) bereits ab Mitte Oktober keine Larven mehr an Nagetieren und Vögeln. HAITLINGER (1983) fand in drei aufeinanderfolgenden Jahren an *Microtus arvalis* (Arvicolidae) Herbstmilbenlarven nur ab Anfang Juni bis Ende Oktober. Die Funde an den Wirten lassen zudem auch den Schluss zu, dass in den Nestern der Wirte ein besonderer nidikoler Lebenszyklus der Herbstmilbe – mutmaßlich durch die besonderen ausgeglichenen Klimabedingungen in der direkten Umgebung der warmblütigen Wirte (TISCHLER, 1984) – ausgebildet ist. Die Existenz solcher Zyklen vermutete bereits HIRST (1926, zitiert in KEAY, 1936). Auch HAITLINGER (1986) hält nach seinen Untersuchungen von verschiedenen Säugerarten innerhalb eines Stadtgebietes solche Zyklen für sehr wahrscheinlich. Diese Zyklen hätten aber keine Bedeutung für den Menschen, da eine Einbeziehung in den Lebenszyklus der Herbstmilbe nur an offenen Milbenherden denkbar ist, an denen aber im Winter und Frühjahr die erwähnten Klimabedingungen nicht vorzufinden sind.

Daneben stellte die Mehrzahl der Autoren fest, dass die Larvensaison in Deutschland, Österreich und den Niederlanden ab Mitte Juli beginnt (BAUER, 1938; WINKLER, 1953; GARBEN ET AL., 1978; VAN BRONSWIJK, 1977; STRUPPE, 1994). RICHARDS (1950b) beschreibt für England das Auftreten von Larven ab Ende Juni und gelegentlich im Mai.

Der Vergleich dieser Ergebnisse mit denen aus anderen Untersuchungen zeigt, dass das Auftreten von Trombiculiden-Larven zur sehr unterschiedlichen Jahreszeiten zu beobachten ist. Allerdings stammen diese, im Vergleich zu der vorliegenden Studie abweichenden, Beobachtungen hauptsächlich aus den tropischen Klimazonen. Daher soll an dieser Stelle nur ein Vergleich mit Daten aus den gemäßigten Breiten erfolgen. So fanden Autoren für nordamerikanische Trombiculiden-Arten Folgendes:

CLOPTON & GOLD (1993) beobachteten ein Auftreten von Larvenstadien von *Eutrombicula alfreddugesi* Oudemans im April und Mai, mit einer maximalen Abundanz im Juni und Juli. PENNER ET AL. (1954) fanden die Larvenstadien von *Eutrombicula lipovskyana* Wolfenbarger, ab Mitte Juni. CUNNINGHAM ET AL. (2001) fanden Larven verschiedener Trombiculiden an Florida-Schwarzbären in maximaler Zahl im Juni, aber nicht von Oktober bis März.

Bei diesen Gegenüberstellungen muss berücksichtigt werden, dass nicht alle erwähnten Trombiculiden-Arten im Boden leben. Daher ist es wahrscheinlich, dass der Lebenszyklus von epedaphischen im Vergleich zu euedaphisch lebenden Arten verschoben ist, da im Frühjahr die Entwicklung durch einen schnelleren Temperaturanstieg beschleunigt ist.

TAKAHASHI ET AL. (1995) fanden in Japan für die asiatische Trombiculiden-Art *Leptotrombidium akamushi* einen Lebenszyklus, bei dem sich das Auftreten der Larvenstadien mit dem in dieser Studie gefundenen Zeitraum deckt. Die Autoren, die eine Zucht bei Freilandbedingungen unter mit Mitteleuropa vergleichbaren Klimabedingungen

landbedingungen unter mit Mitteleuropa vergleichbaren Klimabedingungen (Akita Präfektur) etablierten, fanden, dass im Oktober geschlüpfte Larven bis Anfang Januar überleben konnten. Aus der eigenen Beobachtung ist bekannt, dass nüchterne Larven auch bei höheren Temperaturen (<20°C) auf feuchtem Filterpapier durchaus sechs Wochen überleben können (Daten nicht gezeigt). SASA (1961) behauptet, dass Larven von *Leptotrombidium (Trombidium) scutellaris* Nagayo et al. Monate lang bewegungslos verharren können. Von daher ist das Ergebnis von TAKAHASHI ET AL. (1995) ein Hinweis darauf, dass es sich bei den im Winter auf den Wirten gefundenen Larven um die letzten Vertreter der Generation des vorherigen Herbstes handeln könnte, die unter günstigen Bedingungen einen Zeitraum von 1,5 bis 2 Monaten überlebten und hiernach noch von einem Wirt aufgenommen wurden.

In einer anderen Studie von TAKAHASHI ET AL. (1993), in der Larven von Wirten aus dem Freiland im Herbst und in geringem Maße auch im Frühjahr abgesammelt wurden, zeigte sich, dass die Eiablage unter natürlichen Bedingungen immer im Juli und August stattfand. Folglich gab es immer nur eine Larvengeneration pro Jahr. Dieses Ergebnis stützt die erwähnte These, die Larven an den Wirten seien Überlebende der Herbstgeneration. Tatsächlich beobachteten TAKAHASHI ET AL. (1993) an den gefangenen und unter natürlichen Temperaturverhältnissen gehaltenen Larven eine ‚Winterruhe‘ bei niedrigeren Temperaturen und eine erneute Aktivität bei Wiederanstieg der Temperaturen im Frühjahr (zur Überwinterung der Herbstmilbe s. Kap. 4.4.6).

Eine solche Situation ist nicht undenkbar, da in dieser Studie Larven auch bis Anfang November gefunden wurden. Häufiger jedoch war die Larvensaison Mitte bis Ende Oktober zu Ende. Nach WINKLER (1953) dauert die Herbstmilbenlarven-Saison in Österreich bis in den September. JONES (1950a) und BAUER (1938) fanden Herbstmilbenlarven bis in den Oktober. GARBEN ET AL. (1978) fanden Herbstmilbenherde bis Mitte November. RICHARDS (1950b) ermittelte das Ende der Larvensaison auf den Britischen Inseln ebenfalls im November.

CLOPTON & GOLD (1993) beschrieben ein Ende der Larvensaison für *Eutrombicula alfreddugesi* im Oktober. Allgemein konnten in der Literatur Nachweise von freilebenden Larven nicht später als November gefunden werden. Im Zusammenhang mit dem Auftreten von Larvenstadien der Trombidiiden, einer den Trombiculiden nahe verwandten Milbenfamilie, sind die Beobachtungen von WOHLTMANN (2001) und WOLTMANN ET AL. (2001) bemerkenswert: Das zeitgleiche Erscheinen der Larven von Milbenarten aus dieser Familie in jedem Jahr war durch eine Diapause eines Entwicklungsstadiums in den Wintermonaten zu erklären, wodurch nicht nur eine Synchronisation der Milben mit den Wirten – die Milbenlarven der Trombidiidae parasitieren an anderen Arthropoden – sondern auch zwischen den Geschlechtern erreicht wurde.

Eine ähnliche Übereinstimmung der Literaturdaten mit den Beobachtungen aus dieser Studie gilt auch für die zeitliche Lage des Abundanzmaximums der Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche: JONES (1950a) fand ein Abundanz-Maximum Anfang September, so wie auch in dieser Studie beobachtet. GARBEN ET AL. (1978) und VAN BRONSWIJK (1977) beobachteten den stärksten Larvenbefall auf den Wirten (Nagetiere und Amseln) im September. Gleiches fanden auch KALÚZ ET AL. (1996).

Somit kann festgestellt werden, dass die Eckdaten der Larvensaison der Herbstmilbe und die Schwankungen der Saisondauer im Bonner Stadtgebiet nicht von den Angaben aus der Literatur abweichen.

Andere Trombiculiden-Arten, deren Larvenstadium an Wirbeltieren parasitiert, konnten in Bonn nicht nachgewiesen werden. Gleiches fand auch VATER (1981) für ein Untersuchungsgebiet in Leipzig. Die häufig auch im Frühjahr zu beobachtenden Adult-Stadien der Samtmilben (*Trombidium holosericeum* und *Mikrotrombidium* spec., Trombidiidae), die auf den ersten Blick mit adulten Herbstmilben verwechselt werden könnten, besitzen ein Larvenstadium, welches an Arthropoden parasitiert (URANIA-TIERREICH, 1994; STORCH & WELSCH, 1997; ZHANG, 1998) und daher für die Stichsymptome nicht verantwortlich sein können.

VAN BRONSWIJK (1977) fand bei seinen Untersuchungen in den Niederlanden neben Herbstmilben zwei weitere Trombiculiden-Arten: *Cheladonta* spec., die auch KEPKA (1958) als *Ch. ikaoensis* und *Ch. styrica* relativ häufig an Nagetieren fand und von der ein Parasitieren an Menschen nicht erwähnt wird. Daneben wies VAN BRONSWIJK *Neotrombicula japonica* Tanaka et al. nach, von der auch KEPKA (1964b) behauptet, dass sie ein Lästling für die Menschen werden kann. VAN BRONSWIJK fand die Tiere (*N. autumnalis*: *N. japonica*: *Cheladonta*) im Verhältnis von 62 : 1 : 1,3.

WINKLER (1953) beschreibt für Österreich weitere Trombiculiden-Arten. Es stellt jedoch fest, dass die Herbstmilbe der häufigste Verursacher einer Trombidiose ist und dass die anderen Arten – *Trombicula desaleri* und *T. toldti* – in den höheren Gebirgslagen zu finden sind, in den tieferen Lagen und Talbereichen dagegen von der Herbstmilbe verdrängt werden. Gleiches fanden auch KEPKA (1965) und DANIEL (1959). WILLMANN (1952) fand in Norddeutschland einzelne Tiere der Art *Trombicula multisetosa* Willmann.

Für Deutschland ist bislang keine andere Trombiculiden-Art als die Herbstmilbe im Zusammenhang mit Trombidiose-Fällen beschrieben worden. Offensichtlich ist eine regional sehr deutlich ausgebildete Dominanz einer Art bei Trombiculiden verbreitet: In einer auf Teile von Leipzig festgelegten Untersuchung fand VATER (1981) ausschließlich Herbstmilben. COCKINGS (1948) konnte in Compton, Berkshire, England, ebenfalls nur Herbstmilben finden. Gleiches beschrieben auch STEFFEY & WINGO (1975), die in einer zweijährigen Untersuchung auf einer Truthahn-Farm in Missouri, USA, nur die Trombiculiden-Art *Neo-*

schöngastia americana (Hirst) nachweisen konnten. In Japan fanden UCHIKAWA ET AL. (1994) hauptsächlich *Leptotrombidium scutellare* Nagayo et al. und nur wenige Vertreter anderer Trombiculiden-Arten.

Es ist folglich im Bonner Raum davon auszugehen, dass keine anderen Trombiculiden-Arten als die Herbstmilbe für die Stichsymptome bei betroffenen Personen verantwortlich sind (s. Kap. 4.4.6).

4.3 ALLGEMEINE CHARAKTERISTIKA VON HERBSTMILBENHERDEN

Neben der möglichen Verschiebung des Lebenszyklus' der Herbstmilbe war eine weitere Fragestellung die Art der Verteilung der Tiere auf den befallenen Flächen. Dabei konnte in der vorliegenden Studie eine Herd-artige und sehr heterogene Verteilung sowie eine Ausdehnung der Herbstmilbenlarven-Herde von circa 0,3-0,5m² in den Gärten festgestellt werden. Dieses in dieser Studie beobachtete Charakteristikum der Milbenverbreitung ist, wie bereits weiter oben bei der Diskussion der Fangmethoden erwähnt wurde, mit den Funden aus anderen Untersuchungen vergleichbar: JONES (1950a) fing mit Lichtfallen in einem Umkreis von durchschnittlich 1,8m um Herbstmilbenherde herum keine weiteren Tiere. KRETZSCHMAR (1964) fand zwar einen mit 2m Breite vergleichsweise großen, aber ‚scharf umrissenen‘ Herbstmilbenherd mit mehr als 140 Tieren. STRUPPE (1994) erwähnt Herdgrößen von 1-2m². WILLIAMS (1946) fand mit der ‚Plättchenmethode‘ (s. Kap. 4.1.1) Herde von *Eutrombicula alfreddugesi* mit Hunderten von Tieren an einer Stelle und bereits 15cm weiter nur noch wenige bis keine Tiere mehr.

HUBERT & BAKER (1963a) fanden für die Arten *Leptotrombidium akamushi* Brumpt und *L. deliensis* Walch mit der Plättchenmethode eine Herdgröße von 0,09m² der Herde.

Damit decken sich die Beobachtungen einer sehr deutlich definierten Herdbegrenzung anderer Autoren mit dem Ergebnis aus dieser Studie.

Die Anzahl der von WILLIAMS (1946) gefundenen Tiere an einem Milbenherd sind allerdings wesentlich höher als in dieser Studie. Nur einmal wurden in einem offenen Hochbeet in einem Garten in Kall in der Eifel auf einer Kachel wiederholt nach circa 15 Minuten ungefähr 150 Tiere gefunden. Bei den Untersuchungen in Bonn lagen die maximal auf einer Kachel in einem Sammeldurchgang gefangenen Tiere bei ungefähr 50-60 Herbstmilben. GARBEN ET AL. (1978) fanden bei den Larvenansammlungen (‚Clustern‘) von Herbstmilben, dass 20% über 60 Tiere aufwiesen und circa 60% 10-30 Milben.

Die Lage der Herbstmilbenherde in den Gärten war ein weiterer Aspekt der Untersuchungen. Während GASSER & WYNIGER (1955) eine Konzentration von Herbstmilbenlarven in der Nähe von Komposthaufen fanden, so kann als Ergebnis dieser Studie festgehalten werden, dass nach einer Vielzahl von punktgenauen und wiederholt auf den selben Flächen durchgeführten Herdkartierungen in verschieden strukturierten Gärten die Bedeutung des Komposthaufens für die Entwicklung und Vermehrung der Larven nicht bestätigt werden kann. Meistens waren die Herde an verschiedenen anderen Stellen in den Gärten viel reicher an Larven, und in den seltensten Fällen waren in direkter Nähe zu Komposthaufen oder an Anhäufungen von Gartenabfällen überhaupt nennenswerte Larvenfunde zu verzeichnen. In einem Komposthaufen selber wurde nur einmal eine geringe Anzahl von Larven gefangen. Die vorherrschende Meinung, Komposthaufen seien – auch wegen der

etwaigen Beherbergung von Mäusenestern – ein Aufenthaltsort für die Herbstmilbe, ist vermutlich auf die mangelnde flächendeckende Untersuchung eines festgelegten größeren Areals auf Larven sowie die eingesetzte Fangmethode zurückzuführen. JONES (1950a) untersuchte eine im Vorfeld der Untersuchungen festgelegte größere Fläche mit der Lichtfallenfangmethode, die eine punktgenaue Zuordnung der Fänge ermöglichte. Er fand eine ungleichmäßige Verteilung der Herbstmilbenherde, aus der er als einzige Zuordnungsgröße die Höhe der Luftfeuchtigkeit (Vegetationsbedeckung) ableiten konnte. Diese Abhängigkeit der Verteilung der Milbenherde von der Luftfeuchtigkeit vermutete auch KRETZSCHMAR (1964). Dagegen meinte KEAY (1937), dass die Vegetation kein limitierender Faktor für die Verbreitung der Herbstmilbenlarven sei.

Andere Autoren (GASSER & WYNIGER, 1955; Sy, 1986) verwendeten Fangfahnen, die eine punktgenaue Zuordnung der Fänge zu bestimmten Standorten im Garten nicht ermöglichen. Neben der Fangmethodik – Fangfahnen sind beispielsweise auf relativ dicht bewachsenen Blumenbeeten nur schlecht einsetzbar – hat bei anderen Autoren auch das willkürliche Festlegen von Untersuchungsbereichen und die damit verbundene gezielte Suche nach Herbstmilbenlarven auf den Befallsflächen dazu geführt, dass viele Herdkartierungen nicht repräsentativ für den Befall einer Fläche ausfielen. Dies führte beispielsweise dazu, dass sich das Synonym ‚Grasmilbe‘ für die Herbstmilbe einbürgerte. Aus der vorliegenden Studie, deren Untersuchungsschwerpunkt unter anderem die Bestimmung der Lage von Herbstmilbenherden gewesen ist, geht zweifelsfrei hervor, dass der Name ‚Grasmilbe‘ irreführend ist: Blumenbeete der unterschiedlichsten Ausgestaltung beherbergten in der eigenen Untersuchung wesentlich öfter große Ansammlungen an Larven. Eine Beobachtung, die auch STRUPPE (1994) beschreibt. Allgemein wiesen Beete – bezogen auf den im Durchschnitt geringen Flächenanteil im Vergleich zum Rasen – häufiger Herbstmilbenherde auf.

DANIEL (1961) beschreibt die aus seiner Sicht hohe ‚ökologische Valenz‘ der Herbstmilbe, die es ihnen ermöglicht, schnell neue Lebensräume zu besiedeln. Er findet die Tiere in der ehemaligen Tschechoslowakei bis knapp unterhalb der Waldgrenze im Gebirge verbreitet (DANIEL, 1959). TOLDT (1946) begrenzt die Herbstmilbe auf die Talbereiche in Österreich. KOLEBINOVA (1983) fand Herbstmilben in Bulgarien auch zahlreich im Gebirge.

VITZTHUM (1930) und BAUER (1938) meinten, die Tiere nicht in größerer Entfernung vom Wasser finden zu können. VATER (1981) konnte eine solche Bindung in seinen Untersuchungen nicht finden.

In der vorliegenden Studie wurden, geographisch gesehen, zwar keine großen Areale untersucht, aber es zeigte sich, dass die Herbstmilbe eine offensichtlich von der Bodenoberfläche oder dem Bewuchs unabhängige Verbreitung in den Gärten besaßen (s. Kap. 3.1.2).

Auffällig war lediglich, dass einige Nutzbeete im Vergleich zur Umgebung sehr gering bis gar nicht von Herbstmilbenlarven befallen waren. Die Vermutung, dies könnte durch die bei der Bearbeitung des Bodens regelmäßig auftretenden Störungen des Bodengefüges verursacht sein, widerspricht der Beobachtung von DANIEL (1961, 1959), dass die Herbstmilbe – neben Waldrändern – hauptsächlich auf intensiv bearbeitetem Kulturland zu finden war. Allerdings erfolgte der Fang der Larven bei DANIEL durch das Absammeln von Nagetieren. Durch diese Fangmethode ist eine genaue Zuordnung der Parasiten zu einer bestimmten Oberflächenstruktur des Bodens erschwert.

Bezogen auf die Lagekonstanz der Herbstmilbenherde konnten GARBEN ET AL. (1978) beobachten, dass die Herde ihre Standorte im Verlauf der Larvensaison beibehielten. Sie fanden Herbstmilbenherde von Anfang September bis Ende Oktober unverändert vor, sofern nicht Wirte in Kontakt mit den Herbstmilbenlarven kamen. GENTRY ET AL. (1963) beobachteten ebenfalls eine feste Lage der Larven-Herde für *Leptotrombidium akamushi* und *L. deliensis* und HUBERT & BAKER (1963b) bestätigen dies für die Lage der Herde von *L. akamushi*, die sie über ein halbes Jahr lang beobachteten.

Die eigenen Beobachtungen decken sich mit den Angaben dieser Autoren.

In der Literatur und im Gespräch mit der Öffentlichkeit wird immer wieder erwähnt, dass die Bewegungsaktivität der Herbstmilbenlarven an den Herden von den klimatischen Umweltbedingungen abhängen würde. So mutmaßten einige betroffene Personen, dass die Larven bei Temperaturen von 15°C inaktiv seien. JONES (1950a) erwähnt, dass die Herbstmilbenlarven bei Temperaturen unter 10°C bewegungslos verharren. Diese Angaben konnten durch eigene Beobachtungen nicht bestätigt werden. Bei Herdkartierungen im November 1999 waren die wenigen gefundenen Herbstmilbenlarven bei einer bodennahen Lufttemperatur von 6°C noch aktiv und bewegten sich nicht merkbar verzögert auf den ausgelegten Kacheln. Eine uneingeschränkte Bewegungsaktivität der Larven bei niedrigen Lufttemperaturen und sogar nach Nachtfrösten erwähnt auch STRUPPE (1994).

Mehrfach wird in der Literatur auch erwähnt, dass es eine Tageszeiten-abhängige Aktivitätskurve der Larven geben soll. So fanden CLOPTON & GOLD (1993) ein Aktivitätsmaximum zwischen 15.30 und 19.30 Uhr, eine reduzierte Aktivität in der Nacht, einen leichten Aktivitätsanstieg zwischen 6.00 und 7.00 Uhr und eine inaktive Phase am Vormittag, in der die Tiere nicht auf Fangstimuli reagierten und mit der Plättchenmethode (s. Kap. 4.1.1) bei einem Auslagezeitraum von 1min nicht gefangen werden konnten. Diese Aktivitätskurve wurde in Zusammenhang mit den mikroklimatischen Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Insolation) gebracht.

JONES (1950a), GASSER & WYNIGER (1955) und KRETZSCHMAR (1964) hatten ebenfalls größere Fangerfolge in den Nachmittagsstunden zwischen 14 und 18 Uhr. Die Autoren

nahmen an, dass der aufgewärmte Boden und die wärmere Luft die Herbstmilbenlarven nachmittags aktiver werden lassen als am Vormittag. STRUPPE (1994) fand allerdings keine tageszeitlichen Unterschiede in der Aktivität von Herbstmilbenlarven und fing nachts und am Vormittag vergleichbar viele Herbstmilben wie zu den anderen Tageszeiten in Siegener Gärten.

Da die Fangzahlen auf den Kacheln maßgeblich für die weitergehenden Untersuchungen in der vorliegenden Studie waren, wurde die Tageszeit bei allen Gartenuntersuchungen trotz der Erfahrungen von STRUPPE berücksichtigt: Die Herdkartierungen in den Gärten wurden zwischen 11-12 MESZ begonnen und gegen 19 MESZ beendet. Einen auffälligen Einfluss auf die ermittelten Fangzahlen von Herbstmilbenlarven schien der Beginn der Untersuchungen am Vormittag in den meisten Fällen nicht zu haben. Trotzdem wurden anfänglich die Kacheln einige Minuten länger ausgelegt. In jedem Fall konnte die Beobachtung einer Inaktivität der Trombiculiden-Larven, wie bei CLOPTON & GOLD (1993) erwähnt, für die Herbstmilbe nicht bestätigt werden.

Außerdem ist es verwunderlich, dass die Herbstmilbenlarven nach den Angaben der oben genannten Autoren ein anderes Tages-Aktivitätsmaximum als ihre Wirte haben sollten: NIETHAMMER & KRAPP (1978, 1982, 1990) und BOYE ET AL. (1996) belegen nämlich, dass die von vielen Autoren (s.u.) als hauptsächliche Wirte der Herbstmilbe gefundenen Nagetiere und Insektenfresser insbesondere in der Dämmerung und nachts aktiv auf der Futtersuche und Wanderung sind. Ein Tages-Aktivitätsmaximum der Milbenlarven am Nachmittag bis längstens zum Anbruch der Dämmerung bedeutete demnach ein fast antizyklisches Verhalten des Parasiten zu seinem Wirt.

Neben diesen konträren Ergebnissen zum täglichen Aktivitätsrhythmus der Herbstmilbe, gibt es auch gegensätzliche Ansichten über eine Wetter-abhängige Aktivität der Larven. CLOPTON & GOLD (1993) folgerten aus ihren Erhebungen eine Abhängigkeit der Bewegungsaktivität der Larven von *Eutrombicula alfreddugesi* von der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit. Nach Meinung vieler betroffener Personen stechen die Herbstmilbenlarven häufiger bei wärmerem, trockenem Wetter. Andere Personen beschreiben eine größere Stichhäufigkeit bei feuchter Witterung. Bei anderen Angaben wird – in sich widersprechender Weise – ein Einfluss von besonders trockenen oder feuchten Sommern auf die Höhe der Larvenabundanzen erwähnt.

Nach den Erfahrungen aus dieser Studie ließen sich die Larvenabundanzen an den Messstellen nicht mit der Entwicklung der Wettersituation in einem Sommerhalbjahr korrelieren. Dabei gab es selbst in diesem relativ kurzen Zeitraum der Untersuchungen unterschiedliche Verläufe der Frühjahre und der Sommer in Bezug auf die Niederschläge und die zeitliche Lage von wärmeren Perioden. Trotzdem konnten in allen Jahren Herbstmilbenherde mit besonders vielen Larven an der Bodenoberfläche nachgewiesen werden.

Darüber hinaus wurde zwar im Sommer 2000 ein Einbruch der Larvenpopulation in einem Garten beobachtet, aber grundsätzlich konnte von Jahr zu Jahr eine Zunahme der Larvenabundanz an den meisten Milbenherden festgestellt werden. Einen derartigen von der Umgebung abweichenden Rückgang der Larvenpopulationen beobachtete auch VITZTHUM (1930) in einem Garten, der im Vorjahr stark befallen zu sein schien und der im Folgejahr ohne Probleme betreten werden konnte.

Bei Regen waren bei den Herdkartierungen ebenfalls viele Larven auf den Kacheln nachzuweisen. Ob es sich um weniger oder mehr handelte als bei sonnigem Wetter, ist nicht zu sagen, da geeignete parallele Untersuchungen am selben Ort zur selben Zeit im Freiland nicht möglich sind. Aufgrund der geringen Größe der Larven sollte angenommen werden, dass Regenereignisse durch Tropfenbildung auf der Vegetation beziehungsweise durch verstärkte Adhäsion an vielen Oberflächen die Beweglichkeit der Tiere einschränken. Dies wurde im Detail aber nicht untersucht. Die von betroffenen Personen beobachtete verringerte Stichhäufigkeit von Larven bei feuchter Witterung ist vermutlich durch eine veränderte beispielsweise seltenere Gartennutzung an kühlen und regnerischen Tagen zu begründen. Entsprechendes gilt als Erklärung für eine erhöhte Wahrnehmung der Stichaktivität der Larven bei trockener Witterung. Dagegen ist ein Rückgang der Larvenabundanzen in den Gärten auf Grund von Trockenheit unter Berücksichtigung der Ergebnisse an den Dauermessstellen aus dieser Studie nicht zu belegen.

Schwankungen der Larvenabundanzen in verschiedenen Jahren wurden auch von VITZTHUM (1930) und TOLDT (1946) erwähnt. Allgemein scheint aber die persönliche Wahrnehmung bei nur oberflächlicher Auseinandersetzung mit der Herbstmilben-Problematik zu verwirrenden Ergebnissen zu führen. TOLDT (1946) bemerkte dies im Zusammenhang mit der Verbreitung der Herbstmilbe, deren Auftreten zum einen von der Aufmerksamkeit der Dermatologen und zum anderen von der Überschreitung von Abundanz-Schwellenwerten abzuhängen scheint. Er mutmaßte, dass nach so genannten ‚Mäusejahren‘ durch erhöhte Verfügbarkeit von Wirten auch eine größere Larvenanzahl in Gärten zu finden sei. Dies lasse manchen Betroffenen vermuten, die Milben seien das erste Mal in einer Region aufgetreten, obgleich sie vielleicht in viel geringerer Zahl seit längerem dort vorkamen. Diese These lässt sich durch Beobachtungen aus der eigenen Studie belegen. So wurden mehrfach in Gärten, deren Besitzer oder Benutzer keine Kenntnis von der Herbstmilbe besaßen, Tiere gefunden. Dabei traten die Tiere entweder in vergleichsweise geringer Zahl auf oder aber, wenn in hoher Zahl, in Gartenbereichen – auf Beeten oder in Gebüsch – die selten von den Menschen betreten wurden.

Daneben ist eine persönliche Wahrnehmung der Herbstmilbe an eine deutliche Stichreaktion geknüpft. Diese kann nach WIKEL (1982) durch eine unterschiedliche Immunreaktion bei den Betroffenen sehr unterschiedlich ausfallen. JONES (1950c) beschrieb eine ‚entzündliche Reaktion‘ nach dem Stich von Herbstmilben. Bereits KEAY (1937) erwähnt, dass

manche Menschen fieber-ähnliche Symptome zeigen, wohingegen andere Menschen ‚immun‘ zu sein scheinen.

Sehr unterschiedliche Hautreaktionen auf die Stiche der Herbstmilbenlarven bei betroffenen Personen konnte auch in der vorliegenden Studie beobachtet werden.

Auf diese Weise sind zum einen die persönliche Prädisposition des Körpers auf die Milbenstiche und zum anderen das Freizeitverhalten maßgeblich an der Qualität und Quantität der Beobachtungen des Auftretens von Herbstmilben beteiligt. TOLDT (1946) beschrieb, dass die Stichreaktion nach 20 Stunden auftritt. Nach eigenen Beobachtungen wurden die Stiche vom Nachmittag meistens erst am Morgen des Folgetages wahrgenommen. Daher ist die eindeutige Zuordnung der Ursache für die Stiche oft unmöglich. Viele Personen vermuten, dass sie von den Tieren im Bett oder im Wohnzimmer gestochen werden.

4.4 BEDEUTUNG VERSCHIEDENER UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN FÜR DIE POPULATIONSENTWICKLUNG DER HERBSTMILBE

4.4.1 UMWELTBEDINGUNGEN AN DER BODENOBERFLÄCHE

Wenn die Larven die Bodenoberfläche erreichen, erwartet sie eine vom Boden sehr verschiedene und sehr variable Umwelt: Im Boden sind die Veränderungen der Umwelteinflussgrößen über die Zeit verzögert und in Abhängigkeit von der Bodentiefe auch geringer als an der Bodenoberfläche (TOPP, 1981; GISI ET AL., 1997; BRUCKNER, 1998). Die Larven gelangen in ein Kleinbiotop, in dem durch Bedeckungsgrad, Sonnen- und Windexposition sowie durch die Struktur des Bodens an der Oberfläche sehr unterschiedliche Umweltbedingungen herrschen können (GEIGER, 1961; KÜHNELT, 1970): Von einem offenen, sonnen- und windexponierten Beet mit einer oberflächlichen Bodenschicht, die schnell austrocknet und sich leicht aufheizt bis hin zu einer dicht mit höherer Vegetation (z.B. Gräser) bedeckten, beschatteten und windgeschützten Stelle mit einem Boden, der die Feuchtigkeit gut halten kann (s. Kap. 4.4.3).

Im Allgemeinen spielen die Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse für die Organismen eine entscheidende Rolle (EDNEY, 1977; TOPP, 1981; GISI ET AL., 1997). Wie sich in dieser Studie zeigte, hatten die an den Messstellen ermittelten Unterschiede der Umwelteinflussgrößen an der Bodenoberfläche, die im Hinblick auf sich potenziell entwickelnde Temperatur- und Feuchtigkeitsverhältnisse ausgewertet wurden, keinen eindeutigen Einfluss auf die Larvenabundanzen. Lediglich das Auftreten von ‚Abundanz-Plateaus‘ an einigen Messstellen ließ vermuten, dass diese relativ hohen Larvenanzahlen über einen längeren Zeitraum hinweg durch kontinuierlich günstige Umweltbedingungen verursacht sein könnten. Auf Grund der Vielzahl anderer Ursachen für eine sich entwickelnde oder verhinderte Larvenakkumulation an den Herden sind dies allerdings nur Vermutungen.

Andererseits ist anzunehmen, dass sich in der Entwicklungsgeschichte eine hohe ökologische Potenz und physiologische Belastbarkeit (Euryökie) des Larvenstadiums ausgebildet hat, da die Larve keinen Einfluss auf die Umweltbedingungen der von ihr erreichten Bodenoberfläche nehmen kann. Derartige Anpassungen sind für andere Organismen belegt (TOPP, 1981). VANNIER (1987) erwähnt zudem die hohe ökophysiologische Anpassungsbreite der Bodenfauna, da die Tiere sowohl in als ‚aquatisch‘ als auch in als ‚terrestrisch‘ zu bezeichnenden Umweltbedingungen leben können.

Im Zusammenhang mit dem Auftreten von Herbstmilbenlarven unternahm auch JONES (1950a) Messungen der relativen Luftfeuchtigkeit nahe der Bodenoberfläche. Er hielt den Einfluss der relativen Luftfeuchtigkeit auf die Entwicklung von Herbstmilbenherden für größer als den des pH-Wertes der oberflächennahen Bodenschicht oder der Temperatur. Aus seiner Sicht war die Existenz der Herbstmilbenlarven bei Werten unterhalb von 78%

relativer Luftfeuchtigkeit gefährdet. JONES (1950b) untersuchte auch die Toleranz der Herbstmilbenlarven gegenüber Schwankungen der relativen Luftfeuchtigkeit. Er fand heraus, dass die Neigung der Larven, höhere relative Luftfeuchtigkeiten aufzusuchen, geringer war, wenn die Tiere eine längere Zeit vorher einer geringen relativen Luftfeuchtigkeit ausgesetzt waren. Grundsätzlich waren die Tiere aber nicht in der Lage, geringe relative Luftfeuchtigkeiten von 50% länger als 10-20 Stunden zu überleben.

Die Auswertung der eigenen Messdaten zeigte jedoch, dass die Luftfeuchtigkeit in fester Abhängigkeit von der Tagestemperatur zwischen 90 bis 95% in der Nacht und 30 bis 40% an warmen Tagen schwankt. Daher müssen die Larven, die zum Auffinden eines Wirtes an die Bodenoberfläche gebunden sind, in der Lage sein, wenigstens für einige Stunden eine wesentliche Unterschreitung der Luftfeuchtigkeit von 78% zu kompensieren.

Durch die Messungen der Maximal-Temperatur an den Messstellen konnte gezeigt werden, dass extrem hohe Temperaturen (maximal 49°C) lokal zumindest für kurze Zeit auftraten. Der Rückgang der relativen Luftfeuchtigkeit ist durch die physikalische Kopplung an die Temperatur in solchen Momenten extrem (GEIGER, 1961). Es muss daher davon ausgegangen werden, dass die Herbstmilbenlarven eine längerandauernde und kurzzeitig starke Unterschreitung der relativen Luftfeuchtigkeit von 78% überleben können. EDNEY (1977), TOPP (1981) und SALIN ET AL. (1999) erwähnen in diesem Zusammenhang einige Insekten- und Milbenarten, die nach hohem Wasserverlust durch Transpiration Feuchtigkeit aus der Luft aufnehmen können. EDNEY (1977) beschrieb außerdem, dass sich einige Arthropoden an eine konstant geringe relative Luftfeuchtigkeit durch die Verringerung des Wassergehaltes im Körper anpassen können und dass gerade unter den Acari einige Arten vertreten sind, die einen Wasserverlust von 50-60% des körpereigenen Wassers tolerieren können. TOPP (1981) erwähnt einen weiteren Mechanismus bei Zecken, die den herrschenden Umweltbedingungen ähnlich wie die Herbstmilbenlarven ausgesetzt sind: Sie lassen Natrium- und Kaliumionen-reiche Sekrete in die Mundöffnung fließen, die hygroskopisch sind und gleichen so hohe Wasserverluste aus.

Die Larven der Herbstmilbe mussten in den eigenen Untersuchungen allerdings nur für eine kurze Zeit einen Wasserverlust mit Hilfe solcher Mechanismen kompensieren, denn die geringen Luftfeuchtigkeitswerte, die im Zusammenhang mit den hohen Lufttemperaturen zur Mittagszeit auftraten, stiegen bereits nach wenigen Stunden wieder auf über 80% an und lagen nachts ohne Ausnahme bei mindestens 90%.

Neben einer breiten ökologischen Potenz der Herbstmilbenlarven als Anpassung an die teilweise extrem ausgeprägten Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche könnten im Detail nicht erfasste, begünstigende Faktoren die Extrembedingungen klein- und kleinst-räumig abgemildert haben:

So ist davon auszugehen, dass die Verdunstung der Feuchtigkeit im Boden einen ausgleichenden Einfluss auf die Luftfeuchtigkeit direkt oberhalb des Bodens – also dem eigentli-

chen Lebensraum der Larven – hatte. GEIGER (1961) belegte zudem die ausgleichende Wirkung der Vegetation oder andersartiger Bedeckung des Bodens auf die Temperatur- und Luftfeuchtwerte. Allerdings beobachtete er, dass sich die Zonen der hohen relativen Luftfeuchtigkeit direkt unterhalb des Blätterbereiches der Vegetation aufbauen. Folglich wäre die Höhe und Blattdichte der Vegetation von ausschlaggebender Bedeutung für die auf dem Boden lebenden Larven. KARG (1994) zeigt, dass eine hohe relative Luftfeuchtigkeit (circa 70%) und eine geringe Evaporation in den verschiedenen Schichtstufen über dem Boden nur in der Laubstreu- oder Krautschicht, nicht aber in der Strauch- oder Baumschicht vorliegen. In diesem Zusammenhang sei bemerkt, dass VITZTHUM (1930) die Larven der Herbstmilbe in der Vegetation nie über Kniehöhe beobachtete. GASSER & WYNIGER (1955) fanden die Larven nicht höher als 20cm und STRUPPE (1994) bemerkte die Tiere maximal in 15cm Höhe über dem Boden. GENTRY ET AL. (1963) fanden die Larven von *Leptotrombidium akamushi* und *L. deliensis* maximal einige Inch (1in=2,54cm) oberhalb der Bodenoberfläche an Grashalmen oder Blättern von bodenbedeckenden Pflanzen in Malaysia und folgerten daraus, dass diese Höhe auch optimal für ein Abstreifen der Larven durch die Wirte (Rattenarten) sei. In dieser Studie wurden in verschiedenen Gärten mehrfach weiße Fangfahnen (Tücher) auf Sträucher und Büschen gelegt, von denen die Besitzer behaupteten, dass sie nach Kontakt mit ihnen Stiche bemerkt hätten: In keinem Fall konnten Herbstmilbenlarven nachgewiesen werden.

Die Bodenstruktur und die Bodenart an der Bodenoberfläche entscheiden durch die Färbung und Form über den Grad der Erwärmung bei Sonneneinstrahlung (GEIGER, 1961, KÜHNELT, 1970) und damit auch über den Grad der Austrocknung des Bodens. GEIGER (1961) und KÜHNELT (1970) erwähnen, dass die Temperaturbedingungen (und damit auch die Luftfeuchtigkeit) auf kleinem Raum selbst an offenen Stellen – GEIGER nennt Ackerböden als Beispiel – sehr verschieden sein können, da die Morphologie der Bodenoberfläche Auswirkungen hat: So verursachen zum Beispiel leichte Bodenwellen oder kleine Steine Schattenbereiche. Daneben sind auch die Bodenfeuchtigkeitsverhältnisse auf kleinem Raum, bedingt durch die Bodenstruktur (insbesondere durch die Wasserleitfähigkeit), variabel (GEIGER, 1961; KÜHNELT, 1970; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Dadurch können kleinräumig Feuchtigkeitsgradienten im Boden entstehen (WALLWORK, 1976). Folglich ist es naheliegend, dass punktuell unterschiedliche Feuchtigkeitsverhältnisse an der Bodenoberfläche innerhalb von Herbstmilbenherden zu Temperatur- und Luftfeuchtigkeitsgradienten führen können. Ob die Larven diesen Gradienten folgen und kleinräumig geeignetere Bereiche aktiv aufsuchen, wurde nicht untersucht. In Laborexperimenten konnte JONES (1950b) allerdings zeigen, dass die Tiere solche Gradienten wahrnehmen und sich entsprechend verhalten.

Nach JONES (1950b) scheinen die Larven Temperaturen zwischen 16 und 25°C zu bevorzugen. Dagegen war ein Verhalten bei seinen Experimenten bemerkenswert: Nur bei

einem Temperaturbereich zwischen 35-40°C zeigten die Tiere bei Kontakt mit der Wärmequelle eine auffällige Bewegungsaktivität. Dies ist eine relativ hohe Temperatur für einen an das Bodenleben angepassten Organismus (TOPP, 1981). Andererseits liegt die typische Körpertemperatur von Kleinnagern in dem Bereich zwischen 35-40°C (NIETHAMMER, 1979). Wurden die Larven noch höheren Temperaturen bis 45°C ausgesetzt, so zeigten sie kein Vermeidungs- oder Fluchtverhalten (JONES, 1950b). GARBEN ET AL. (1978) fanden ein Verhalten, das sie ‚questing behaviour‘ nennen: Die Larven hoben das vordere Beinpaar, wenn ein rot-glühender Schraubenzieher in die Nähe der Larvenansammlungen (‚cluster‘) gehalten wurde. Diese Beispiele spiegeln die offensichtliche Anpassung der Larven an teilweise hohe, aber kurzzeitig herrschende Temperaturen wider.

TOPP (1981) führt an, dass gerade bei einer hohen Luftfeuchtigkeit der Verdunstungskältemechanismus an Grenzen stößt. Dies ist ein interessanter Aspekt bei der Betrachtung des Einflusses von lokal hoher oder geringer Luftfeuchtigkeit auf die Herbstmilbenherde. Ebenfalls bemerkenswert ist, dass für kleine Arthropoden – also auch für die Herbstmilbenlarven – ein Temperatúrausgleich bei Einwirkung von hoher direkter Sonneneinstrahlung auf die Tiere durch Konvektionsstrahlung erfolgen kann (EDNEY, 1977; TOPP, 1981). EDNEY (1977) erwähnt die zum Teil hohen sogenannten ‚Transitionstemperaturen‘ von 65°C bei einigen Argasiden (Lederzecken). Dies ist die Temperaturgrenze, deren Überschreitung erst eine sehr hohe Transpiration der Tiere verursacht; darunter scheinen die Tiere in der Lage zu sein, die Temperatur und den Transpirationsverlust von Wasser zu kontrollieren. In Anbetracht einiger sehr hoher Temperaturwerte an den Dauermessstellen wären Untersuchungen an Herbstmilbenlarven bezüglich solcher Grenztemperaturen aufschlussreich.

Der oben angeführte Vergleich von Temperatur- und Feuchtigkeitstoleranz von euedaphisch und epedaphisch lebenden Tieren mit den Untersuchungsergebnissen an den Herbstmilbenherden legt nahe, dass das Larvenstadium der Herbstmilbe entweder durch eine breite ökologische Potenz eine besondere Anpassung an das Leben an der Bodenoberfläche aufweist oder aber kleinräumige Bereiche, in denen günstige mikroklimatische Umweltbedingungen herrschen von den Tieren aktiv aufgesucht werden, um ihre Überlebenschancen zu vergrößern. Für letztere Annahme lassen sich in den Daten der vorliegenden Studie keine Belege finden, da dafür die verwendete Nachweismethode für die Larven und die Klimamessungen nicht detailliert genug war.

4.4.2 BEDEUTUNG DER WIRTE

Der oben von TOLDT (1946) erwähnte Einfluss der Mäuseabundanz auf die Larvenanzahlen ist ein nachvollziehbarer Einfluss der Wirte auf die Populationsentwicklung der Herbstmilbe. In dieser Studie belegten die Ergebnisse der Säugetier-Untersuchungen, dass die unterschiedlichen Larvenabundanzen an verschiedenen Herbstmilbenherden

nicht mit der Frequenz von Säugetieraktivitäten an den Herden und dem Befall der Tiere mit Larven im Zusammenhang stehen. Erstaunlich und einer Erwähnung wert ist in diesem Zusammenhang auch, dass es nur einen einzigen Garten in Bonn gab, in dem keine Larven nachgewiesen wurden. Dieser Garten, auf dem Venusberg außerhalb des eigentlichen Rheintales gelegen, steht in direktem Kontakt zu einem Waldgebiet. Dadurch ist ein hohes Maß an Aktivitäten von Säugetieren (NIETHAMMER & KRAPP, 1978, 1982, 1990; BOYE ET AL., 1996) und Vögeln (JONSSON, 1992) in diesem Garten anzunehmen.

In dieser Studie sind die Säugerfänge nach den Empfehlungen aus der Literatur (ZWAHLEN, 1975; NIETHAMMER & KRAPP, 1978, 1982, 1990; BOYE, 1996) und in Abstimmung mit Experten (R. HUTTERER, ZOOLOGISCHES FORSCHUNGSINSTITUT UND MUSEUM KOENIG, BONN; D. STEINWARZ, HENNEF) durchgeführt worden. Die Fangmethodik wurde auf die verschiedenen Säugerarten abgestimmt und standardisiert. Bei kritischer Betrachtung der Methode könnte angemerkt werden, dass durch den Fallenfang in Gärten in Abhängigkeit zur Wegewahl der Tiere keine Unabhängigkeit der Fangdaten der einzelnen Fallenstandorte gewährleistet war, da ein möglicher ‚Fallenschatten‘ dazu geführt haben könnte, dass an anderen Fallenstandorten weniger häufig Tiere gefangen wurden. Dieses Problem wäre nur durch Kombinationen von abwechselnd aufgestellten und geschlossenen Fallen an den verschiedenen Fangorten über einen entsprechend längeren Zeitraum als den in dieser Studie gewählten zu lösen gewesen. Auf Grund der zeitlichen Planungen und der zur Verfügung stehenden personellen Ressourcen für die Untersuchungen war dieses Vorgehen nicht möglich. Trotzdem ist aber davon auszugehen, dass der Fangfehler, wenn nicht minimiert, so doch auf jeden Fall zufällig gewesen ist.

Im Jahr 2001 wurde mit den Kartierungen der Herbstmilbenherde so lange gewartet, bis sich das Maximum der Larvenanzahlen andeutete. Da die höchsten Abundanzen sowohl der Larven als auch der Säugetierarten im selben Zeitraum liegen (NIETHAMMER & KRAPP, 1978, 1982, 1990; R. HUTTERER, persönliche Mitteilung), war der Zeitraum der Erhebungen optimal.

DANIEL (1961) ist der Meinung, dass es für die Verbreitung der Herbstmilbe wichtig sei, dass die zeitliche Lage des Larvenabundanz-Maximums mit dem Maximum der Wanderaktivitäten der hemisynanthropen Tiere zusammenfällt. Er vermutet eine Synchronisation. Diese These wird auch vom Autor dieser Studie vertreten. Eine derartige Synchronisation würde zu einem Larvenabundanz-Maximum Ende August bis Mitte September führen (s. auch Kap. 4.2).

Für die Erhebungen im Sommer 2000 ist daher kritisch anzumerken, dass bei einer maximalen Abundanz der Larven zwischen Ende August und Mitte September die Herbstmilben-Herdkartierungen in den entsprechenden Gärten Anfang August etwas zu früh vorgenommen wurden und somit die Abundanzen an den Untersuchungsstellen unterschätzt

worden wären. In diesem Fall hätte die getrennte statistische Auswertung der Untersuchungseinheiten 2000/2001 und 2001/2002 trotzdem ein aussagekräftiges Ergebnis hervorgebracht (s. Kap. 3.1.4.1). Da dies nicht der Fall ist, kann dieser methodische Fehler nicht für eine fehlende Signifikanz verantwortlich sein.

Es ist allerdings denkbar, dass die Anwesenheit der Wirte einen Einfluss auf die Nachweisbarkeit der Larven besitzt: Die Verschleppung der Larven bei einem häufigen Kontakt eines Wirtes mit dem Milbenherd würde eine Verringerung der freilebenden, mit der Kachelfangmethode nachweisbaren Larven verursachen. In diesem Fall hätte eine negative Korrelation – im Gegensatz zur erwarteten positiven – bei den Säugetier-Untersuchungen eintreten müssen: Dass entsprechend an den Milbenherden mit einer vergleichsweise geringen Larvenabundanz erhöhte Fangzahlen an Säugetieren beziehungsweise eine erhöhte Larveninfestation an den Säugetieren hätte ermittelt werden müssen. Dies war jedoch nicht der Fall.

Die Fang-Methodik, die besonders auf Säugetiere ausgerichtet war, ist sehr wahrscheinlich ebenfalls nicht für eine fehlende Korrelation zwischen dem Larvenbefallsgrad der Milbenherde und der Frequenz der Säugetieraufenthalte an den entsprechenden Stellen verantwortlich:

GARBEN ET AL. (1978) betonen zwar, dass die Rolle der Amseln als Wirte der Herbstmilbenlarven unterschätzt würde, aber bei der Betrachtung der Befallszahlen von verschiedenen Säugerarten im Vergleich mit verschiedenen Vogelarten zeigt sich, dass die Rolle der Säugetiere als Wirte der Trombiculiden, insbesondere der Herbstmilbe, am wichtigsten ist (ELTON & KEAY, 1936; DANIEL, 1961; VAN BRONSWIJK, 1977; GARBEN ET AL., 1978; LITERÁK ET AL., 2001). Nachvollziehbar ist dabei auch, dass die bodenbewohnenden Arten eine größere Bedeutung für die Herbstmilbe besitzen als beispielsweise Fledermäuse, auf denen DUSBÁBEK (1963) eine sehr geringe Anzahl Herbstmilben im Vergleich zu anderen Trombiculiden-Arten fand.

Reptilien und Amphibien, die in den untersuchten Gärten in Bonn in der Larvensaison verschwindend selten anzutreffen waren, sind keine Wirte der Herbstmilbe (PIEKARSKI, 1954; TISCHLER, 1977; LANE & CROSSKEY, 1993). Unter den Säugetieren sind nach DANIEL (1957b) und KALÚZ ET AL. (1996) die Microtinae die Hauptwirte; dagegen ist der Befall der Insectivora nach Beobachtung dieser Autoren nur gering. Entsprechend zählten auch GARBEN ET AL. (1978) auf *Microtus*-Arten die meisten und auf *Sorex*-Arten die wenigsten Larven. Gleiches fand KOLEBINOVA (1983) für den Vergleich von *Microtus*- und *Crocidura*-Arten als Wirte der Trombiculiden in Bulgarien. ELTON & KEAY (1936) beschreiben ein ähnliches Befallsergebnis: Neben den Microtinae waren noch sehr viele Vertreter der Gattung *Apodemus* befallen, und sie fanden keine Herbstmilben auf *Sorex*-Arten. METZEN (2002) fand im Siebengebirge bei Bonn in unterschiedlich strukturierten Waldgebieten

Clethrionomys glareolus als am stärksten befallen, dicht gefolgt von Igel (*Erinaceus europaeus*). Die gefangenen *Apodemus*-Arten wiesen in METZENS Untersuchungen deutlich weniger Larvenbefall auf als die beiden erstgenannten Gruppen. Die gefangenen *Crocidura*-Arten waren sehr gering befallen.

Aus der vorliegenden Studie kann für den innerstädtischen Bereich festgehalten werden, dass die Art *Apodemus sylvaticus* und Igel die Hauptwirte der Herbstmilbenlarven waren. Die gefangenen *Crocidura*-Arten waren – im Vergleich zu den oben genannten Studien anderer Autoren – deutlich häufiger und stärker von Larven befallen.

Allgemein war der Larvenbefall der Wirte, die sowohl im Bonner Stadtgebiet in dieser Studie als auch im Siebengebirge von METZEN gefangen worden waren (Braunbrustigel sowie Wald- und Spitzmäuse), im Bonner Stadtgebiet wesentlich höher als im Siebengebirge. Vielleicht entspricht das Bonner Stadtgebiet dem, was DANIEL (1961) ‚cultivated land‘ bezeichnet und das in seinen Untersuchungen besonders stark von der Herbstmilbe befallen war.

CERNÝ & ROSICKÝ (1979) fingen ebenfalls Säugetiere im Stadtbereich und erwähnen *Microtus arvalis* als den wichtigsten Wirt der Herbstmilbe. In dieser Studie wurden die Microtinae innerstädtisch nicht gefangen und scheinen daher für den Entwicklungszyklus der Herbstmilbe keine Rolle zu spielen. Die einzigen Fänge einer *Microtus*-Art (5 Exemplare von *Microtus arvalis*) gelangen in einem Garten, der weit außerhalb der städtischen Bebauung am Rand des landwirtschaftlich geprägten Vorgebirges (Alfter) liegt und somit zwar rein formell zum Stadtgebiet gerechnet wird, aber bezogen auf die Landschaftsstruktur dem Umland zuzurechnen ist. Dieses Ergebnis zeigt, dass der Befallsunterschied der Wirte vermutlich nicht so sehr mit einer Vorliebe der Herbstmilben zusammenhängt, sondern lediglich mit der Präsenz, dem Bewegungsradius und der Anzahl der zur Verfügung stehenden Wirte im Lebensraum der Herbstmilbenlarven. Diese These vertritt auch DANIEL (1961). UCHIKAWA (1979) belegt, dass der Bewegungsradius eines Wirtes sowohl das Artenspektrum als auch den Befallsgrad mit Ektoparasiten der Gattung *Eulaelaps* festlegt.

TRAUB & WISSEMAN (1968) behaupten, dass – neben der Reduktion des Unterwuchses – die zahlenmäßige Kontrolle der Wirte vorübergehend hilfreich für eine Verringerung der Larvenabundanz sei. Dagegen beschrieb WILKINSON (1979), dass die Reduktion von Säugetierpopulationen schnell durch einwandernde Jungtiere aus der Umgebung ausgeglichen würde. Eine derartige Wiederbesetzung von Revieren durch Jungtiere belegen auch MAZURKIEWICZ & RAJSKA (1975). Einen weiteren Aspekt, der einer Kontrolle der Wirte zur Reduktion der Herbstmilbenpopulation entgegensteht, nennt HARRISON (1956): Er stellte fest, dass eine Dezimierung der Wirte (Nagetiere) der Trombiculiden-Arten *Leptotrombidium akamushi* und *L. deliense* in Malaysia dazu führte, dass die verbliebenen Wirte stärker

befallen waren und die Wahrscheinlichkeit für den Menschen mit dieser, das Tsutsugamushi-Fieber übertragenden Milbenart in Kontakt zu kommen, stark anstieg.

Die gerade angeführten Ergebnisse anderer Autoren und diejenigen von KUCERA (1970), der die Reviergrößen von *Apodemus*-Arten untersuchte, würden, auf die Bonner Trombiculiden-Situation übertragen, vermutlich folgendes bedeuten: Bei einer Dezimierung der Säugetiere im Garten würde die Stichhäufigkeit für den Menschen zunächst zunehmen. Im Weiteren würde – bei nur punktueller Reduktion der Säugetiere, beispielsweise in lediglich einigen, aber nicht allen benachbarten Gärten, – nach kurzer Zeit die Säugetierdichte in den manipulierten Gärten durch einwandernde Jungtiere wieder ansteigen. Die Zusammenfassung dieser These mit dem Ergebnis der Säugetier-Untersuchungen der eigenen Studie lassen die Bedeutung der Wirte für die Abundanz der Larven an den Herbstmilbenherden gering erscheinen.

Nichtsdestoweniger ist die Herbstmilbe in ihrer Entwicklung natürlich auf die Verfügbarkeit von Wirten angewiesen (PIEKARSKI, 1954; TISCHLER, 1977; LANE & CROSSKEY, 1993):

Grundsätzlich nimmt die Zahl der wildlebenden Säugetiere in der Stadt Bonn zu (persönliche Mitteilung, HERR D. SCHUBERT, Untere Jagdbehörde, Bonn). Insbesondere die Zahl der Ratten steigt stetig. Daneben ist die Problematik der Zunahme von Mardern in den Städten im Verlauf der letzten Jahre aus der Presse bekannt geworden. Populationsdynamische Studien dazu liegen bislang nicht vor. Daneben gibt es weitere Säugetiere, für die eine positive Populationsentwicklung in den städtischen Bereichen möglich wäre: Hier wären halbwilde Katzen und unter Schutz stehende Arten wie beispielsweise Spitzmaus- und Schläferarten zu nennen. In einem solchen Szenario würde die Verfügbarkeit von geeigneten Herbstmilbenwirten auf längere Sicht zunehmen. Diese Aussagen und die eigenen Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Entwicklungen der Populationen der innerstädtischen Säugerarten und der Herbstmilbenlarven in der Stadt Bonn parallel verlaufen.

EICHLER (1964) behauptet, dass die Populationsentwicklung der Wirte für den Massenwechsel der Parasiten wichtig sei. DEBACH & SMITH (1947) beschrieben die Oszillation der Abundanzen von Parasit und Wirt als natürliches Phänomen, da sie diese Oszillation beobachteten, obgleich die übrigen Einflussgrößen in Laborexperimenten konstant gehalten wurden.

Mit Blick auf die oben erwähnte Ergebnisse von DEBACH & SMITH und der eingangs erwähnten Aussage von TOLDT (1946) könnte eine weitere Erklärung für die fehlenden eindeutigen Zusammenhänge zwischen den Wirts- und Herbstmilbenpopulationen in den Gärten in der vorliegenden Studie folgende sein: Die Bedeutung der Säugetier-Wirte für die Populationsentwicklung an einem bestimmten Herbstmilbenherd ist so gering, dass der zeitliche Ablauf einer messbaren Veränderung derart verzögert wäre, dass der Einfluss

durch diese Studie nicht erfasst werden konnte. In einem solchen Fall wären längerfristige Untersuchungen notwendig.

Andererseits ist eine Beobachtung von HAITLINGER (1986) in den Zusammenhang interessant: Er fand im innerstädtischen Bereich auffällig wenig mit Milben der Gattung *Neotrombicula* befallene Nagetiere. Dagegen konnte er aber eine deutliche Zunahme des Befalles über die Vororte hin zu der ländlichen Umgebung der Stadt feststellen. Dies könnte bedeuten, dass die Wirte der Herbstmilben in ihrer absoluten Anzahl für die Vermehrung und Anwesenheit der Herbstmilben relativ wenig Bedeutung haben, aber die Grundlage für die Etablierung einer Herbstmilbenpopulation in der Stadt darstellen. Der Aspekt wird unter 4.4.6 diskutiert.

4.4.3 BEDEUTUNG PHYSIKALISCHER UND CHEMISCHER EINFLUSSGRÖßEN IM BODEN

In den folgenden Abschnitten wird die erwähnte ‚ökologische Valenz‘ (DANIEL, 1961) oder ‚ökologische Potenz‘ der Herbstmilben gegenüber Umwelt-Einflussgrößen, also die Eurypotenz oder Euryökie der Tiere (TISCHLER, 1984; REMMERT, 1992; BICK, 1993), diskutiert. Ein besonderes Augenmerk wird dabei auf die Bodenphysik⁺ gelegt, die als eine bedeutende Einflussgröße für die Entwicklung der euedaphischen, also post-larvalen Stadien der Herbstmilbe angesehen wird.

Bodenphysikalische Einflussgrößen

Die Aussagekraft von Bodenuntersuchungen für die Erklärung der Verteilung der Herbstmilben oder anderer Trombiculiden ist bei vielen Autoren angeklungen: KEAY (1937), RICHARDS (1950b), DANIEL (1961), HUBERT & BAKER (1963a), KEPKA (1965), STEFFEY & WINGO (1975) und GARBEN ET AL. (1978).

Einzelne Autoren brachten ihre Fangdaten von Herbstmilben (KEAY, 1937; RICHARDS, 1950b) oder anderen Trombiculiden (HUBERT & BAKER 1963a) mit dem Bodengestein in Zusammenhang und betonten die Bedeutung von Sandstein oder Kalkstein oder von sandigen oder kalkhaltigen Böden bei der Verteilung der Herbstmilben. Dabei entstanden teilweise sehr allgemeine Aussagen. So sagt KEAY (1937), dass mehr Milben auf Kalkstein als auf sandigen Böden zu finden sind. RICHARDS (1950b) schreibt der Herbstmilbe, auf Grund einer Kartierung des Larvenbefalls von Kaninchen, eine Vorliebe für leichte (sandige) und gut drainierte Böden zu.

⁺ In der vorliegenden Studie wurden Untersuchungen zur Bodenphysik durchgeführt. Um Aussagen über die Bodenstruktur treffen zu können, wären zusätzliche Messungen der Wasserleitfähigkeit notwendig gewesen. Auf Grund der Unverhältnismäßigkeit des Arbeitsaufwandes zur Aussagekraft für die spezielle Fragestellung dieser Studie wurde auf diese Untersuchungen verzichtet.

In der vorliegenden Studie wurde davon ausgegangen, dass kleinräumige bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen im Zusammenhang mit den Herbstmilbenherden die zuverlässigsten Angaben über verschiedene, für die Entwicklung der Herbstmilbe bedeutende Einflussgrößen ergeben würden.

Die Bodenstruktur kann sehr kleinräumig variieren (ROWELL, 1997) und dadurch auch die abiotischen und biotischen Faktoren für die Lebewelt verändern (MITCHELL, 1979). LAAKSO ET AL. (1995) behaupten, dass die abiotischen Faktoren generell einen stärkeren Einfluss auf die Bodenfauna nehmen als biotische (z.B. Räuber). ANDERSON (1977) dagegen betont die Bedeutung der abiotischen Faktoren in den oberflächennahen Bodenschichten und die Bedeutung der biotischen in den tieferen Schichten. In der Literatur konnten allerdings keine bodenphysikalischen Untersuchungen im Zusammenhang mit dem Auftreten von Herbstmilben oder anderen Trombiculiden gefunden werden.

Die Ergebnisse der eigenen Studie lassen keine eindeutigen Aussagen zu, welche Porenfraktion das Auftreten von Larven an der Bodenoberfläche begünstigt. Nichtsdestotrotz wurden statistisch auffällige Ergebnisse bei der Auswertung der Mittelporengehalte ermittelt: Es zeigten sich geringe proportionale Zusammenhänge zwischen dem Gehalt an Mittelporen in der Bodentiefe von 10-20cm, in der im Frühjahr 2002 am häufigsten Herbstmilben gefunden wurden, und der Larvenabundanz an der Bodenoberfläche. In den Mittelporen sammelt sich das pflanzenverfügbare Wasser (ROWELL 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), welches auch der Bodenfauna zur Verfügung steht (EDNEY, 1977). Von diesem Standpunkt aus ist ein hoher Anteil an Mittelporen auch ein Indiz dafür, dass selbst bei längerem Ausbleiben von Niederschlägen ausgeglichene Feuchtigkeitsverhältnisse im Boden herrschen, als es in einem Mittelporen-armen Boden der Fall sein dürfte. Daneben wachsen in den Mittelporen, wie auch in den Grobporen, nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) Pilzhyphen, Bakterien und andere Organismen, die wiederum eine wichtige Trophiestufe im Boden darstellen (TOPP, 1981; GISI ET AL., 1997). Einen indirekten Einfluss der Bodenstruktur auf die Bodenarthropoden durch das Bakterienwachstum belegt auch WALLWORK (1976).

Die statistische Auswertung der Zusammenhänge zwischen dem Gehalt an Grobporen und der Larvenabundanz an der Bodenoberfläche ergab kein eindeutiges Ergebnis: Zum einen sind lediglich die Daten aus der oberflächennahen Bodenschicht von 0-10cm überhaupt auffällig – dies ist bemerkenswert, weil in dieser Studie in größeren Bodentiefen viel häufiger Herbstmilben gefunden wurden, – und zum anderen ergaben sich sowohl geringe proportionale als auch anti-proportionale Zusammenhänge. Die Grobporen sind in terrestrischen (also nicht von Stauwasser oder Überflutungen beeinflussten) Böden zu meist wasserfrei (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Ihre Bedeutung liegt in der Durchlüftung des Bodens und der Aufnahme der Wurzelhaare (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL,

1998). Dieser Zusammenhang wurde durch die statistische Auswertung der Daten in der vorliegenden Studie in soweit nachvollzogen, als der Gehalt der Bodenluft in der Bodentiefe 0-10cm einen statistisch auffälligen proportionalen Zusammenhang mit den Larvenabundanzen aufwies. Die Grobporen sind zudem der Ort der größten mikrobiellen Aktivität (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). GISI ET AL. (1997) weisen den abgestorbenen Haarwurzeln als Nahrung und Wegvorgabe für die Mesofauna im Boden eine große Bedeutung zu. Die Autoren erwähnen auch, dass die Grobporen im Allgemeinen von Milben durchwandert werden können. WALLWORK (1976) gibt an, dass die meisten Bodentiere nicht selbsttätig Wege graben können und daher auf die Hohlräume im Boden angewiesen sind. DUNGER (1983) behauptet dagegen, dass die Mesofauna auf größere Makroporen über 0,1mm Durchmesser angewiesen sei. Regenwurmgänge und andere größere Hohlräume sind durch die in der vorliegenden Studie verwendete Methode von RICHARDS & FIREMAN (1946) in der Bestimmung des Grobporenanteils (,schnelldränende' Grobporen) enthalten. Es ist davon auszugehen, dass Bewegungen der Herbstmilben, besonders der Adulten und Nymphen auf Grund ihrer Größe, in diesen Gängen stattfinden. Für die Larven der Herbstmilben hat die Beweglichkeit im Boden eine besondere Bedeutung im Vergleich zu anderen Bodentieren, da die Larven sowohl aus dem Boden heraus als auch wieder in den Boden hinein gelangen müssen.

Diese Tatsache, so wurde in der vorliegenden Studie angenommen, könnte sich durch einen proportionalen Zusammenhang einer hohen Luftdurchlässigkeit des Bodens (auf Grund eines hohen Porenkontinuums) mit der Larvenabundanz an der Bodenoberfläche zeigen. In der statistischen Auswertung war die Luftdurchlässigkeit jedoch ohne Bedeutung für die Herbstmilbe. Interessant ist hierzu die Aussage von RICHARDS (1950b): Er beobachtete weniger adulte Herbstmilben in schweren Lehmböden. Dies könnte auf die Bedeutung der Grobporen für die Herbstmilben hinweisen, da nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) ton- und lehmreiche Böden einen geringen Anteil an Grobporen zeigen. Im Zusammenhang mit dem Grobporenanteil steht auch die Lagerungsdichte des Bodens (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), die in dieser Studie ebenfalls gemessen wurde. HEISLER (1995) belegte die Reduktion der Abundanzen von Collembolen und Gamasiden in verdichteten Böden. Dies war so auffällig, dass er diese Veränderungen als einen Bioindikator definierte. In der vorliegenden Studie ergab die statistische Auswertung allerdings keinen Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und Larvenabundanz.

Die erwähnten bodenphysikalischen Parameter beeinflussen die Herbstmilben direkt oder indirekt im Hinblick auf die Bodenfeuchtigkeit, das Nahrungsangebot und die Beweglichkeit. Trotzdem konnte eine besondere Bedeutung der Grobporen und der Luftdurchlässigkeit / Porenkontinuität für die Herbstmilbe in der statistischen Analyse nicht bestätigt werden.

WALLWORK (1976) betont, dass die Bodenstruktur (und damit auch die Bodenphysik) (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) und die Bodenchemie statische Charakteristika eines Bodens sind. Der Zeitpunkt der Bodenprobennahme für die Untersuchungen einige Monate nach der Ermittlung der Larvenabundanzen sollte demnach nicht zu Fehlern geführt und dadurch das Ergebnis der Datenerhebung verändert haben.

DANIEL (1961) vermutet allerdings, dass die Nymphen und Adulten ‚microcavernicolar‘ sind, sich also in Spalten und Rissen im Boden fortbewegen. Er leitete dies aus dem sehr zarten Habitus der Milben ab. Falls die Herbstmilben also in Spalten und Ritzen im Boden leben würden, dann könnten auch vorübergehende Strukturveränderungen im Boden, wie Trockenheitsrisse oder Einflüsse durch Bioturbation (GISI ET AL., 1997) im späteren Frühjahr jeweils die Lebensbedingungen für die Herbstmilben, insbesondere der Larven, verändert haben, ohne dass dies in die Messungen des Folgejahres eingegangen wäre.

WALLWORK (1976) erwähnt das Vorhandensein sogenannter ‚refuges‘ im Boden, die durch besondere Ausprägungen von biotischen und abiotischen Faktoren verschiedenen Arten Rückzugsmöglichkeiten bieten können. Das Vorhandensein kleiner ‚refuges‘ wäre durch die Untersuchungen nicht aufzudecken gewesen. Entsprechend hätten die sich in solchen ‚refuges‘ entwickelnden Larven das Ergebnis der statistischen Analyse beeinflusst.

Dazu kommt, dass nach DUNGER & FIEDLER (1997) die Arten der Mesofauna des Bodens fast immer aggregiert auftreten. Diese Aggregationen und die dadurch entstehenden heterogenen Verteilungsmuster der Bodenfauna erwähnt auch VERHOEF (1995). TROLLDENIER (1971) spricht ebenfalls von einem Auftreten von edaphisch lebenden Milben in Form von ‚Nestern‘. Sollte dies auch für die Herbstmilbe gelten, dann wären die Populationen in Form von ‚Clustern‘ im Boden an bestimmten Stellen konzentriert – eine These, die weiter unten noch näher erläutert wird. Daher könnte es sein, dass die bodenphysikalischen Untersuchungen in der Art, wie sie in der vorliegenden Studie durchgeführt wurden, nicht detailliert genug gewesen sind: Gesetzt den Fall den Tieren der einzelnen ‚Herbstmilbennester‘ im Boden genügte eine kleinräumige Beweglichkeit und wenige Verbindungskorridore an die Bodenoberfläche für die Larven, dann wäre in der Analyse der Messdaten die Bedeutung von Hohlraum- und Gangsystemen im Boden durch die Mittelung verschiedener Stechzylinderproben nicht nachweisbar gewesen.

ANDERSON (1977) weist darauf hin, dass – neben der Auswahl der Messparameter – auch die Festlegung der Messgenauigkeit in einer für die Lebewesen entscheidenden Skala maßgeblich ist. Es wurde zwar angenommen, dass die Untersuchung des Bodens im Zentrum der Milbenherde und aufgeteilt in verschiedene Bodentiefen die angemessene Genauigkeit für die Fragestellung sein würde, aber auf Grund der uneindeutigen Ergebnisse ist es wahrscheinlich, dass dies nicht der Fall war.

Im Zusammenhang mit den Mittelporen ist in der statistischen Analyse vermutlich deshalb keine deutlichere Korrelation mit den Larvenabundanzen erzielt worden, weil zum einen

der Toleranzbereich der Herbstmilben gegenüber Schwankungen der Bodenfeuchtigkeit sehr groß ist (s. auch ‚Bodentension‘) – so erwähnt WALLWORK (1976), dass besonders prostigmaten Milben an trockenen Standorten leben – und zum anderen die Schwankungen der Gehalte an Mittelporen an den Untersuchungsstellen nicht ausreichend groß waren, um ein statistisch auffälligeres Ergebnis zu erzeugen. Daneben ist auch die obige Bemerkung von ANDERSON im Zusammenhang einer nicht adäquaten Messgenauigkeit auf die Erhebungen anwendbar.

Zudem ist durch das Fehlschlagen der Isolierung der euedaphischen Stadien der Herbstmilbe in ausreichender Zahl eine genaue Lokalisation der für die Herbstmilbe wesentlichen Bodentiefe schwierig. So ist möglicherweise der statistisch auffällige anti-proportionale Zusammenhang zwischen dem Gesamtgehalt an Poren in 30-40cm Bodentiefe und der Larvenabundanz zufällig und in der Realität ohne Bedeutung, da sich die Herbstmilben im Wesentlichen in diesen Bodentiefen gar nicht aufhalten.

pH-Wert

Das Ergebnis der statistischen Auswertung für die Daten zum pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe in einem für den städtischen Durchschnitt großen Garten ergab einen signifikanten, geringen proportionalen Zusammenhang mit der Larvenabundanz an der Bodenoberfläche. Dieses Ergebnis sollte kritisch betrachtet werden, da die euedaphischen Herbstmilbenstadien im Frühjahr 2002 zwar auch in dieser Bodentiefe, aber hauptsächlich in 10-20cm Tiefe gefunden wurden. Die Schwankungen des pH-Wertes lagen zwischen pH 6,06 und pH 7,44. KEAY (1937) beobachtete auf kalkreichem Untergrund mit einem pH-Wert von 7,9 an Kaninchen mehr Larven als an Tieren, die auf einem sandigen Boden mit einem pH-Wert von 7,6 lebten. Dies ist sehr wahrscheinlich – wie auch das Ergebnis zum pH-Wert aus dieser Studie – ein Zufallsergebnis, denn von einem edaphisch lebenden Organismus müssen Schwankungen von Umweltbedingungen größeren Ausmaßes als beispielsweise die beiden erwähnten pH-Wert Bereiche toleriert werden können (VANNIER, 1987). GISI ET AL. (1997) schreiben, dass der pH-Wert wenig Relevanz für die Verteilung der Bodentiere hat. TOPP (1981) meint allgemein, dass frühere Behauptungen, Bodenbesiedlung sei vom Chemismus des Bodens abhängig, nicht stimmten: Zwar sei der pH-Wert wichtig und kalkbenötigende Arten (z.B. Schnecken) bräuchten natürlich auch kalkhaltige Böden, aber hauptsächlich seien es Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen, welche das Leben der Tiere beeinflussen würden.

DUNGER (1983) sagt, dass unter anderem Collembolen und Milben keine direkte Abhängigkeit vom pH-Wert zeigen. Dies behauptet auch JONES (1950a) für die Herbstmilben. KEPKA (1965) vermutet eine pH-Wert-Toleranzbreite der Herbstmilben zwischen pH 6 und pH 9. STRUPPE (1994) deutet an, dass die Herbstmilbenpopulation auf einer Fläche möglicherweise durch pH-Wert-Senkungen beeinflusst werden kann. Allerdings gründet er seine

Schlussfolgerungen auf allgemeine pH-Wert-Messungen an der Bodenoberfläche von befallenen Flächen, das heißt, nicht auf punktgenau an Herbstmilbenherden ermittelte Daten.

VANNIER (1983) hebt hervor, dass der pH-Wert und die Pufferkapazität des Bodens eine wichtige Funktion besitzen: Bei einer geringen Pufferwirkung gegenüber CO₂ würde das Gas in die Hämolymphe diffundieren und dadurch die Bodentiere beeinträchtigen. TOPP (1981) erwähnt, dass sich der pH-Wert im Boden stark verändert, wenn sich CO₂ in der Bodenluft konzentriert. Da dieses Phänomen beispielsweise durch Nässestau nach heftigen Regenfällen leicht auftreten kann, sind die meisten Bodentiere mit einem weiten Toleranzbereich gegenüber pH-Wert-Schwankungen ausgestattet (TOPP, 1981).

Da den Regenwürmern als Ganggräbern im Boden für die Beweglichkeit der Herbstmilben eine gewisse Bedeutung zufällt, sei hier erwähnt, dass TROLLDENIER (1971) eine relativ schnelle Zunahme der Abundanzen von Regenwürmern, Nematoden und Milben nach Kalkung des Bodens beobachtete. PETAL ET AL. (1977) fanden, dass bei Anstieg der Nährstoffgehaltes im Boden die Biomasse und Gangdichte der Regenwürmer zunahm, dagegen die Biomasse und Aktivität von Ameisen abnahm. WALLWORK (1976) sagt, dass Regenwürmer auf pH-Wert-Veränderungen stark reagierten, dass es aber verschiedene Arten von Regenwürmern mit speziellen Toleranzbereichen gäbe. Folglich muss beispielsweise ein saurer Boden nicht frei von Regenwürmern sein und dadurch nur eine geringe Gangdichte für die Herbstmilbenlarven aufweisen. Entsprechend wurden im Rahmen der eigenen Untersuchungen Herbstmilbenlarven auch auf Standorten mit einem pH-Wert von 5,05 gefunden.

Im Gegensatz zu dem oben erwähnten signifikanten geringen Einfluss des pH-Wertes auf die Larvenabundanzen in einem einzelnen Garten, konnte in der Gesamtanalyse aller Standorte kein statistisch auffälliges Ergebnis in Bezug zum pH-Wert ermittelt werden. Insgesamt schwankte dieser an den Standorten von pH 5,05 bis pH 7,6.

Auch im Zusammenhang mit den pH-Wert-Messungen muss die oben bereits angeführte Bemerkung von ANDERSON (1977) über die Messgenauigkeit in Betracht gezogen werden. Allerdings kann davon ausgegangen werden, dass zumindest die Bodentiefe 20-30cm für die Herbstmilbe relevant ist, da in dieser Tiefe die meisten Nymphen gefunden wurden (s. Kap. 4.4.6, Abschnitt ‚Aufenthaltstiefe‘). Bezogen auf die Mischprobenverarbeitung bei der pH-Wert-Messung kann festgehalten werden, dass die pH-Wert-Unterschiede im Boden durch Niederschläge ebenso ausgeglichen, wie es durch die Mischprobennahme in dieser Studie geschah (persönliche Mitteilung, A. REINDERS, Institut für Pflanzenbau, Universität Bonn).

Salinität

Die Salinität kann durch starke Stickstoff-Düngung einen negativen Einfluss auf die Bodenfauna haben: Der so genannte Salz-Effekt bedeutet, dass sich Ammonium bildet, welches zu einem Anstieg des osmotischen Potentials im Boden führt (SENICZAK ET AL., 1995)

Die Salinität schwankte an allen Standorten zwar auffallend, aber auf der Skala der allgemein beobachteten Bodensalinitätswerte lagen sämtliche Messwerte im Bereich einer ‚geringen‘ Salinität (KUNTZE ET AL., 1994; SPOSITO, 1998). Da die Salinitätswerte in einem allgemein von Bodentieren tolerierten Bereich lagen (TOPP, 1981), ist es nicht überraschend, dass sich keine statistischen Auffälligkeiten dieser Einflussgröße im Bezug zu den Herbstmilben zeigten.

Bodentension

Der Einfluss der bereits erwähnten Bodentension auf die Herbstmilben konnte durch die Dauermessungen über drei Jahre verfolgt werden.

Nach Absprachen mit mehreren Experten der Bodenphysik (Mitarbeiter des Institutes für Pflanzenbau, Universität Bonn) wurden die Messungen der Bodentension als adäquates relatives Maß zur Bestimmung der Bodenfeuchtigkeit in vier verschiedenen Tiefen durchgeführt. Die Festlegung der Bodentiefen für die Messungen von Temperaturen und Tensionen beruhte auf Aussagen von verschiedenen Autoren bezüglich der Aufenthaltstiefe von Herbstmilben-Nymphen und -Adulten (s.u.).

Die Tension im Boden, auch Saugspannung genannt, ist über die Bodenart direkt mit der Bodenfeuchtigkeit, die üblicherweise gravimetrisch nach Entnahme von Bodenproben gemessen wird, vergleichbar (SCHENDEL, 1962a; HARTGE & HORN, 1977, 1992; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Messung der Bodentension ist in den Agrarwissenschaften sehr verbreitet und erprobt. Die Methode eignet sich besonders im Zusammenhang mit Untersuchungen an Pflanzen, da für die Pflanzen die herrschende Saugspannung im Boden von entscheidender Bedeutung für die Wasseraufnahme ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Es wurde angenommen, dass dieser Zusammenhang, der im Weiteren diskutiert werden wird, in gleicher Weise für die Wasseraufnahme der bodenlebenden tierischen Organismen gilt.

Die Tensionsmessungen ist als ‚in situ‘-Methode geeignet, die Bedingungen an den Messstellen aktuell zu erfassen, ohne das Bodengefüge zu verändern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die gravimetrische Methode musste auch deshalb ausgeschlossen werden, weil die mehrmalige Entnahme von Bodenproben eine Zerstörung der Messstelle zur Folge gehabt hätte.

Die Genauigkeit der üblichen Tensiometer-Messungen liegt im Bereich von 0 bis 880hPa (SCHENDEL & GÜNGÖR, 1969), für neuere Geräte bei 0 bis 1000hPa (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), da bei größeren Unterdrücken Lufteintritt zu einer Schwankung

der Messwerte führen kann (SCHENDEL & GÜNGÖR, 1969). Diese Schwankungen konnten, wie die Messergebnisse zeigen, durch regelmäßige Messwiederholungen an den einzelnen Standorten ausgeglichen werden. Zudem war eine Umrechnung auf absolute Bodenfeuchtigkeitsgehalte oder Wasserpotentiale, die zudem eine Bestimmung der Bodenart erfordert hätten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), nicht geplant. Wichtig war die relative Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Standorten und zwischen den einzelnen Bodentiefen, die von der eventuellen Ungenauigkeit bei Werten oberhalb von 1000hPa unbeeinflusst blieb. Im Übrigen fanden HARTGE & HORN (1977), bezogen auf die Erfassung der Bewegung von Wasser innerhalb des Bodens (Verlauf von Wasserspannungsisochronen), eine sehr gute Eignung von Tensiometern.

Am weitaus häufigsten wurden hohe Tensionswerte in 5cm Bodentiefe gemessen. In dieser Tiefe waren Gipsblöcke installiert worden, für die SCHENDEL (1962b) eine sehr gute Übereinstimmung der Messwerte beim Vergleich dieser Methode mit der gravimetrischen Feuchtigkeitsbestimmung fand. Dies traf sogar für Messwerte oberhalb des permanenten Welkepunktes (pF 4,2, entsprechend 15000hPa) zu. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) empfehlen für die Messung so hoher Tensionswerte ebenfalls den Einsatz von Gipsblöcken.

Die Extremwerte der Tension wurden zumeist in den oberen Zentimetern des Bodens gemessen. TOPP (1981) gibt einige Beispiele für Anpassungsmechanismen von Arthropoden an extrem trockene Lebensbedingungen. Sofern Bodenlebewesen nicht an eine derartigen Trockenheit angepasst sind, müssen sie in größere Bodentiefen ausweichen (TOPP, 1981; GISI ET AL., 1997). Nach VANNIER (1983) und VERHOEF (1995) sind die meisten Bodentiere sehr sensibel für Feuchtigkeitsschwankungen in der Bodenluft.

TOPP (1981) gibt an, dass Collembolen bei einem pF-Wert von 2,5 dem Feuchtigkeitsgradienten folgend in größere Bodentiefen wandern. Manche Arten der Familie Isotomidae wandern sogar erst bei einem pF-Wert von größer als 4,2 (permanenter Welkepunkt) und Oribatiden (Hornmilben) sogar erst bei pF-Wert von 5,0. GISI ET AL. (1997) stellen fest, dass die Verteilung von Milben allgemein nicht nur stark von den Nahrungs-, sondern auch von den Feuchtigkeitsverhältnissen abhängt, wenngleich bei einigen Milbenfamilien (z.B. Oribatidae) Trockenresistenzen festgestellt wurden.

Es zeigte sich in der eigenen Studie, dass selbst sehr hohe Tensionswerte keinen messbaren Einfluss auf die Larvenabundanzen hatten. Nach VITZTHUM (1930) ist die Bodenfeuchtigkeit die wichtigste Einflussgröße für die Entwicklung von Herbstmilbenherden. SASA (1961) beschreibt für die nordamerikanischen Trombiculiden-Arten *Eutrombicula (T.) alfreddugesi* eine Abhängigkeit von sandigem und trockenem Boden und für *E. (T.) splendens* von feuchten Bodenverhältnissen. DANIEL (1961) findet die euedaphischen Herbstmilbenstadien im August in größeren Bodentiefen als im Frühjahr und vermutet, dass diese Wanderbewegung der Tiere mit der Bodenfeuchtigkeit zusammenhängt. Obgleich

die Herbstmilben der extremen Trockenheit in den oberen Bodenschichten durch Vertikalwanderung ausweichen können, müssen sie einen großen Toleranzbereich für diese Einflussgröße besitzen: In den Bodentiefen 30cm, 60cm und 90cm wurden in den Frühjahrsmonaten, beispielsweise zum Zeitpunkt der Eiablage (DANIEL, 1961) und zum Zeitpunkt der größten Abundanzen der Adulten im Mai und Juni (DANIEL, 1961), bei den eigenen Untersuchungen Tensionswerte von 800-1000hPa und vorübergehend bis zu 1600hPa gemessen.

Wie weiter oben bereits erwähnt, untersuchte JONES (1950b) die Toleranz der Herbstmilbenlarven gegenüber geringen relativen Luftfechtigkeiten. Die Larven sollten danach in der Lage sein, Extremwerte der Bodentrockenheit für kurze Zeit zu überleben.

Für die Nymphenstadien aus Zuchten ist bekannt, dass sie in konstant hoher relativer Luftfeuchtigkeit gehalten werden müssen (MINTER, 1957; SIMONOVÁ, 1977; eigene Beobachtungen). Dies scheint in einem deutlichen Widerspruch zu den Messergebnissen aus dieser Studie zu stehen. LAAKSO ET AL. (1995) betonen zwar die Problematik einer Übertragung von Laborergebnissen zur Bodenfauna auf die Freilandsituation, aber auch WALLWORK (1970) erwähnt, dass die Bodenmeso- und -mikrofauna eine relativ geringe Luftfeuchtigkeit im Boden nur für kurze Zeit tolerieren.

Daher scheint die Ursache für eine mangelnde Korrelation zwischen der Bodentension und der Larvenabundanzen darin zu liegen, dass – anders als für die Pflanzen und entgegen der ursprünglichen Annahme – bei den Herbstmilben das Wasserpotential einen geringen Einfluss auf ihre Entwicklung hat. Dies ist nur durch die Tatsache erklärbar, dass selbst bei einem sehr geringen Wasserpotenzial von pF 4,2 (entsprechend einer Tension von 15000hPa) nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) auf Grund der Wasserdampfdruckverhältnisse im Boden in der Bodenluft eine relative Luftfeuchtigkeit von über 95% herrscht. Dieser Wert würde lediglich in seltenen Fällen und nur in den oberen Zentimetern des Bodens unterschritten (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). VANNIER (1987) gibt an, dass ein pF-Wert von 5 eine relative Luftfeuchtigkeit von 93% im Boden bedeutet. Bei pF 6 herrschen 43% Luftfeuchtigkeit, die noch von einigen Oribatiden toleriert wird. In einem solchen Fall sind die Bodentiere, sofern sie über die Fähigkeit zur Wasseraufnahme aus der Luft verfügen, im Boden nur einer sehr geringen Gefahr der Austrocknung, auch bei extremer Bodentrockenheit in größerer Tiefe, ausgesetzt.

VANNIER (1983) behauptet, dass die meisten Bodentiere kein Wasser aus der Bodenluft aufnehmen können, aber Ektoparasiten seien dazu in der Lage. WHARTON & DEVINE (1968) belegen, dass *Laelaps echidnina* (Fam. Laelapidae), eine parasitische Milbe auf Ratten, Wasser aus dem Wasserdampf der Umgebungsluft aufnimmt.

Die obige Anmerkung von VANNIER hat eine doppelte Bedeutung für die Herbstmilbe: Das Larvenstadium als Ektoparasit ist nach VANNIER zur Wasseraufnahme aus der Luft vermutlich befähigt. Für die euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe wird diese

Fähigkeit nach VANNIER aber angezweifelt. WOLTMANN (1998) hat die Fähigkeit der Wasserdampfaufnahme für die post-larvalen Entwicklungsstadien vieler Milbenarten der Gruppe Parasitengonae nachgewiesen. Nach den Ergebnissen dieser Studie muss davon ausgegangen werden, dass die Herbstmilbe ebenfalls über eine Fähigkeit der Wasseraufnahme aus der Bodenluft verfügt, sofern sie sich in den Frühjahrs- und Sommermonaten in den oberflächennahen Bodenschichten aufhält, denn durch die hier teilweise herrschenden hohen Tensionen, können die Milben ihren Wasserbedarf nur aus der Bodenluft decken.

Bodentemperaturen

Die gemessenen Bodentemperaturen waren in allen drei untersuchten Jahren an den Messstellen so ausgeglichen, dass sich zwischen den unterschiedlich stark von Herbstmilbenlarven befallenen Standorten wenig im Hinblick auf diese Einflussgröße sagen lässt. Nach GISI ET AL. (1997) sind Bodenarthropoden gegenüber höheren Temperaturen empfindlicher als gegenüber tiefen. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) erklären, dass mit dem Anstieg der Bodentemperaturen ein Rückgang der relativen Luftfeuchtigkeit in der Bodenluft einher geht, wodurch erhebliche Wasserbewegungen im Boden erfolgen würden. Dies wäre, wenn zusätzlich die Empfindlichkeit der Bodenfauna gegen Luftfeuchtigkeitsschwankungen berücksichtigt wird, auch eine Erklärung für die Empfindlichkeit der Bodentiere gegenüber einem Temperaturanstieg. Folglich ist für die Entwicklung der Herbstmilben im Boden im Sommerhalbjahr die Erwärmung des Bodens von Bedeutung, da die Milben – falls keine Mechanismen der Anpassung an Trockenheit entwickelt wurden (TOPP, 1981) – den Temperaturen am oberen Toleranzbereich nur durch eine Vertikalwanderung in größere Bodentiefen ausweichen können.

An den Dauermessstellen wurden in 5cm Bodentiefe Temperaturen bis zu maximal 27°C erreicht. Allgemein lagen die Temperaturen in dieser Bodentiefe im Sommer bei etwas über 20°C. Bereits in 30cm Bodentiefe wurde selten eine Temperatur über 20°C gemessen, in den größeren Bodentiefen eine entsprechend geringere. BRUCKNER (1998) untersuchte die täglichen Temperaturschwankungen in den oberen Zentimetern des Bodens und ermittelte sehr abrupte Temperaturanstiege von 6°C in fünf bis 15 Minuten in Abhängigkeit von der Sonnen-Exposition. Dagegen fand er das Bodenklima in den Bodenschichten direkt darunter (A-Horizont) als stabil und für die Bodenfauna günstig vor. Die von TOPP (1981) und GISI ET AL. (1997) ermittelte durchschnittliche obere Toleranzgrenze für Bodentemperaturen bei Bodenarthropoden von circa 20°C wurde an den Messstellen selten und nur in geringer Bodentiefe überschritten. TOPP (1981) gibt an, dass diese letal wirkenden Temperaturen bei geringer Luftfeuchtigkeit in der Bodenluft höher liegen, da in geringem Maße auch ektotherme Tiere ihre Körpertemperatur durch Verdunstungskälte regulieren können.

Es kann auch im Zusammenhang mit Spekulationen über den Larvenbefall in Abhängigkeit von offenen und bedeckten Bodenstellen festgestellt werden, dass zwar nach GEIGER (1961) und KÜHNELT (1970) die Vegetation oder das Laubstreu ausgleichend auf den Temperaturverlauf im Boden im Tagesgang einwirken, aber die Bedeutung dieses Einflusses für die Herbstmilbenentwicklung gering ist. In dieser Studie wurden offene und rasenbedeckte Messstellen miteinander verglichen und es konnte kein auffälliger Unterschied der Bodentemperaturverläufe ermittelt werden. Es zeigten sich lediglich die bereits oben erwähnten sehr unterschiedlichen Temperaturverläufe in der Bodentiefe von 5cm. GEIGER (1961) beschreibt, dass sich im Jahresgang eine Bodenbedeckung ausgleichend auf die Temperaturverläufe auswirkt und die Temperatur im Winter an bedeckten Bodenstellen langsamer ab- und im Frühjahr auch langsamer zunimmt. Von diesem Standpunkt aus ist ein bedeckter Herbstmilbenherd im Winter vor Frösten besser geschützt, aber im Frühjahr ist die Entwicklung der Herbstmilben durch eine langsamere Erwärmung im Boden verzögert. Im Zusammenhang mit den oberflächennahen Bodenschichten ist der Einfluss von Bodenfrost sicherlich bedeutend für das Bodenleben. Allerdings spielen Bodenfröste im Raum Bonn eine geringe Rolle, wie später noch diskutiert werden wird. In den tieferen Bodenschichten ist eine mögliche Beeinflussung der Herbstmilbenpopulationen durch beispielsweise das Entfernen der Bodenaufgabe an einem Milbenherd, die ausgleichend auf extreme Temperaturschwankungen wirkt, nicht zu erwarten.

In diesem Zusammenhang ist es interessant, dass die Leitfähigkeit für die Temperatur in einem trockenen im Vergleich zu einem feuchten Boden verringert ist (GEIGER, 1961). In sandhaltigen Böden ist die Leitfähigkeit für die Temperatur höher als in tonigen (GEIGER, 1961; TOPP, 1981), wodurch an sandigen Standorten bis in 20cm Bodentiefe starke Tagesschwankungen der Temperatur auftreten können.

Aus diesem physikalischen Zusammenhang folgt, dass ein offener, sonnenexponierter und dadurch austrocknender Milbenherd gegen einen Bodentemperaturanstieg relativ geschützt ist.

CO₂-Gehalte der Bodenluft / mikrobiologische Aktivität

Einen weiteren Hinweis auf eine mögliche Einflussgröße der Larvenabundanz sollten Messungen des CO₂-Gehaltes als Maß für die mikrobielle Aktivität im Boden ergeben.

Die sogenannte Basalatmung (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) ist ein direkt mit der Atmungsaktivität der Mikroorganismen zusammenhängender Messwert (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998), wobei etwa ein Drittel der CO₂-Produktion auf die Wurzelatmung und die verbliebenen zwei Drittel auf die Atmung von Pilzen und Bakterien entfallen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die übrigen Bodentiere besitzen nur einen sehr geringen Anteil an der CO₂-Produktion (GISI ET AL., 1997). Die Überlegungen, die zu den Feldmessungen führten, waren, dass sich eine erhöhte mikrobielle Atmungsaktivität und

die damit verbundenen erhöhte Anzahl an Mikroorganismen (GISI ET AL., 1997; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) über die Trophiestufen auf die euedaphischen Herbstmilbenstadien auswirken würden, wodurch sich letztlich auch erhöhte Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche entwickeln würden. Andererseits war die Frage, inwiefern eine veränderte CO₂-Produktion an feuchten oder trockenen sowie verdichteten Herdstellen mit den Larvenabundanzen korreliert werden könnte. TOPP (1981) und VANNIER (1983) wiesen, wie bereits erwähnt, auf die Veränderung des pH-Wertes bei hohen CO₂-Werten in der Bodenluft hin.

An zwei der Dauermessstellen ließ sich eine veränderte Bodendurchlüftung auf Grund des Eindringwiderstandes bei der Bodenentnahme im Zuge der Messgeräteinstallationen sowie der Tensionsmessungen und der Oberflächenstruktur vermuten: Eine schlechtere Durchlüftung durch Verdichtung des Bodens bei gleichzeitig häufig herrschender relativer Trockenheit (hohe Bodentensionen) an der Stelle Schu19, und ein ebenfalls geringer Bodenluftgehalt an der Stelle Gr16 durch eine konstant hohe Bodenfeuchtigkeit (niedrige Bodentensionen), mutmaßlich sogar durch hoch anstehendes Grundwasser.

Sowohl eine Verringerung der Bodenluft durch Verdichtung (TROLLDENIER, 1977; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998) als auch durch ein konstant niedriges Wasserpotenzial durch einen wassergesättigten Boden (mit entsprechend geringer Bodentension) haben eine negative Auswirkung auf die Bodenmikroflora (GISI ET AL., 1997): Das für die mikrobielle Aktivität ideale Wasserpotenzial liegt nach GISI ET AL. zwischen 160 und 640hPa. Aus einem hohen Wasserpotenzial im Boden (also einem trockenen Boden), resultiert dagegen auf Grund der stoffwechselphysiologisch geringen Atmung der Bodenflora eine geringe CO₂-Produktion (GISI ET AL., 1997). Die eigenen CO₂-Messungen ergaben jedoch keine auffälligen Abweichungen zwischen den einzelnen Messstellen und die ermittelten Werte liegen unter Berücksichtigung der notwendigen Korrekturen nach KIRSCH ET AL. (2000) auf einem dem Jahresgang entsprechenden Wert (GISI ET AL., 1997).

Da KIRSCH ET AL. (2000) und BLANKE (1998) vergleichbar gute Ergebnisse sowohl mit dem in dieser Studie eingesetztem Feld-Messgerät als auch mit der gängigen Labormethode („Sapromat“) erzielen, sollte das Ergebnis der CO₂-Messungen glaubwürdig sein. Allerdings würde eine Messwertekurve für den Jahresgang zumindest für die Sommermonate weitere Erkenntnisse erbringen. Auf Grund der technischen Unzuverlässigkeit des Messgerätes sowie der Parallelnutzung des Gerätes durch weitere Personen erwiesen sich regelmäßige Messungen über einen längeren Zeitraum als nicht möglich.

Das Ergebnis der Untersuchungen zeigt, dass ein auf den ersten Blick relativ verdichtet sowie sehr feucht oder trocken erscheinender Standort keine Abweichungen der mikrobiellen Aktivität im Vergleich zu anderen Standorten zeigt. Folglich konnte auch keine Korrelation zwischen der CO₂-Produktion und der Larvenabundanz ermittelt werden.

Dieses Ergebnis bedeutet – auch unter Berücksichtigung der Diskussion in den vorangegangenen Abschnitten – für die im Zusammenhang mit den Herbstmilben des Öfteren gezogenen Schlussfolgerungen: Auf Grund der Betrachtung der Bodenoberfläche lassen sich keine Aussagen bezüglich der Lebensbedingungen im Boden selbst, insbesondere Extrem-Bedingungen, treffen. Dies gilt auch im Hinblick auf die Entwicklung der Herbstmilbenpopulation an einer solchen Stelle.

4.4.4 BEDEUTUNG DER BODENFAUNA

Als eine weitere mutmaßlich bedeutende Einflussgröße auf die Entwicklung und damit auf die Häufigkeitsverteilung der Herbstmilbe im Boden wurde die Art und Dichte der vergesellschafteten Bodenfauna angesehen.

Die Interaktionsbreite von Bodenlebewesen aller Trophiestufen ist vielfältig beschrieben worden (TOPP, 1981; SCHAEFER, 1995; SMRZ & TRELOVÁ, 1995; GISI ET AL., 1997).

Die euedaphischen Herbstmilbenstadien sind als Räuber auf die Verfügbarkeit von Beuteorganismen angewiesen. Nach den Erfahrungen von MINTER (1957) und SIMONOVÁ (1977) sind Collembolen-Eier die Hauptnahrung der post-larvalen Herbstmilbenstadien. JONES (1951) beobachtete dagegen, dass die Nymphen der Herbstmilbe nicht in der Lage waren, die Eier von Stechmücken zu öffnen. Andererseits gelten prostigmate Milben allgemein als Eierräuber von kleineren Insekten oder anderen Arthropoden (WALTER, 1988).

Vermutlich, so wurde angenommen, ist also die Herbstmilbe in einem gewissen Maße durch die Verteilung von Collembolen-Populationen in ihrer eigenen Verteilung und Häufigkeit im Boden beeinflusst. Die Bodenfauna gilt aber allgemein als sehr heterogen verteilt (VERHOEF, 1995; EKSCHMITT & BRECKLING, 1999). Dies ist in Anbetracht der oben erwähnten Heterogenität des Bodens selber nicht verwunderlich. GEIßEN ET AL. (1997) fanden eine heterogene horizontale Verteilung von Collembolen in Waldböden. In der Vertikalen sind die Tiere in den obersten 5cm des Bodens im Herbst am häufigsten; einzelne Arten fanden sich in Abhängigkeit des Baumbestandes auch zahlreich in 10-15cm Tiefe. Darunter waren nur vereinzelt Collembolen zu finden (GEIßEN ET AL., 1997). Diese Verteilung ist durch die Verteilung der organischen Substanzen, von denen die Collembolen direkt abhängig sind, begründet (KARG, 1994). Nach TOPP (1981) und GISI ET AL. (1997) ist die organische Substanz auf der Bodenoberfläche sowie in den oberen Zentimetern des Bodens akkumuliert. KARG (1994) stellt fest, dass das Tierleben überwiegend unter der Oberfläche bis in 15 bis 30cm Tiefe stattfindet, denn ab 30cm nimmt die organische Substanz, welche die Nahrungsgrundlage bildet, sehr schnell ab.

HEALEY (1970) erwähnt, dass die Collembolen-Fauna im Boden aggregiert vorkommt, wie es weiter oben bereits für die Mesofauna allgemein festgestellt worden war, selbst wenn uniforme Strukturen im Boden vorzuliegen scheinen. SCHAEFER (1995) sagt, dass die Collembolen-Populationen durch die Räuber kontrolliert werden.

Die Ergebnisse der eigenen Bodenfauna-Untersuchungen stimmen mit den Angaben anderer Autoren überein. Es konnte festgestellt werden, dass in den oberen 10cm des Bodens signifikant häufiger Collembolen zu finden waren als in der 30cm umfassenden Bodenschicht darunter. Eine Korrelation mit den Herbstmilbenlarven-Abundanzen an der Bodenoberfläche wurde jedoch nicht festgestellt.

Entsprechend der Verteilung der Collembolen sind auch die räuberisch lebenden Tiere im Boden heterogen verteilt (REGH-MELCHER, 1990). Insbesondere ist die Abundanz von Gamasiden (Raubmilben) als potenzielle Fressfeinde der Herbstmilben ein wichtiger Aspekt. REGH-MELCHER (1990) fand, dass die Gamasiden bis in 25cm Bodentiefe im Frühjahr und Herbst relativ gleichförmig verteilt waren, im Sommer allerdings in den oberen 5cm des Bodens wesentlich häufiger zu finden waren als darunter. Die Ergebnisse aus den eigenen Frühjahrsuntersuchungen decken sich mit denen von REGH-MELCHER. Nach RUF & RÖMBKE (1999) sind die Raubmilben in Abhängigkeit von der Sand-Ton-Mischung des Bodens oder des pH-Wertes verteilt. Über die Fressfeinde der Herbstmilbe im Boden ist nichts bekannt. Dennoch muss davon ausgegangen werden, dass diejenigen Raubmilbenarten, die in der Lage sind andere weichhäutige Milben zu überwältigen (KARG, 1994), die Feinde der Herbstmilbe im Boden darstellen. Daneben sind die Eier der Herbstmilbe ebenfalls eine Beutequelle für Fressfeinde (KARG, 1994).

Im Übrigen beeinflusst sich die Herbstmilbenpopulation auch selber: Sowohl KEAY (1937) als auch RICHARDS (1950b) erwähnen, dass Kannibalismus unter den Herbstmilben an Eiern und anderen Stadien verbreitet ist; der Autor dieser Studie konnte Kannibalismus unter Nymphen und von Nymphen an Protonymphen in den Zuchtgefäßen beobachten.

Nach KARG (1993; 1994) und KARG & FREIER (1995) wurden die Gamasiden in die Kategorien ‚Milben- und Collembolen-fressende‘ und ‚Collembolen-fressende‘ Milben eingeteilt. Mit dieser Einteilung wurde versucht die Fressfeinde der Herbstmilben zum einen und die Nahrungskonkurrenten zum anderen in der statistischen Analyse zu berücksichtigen.

Die Auswertung der Bodenfauna-Proben im Hinblick auf die Verteilung der Gamasiden ergab weder ein statistisch auffälliges Ergebnis im Zusammenhang mit den ermittelten Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche noch mit den Abundanzen der Collembolen in den Bodenproben.

Nach den Angaben von V. GEIßEN (Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, persönliche Mitteilung) und DUNGER & FIEDLER (1997) werden mit dem Berlese-Tullgren-Verfahren zur Erfassung der Bodenfauna repräsentative Zahlen für Collembolen und Milben ermittelt. EDWARDS & FLETCHER (1971) geben ebenfalls der Austreibemethode durch Wärmegradienten nach Berlese-Tullgren den Vorzug vor allen anderen von ihnen getesteten Methoden zur Quantifizierung der Bodenfauna. Ihre Studien ergaben repräsentative Ergebnisse

mit ungestörten Bodenproben für die Gamasiden- und Collembolen-Fauna. Für prostigmaten Milben, also auch für Trombiculiden, erwies sich die Methode für quantitative Untersuchungen allerdings als ungeeignet.

BERTHET (1971) ist der Meinung, dass zur Isolation von Milben aus Bodenproben kleinere Probendurchmesser bei zahlreichen Probennahmen bessere Ergebnisse ergeben als vereinzelte Probennahmen mit einem großen Probendurchmesser. Er erwähnte Probenzylinder mit 6cm Durchmesser als gut geeignet. HEALEY (1970) gibt an, dass für Collembolen eine Probennahmefläche von 10-25cm² einen guten Kompromiss zwischen dem Auswertungsaufwand und der Qualität der Erfassung der Populationsverteilungsvarianz darstellt. Die Methode wird auch von MEYER (1993) als gut bewertet und wurde in dieser Studie nach den Angaben des Autors durchgeführt. LAWSON & MERRIT (1979) geben den Ladell-Apparat als Alternative zur Berlese-Tullgren-Apparatur an, testeten quantitativ aber ausschließlich den Fangerfolg bei Collembolen.

EDWARDS & FLETCHER (1971) fanden keine Unterschiede zwischen den Austreibungsergebnissen von ungestörten und zerkleinerten Bodenproben. Daneben erhielten sie sogar gering höhere Anzahlen an Tieren, wenn ungestörte, umgekehrt orientierte Proben in die Berlese-Tullgren-Apparatur eingesetzt wurden. Dies widerspricht den Angaben von GEIßEN (persönliche Mitteilung, s. Kap. 2.2.3.3) und zeigt, dass es sehr unterschiedliche Ansichten und Erfahrungen von Wissenschaftlern mit den Methoden der Bodenfauna-Isolierung gibt. Zudem ist es schwierig, standardisierte Test-Bedingungen zu schaffen, um die Methoden qualitativ und quantitativ zu vergleichen.

Bezogen auf die Aussagen anderer Autoren sollte in der in dieser Studie verwendeten Methodik grundsätzlich kein Fehler zu finden sein, insbesondere im Hinblick auf die Ergebnisse der Auswertung der Collembolen-Abundanzen.

Allerdings mussten bezüglich der Probenanzahl, also der Zahl der Wiederholungen an jedem Standort sowie der Häufigkeit der Beprobung im Jahresverlauf Kompromisse eingegangen werden. Wie bei der Methodenbeschreibung erwähnt, konnte beispielsweise aus technischen Gründen die Bodenfauna nur im Frühjahr beprobt werden.

Nach DUNGER & FIEDLER (1997) sind bodenlebende Arten mit mehrjährigen Lebenszyklen jahreszeitlich jederzeit für den relativen Vergleich verschiedener Standorte erfassbar. Die Arten mit kürzerer Lebenszeit haben dagegen eine so ausgeprägte Populationsdynamik, dass die Abundanzen von verschiedenen Standorten durch einmalige Beprobungen selbst einen relativen Vergleich nicht erlauben. Zudem bilden sich die größten Abundanz-Unterschiede im Boden nach DUNGER & FIEDLER (1997) im Mai oder Juni heraus. Eine Probennahme in diesen Monaten hätte daher im Vergleich der Messstellen zu noch stärkeren Differenzen der Abundanzen führen können. MEYER (1993) gibt an, dass die Mesofauna des Bodens mindestens im Frühjahr und Herbst beprobt werden sollte. Bezogen auf

die Anzahl der Wiederholungen geben DUNGER & FIEDLER (1997) an, dass 8 bis 12 Proben an einem Standort das Artenspektrum erfassen lassen.

Auf Grund dieser Angaben ist es wahrscheinlich, dass die Ergebnisse der Bodenfauna-Untersuchungen wegen zu geringem Probenaufkommen keine genaueren Aussagen zulassen. Eine mehrmalige beziehungsweise dichtere Probennahme war allerdings wegen der daraus resultierenden Beeinflussung der bodenphysikalischen Untersuchungen an den Herbstmilbenherden nicht möglich. Eventuell sind daher weitergehende Untersuchungen an der Bodenfauna im Zusammenhang mit Herbstmilbenherden aufschlussreich.

4.4.5 BEWERTUNG UND METHODENKRITIK

In der vorliegenden Studie konnte durch die Datenerhebungen zu verschiedenen Umwelt-Einflussgrößen an Herbstmilbenherden kein eindeutiger Beleg für eine Beeinflussung der Herbstmilbenpopulationen durch eine oder mehrere dieser Einflussgrößen ermittelt werden. Es ergaben sich zwar einige auffällige statistische Kennzahlen für den pH-Wert des Bodens oder den Volumenanteil der Mittel- und Grobporenfraktionen, aber gleichzeitig deuten die Ergebnisse der Auswertung auf einen so geringen Einfluss hin, dass durch diese Einflussgrößen die heterogene Verteilung der Herbstmilbe auf den untersuchten Flächen nicht erklärt werden kann.

Es wird daher angenommen, dass die Herbstmilbenlarven euryök beziehungsweise eury-potent sind. Für die euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe können diesbezüglich keine genauen Aussagen gemacht werden, da die Datenerhebung in Ermangelung präziser biologischer Kenntnisse nicht detailliert genug war. VERHOEF (1977) weist darauf hin, dass es Bereiche im Boden gibt, an denen allgemein herrschende Extrembedingungen eine Population nicht erreichen. In diesen ‚refuges‘, wie sie auch WALLWORK (1976) bereits erwähnte (s.o.), können Teile einer Population Extrembedingungen überleben. Nach ANDERSON (1977) ist eine unpräzise Erfassung der Umweltbedingungen einer der Gründe für falsche oder fehlende Korrelationen bei Untersuchungen zur Bodenfauna. Die Erfassung der Einflussgrößen an der Bodenoberfläche im Zusammenhang mit der ökologischen Potenz des Larvenstadiums ist dagegen besser gelungen. Allerdings wären Detailbeobachtungen des Verhaltens der Larven an der Bodenoberfläche in Bezug auf die Veränderung der Umweltbedingungen aufschlussreich gewesen.

Sollte die ökologische Potenz aller Entwicklungsstadien der Herbstmilbe so groß sein, dass an den Messstellen im Bonner Stadtgebiet keine limitierenden Umweltbedingungen aufgetreten sind, dann wären die Messungen der Umwelt-Einflussgrößen ohne Bedeutung für eine Erklärung der eindeutig heterogenen Verteilung der Herbstmilbenpopulationen gewesen.

Daneben führt ANDERSON (1977) an, dass oftmals in Untersuchungen nicht alle wesentlichen Einflussgrößen erfasst werden. In der vorliegenden Studie könnte dies für einige

biotische Faktoren und die daraus resultierenden populationsdynamischen Vorgänge zutreffen: So geben JOOSSE & TESTERINK (1977) an, dass es bei Collembolen Mechanismen gibt, die bei Nahrungsmangel die gesamte Population vor dem Verhungern schützt, indem jedes Individuum bei einsetzender Nahrungsverknappung seinen Energiebedarf reduziert. GREGOIRE-WIBO & SNIDER (1977) behaupten, dass – unter der Annahme, dass Temperatur, Nahrung und Raum nicht limitiert sind – eine Population ausschließlich in Abhängigkeit von ihrer Fruchtbarkeits- und Überlebensrate wächst. Eine solche Situation könnte erklären, warum die Herbstmilbenabundanzen scheinbar unabhängig von den Schwankungen der Umweltbedingen in Bonner Gärten anwachsen: Entweder wird durch die große ökologische Potenz der Milben gewährleistet, dass die Herbstmilbe durch die herrschenden abiotischen und biotischen Faktoren in ihrer Vermehrung und Entwicklung nicht limitiert wird, oder aber die Besiedlung der erwähnten ‚refuges‘ versetzt die Herbstmilbe in die Lage, sich unbeeinflusst durch extreme Lebensbedingungen zu vermehren. ERNSTING (1977) betont, dass gerade der Räuber-Druck auf eine Beute-Population im Boden einen derart regulierenden Effekt ausübt, dass sich die Population an einem Ort etablieren kann. Dies ist dadurch begründet, dass eine besonders starke intraspezifische Konkurrenz zwischen den Beute-Organismen durch die Anwesenheit der Räuber ausgeschlossen wird (REMMERT, 1992). Die Untersuchungen dazu sind sehr vielfältig und sollen hier nicht weiter diskutiert werden. ANDERSON (1977) misst den biotischen Faktoren mit zunehmender Bodentiefe eine größere Bedeutung für die Populationsentwicklung bei als den abiotischen. Im Falle einer derartigen Bedeutung von biotischen Faktoren für die populationsdynamischen Prozesse bei der Herbstmilbe wäre eine Messung von physikalisch-chemischen Einflussgrößen relativ belanglos für die Aufklärung der in dieser Studie gesuchten Zusammenhänge, denn die euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilben scheinen sich hauptsächlich in einer Bodentiefe von 10-30cm (s.u. Abschnitt ‚Aufenthaltstiefe‘) aufzuhalten.

‚In situ‘ Erhebungen der biotischen Faktoren sind wahrscheinlich besonders geeignet, um die Ursachen für das heterogene Auftreten der Herbstmilbenlarven zu untersuchen, denn Simulationen im Labor (ex situ) würden den Einfluss der Bodenstruktur auf die Herbstmilbenpopulationen unter den natürlichen Bedingungen nur sehr unvollständig wiedergeben. Da derartige ‚in situ‘-Untersuchungen bislang in der Literatur nicht erwähnt sind, scheint hier ein erheblicher Bedarf an methodischer Forschung zu bestehen.

Neben den mutmaßlich zu unpräzisen Messungen der Umwelt-Einflussgrößen und der nicht ausreichend erfassten Wirkung der biotischen Umweltbedingungen auf die Herbstmilbe sei abschließend auf ein Phänomen aus den Untersuchungen von BRECKLING & REUTER (1999) hingewiesen:

Die Autoren simulierten mit Hilfe einer computergestützten Modellierung die Ausbreitungsprozesse von Collembolen im Boden unter dem Einfluss von Räufern. Dabei erhielten sie

bei der Festlegung homogener Lebensbedingungen im Boden nach einiger Zeit durch den Einfluss der Räuber stabile Aggregationen von Collembolen: Dies wurde, wie bereits oben erwähnt, von ERNSTING (1977) unter natürlichen Lebensbedingungen bereits beobachtet. Der von BRECKLING & REUTER beschriebene Mechanismus der ‚selbstorganisierten Strukturbildung‘ bedeutet, dass neben den biotischen Faktoren im System ‚Beute und Räuber‘ weitere, ‚zufällige‘ Faktoren die Verteilung der Collembolen beeinflussen. Da der Boden, wie bereits mehrfach erwähnt wurde, ein sehr heterogener Lebensraum ist, kann angenommen werden, dass dieses Verteilungsphänomen unter natürlichen Bedingungen weiter verstärkt würde. Aber auch ohne diese Annahme bedeutet dieses Modellierungsergebnis übertragen auf die Herbstmilbe, dass – unabhängig von jedweder Einflussgröße, solange sie nicht limitierend ist, – die Verteilung der Populationen im Boden ‚zufällig‘ heterogen ist. Dies würde in der Konsequenz für „klassische“ ökologische Untersuchungsmethoden des Messens und Beobachtens, wie sie in dieser Studie zur Anwendung kamen, bedeuten, dass keine Korrelationen zwischen Umwelt-Einflussgrößen und der Abundanz einer Art zu erwarten wären. In diesem Falle würden auch keine weiteren präziseren Untersuchungen zur Verteilung der Herbstmilben im Freiland zu einem Ergebnis führen.

Die angeführten Thesen für ein Ausbleiben deutlicherer Ergebnisse aus der freiland-ökologischen Arbeit, sollten jedoch nicht davon abhalten, weitere Untersuchungen an der Herbstmilbe vorzunehmen. Im folgenden Kapitel werden einige Ausblicke für weitere mögliche Fragestellungen im Zusammenhang mit der Ausbreitung und des Generationswechsels der Herbstmilbe gegeben.

4.4.6 MÖGLICHE FRAGESTELLUNGEN FÜR ZUKÜNFTIGE FORSCHUNGSANSÄTZE

In der vorliegenden Studie konnten einige der Fragestellungen nur angerissen werden, da sich die Datenerhebungen als sehr problematisch herausstellten. Dennoch stehen einige Daten zur Verfügung, die sich für tendenzielle Aussagen verwenden lassen. Nichtsdestoweniger leiten diese Anmerkungen über zu einigen interessanten Fragestellungen im Zusammenhang mit der Verbreitung der Herbstmilbe, der Aufenthaltstiefe der euedaphischen Entwicklungsstadien, dem Überwinterungsstadium sowie der Anzahl der Generationen pro Jahr und dem Rhythmusgeber der Herbstmilben-Entwicklung. Abschließend werden einige mögliche Ursachen für das Auftreten von Trombidiose-ähnlichen Stichsymptomen im Frühjahr und Winter gegeben.

Ausbreitung der Herbstmilbe im Bonner Raum

Der Vergleich regionaler Klimadaten innerhalb des Bonner Stadtgebietes ergab keine bemerkenswerten Unterschiede: Auf Grund der Luft- und Bodentemperaturen, der bodenphysikalischen, bodenchemischen und bodenfaunistischen Untersuchungen in den drei ausgewählten Gärten ließ sich nicht ableiten, warum die Herbstmilbenlarven-Abundanzen

so verschieden sind. Auffällig waren lediglich die Daten zum pH-Wert des Bodens, die im Garten ‚Steinacker‘ etwas niedriger lagen als an den übrigen Messstellen. In der statistischen Auswertung waren die Daten zum pH-Wert allerdings unauffällig (s.o.).

Es ist jedoch denkbar, dass die Unterschiede des Larvenbefalls der drei Gärten nicht durch die Umweltbedingungen, sondern durch den Grad der Verbreitung der Herbstmilbe begründet sind:

Der Vergleich einiger Bonner Stadteile zeigte, dass der Herbstmilbenbefall der Gärten, trotz gleicher Klimabedingungen, außerhalb des Rheingrabens – auf dem Plateau des Rheinischen Schiefergebirges / Westrand des Westerwaldes, im Osten der Stadt Bonn – geringer zu sein scheint als innerhalb. Es könnte sich folglich bei der Zunahme der Larvenabundanzen in Bonn um einen bislang nicht abgeschlossenen Ausbreitungsvorgang der Herbstmilben in die Städte hinein handeln, der von vielen äußeren Faktoren unabhängig zu sein scheint, da diese auf die Herbstmilbe durch entweder deren große ökologische Potenz oder das Vorhandensein von ‚refuges‘ beziehungsweise ausgeglichenen Lebensbedingungen im Boden nicht limitierend wirken. Gesehen den Fall, es sind noch nicht alle potenziellen Habitate der Herbstmilbe innerhalb des Stadtgebietes besetzt, dann führte dies zu einer Zunahme der Herbstmilbenherde innerhalb der Gärten und zu einer weiteren Ausbreitung im Stadtgebiet. Innerhalb der Habitate würden die Populationen unter den oben angenommenen Voraussetzungen so lange anwachsen, bis Wachstumsgrenzen erreicht wären (GREGOIRE-WIBO & SNIDER, 1977; REMMERT, 1992). Diese These würde zum einen das Auffinden neuer Herbstmilbenherde von Jahr zu Jahr in einigen Gärten erklären und zum anderen die Zunahme der Larvenabundanzen an vielen Standorten. In der Folge würde nach einer gewissen Zeit die Wahrnehmungsschwelle bei den Benutzern der Gärten überschritten, wodurch es seit circa 15 Jahren zu einer Zunahme der Anfragen bei örtlichen Dermatologen oder am Institut für Medizinische Parasitologie gekommen ist. In diesem Zusammenhang sei auf die bereits erwähnten Beobachtungen von HAITLINGER (1986) hingewiesen, der im innerstädtischen Bereich auffällig wenig mit Milben der Gattung *Neotrombicula* befallene Nagetiere fand. Jedoch konnte er aber eine deutliche Zunahme des Befalles über die Vororte hin zu der ländlichen Umgebung der Stadt feststellen.

Innerhalb der Städte sind die Umweltbedingungen im Vergleich zum Umland für die Ausbreitung und Vermehrung der Herbstmilbe zudem günstiger: Innerhalb der städtischen Bebauungen sind nach GEIGER (1961) die Lufttemperaturen um mindestens 1°C im Vergleich zur ländlichen Umgebung erhöht. Desgleichen liegen auch die Bodentemperaturen in den Städten höher als in der ländlichen Umgebung (BLUME, 1989). BLUME erwähnt außerdem, dass das Gießen der Beete oder des Rasens die Bodenfeuchte für viele Organismen in günstiger Weise erhöht. Einen Hinweis auf die Gültigkeit dieser Ausbreitungstheorie ergibt sich aus einem Vergleich der eigenen Daten mit denen von METZEN (2002):

Es zeigte sich, dass der Befallsgrad der Säugetiere im Siebengebirge bei Bonn durchschnittlich geringer ist als im Stadtgebiet von Bonn. Dies lässt sich insbesondere am Herbstmilbenbefall der Igel ablesen, die in den Bonner Gärten einen individuell teilweise um einige hundert Larven höheren Befall aufwiesen als im Siebengebirge. In diesem Zusammenhang ist auch der geringe Larvenbefall der Igel in einem Garten am Übergang Stadt Bonn / Westerwald (Garten ‚Steinacker‘, Bonn-Roleber) auffällig.

Um diese These zu belegen fehlt es bislang an geeigneten Daten. Neben den epidemiologisch wichtigen Informationen könnten weitere Untersuchungen zu dieser Fragestellung einen weiteren Hinweis darauf geben, warum die freiland-ökologischen Datenerhebungen in der vorliegenden Studie kein deutlicheres Ergebnis hervorbrachten, denn eine derartig verlaufende Ausbreitung der Herbstmilbe innerhalb der Stadt Bonn würde den Einfluss von lokalen Umweltbedingungen auf die Tiere überlagern und dadurch die Ergebnisse verzerren.

Aufenthaltstiefe und Vertikalwanderung der euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe

Die Untersuchungen zu den Aufenthaltstiefen der Bodenstadien der Herbstmilben ergaben wenig Anhaltspunkte. Daher fehlen auch Informationen über die Häufigkeit der Bodenstadien an den verschiedenen Milbenherden und im Vergleich zu den Larvenabundanz an der Bodenoberfläche. Allgemein ist wenig über die Biologie der Bodenstadien bekannt.

Um die Bodenstadien zu isolieren, wurde von vielen Autoren das Flotationsverfahren verwendet (COCKINGS, 1948; RICHARDS, 1950b; JONES 1950a; DANIEL, 1961). Diese Methode hat den Vorteil, dass sehr viel Bodenmaterial auf einmal extrahiert werden kann. Dennoch ist sie relativ zeitaufwändig.

DANIEL (1961) fand in 14m³ Boden insgesamt 330 Trombiculiden (davon 261 Herbstmilben). COCKINGS (1948) untersuchte 2,25ft³ (0,064m³) und isolierte 557 adulte Herbstmilben. Dies zeigt, dass sich die Standorte bezüglich der Abundanz von adulten Entwicklungsstadien sehr unterscheiden. Einen Bezug zu den entsprechenden Larvenabundanz an den Herden wurde von den Autoren nicht hergestellt.

Aus einer derartig großen Bodenmenge, wie sie zum Beispiel von DANIEL (1961) untersucht wurde, Herbstmilben zu extrahieren, war in dieser Studie aus zeitlichen Gründen nicht möglich. Zudem hätte die Entnahme einer solchen Bodenmenge in den Gärten einen für die Besitzer unzumutbaren Eingriff in das Gartengefüge bedeutet.

Die Bodenstadien sind anscheinend so selten, dass aus den untersuchten 300 Liter Bodenmaterial lediglich ein Tier isoliert wurde.

Die Berlese-Tullgren-Methode als Alternative zur Flotationsmethode einzusetzen, ist nach STEFFEY & WINGO (1975) und RICHARDS (1950b) nicht für die Isolation von Trombiculiden

geeignet, weil die Tiere auf Grund ihrer dünnen Chitinschicht schnell austrocknen und absterben. Dies wurde auch von A. WOHLTMANN (persönliche Mitteilung, Zoologisches Institut, Freie Universität, Berlin) bestätigt. Dagegen fanden MALLOW & CROSSLEY (1984), dass mit der Berlese-Tullgren-Methode mehr als 90% der Trombiculiden – die Autoren arbeiteten mit *Eutrombicula splendens* – aus präparierten Bodenproben isoliert werden konnten und diese Methode somit nicht weniger effektiv war als die Flotationsmethode.

Aus diesem Grunde wurden die Bodenfauna-Proben auch auf Trombiculiden-Stadien durchgesehen:

Überraschenderweise konnten insgesamt neun Nymphen aus den Proben isoliert werden. Interessant war dabei der Fund von fünf Nymphen in derselben Probe. Folglich müssen die Tiere in einem Bodenvolumen von 100cm³ in 10-20cm Bodentiefe zusammengelebt haben. Dies bestätigt die bereits weiter oben erwähnte Mutmaßung über ein aggregiertes Vorkommen der Herbstmilben im Boden. Daneben ergibt sich ein weiterer neuer Aspekt: Wird dieses Fangergebnis aus den Bodenproben von Ende März mit den Funden von DANIEL (1961) verglichen, so ist die Frage, ob die von DANIEL im Frühjahr ermittelte Aggregation der Herbstmilben im Boden und die aus seinen Untersuchungen abgeleitete Jahresvertikalwanderung der euedaphischen Herbstmilbenstadien eine allgemeine Gültigkeit besitzt:

DANIEL (1961) fand die Nymphen und Adulten im März in 0-10cm Bodentiefe und folgerte, dass die Aufwärtswanderung zu diesem Zeitpunkt abgeschlossen sei. Im Juli und August fand DANIEL die Bodenstadien (jetzt hauptsächlich Adulte) in 10-20cm. COCKINGS (1948) fand adulte Herbstmilben hauptsächlich in 6-12in (15-30cm), maximal in 18in (46cm) Bodentiefe. Im Juli fand er Tiere in 12-18in Bodentiefe und einige Tage später in 6-12in. Nur an zwei Probennahmetagen, Ende Juli und Anfang August, fand er mehr Tiere in 1-4in Bodentiefe als darunter. Die Ergebnisse von COCKINGS und aus der vorliegenden Studie lassen den Schluss zu, dass sich die euedaphischen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe relativ konstant in einer Bodentiefe zwischen 10 und 30cm aufhalten und widersprechen damit der These von DANIEL (1961). KEPKA (1958) suchte die Trombiculiden-Art *Euschön-gastia xerothermobia* in Bodenproben und fand die Tiere ganzjährig im obersten Bodenhorizont. Nur wenige Tiere lebten auch in 60cm Bodentiefe. KEPKA ging nicht von einer Vertikalwanderung aus.

RICHARDS (1950b) gab an, adulte Herbstmilben in 3ft (circa 91cm) Bodentiefe gefunden zu haben. Allerdings hat er keine detaillierten Daten dazu veröffentlicht. Aus seinen Beschreibungen ist nicht ersichtlich, ob er die Bodenproben aus Kaninchen-Bauten nahm, die selber schon einige Zentimeter tief in den Boden gegraben waren. So könnte sich eine Herbstmilbenpopulation – von den Kaninchen als Wirte der Larven bereits unter die Erde transportiert – im Boden unter den Kaninchen-Bauten etabliert haben. In diesem Fall wäre es nicht zulässig, die Angabe von RICHARDS im Zusammenhang mit dem Wanderverhalten

von euedaphischen Bodenstadien der Herbstmilben zu deuten. JONES (1950a) fand Mitte September Nymphen in 9-12in (circa 23-30cm) Tiefe im Boden. Als ein Beispiel für eine relativ gleichförmige Verteilung der Trombiculiden im Boden in verschiedenen Monaten fanden STEFFEY & WINGO (1975) Nymphen der nordamerikanischen Trombiculiden-Art *Neoschöngastia americana*, die nach den Angaben der Autoren ein sehr ähnliches Verhalten wie die Herbstmilbe zeigt, in dem durch kalte Winter und warme Sommer gekennzeichneten Klima von Missouri, USA, von Februar bis April zahlenmäßig fast gleichmäßig in den Bodenschichten 0-6in, 6-12in und 12-18in verteilt. Bemerkenswert ist auch eine Beobachtung von PASS & JUE SUE (1983): Sie fanden massive Infestationen von Kanarienvögeln mit Trombiculiden-Larven (Art nicht angegeben) in Volieren. Durch einen Bodenaustausch unter den Volieren bis in 60cm Bodentiefe konnte das Problem nicht gelöst werden.

DANIEL (1961) leitet aus seinen Untersuchungen ab, dass die Eiablage in 0-10cm Bodentiefe von April bis Juni erfolgt, mit einer maximalen Aktivität im Mai. Dies würde bedeuten, dass die Eier sehr extremen Umweltbedingungen ausgesetzt wären, denn die größte Trockenheit im Boden konnte in der vorliegenden Studie in den Monaten des späten Frühjahrs oder frühen Sommers gemessen werden. Nach den weiter oben bereits diskutierten Zusammenhängen fällt die relative Luftfeuchtigkeit im Boden nur bei erheblicher Trockenheit auf sehr geringe Werte ab. Für die oberen Zentimeter des Bodens ist dies aber denkbar (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

ZHANG (1998) und WOHLTMANN ET AL. (2001) beobachteten, dass Eier der Trombidiiden bei weniger als 80% relativer Luftfeuchtigkeit absterben. Die Eier oder Eigelege der Herbstmilbe wurden bislang nicht gefunden, weshalb Informationen über dieses Entwicklungsstadium vollständig fehlen.

Die Aufenthaltstiefen der gefundenen Herbstmilben im Boden aus dieser Studie decken sich mit den Angaben der meisten anderen Autoren. Um die Frage nach einer möglichen Vertikalwanderung der Bodenstadien der Herbstmilben zu klären, erforderte es noch weitere, ganzjährige Untersuchungen, die sich wegen der Seltenheit dieser Stadien als äußerst aufwändig erweisen würden.

Überwinterungsstadium der Herbstmilbe

DANIEL (1961) fand im Frühjahr ausschließlich Nymphen in seinen Bodenproben, ebenso STEFFEY & WINGO (1975). Desgleichen verhielt es sich in dieser Studie. Aus den Daten lässt sich folgern, dass anscheinend hauptsächlich die Nymphen überwintern. JONES (1950a) hingegen vermutete, dass Nymphen und Adulte überwintern. TAKAHASHI ET AL. (1995) fanden, dass von *Leptotrombidium akamushi* die Nymphen überwintern.

COCKINGS (1948), der ab Mitte Juli bis Dezember nach Bodenstadien suchte, fand ausschließlich Adulte. Das Fehlen von Nymphen im Boden bei seinen Untersuchungen unterstützt die These, dass diese hauptsächlich im Frühjahr auftreten und folglich das Nymphen- oder Protonymphen-Stadium überwintert. WOHLTMANN (2001) untersuchte die Lebenszyklen verschiedener Trombidiiden und konnte belegen, dass bei Arten, deren Larvenstadium von Juni bis September auftritt, im Regelfall entweder das Proto- oder (Deuto-)Nymphen-Stadium oder adulte Tiere überwintern. Da, wie bereits erwähnt, in der Familie Trombidiidae ein Ruhestadium den Lebenszyklus für eine optimale Fortpflanzung (Geschlechter- und Wirtsfindung) synchronisiert (WOHLTMANN, 2001; WOHLTMANN ET AL., 2001), ist es für die Herbstmilbe denkbar, dass die Protonymphe als Ruhestadium überwintert, wodurch entsprechend im beginnenden Frühjahr ausschließlich (Deuto-)Nymphen im Boden gefunden werden können.

Im Bonner Raum verlaufen die Winter sehr mild. In keinem der untersuchten Winterhalbjahre sind im Boden in einer Tiefe von 10-20cm, in denen Bodenlebewesen in den Wintermonaten normalerweise zu finden sind (GISI ET AL., 1997; W. TOPP, persönliche Mitteilung), Frosttemperaturen gemessen worden. TOPP (1981) und GISI ET AL. (1997) erwähnen zudem die Toleranz vieler Bodenarthropoden gegenüber Frösten: Viele Insekten und Milben seien in der Lage, Temperaturen von minus 5°C und weniger zu tolerieren. LAVY ET AL. (1997) fanden heraus, dass Collembolen geringe Temperaturen um den Gefrierpunkt weniger gut ertragen, wenn sie ausgehungert sind, da sowohl der Gehalt an ‚kryoprotektiven‘ Proteinen als auch die Osmolarität der Hämolymphe geringer ist als in einem besser genährten Zustand der Tiere. VANNIER (1983) sagt, dass bei Milben der Glyzeringehalt für die Kältetoleranz verantwortlich ist.

DANIEL (1961) beobachtete in einem Vergleich zweier Frühjahre mit unterschiedlich kalten Wintern die euedaphischen Stadien der Herbstmilbe in derselben geringen Bodentiefe, unbeeindruckt von den geringeren Temperaturen in einem der Jahre. Er ging daher davon aus, dass die Temperaturen im Boden das Wander-Verhalten der Herbstmilben nur wenig beeinflussen. KEPKA (1958) findet eine Frosttoleranz auch bei der Trombiculiden-Art *Euschöngastia xerothermobia*. Dagegen beobachtete EICHLER (1964), dass nach einem strengen Winter in Leipzig und Jena die Belästigungen durch die Herbstmilbenlarven im Sommer geringer waren.

Der vorliegenden Studie nach zu urteilen, muss im Bonner Raum das überwinterte Stadium der Herbstmilbe in seiner wahrscheinlichen Aufenthaltstiefe von 10-30cm Bodentiefe Temperaturen nicht unter 2-5°C tolerieren. Daraus lässt sich folgern, dass in den vergangenen Winterhalbjahren die herrschenden Bodentemperaturen sehr wahrscheinlich kaum zu einer Dezimierung der Herbstmilbenpopulation im Boden beigetragen haben.

Andere Faktoren sind in diesem Zusammenhang nicht untersucht worden. Die Bodenfeuchtigkeit ist in den Wintermonaten durch die geringen Bodentemperaturen und die oben

erwähnten Bodenluftfeuchtigkeitsphänomene sehr wahrscheinlich ohne Einfluss auf die Populationen, da im Boden meistens Feldkapazität erreicht wird (persönliche Mitteilung A. REINDERS, Institut für Pflanzenbau, Universität Bonn).

Anzahl der Herbstmilben-Generationen pro Jahr sowie Zeit- und Rhythmusgeber der Entwicklung

Im Abschnitt zur Ausbreitung der Herbstmilbe wurde angedeutet, wodurch eine allgemeine Zunahme der Larvenabundanzen in den Gärten erklärt werden könnte. Eine weitere Erklärung ließe sich in der Lebensdauer der adulten Entwicklungsstadien finden. Untersuchungen zur Lebensdauer und physiologischen Belastbarkeit von adulten Herbstmilben fehlen. Eine Zucht der Tiere, die diese Fragen hätte beantworten helfen, konnte nicht etabliert werden (s.u.). So fanden TAKAHASHI ET AL. (1993), dass zum Beispiel adulte *Leptotrombidium pallidum* unter Laborbedingungen länger als zwei Jahre (maximal 970 Tage) am Leben blieben. Sollten die adulten Herbstmilben länger als eine Generation im Boden überleben, so ist an den Milbenherden über die Zeit eine Akkumulation von fortpflanzungsfähigen Tieren zu erwarten. Dieser Vorgang allein würde ausreichen, die Zunahme der Larvenabundanzen an der Bodenoberfläche und die Lagekonstanz der Milbenherde (s. Kap. 4.3) zu erklären. DANIEL (1961) geht davon aus, dass die weiblichen Herbstmilben nach der Eiablage zu Grunde gehen. RICHARDS (1950b) dagegen erwähnt, dass er adulte Herbstmilben-Stadien das gesamte Jahr über in konstanten Anzahlen in Bodenproben aus Kaninchenbauten fand. Im Frühjahr ermittelte DANIEL (1961) ein deutlich zu Gunsten der Nymphen verschobenes Verhältnis im Vergleich zu den Adulten. Ab April nahmen in den Bodenproben die Adulten im Verhältnis zu den Nymphen und auch absolut zu.

In der vorliegenden Studie wurden auch im Frühjahr (Ende März oder Mitte April) aus den Bodenproben nie adulte Herbstmilben isoliert, sondern ausschließlich Nymphen. Für die adulten Entwicklungsstadien bedeutet dies, dass sie entweder im Frühjahr so selten im Vergleich mit dem Nymphen-Stadium auftreten, dass erwachsene Tiere nur bei großem Probenaufwand zu finden sind oder aber, dass die Adulten im Sommer des Vorjahres zu Grunde gegangen sind. In letzterem Fall läge der Fortbestand der Population allein bei der im Juni zu adulten Tieren sich entwickelnden neuen Nymphengeneration. Folglich müsste ein über mehrere Jahre existierender Herbstmilbenherd im Sommer oder Herbst erneut von vollgesogenen Larven erreicht („befallen“) werden. In diesem Fall wäre ein Einfluss der Säugetieraktivitäten auf die Larvenabundanz zu erwarten gewesen. Dagegen wären die Larvenabundanzen an den Herbstmilbenherden im Falle einer mehrjährigen Lebensdauer adulter Entwicklungsstadien von dem kurzfristigen Einfluss der Wirtsaktivitäten und dem Neubefall durch vollgesogenen Larven relativ unabhängig, da auch die Adulten des/der Vorjahre(s) zur Neuproduktion von Larven beitragen.

Neben dieser allgemeinen Unkenntnis über die Lebensdauer der adulten Tiere ist es unter dem bereits diskutierten Gesichtspunkt der großen ökologischen Potenz der Herbstmilbe und der milden Winterverläufe im Boden erstaunlich, dass die Herbstmilbe in Bonn nicht mehr als die eine beobachtete Generation in einem Jahr durchläuft. Anders ausgedrückt, ist ein deutlich beobachtbares zahlreiches Auftreten von Larven auch zu anderen Jahreszeiten als im Sommer oder Herbst zu erwarten. Für tropische Trombiculiden, also unter ausgeglichenen klimatischen Bedingungen, sind innerhalb eines Jahres mehr als zwei Generationen oder eine kontinuierliche Produktion von Nachkommen nachgewiesen worden (SASA, 1961; TANSKUL ET AL., 1994). In den gemäßigten Breiten wurde dagegen auch bei anderen Trombiculiden-Arten nur eine Generation pro Jahr gefunden (TAKAHASHI ET AL., 1993, 1995). Sollte, wie oben erwähnt, ein Nymphen-Stadium überwintern, dann deutet eine einzelne Generation von Herbstmilben pro Jahr auf eine Entwicklungsruhe hin. WOHLTMANN (2001) und WOLTMANN ET AL. (2001) bemerkten, wie bereits in Kapitel 4.2 erwähnt, dass die Diapause eines Entwicklungsstadiums in den Wintermonaten für eine Synchronisation der beiden Geschlechter einer Milbenart beziehungsweise für die Synchronisation eines Ektoparasiten mit seinen Wirten wichtig ist. Es fragt sich, was für diesen Rhythmus der Zeitgeber im Leben der Herbstmilbe ist.

VAN PEENEN ET AL. (1976) fanden eine Korrelation zwischen dem Auftreten der Larven von *L. deliense* mit der Temperatur und nicht mit den Niederschlägen, wie es vorher allgemein angenommen wurde. TAKAHASHI ET AL. (1995) beobachteten, dass *L. akamushi* seine Eier bei bestimmten Mindesttemperaturen abzulegen beginnt. ZACHARDA (1979) erwähnt andere Mechanismen: Bei einigen Milbenarten aus der Familie Rhagidiidae scheint die Festlegung auf eine Generation pro Jahr durch den geringen Toleranzbereich der Adulten gegenüber der Temperatur oder der Trockenheit zu erfolgen, da im Sommer die Larven- und Nymphen-Stadien dominieren, die wesentlich toleranter gegenüber Schwankungen der genannten Einflussgrößen sind. TOPP (1981) bestätigt diese speziellen Anpassungen des Lebenszyklus' an abiotische Faktoren bei Arthropoden, nennt aber zudem die Bedeutung des Nahrungsangebotes, dass durch die Jahreszeit vorgegeben ist, als Ursache für derartige Anpassungen. MEDDLE ET AL. (2002) berichten von der Veränderung der Tageslänge im Jahresverlauf als ein Zeitgeber für Vögel und Säugetiere, der erst Monate nach der Beeinflussung Wirkung, beispielweise für Reproduktionszyklen, zeigt.

Die Temperatur oder andere Zeitgeber werden vermutlich auch den Rhythmus der Herbstmilbe bestimmen. Dann wäre auf Grund der relativ hohen Temperaturen im Bonner Winter denkbar, dass der relative Temperatur-Unterschied zwischen Herbst und Winter, und nicht beispielsweise absolute Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt, von Bedeutung sind. Andererseits ist die Tageslänge ein Zeitgeber, der in den gemäßigten Breiten unabhängig von eventuell meteorologisch unterschiedlich beeinflussten Regionen konstant ist. Die Literatur dazu ist vielfältig und soll hier nicht weiter erörtert werden. Untersuchungen

bezüglich dieser Fragestellung wären sehr aufschlussreich – auch im Zusammenhang mit mutmaßlichen Abweichungen im Lebenszyklus der Herbstmilbe und dem Auftreten von Stichsymptomen außerhalb der Sommer- und Herbstmonate.

Weitere mögliche Ursachen für Trombidiose-ähnliche Stichsymptome

Nach den Erfahrungen aus der vorliegenden Studie sind die von den betroffenen Personen beobachteten Stichsymptome im Frühjahr nur sehr bedingt, wenn überhaupt, auf Herbstmilbenlarven zurückzuführen, und andere Trombiculiden-Arten als Verursacher kommen nicht in Betracht (s. Kap. 4.2). Daher stellt sich die Frage, wodurch oder von welchem Tier die Dermatosen verursacht wurden. Auch VITZTHUM (1930) erwähnt, dass im Mai auftretende Stiche nicht durch die Herbstmilben verursacht sein könnten und vermutet, dass eine Trombidiiden-Larve der Grund war. Da jedoch die Trombidiiden an Arthropoden parasitieren (ZHANG, 1998), scheint diese Vermutung abwegig.

In einem Fall wurde der Nachweis, dass die Stichsymptome von Vogelflöhen (*Ceratophyllus gallinae*, Fam. Ceratophyllidae) verursacht wurden in dieser Studie durch den Fang dieser Tiere nach dem Auftreten von Stichsymptomen erbracht. Für Vogelflöhe spricht in einigen Fällen auch, dass einige Betroffene Stichsymptome nach dem Reinigen eines Vogelhauses im Garten wahrnahmen. STORCH & WELSCH (1997) erwähnen, dass Vogelflöhe und auch Taubenflöhe (*Ceratophyllus columbae*) gelegentlich an Menschen parasitieren.

Eine weitere potenziell für Stichsymptome bei den betroffenen Personen verantwortliche Tierart könnte die Vogelmilbe (*Dermanyssus gallinae*, Fam. Dermanyssidae) sein. MUMCUOGLU & RUFLI (1978 UND 1983) belegen, dass durch Stiche dieser Milbenart Hautreaktionen beim Menschen ausgelöst werden. Da die Tiere ihren Wirt nur kurzfristig aufsuchen und sich ansonsten in Ritzen und Spalten versteckt halten (STORCH & WELSCH, 1997), wäre ein Kontakt mit den Milben an vielen Stellen im Garten oder im und am Hausbereich möglich, zu denen auch Vögel Zugang haben. Es ist bekannt, dass diese Milbenart auch häufig an Vögeln, die als Haustiere gehalten werden, mit teilweise sehr hohem Befallsgrad auftritt und dass die Milben auch auf den Menschen übergehen (GRUNER, 1993; STORCH & WELSCH, 1997).

WURMBACH (1968) gibt an, dass *Pyemotes*-Milben (Fam. Pyemotidae) die sogenannte ‚Trugkrätze‘ verursachen können und STORCH & WELSCH (1997) erwähnen, dass einige *Pyemotes*-Arten gelegentlich Menschen befallen und heftig juckende Hautreizungen verursachen.

Bei MUMCUOGLU & RUFLI (1978, 1983) sind die Stichsymptome von vielen verschiedenen Milben dargestellt, die als Urheber der Stiche ebenfalls in Betracht kommen könnten. Die gezeigten Symptome auf der menschlichen Haut nach den Stichen verschiedener Ektoparasiten zeigen, dass es oftmals schwierig ist, die Hautreaktionen auf einen bestimmten

Verursacher zurückzuführen. QADRIPUR & KANT (1996) beschreiben die Übergriffe von Pelzmilben (*Cheyletiella*) auf den Menschen. Die Autoren weisen darauf hin, dass gerade in den Städten die Haustierhaltung zunähme und die Stichsymptome am Menschen deshalb ebenfalls häufiger auftreten.

GRUNER (1993) gibt an, dass Milben der Familie Tydeidae gelegentlich auch Menschen und Haustiere befallen. Ebenso sind Übergriffe des Ratten-Parasiten *Ornithonyssus bacoti* (Fam. Macronyssidae) auf den Menschen bekannt (MUMCUOGLU & RUFLI, 1978, 1983; GRUNER, 1993).

GRUNER (1993) erwähnt außerdem die Milbe *Balaustium murorum* (Fam. Erythraeidae), die bei zahlreichem Vorkommen auch den Menschen befallen soll. Wohingegen WOHLTMANN (2001) feststellt, dass diese Art kein parasitisch lebendes Entwicklungsstadium besitzt.

Hinzu kommt, dass es Tiergruppen gibt, von denen die Kenntnis einer (fakultativ) ektoparasitischen Lebensweise scheinbar bislang nicht sehr verbreitet ist und die daher auch bei der Suche nach Verursacher-Organismen für Stichreaktionen nicht beachtet werden. So geben MUMCUOGLU & RUFLI (1983) an, dass Haarbalmilben im Kopfbereich Dermatosen verursachen können.

Allgemein wenig bekannt ist auch, dass Stechmückenarten (Fam. Culicidae) die in Häusern, Schuppen und an anderen Orten überwintern. EICHLER (1954) erwähnen dieses Verhalten der Tiere. Daher ist es denkbar, dass die Stichsymptome, die im Frühjahr oder Winter auftreten, von Stechmücken verursacht werden, welche die betroffenen Personen in der Wohnung oder in Kellerräumen gestochen haben. Die auftretenden Stichsymptome sind denen nach einem Herbstmilbenstich sehr ähnlich. Ein gutes Indiz für eine Unterscheidung der Stiche von Herbstmilben im Vergleich zu den erwähnten anderen Verursacherorganismen, ist die Lage der Prädilektionsstellen (KEPKA, 1965), denn sofern die Stiche nicht an den von Kleidung bedeckten Bereichen der Lendengegend, dem Brust- und Bauchbereich oder der Achseln auftreten, ist eine Verursachung durch Herbstmilben unwahrscheinlich.

Fragwürdig ist die von QADRIPUR & IPPEN (1994) geäußerte Beobachtung einer Parasitose durch die Grasmilbe *Bryobia gramineum* (Fam. Tetranychidae) beim Menschen. Diese Aussage sowie auch die oben erwähnte Behauptung bei GRUNER bezüglich *Belaustium murorum* erfordern weitere Belege, denn derartige, mutmaßlich falsche Behauptungen führen in der Öffentlichkeit zu einer Vermischung der Lebensweise und des Lebenszyklus' von beispielsweise pflanzensaugenden Milben mit der Biologie von Ektoparasiten. Dadurch kann es zu den häufig geäußerten Befürchtungen der Betroffenen kommen, dass beispielweise die Herbstmilben in Obststräuchern und -bäumen sitzen oder nach starker Vermehrung die Hauswände hoch, durch die Fenster in die Schlafzimmer laufen und dort die Menschen befallen.

4.5 VERGLEICH CHEMISCHER UND ÖKOLOGISCHER BEKÄMPFUNGSTRATEGIEN

Die Entwicklung einer ökologischen Bekämpfungsstrategie gegen die Herbstmilbe ist begründet auf die Erfahrung, dass eine chemische Bekämpfung mit Acariziden auf Grund des mangelhaft andauernden Erfolges und der gleichzeitigen ökologischen Bedenklichkeit der Wirkstoffe (Schadwirkung auf andere Organismen) keine empfehlenswerte Methode darstellt: Nach SY (1986) war eine Behandlung der Rasenflächen nach anderthalb bis zwei Wochen erneut notwendig, da die Larvenabundanzen wieder auf den Ausgangswert vor dem Behandlungsbeginn angestiegen waren. Die Untersuchungen von SY belegen, dass wegen der euedaphischen Lebensweise der post-larvalen Entwicklungsstadien der Herbstmilbe eine Bekämpfung mit Chemikalien dauerhaft nicht erfolgreich sein kann: Die Acarizide müssten den Boden bis mindesten 40cm Tiefe (s. Kap. 4.4.6, Abschnitt ‚Aufenthaltstiefe‘) durchtränken. Dieses Vorgehen hätte sehr wahrscheinlich negative Konsequenzen für die übrige Bodenfauna und wäre zudem sehr kostenträchtig, da erhebliche Mengen der Chemikalie eingesetzt werden müssten. Außerdem reicht es zur Behebung des Befallsproblems nicht aus, nur die Rasenflächen zu behandeln, da die Tiere gehäuft auch auf Beeten auftreten.

Die Ergebnisse anderer Autoren besagen, dass die ubiquitären Gamasidenarten (Raubmilben) nach dem Einsatz von Pestiziden in Abhängigkeit von der Dosis oftmals sogar eine Vermehrung zeigten (KARG, 1967; KROGH, 1995). Nach KROGH ist dies durch eine erhöhte Eiproduktion bei einer geringen Dosierung des Pestizides verursacht. Er gibt zu bedenken, dass eine solche Unterdosierung bei der Ausbringung durch die Verhältnisse im Freiland jederzeit möglich sei. Um dies auszugleichen, wäre eine erhebliche Erhöhung der Dosis in der Stammlösung des Pestizides notwendig. Wie bereits erwähnt, wäre die zu erwartende Schadwirkung auf die übrige Bodenfauna groß. Die Wirkung eines Pestizides auf den Zielorganismus ist zudem nicht vorhersagbar: So erwähnt WOOD (1995), dass sich nach dem Einsatz von Insektiziden die Anzahl der Gamasiden verringert habe, dagegen aber die Anzahl der Collembolen, welche die eigentlichen Zielorganismen darstellten, angestiegen war. WOOD begründet dies mit dem fehlenden Räuberdruck auf die Collembolen-Population. Die Problematik von häufig fehlgeleiteten Schadwirkungen eines Pestizides gegen einen anderen als den vorgesehenen Zielorganismus erwähnt auch WALLWORK (1976). HALOPAINEN & RIKALA (1995) wiesen nach, dass verschiedene Insektizide für die oberirdische Verwendung im Pflanzenbau auf die Nicht-Zielorganismen im Boden ganz unterschiedliche, nicht vorhersagbare Wirkungen haben können. Es ist daher ein unkalkulierbares ökologisches Risiko zu versuchen, mit einem Insektizid/Acarizid die Herbstmilbe auf den Befallsflächen zu dezimieren. Die Schadwirkung der Chemikalien auf die Gamasiden als mögliche Fressfeinde der Herbstmilbe ist dabei eine wesentliche, nicht

kalkulierbare Größe, die eventuell sogar eine Zunahme der Larvenpopulationen zur Folge haben könnte.

Daher ist ein anderer Ansatz erfolgversprechender: KARG (1994) deutet an, dass die Gamasiden *Amblyseius cucumeis* und *A. agrestis* im Freiland eingesetzt werden könnten. Da die beiden Arten auf der Bodenoberfläche leben und Milben fressen, könnten sie gezüchtet und an Herbstmilbenherden ausgebracht werden. Im Gegensatz zur ‚klassischen‘ biologischen Schädlingsbekämpfung, wie sie beispielweise im Gewächshäusern zur Anwendung kommt, besteht für eine biologische Bekämpfung im Freiland allerdings noch Forschungsbedarf.

Eine ökologische Bekämpfungsstrategie der Herbstmilbe fußt nicht nur auf einer Abundanzhöhung der Fressfeinde, sondern auf sämtlichen möglichen Einflussgrößen, die für eine Verringerung der Population in Erwägung gezogen werden können:

Aus der Studie ist hervorgegangen, dass Maßnahmen, die auf eine Kontrolle (Verringerung) der Wirtspopulationen abzielen, sehr wahrscheinlich ohne Wirkung bleiben würden (s. Kap. 4.4.2). Im Gegensatz dazu sei eine Methode nach WILKINSON (1979) angeführt, die auf eine Beseitigung des Parasiten am Wirt abzielt: Er erwähnt so genannte ‚bait-boxes‘, in denen sich die Säuger bei der Futtersuche Insektizidstaub auf das Fell abstreifen.

Ebenso wenig erfolgversprechend wie eine Kontrolle der Säugetiere ist eine besondere Pflege des Komposthaufens, wie sie oft als Empfehlung angegeben wird, da die Larven erheblich häufiger auf Beeten oder im Rasen gefunden wurden. Eine Neueinsaat des Rasens, die von einigen Betroffenen zur Lösung des Befallsproblems durchgeführt wurde, ist aus folgenden Gründen nicht anzuraten: Erstens müsste eine solche Behandlung den gesamten Garten betreffen, was auf Beeten sehr schwierig und insgesamt sehr kostenträchtig wäre, und zweitens müsste der Boden bis in eine Tiefe von mindestens 40cm ausgetauscht werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte beobachtet werden, dass der Austausch nur der oberen 20cm des Bodens auf einer Rasenfläche erfolglos im Hinblick auf eine Verringerung der Larvenabundanzen war.

Ein Bodenaustausch ist allerdings dann erfolgversprechend, wenn zunächst eine Kartierung der Herbstmilbenherde (z.B. mit der Kachelfangmethode) erfolgen würde. Dies ist allerdings arbeitsaufwändig. An den Herden selbst wären danach folgende gezielte Maßnahmen erfolgversprechend: Der Boden sollte sicherheitshalber bis in eine Tiefe von 50-60cm entnommen und entweder komplett ersetzt oder aber thermobehandelt und hiernach wieder verfüllt werden. Bei der Thermobehandlung wird der Boden erhitzt (‚geröstet‘). Eine Erwärmung auf 60°C sollte ausreichend sein, da dadurch die Bodenlebewesen auf Grund ihrer Temperaturempfindlichkeit sicher abgetötet würden (TOPP, 1981; GISI ET AL., 1997). Eine weitere weniger aufwändige, aber eventuell nicht mit der gleichen Sicherheit erfolgreiche Methode ist ein Übergießen eines Herbstmilbenherdes mit kochendem Wasser: Die

Herdstelle wird durch einen Stechrahmen eingefasst, der anschließend mit heißem oder kochendem Wasser gefüllt wird. Ein kontinuierliches Versickern von heißem Wasser müsste gewährleistet sein, um trotz der großen Wärmekapazität des Bodens oder der Isolationswirkung von Bodenluftteinschlüssen in allen Bereichen des Bodens kurzzeitig stark erhöhte Temperaturen zu erzeugen.

Bei den erwähnten ökologischen Bekämpfungsverfahren wäre allerdings ein Verlust von Bewuchs zu erwarten. Im Gegensatz zur Herbstmilbe, die konzentriert und nicht so gleichmäßig im Boden verteilt sind wie Collembolen oder Gamasiden, wird die übrige abgetötete Bodenfauna die behandelte Stelle von den Seitenrändern her wiederbesiedeln. Daher sollte der Wiederbefall durch Herbstmilben an der Stelle – sofern ein solcher überhaupt stattfindet – einige Zeit dauern.

Dagegen ist davon auszugehen, dass eine reine Offenlegung oder Trockenlegung einer Herdstelle sowie die Beseitigung der Rasenmahd wenig Erfolg haben: Zum einen ist die, in Kapitel 4.4.1 beschriebene, ökologische Potenz der Larven bezogen auf die Lebensbedingungen an der Bodenoberfläche sehr groß, so dass die Larven nicht nennenswert dezimiert würden, und zum anderen ist wegen der ausgleichend auf die Lebensbedingungen wirkenden bodenphysikalischen Phänomene (Kap. 4.4.3) eine Beeinflussung der post-larvalen Entwicklungsstadien im Boden nicht zu erwarten ist.

4.6 MOLEKULARBIOLOGISCH-TAXONOMISCHE UNTERSUCHUNGEN

Die ursprüngliche Fragestellung im Zusammenhang mit den molekularbiologisch-taxonomischen Untersuchungen in der vorliegenden Studie war, ob Exemplare von Herbstmilbenlarven aus verschiedenen Jahreszeiten und Jahren sowie aus verschiedenen geographischen Regionen, die in ihrer Morphologie, Biologie und in ihrem Verhalten voneinander abweichen würden, auch auf genetischer Ebene (Genotypen) unterscheidbar wären. Dies sollte eine Beschreibung von Ökotypen oder Arten / Unterarten unterstützen.

Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten im Bonner Raum allerdings keine Herbstmilbenlarven zu einer anderen Jahreszeit als zu der üblichen im Spätsommer und Herbst gefangen werden, so dass keine Variationen bezüglich des jahreszeitlichen Auftretens der Herbstmilbe festzustellen waren. Die Vergleichsexemplare von Larven aus Siegen, Leipzig, Prag und Südfrankreich sowie aus dem Siebengebirge (METZEN, 2002), die sämtlich morphologisch als Herbstmilbe (*N. autumnalis*) identifiziert wurden, waren ebenfalls im Spätsommer oder Herbst gefangen worden. Abgesehen davon konnten im Bonner Raum im Rahmen der vorliegenden Studie keine weiteren Trombiculiden-Arten gefangen werden.

Auf der anderen Seite haben verschiedenen Autoren morphologische Variationen der Herbstmilbe beschrieben:

VITZTHUM (1930), RICHARDS (1950a), JONES (1951) und WINKLER (1953) beobachteten Variationen und RICHARDS benennt daraufhin drei (Phäno-) ‚Typen‘ der Herbstmilbe für die Britischen Inseln. KEPKA (1964a) beschrieb vier Unterarten der Herbstmilbe auf Grund der Morphologie und des jahreszeitlichen Auftretens in Bergregionen Österreichs. CORNELIUS ET AL. (1950) sahen einen Bezug zwischen den fernöstlichen Trombiculiden-Arten und der so genannten ‚*autumnalis*‘-Gruppe in Europa und VATER (1982) erwähnt die ungeklärten Verwandtschaftsverhältnisse zwischen *N. autumnalis* und *N. japonica*, einer asiatisch-europäischen Trombiculiden-Art. VERCAMMEN-GRANDJEAN arbeitete mehrfach zur systematischen Einordnung der von ihm ‚*Neotrombicula*-Komplex‘ genannten Artengruppe (u.a. VERCAMMEN-GRANDJEAN, 1960; VERCAMMEN-GRANDJEAN & KOLEBINOVA, 1985).

Auf Grund der Beobachtungen anderer Autoren wurde angenommen, dass im untersuchten Milbenmaterial möglicherweise intraspezifische Variationen zwischen den Herbstmilben unterschiedlicher geographischer Herkunft auftreten würden, die auf die Existenz von genetisch-taxonomischen Subtypen hinweisen würden, oder aber interspezifische Variationen auf die Existenz nahe verwandter Spezies hindeuten würden.

Entsprechend wurden DNS-Bereiche für die Untersuchungen ausgewählt, mit denen sowohl intra- als auch interspezifische Abweichungen determiniert werden können.

Die mitochondriale Cytochromoxidase-1-Genregion (mtCO1-Region) ist vielfältig für taxonomische Vergleichstudien herangezogen worden (AVISE ET AL., 1987; SIMON ET AL., 1994). So untersuchten FOURNIER ET AL. (1994), NAVAJAS ET AL. (1996) und LEE & LEE (1997) diese Genregion im Zusammenhang mit Artunterscheidungen bei Spinnenmilben (Fam. Tetranychidae). SALOMONE ET AL. (1996) untersuchte mit Hilfe der mtCO1-Region das Verwandtschaftsverhältnis von zwei Oribatiden-Arten. SÖLLER ET AL. (2001) überprüften anhand eines DNS-Fragmentes der mtCO1 die Systematik innerhalb der taxonomischen Milbengruppe ‚Parasitengonae‘ (s. Abb.1) und fanden eine gute Übereinstimmung zwischen ihren Ergebnissen und der gegenwärtig gültigen taxonomischen Einteilung innerhalb dieser Gruppe.

Die genetisch-molekularbiologische Methode zur Aufklärung von systematischen Zusammenhängen ist unter anderem von HILLIS (1987) und BAVERSTOCK & MORITZ (1990) im Vergleich zur klassisch-morphologischen Methode kritisch diskutiert worden. Die Autoren erwähnen aber, dass die Ergebnisse der genetischen Untersuchungen aufschlussreich und unterstützend für die morphologische Systematik seien. BAVERSTOCK & MORITZ (1990) sehen einen wichtigen Gesichtspunkt für die Aussagekraft der molekularbiologischen Methoden in einer ausreichenden Auswahl von taxonomisch repräsentativen Genomabschnitten, die auch als ‚taxonomische Marker‘ bezeichnet werden. Aus diesem Grund wurden außer der CO1-Region in dieser Studie zwei weitere Genomregionen untersucht. Eine weitere, häufig als genetischer Marker herangezogene Genomregion ist die ITS2-Region, die als sogenannter ‚spacer‘ innerhalb der Genregion der ribosomalen DNS im Zellkerngenom lokalisiert ist. Dieser Abschnitt der Genregion ist nicht kodierend. Die Nukleotidsequenz weist in Abhängigkeit zum Verwandtschaftsgrad von verschiedenen Organismen eine unterschiedliche Variabilität auf, wodurch sich diese Genomregion für die Artidentifizierung bei Arthropoden eignet (BECKINGHAM, 1982; HILLIS & DIXON, 1991; COLLINS & PASKEWITZ, 1996): So untersuchten COLLINS & PASKEWITZ (1986) mit Hilfe dieses genetischen Markers einen Artenkomplex von morphologisch kaum zu unterscheidenden Geschwisterarten von Culiciden. Gleiches führten auch WESSON ET AL. (1992) und PROFT ET AL. (1999) durch. Zur Untersuchung der Verwandtschaftsverhältnisse bei Zecken (Fam. Ixodidae) verwendeten WESSON ET AL. (1993) und ZAHLER ET AL. (1995; 1997; 1998) ebenfalls die ITS2-Region. NAVAJAS ET AL. (1992) arbeiten mit Hilfe dieser Region an einer leichteren Unterscheidung von verschiedenen Arten von Spinnenmilben.

Eine weitere molekularbiologisch-taxonomisch interessante Region ist die mitochondriale 16S rDNS. Als genetischer Marker fungiert ein längerer Abschnitt der Genregion (CAPORALE ET AL., 1995). Die genannten Autoren sowie CROSBIE ET AL. (1998) unterschieden morphologisch sehr ähnliche Zecken mit diesem Marker, und DESPRES ET AL. (1992) überprüften die Phylogenie verschiedener Schistosomen-Arten.

Die drei angeführten Genombereiche wurden in der vorliegenden Studie in Kombination eingesetzt, da das Maß der Variabilität der drei genetischen Markerregionen zueinander erst taxonomisch aufschlussreiche Informationen ergibt. So untersuchten NAVAJAS ET AL. (1994) parallel die ITS2-Region und ein mtCO1-Fragment, um zum einen den taxonomischen Status von verschiedenen Arten innerhalb der Gattung *Tetranychus* aufzuklären und zum anderen die verwandtschaftliche Beziehung dieser Gattung mit zwei weiteren Spinnenmilben-Gattungen zu ermitteln. Sie fanden heraus, dass die Variabilität der CO1-Region beim intraspezifischen Vergleich höher ist als die der nicht kodierenden ITS2-Region. In gleicher Weise verwendeten auch CAPORALE ET AL. (1995) und DESPRES ET AL. (1992) Fragmente der mtCO1-Region beziehungsweise der 16S rDNS-Region des Mitochondriengenoms sowie parallel die ITS2-Region des Zellkerngenoms als genetische Marker und fanden, dass das mitochondriale Genom im intraspezifischen Vergleich wesentlich schneller evolviert als die ITS2-Region: DESPRES ET AL. (1992) bezifferten dies mit einer dreifach höheren Rate. CAPORALE ET AL. (1995) leiteten daraus ab, dass die CO1-Region für intraspezifische Untersuchungen gut geeignet sei. AVISE ET AL. (1987) bestätigen dies ebenfalls für die 16S rDNS-Region und postulieren eine generell gute Eignung der mtDNS für intraspezifische Untersuchungen.

Die Variabilität der ITS2-Region war dagegen in den Untersuchungen von DESPRES ET AL. (1992) und CAPORALE ET AL. (1995) sehr gering. CAPORALE ET AL. konnten verschiedene Zeckenarten anhand der ITS2-Region nicht unterscheiden. Allerdings scheint die Variabilität der ITS2-Region im besonderen Maße vom untersuchten Organismus anhängig zu sein: NAVAJAS ET AL. (1998) fanden ebenfalls nur eine sehr geringe Variabilität in der ITS2-Region beim intraspezifischen Vergleich von *Tetranychus*-Arten untereinander, aber beim Vergleich von Individuen aus Arten anderer Gattungen erwies sich die intraspezifische Variabilität der ITS2-Region als ähnlich hoch wie die der CO1-Region.

Bei Untersuchungen zur interspezifischen Variabilität fanden NAVAJAS ET AL. (1998) allerdings, dass die ITS2-Region 2,5mal schneller evolviert als die CO1-Region. Ein vergleichbares Ergebnis, welches besagt, dass die Variabilität der ITS2-Region beim interspezifischen Vergleich höher ist als beim intraspezifischen fanden auch ZÄHLER ET AL. (1995) für Arten der Gattung *Dermacentor* (Fa. Ixodidae). Für *Psoroptes*-Arten fanden ZÄHLER ET AL. (1998) dagegen eine sehr geringe genetische Heterogenität im Abschnitt der ITS2, obgleich die Autoren 15 verschiedenen Arten untersuchten.

In der eigenen Studie zeigt sich eine hohe intraspezifische Variabilität zwischen den Herbstmilbenexemplaren aus den verschiedenen geographischen Regionen, denn beide verwendeten genetischen Markerbereiche aus dem mitochondrialen Genom zeigen im Vergleich der Herbstmilbenproben eine große Variation der Basenabfolge. Allerdings widersprechen sich die Resultate:

Auf der einen Seite steht der Hinweis durch die Untersuchung des CO1-Fragmentes, dass die Herbstmilbe in Bonn, Kall/Eifel, Leipzig und Prag grundsätzlich nur eine geringe Variabilität aufweisen und folglich genetisch nahe verwandt sind. Daneben scheinen die Herbstmilbenexemplare aus dem Siebengebirge und aus Südfrankreich unterhalb der Artgrenze sowohl untereinander als auch von den anderen Proben abzuweichen. Die große Abweichung der Basenabfolge der Herbstmilben-DNS gegenüber der Vergleichsequenz von *Morelacarus spec.*, einer anderen Trombiculiden-Art, ist dagegen – in Anbetracht der laut der Literaturangaben geringen Variabilität der mitochondrialen Markerregionen bei interspezifischen Vergleichen – überraschend.

Auf der anderen Seite steht das Ergebnis der Sequenzierung des 16S rDNS-Gensegments: Hier zeigte sich eine geringe Variabilität der Nukleotidabfolge zwischen den geographisch benachbarten Bereichen der Stadt Bonn und dem Siebengebirge, wohingegen die Bonner Proben untereinander auffällig voneinander abwichen. Genetische Abweichungen im Vergleich zu Proben aus dem Siebengebirge und aus Bonn zeigte auch die Herbstmilben-DNS aus Leipzig. Diese Sequenzabweichungen im Genom der Herbstmilben zwischen verschiedenen Standorten lassen sich nicht mit der geographisch-räumlichen Trennung der Populationen korrelieren. Einige Sequenzen zeigen zudem – in Relation zu einer Art aus einer anderen Trombiculiden-Gattung (*Morelacarus*) – eine sehr hohe Variabilität des verwendeten genetischen Markers. Dies lässt vermuten, dass entweder erhebliche Fehler bei der Durchführung der PCR oder der Sequenzierung aufgetreten sind oder dass die Trombiculiden – ähnlich wie es NAVAJAS ET AL. (1998) für einige Gattungen innerhalb der Familie Tetranychidae fanden – nicht in der gleichen Weise Variabilitäten des Genoms zeigen wie beispielweise Zecken- (CAPORALE ET AL., 1995) oder *Schistosoma*-Arten (DESPRES ET AL., 1992). Zudem ist dieses molekularbiologisch-taxonomische Ergebnis durch die morphologischen und biologischen Untersuchungen nicht bestätigt worden.

Die Ergebnisse der Vergleiche der ITS2-Regionen (RIB3/RIB4 sowie LC1/HC2) von Herbstmilbenpopulationen verschiedener Standorte zeigen dagegen ein eindeutiges verwandtschaftliches Verhältnis, da die genetischen Marker auf der interspezifischen Vergleichsebene zwischen allen Proben eine sehr homogene Nukleotidabfolge aufweisen. Dies deutet auf eine nahe genetische Verwandtschaft aller Herbstmilbenproben hin. Dieses Ergebnis wird durch die klassisch-morphologischen Untersuchungen bestätigt.

Das Datenmaterial ist zu gering, um weitere Schlüsse zu ermöglichen. Um die Qualität der Untersuchungsergebnisse zu testen, hätten zudem Wiederholungen der DNS-Amplifikationen für dasselbe Individuum durchgeführt werden müssen, wie dies beispielsweise bei ZHALER ET AL. (1995, 1998) geschah, um den Einbaufehler der Taq-Polymerase bei der PCR abschätzen zu können. Da dies aus verschiedenen bereits

dargelegten Gründen nicht möglich war, sind die Ergebnisse bezüglich einer intra- und interspezifischen Variabilität von Herbstmilbenpopulationen von verschiedenen Standorten nicht ausreichend abgesichert.

Bezogen auf die Methodik wurde in dieser Studie Wert auf eine umwelt- und gesundheitsschonende Arbeitsweise gelegt beziehungsweise versucht, die Methoden gegebenenfalls in einem entsprechenden Sinne weiterzuentwickeln. Daher wurde auf eine DNS-Extraktion mit der Phenol-Chloroform-Methode oder unter Verwendung von SDS (Natriumdedocyl-Sulfat) verzichtet. Mit der Zwischenlagerung in Leitungswasser – je nach Bedarf mit Antibiotikum oder Antimykotikum versetzt – ist es gelungen, eine Lagerungsmethode für Milbenmaterial zu finden, die – anders als eine Ethanol-Konservierung oder eine längere Lagerung in HOYERS-Lösung, die üblicherweise für die Lagerung verwendet werden, – eine relativ problemlose molekularbiologische Weiterbearbeitung des Materials mit modernen Methoden der DNS-Extraktion ermöglicht. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnte allerdings der Zeitverlust aus den ersten beiden Untersuchungsjahren durch die Probleme, die durch eine Ethanollagerung vermutlich verursacht wurden, trotz der Etablierung der Lagerungsmethode in Leitungswasser im Sommer 2001 nicht ausgeglichen werden.

Allgemein scheint der Organismus ‚Milbe‘ in vielen Fällen besondere Anforderungen an die molekularbiologischen Methoden zu stellen. Denn Probleme bei beispielsweise der Amplifikation von Milben-DNS erwähnen auch SÖLLER ET AL. (2001) und Probleme bei der DNS-Extraktion hatten auch andere Wissenschaftler (L. EVANS, University of Essex, Colchester, UK, persönliche Mitteilung).

Grundsätzlich steht nun eine funktionsfähige Aufbereitungs- und Extraktionsmethode für Milben-DNS zur Verfügung. Hierdurch wäre eine weitere zügige Bearbeitung der taxonomischen Fragestellungen in der Zukunft möglich und könnten die Aufklärung von offenen Frage innerhalb der Trombiculiden-Systematik unterstützen. Für die Nachbarfamilie der Trombidiidae konnten SÖLLER ET AL. (2001) mit denselben molekularbiologischen Methoden, die auch in der vorliegenden Studie verwendet wurden, sehr aufschlussreiche Ergebnisse erzielen. Dies ist auch für die Familie der Trombiculidae denkbar. Erfahrungen mit weiteren Primerpaaren wurden in der vorliegenden Studie bereits gesammelt (Daten nicht dargestellt): So hat sich beispielweise die ITS1-Region für taxonomische Untersuchungen an Milben der Familie Eriophyidae bereits bewährt (FENTON ET AL., 1995, 1996, 1997). In Rahmen der vorliegenden Studie wurden für diese Genomregion bereits Amplifikationsergebnisse erzielt, die allerdings für eine Sequenzierung nicht ausreichten. Die Ergebnisse lassen aber eine weitere Verwendung dieser Genregion auch für Untersuchungen an Herbstmilben vielversprechend erscheinen.

Die klassisch-morphologische Art-Unterscheidung gestaltet sich für Nicht-Experten als schwierig, da auf Anzahl, Gestalt und Lage der Rückenbehaarung und ebenfalls auf die Beinbehaarung eingegangen werden muss. Die Präparation und Einbettung des Tiermaterials für diese Untersuchungen dauert bei geeigneten Beschleunigungsverfahren (Aufhellung des Präparates in Erhitzer Milchsäure oder KCl) einen Tag, ansonsten wesentlich länger. Die Bestimmung erfordert eine erhebliche Einarbeitung. Daher ist es von Interesse, die morphologische Taxonomie weiter zu untermauern und ein schnelleres Verfahren für die Artbestimmung und damit für die Diagnosestellung zum Beispiel für Ärzte zu entwickeln. Eine Artbestimmung könnte wesentlich beschleunigt werden, indem verschiedene Milbenarten durch eine Kombination von eindeutigen Basenabfolgen oder auch nur Bandenmustern mehrerer genetischer Marker identifiziert würden. Durch die Etablierung einer eindeutigen molekularbiologischen Identifizierungsmethode wären geeignete Maßnahmen zur Bekämpfung medizinisch relevanter Milbenarten und damit auch zur Unterstützung der Therapie leichter und schneller möglich. Dies wäre nicht so sehr eine Fragestellung im Zusammenhang mit der Herbstmilbe, da sich diese Art relativ leicht wiedererkennen lässt, sondern für andere Milbenarten – beispielsweise Pelzmilben (*Cheyletiella*) –, die den Menschen befallen können und deren Fehlbestimmung das Lokalisieren der Ursache (beispielsweise Haustiere in der Umgebung von Kindern) erschwert. In diesem Zusammenhang können die Ergebnisse der vorliegenden Studie als Grundlagenarbeit für die Weiterentwicklung dieses aussichtsreichen diagnostischen Verfahrens angesehen werden.

4.7 POTENZIELLE VEKTORFUNKTION DER HERBSTMILBE FÜR BORRELIEN

Die Ergebnisse der Untersuchungen zur Vektorkompetenz von *N. autumnalis* für *Borrelia burgdorferi* sensu lato sind nicht eindeutig.

Aus einer Herbstmilbenlarve, die von einer wildlebenden Spitzmaus während des Saugens abgesammelt wurde, konnte am LGA in Stuttgart durch Hybridisierung der Nachweis von *Borrelia burgdorferi* s.l. geführt werden (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT). Allerdings konnte die Genospezies nicht eindeutig identifiziert werden. Dies ist nach OEHME ET AL. (2002) und KURTENBACH ET AL. (1995) nicht ungewöhnlich für Freilandisolate von Borrelien und lässt sich laut KURTENBACH ET AL. (2001) durch die Auswahl der verwendeten Hybridisierungssonden erklären beziehungsweise durch die Tatsache, dass es sehr viele noch nicht charakterisierte Genospezies von *B. burgdorferi* s. l. in der Wildbahn gibt.

Interessant wäre es gewesen, die Spitzmaus auf Borrelien-Antikörper beispielsweise mit Hilfe des Immunfluoreszenztests (KURTENBACH ET AL., 1994) zu untersuchen, da das Tier erstens in einem Stadtgebiet Bonns gefangen wurde, welches in relativer Nähe zu einem Borreliose-Endemiegebiet (Siebengebirge) liegt, und zweitens, weil dann auch die Artenliste der Reservoir-Wirte für *B. burgdorferi* s. l. aus GERN ET AL. (1998) um die *Crocidura*-Arten zu erweitern wäre, für die ein Nachweis bislang noch fehlt.

Der erwähnte Borrelien-Nachweis sowie ein weiterer aus vier gepoolten Herbstmilbenlarven aus einem Infektionsversuch mit Borrelien-positiven Labormäusen (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT) sind allerdings keine eindeutigen Belege für die Vektorkompetenz von *N. autumnalis*, da der Borrelien-Nachweis aus dem Darm-Inhalt der Larven erfolgt sein könnte und folglich die Bakterien zu einem späteren Zeitpunkt des Verdauungsprozesses eventuell nicht mehr hätten nachgewiesen werden können.

Daher stützt sich die gesamte These, Herbstmilben seien eventuell für die Übertragung von Borrelien auf Menschen geeignete Vektoren, lediglich auf den Borrelien-Nachweis aus einer Zucht-Nympe, da in diesem Fall der Nachweis lange nach dem Verdauungsprozess und der Metamorphose im nächsten Entwicklungsstadium gelungen ist. Die Amplifizierung von *B. valaisiana*-DNS aus der Zucht-Nympe ist vielsagend, da die aus freier Wildbahn stammenden Larven, die für den Infektions- und Zuchtversuch verwendet wurden, während des Versuches ausschließlich mit *B. afzelii* in Kontakt gekommen sein konnten. Eine Kontamination wurde ausgeschlossen (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT). Daher ist davon auszugehen, dass die Nymphe diese Borrelien-Genospezies bereits in sich trug, als sie aus dem Bonner Freiland als nüchterne Larve entnommen wurde. Dies lässt den Schluss zu, dass Larven von *N. autumnalis* mit Borrelien infiziert sind, die transovariell und transstadiell aus der Elterngeneration stammen könnten. Eine solche Weitergabe von Krankheitserregern ist für Rickettsien (*Oriente tsut-*

sugamushi) in Trombiculiden (RAPMUND ET AL., 1972; ROBERTS & ROBINSON, 1977; TAKAHASHI ET AL., 1988; URAKAMI ET AL., 1994) und für *B. burgdorferi* s. l. in Zecken (BURGDORFER ET AL., 1983; LANE & BURGDORFER, 1987) belegt.

In der Wildbahn sind in Zecken sowohl verschiedene Genospezies von *B. burgdorferi* s. l. als auch Infektionen mit einer einzelnen Genospezies zu finden (KURTENBACH ET AL., 2001), wobei des Öfteren letztgenannte Variante gefunden wird. Die drei Genospezies *B. garinii*, *B. afzelii* und *B. valaisiana* konnten in allen Zeckenpopulationen im Siebengebirge nahe Bonn von KURTENBACH ET AL., (1998) isoliert werden. KAMPEN ET AL. (UNVERÖFFENTLICHT) konnten auch in den Randbereichen des Bonner Stadtgebietes bereits Borrelien in Zecken nachweisen und im Siebengebirge überraschend viele *B. valaisiana*-Infektionen finden. Daher ist es möglich, dass auch die Larven von *N. autumnalis* aus dem Bonner Stadtgebiet, die für den Infektionsversuch gefangen worden waren, bereits mit *B. valaisiana* infiziert waren. Der genaue Fangort der Larve, in der als Nymphe ein vermeintlicher Borrelien-Wildtyp nachgewiesen wurde, lässt sich nicht mehr eindeutig ermitteln, aber es handelt sich sehr wahrscheinlich entweder um den Garten ‚Drachenfelsstraße‘ am Westrand des Stadtteils Bad Godesberg oder um den Garten ‚Am Brunnchen‘ im Stadtteil Limperich, die beide in Randbereichen des Bonner Stadtgebietes liegen.

Erstaunlich ist dann allerdings, dass am LGA in Stuttgart in den aus Bonn stammenden Larven-Proben der Jahre 1999, 2000 und 2001, die unter anderem auch aus den oben genannten Gärten stammten, kein positiver Borrelien-Nachweis geführt werden konnte. Bei dem vermeintlichen Borrelien-Wildtypnachweis handelt es sich um einen einzigen relevanten positiven Borrelien-Nachweis aus der Untersuchung von circa 1700 wirtsuchenden, nüchternen Herbstmilbenlarven aus dem Bonner Stadtgebiet, 29 Zucht-Nymphen und 279 Larven aus KAMPEN ET AL. (ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT). Dazugerechnet werden müssen die Daten aus einer weiteren Studie aus dem Siebengebirge bei Bonn (METZEN, 2002): Es wurden 194 nüchterne Herbstmilbenlarven sowie 129 von wildlebenden Nagetieren abgesammelte und 41 ebenfalls von Wirten abgesammelte, aber bis zum Nymphenstadium weitergezüchtete Herbstmilben untersucht. Zusammenfassend resultieren also aus drei Studien, in denen insgesamt circa 2370 Herbstmilben auf Borrelien-Befall untersucht wurden, lediglich ein Nachweis, der belegen könnte, dass eine Infektion mit Borrelien bereits in einer nüchternen Herbstmilbenlarve vorhanden gewesen sein könnte. Dies ist jedoch bei den Herbstmilben, die nur ein parasitisch lebendes Entwicklungsstadium besitzen, die Voraussetzung für eine Übertragung der Krankheitserreger auf den Menschen. Dieses Ergebnis ist ein äußerst schwacher Beleg für die Vektorkompetenz von *N. autumnalis* in freier Wildbahn.

Allerdings zeigte sich bei der DNS-Extraktion für die taxonomische PCR (s. Kap. 3.2.2) die Problematik, dass sich oftmals keine DNS aus in Ethanol gelagerten Herbstmilbenlarven isolieren ließ beziehungsweise keine Amplifikationsergebnisse zu erzielen waren: Die

bereits diskutierte Möglichkeit, dass die Zellintegrität des Milbengewebes durch das Ethanol zerstört würde, hätte auch auf die Borrelien-DNS-Isolierung erheblichen Einfluss gehabt, denn die in den ersten beiden Jahren zur Borrelien-Untersuchung gesammelten Larven waren längere Zeit in Ethanol gelagert gewesen. Folglich würde sich die Anzahl der erfolgversprechend untersuchten Herbstmilben wesentlich reduzieren, da aus den eigenen Versuchen nur die Zucht-Nymphen sowie die Herbstmilben aus dem Siebengebirge aus METZEN (2002) nicht oder nur wenige Tage in Ethanol gelagert worden waren, bevor die Nachweis-Untersuchungen durchgeführt wurden.

Es ist natürlich denkbar, unter den gerade beschriebenen Umständen sogar im besonderen Maße, dass nicht genügend Larven untersucht worden sind, um eine eventuell geringe Durchseuchungsrate der Herbstmilbe mit Borrelien aufzudecken (s.u.). Trotzdem wäre bei vorliegender Vektorkompetenz der Herbstmilben, insbesondere in der Studie von METZEN, in der Herbstmilben aus dem Siebengebirge untersucht wurden, welches als Endemiegebiet für Borreliose belegt ist (KURTENBACH & KAMPEN, 1991; KURTENBACH ET AL., 1995), ein positiver Borrelien-Nachweis zu erwarten gewesen.

Auf der anderen Seite wurden keine Proben aus der Studie von METZEN im LGA in Stuttgart untersucht. Es ist immerhin auffällig, dass keiner der positiven Borrelien-Nachweise aus dieser und den Studien von METZEN (2002) und KAMPEN ET AL. (ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT) in Bonn geführt wurde, sondern ausschließlich in Stuttgart. Dagegen steht die Tatsache, dass bezüglich der Untersuchung von Zeckenmaterial und der Herbstmilben-Kontrollen die Nachweis-PCR, die in dieser Studie zum Borrelien-Nachweis in Herbstmilben verwendet wurde, gut funktioniert (H. KAMPEN, persönliche Mitteilung). Von daher ist es eher wahrscheinlich, dass die Nachweisgrenze im Labor in Bonn höher liegt als in Stuttgart, wo bereits seit vielen Jahren routinemäßig Zecken auf Borrelien untersucht werden, wohingegen die Nachweis-PCR in Bonn erst während dieser Studie etabliert wurde.

Generell ist nach KAHL ET AL. (1998) die PCR-Nachweismethode zudem nicht so zuverlässig wie die Immunofluoreszenz-Nachweismethode bezüglich eines Positiv-Nachweises von Borrelien, da einige falsch negative Ergebnisse in den Untersuchungen der Autoren auftraten. In der Veröffentlichung werden allerdings auch falsch positive Ergebnisse mit der Immunofluoreszenz-Nachweismethode erwähnt. Dies zeigt, dass auch diese Methode nicht die alleinig geeignete Methode zu sein scheint. Zur Kontrolle der vorliegenden Ergebnisse wäre ein Test der Herbstmilben-Proben mit dieser Methode allerdings aufschlussreich gewesen.

Das Phänomen von falsch negativen Nachweis-Ergebnissen mit der PCR-Methode fanden auch SCHWARTZ ET AL. (1992) im Vergleich mit der Methode, Borrelien-Zellkulturen von Biopsiematerial anzulegen. SCHWARTZ ET AL. (1997) belegen, dass mutmaßlich durch Inhaltsstoffe im Blutmahl der Zecken die Nachweis-PCR beeinträchtigt wird und dadurch

falsch negative Ergebnisse erzielt werden. Da nach VOIGT (1970) und JONES (1950c) von Herbstmilbenlarven Gewebe und Lymphe aufgenommen werden und nach VOIGT nur gelegentlich Blutbestandteile in den Darm-Trakt der Larven gelangen, ist das von SCHWARTZ ET AL. angeführte Problem bei einer Nachweis-PCR mit Herbstmilbenlarven unbedeutend.

Bei SCHWARTZ ET AL. (1992) wird auch auf die Problematik von falsch positiven PCR-Nachweis-Ergebnissen hingewiesen. Dies wäre eine mögliche Erklärung für das unterschiedliche Ergebnis beim Borrelien-Nachweis in der Zuchtnymphe aus den Laboren in Bonn und Stuttgart. Wie bereits erwähnt, wurde von der Arbeitsgruppe in Stuttgart eine Kontamination der Proben mit Borrelien ausgeschlossen. Grundsätzlich ist eine weitere Fehlerquelle für unzuverlässige Nachweis-Ergebnisse die eingesetzte PCR-Variante selbst. In Bonn wurden in den Studien von METZEN (2002) und KAMPEN ET AL. (ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT) drei verschiedene PCR-Varianten angewandt. Es zeigte sich, dass die PCR-Variante nach SCHWARTZ ET AL. (1992), die in dieser Studie in Bonn ausschließlich verwendet wurde, ebenso gute Ergebnisse lieferte wie die anderen Varianten. In einigen Fällen schien sie sogar die sensitivste Variante von allen zu sein (H. KAMPEN, persönliche Mitteilung).

Abgesehen von den Fehlern, die bei der Verwendung verschiedener Nachweismethoden auftreten können, ist es, wie bereits erwähnt, natürlich möglich, dass die Anzahl an untersuchten Herbstmilben zu gering gewesen ist: Auch in Zecken ist die Infektionsrate sehr unterschiedlich hoch. Je nach Untersuchungsgebiet liegt sie über alle Entwicklungsstadien gemittelt bei beispielsweise 11-24% in fünf verschiedenen Regionen Baden-Württembergs (OEHME ET AL., 2002; MAIWALD ET AL., 1998) oder 27,3% auf Ameland, Niederlande (RIJPKEMA ET AL., 1994).

Im Siebengebirge ist mit einer Infektionsrate von 12,6% Borrelien-positiven Zecken (KAMPEN ET AL., ZUR VERÖFFENTLICHUNG EINGEREICHT) eine relativ zum Süddeutschen Raum geringe Anzahl von infizierten Zecken gefunden worden. In Süddeutschland fehlen Studien bezüglich einer möglichen Infektionsrate von *N. autumnalis* mit Borrelien innerhalb von hoch durchseuchten Endemiegebieten. In solchen Endemiegebieten wäre ein positiver Borrelien-Nachweis in Herbstmilben eher zu erwarten als im Bonner Raum.

Auf Grund der bisherigen Ergebnisse ist eine Borreliose durch Übertragung von Herbstmilbenlarven auf den Menschen im Bonner Raum sehr unwahrscheinlich:

Angenommen, der erfolglose Borrelien-Nachweis in Herbstmilben wäre trotz der 2370 untersuchten Larven durch eine zu geringe Anzahl begründet gewesen, dann wäre die Infektionsrate der Herbstmilbe um ein vielfaches geringer als bei den Zecken (KAMPEN ET AL., UNVERÖFFENTLICHT). Zusätzlich dazu muss die Transmissionsrate der Borrelien auf den Menschen betrachtet werden. Bezogen auf Zecken liegt die Transmissionsrate auf den Menschen wesentlich niedriger, als es die Infektionsraten der Zecken andeuten: So

fanden MAIWALD ET AL. (1998) eine Transmissionsrate von 2,6%, das heißt, von den über 700 Zecken, die von Patienten isoliert und untersucht worden waren, konnten in 11,3% Borrelien nachgewiesen werden. Von diesen infizierten Zecken wurden Borrelien auf nur 26,7% der gestochenen Patienten übertragen. Sollte eine solch geringe Transmissionsrate auch für infizierte Herbstmilben bei gleichzeitig mutmaßlich geringer Infektionsrate der Milben gelten, dann wäre eine Infektion des Menschen mit Borrelien durch Herbstmilbenlarven fast auszuschließen. Hinzu kommt ein weiterer Aspekt: Bei der Transmission von Borrelien auf den Menschen spielen die Larven der Zecken eine sehr geringe Rolle, da in allen Studien die Infektionsraten des Larvenstadiums relativ gering bei 3-6% (HUBÁLEK ET AL., 1998; ZHIOUA ET AL., 1994) oder sogar nur bei 1% lagen (z.B. KURTENBACH ET AL., 1995; MATUSCHKA ET AL., 1992).

Interessant erscheinen auch die von SCHWAN & PIESMAN (2002) zitierten Untersuchungsergebnisse im Zusammenhang mit dem Übertragungsvorgang der Bakterien auf den Vektor: Eine Übertragung der Borrelien vom Wirt in die Zecke ist erst ab dem zweiten bis dritten Tag des Sauaktes der Zecke effektiv, folglich der wesentliche Infektionszeitraum aus den Tagen drei und darüber besteht. Nach NAKAYAMA & SPIELMAN (1989) konzentrieren sich die Borrelien während des Saugaktes der Zecken durch einen – vermutlich chemotaktisch vermittelten – Vorgang um die Einstichstelle herum. Übertragen auf die Herbstmilben ist dies von daher von Belang, als die Larven, nach Beobachtungen aus den Zuchtversuchen, nur zwei bis drei Tage am Wirt verbleiben.

Für die Vektor-Kompetenz der Herbstmilben ist, die transovarielle Transmission von entscheidender Bedeutung. TAKAHASHI ET AL. (1988) untersuchten die Effizienz der transovariellen Transmission von *Orientalia [Rickettsia] tsutsugamushi* bei *Leptotrombidium pallidum*, einer ostasiatischen Trombiculiden-Art, und fanden im Labor die Nachkommen von infizierten weiblichen Milben zu 100% infiziert. ROBERTS & ROBINSON (1977) fanden bei ähnlichen Experimenten mit *Leptotrombidium arenicola* eine Transmissionsrate von 97%. Allerdings schwankt diese Transmissionsrate stark: In einigen weiteren, von TAKAHASHI ET AL. erwähnten Studien lag die Rate nur bei 8-24% infizierter Larven.

Ein funktionierender Borrelien-Zyklus zwischen Wirt und Herbstmilbe als Vektor erfordert, wie oben anhand von Transmissionen bei Zecken auf Patienten angedeutet, die Überschreitung eines kritischen Minimums für die Transmissionsraten von den weiblichen Milben an die Larven sowie anschließend von den Larven auf den Wirt, damit es überhaupt zu einer Infektion im Wirt kommt. Nach Betrachtung dieser Situation wäre es in jedem Fall äußerst unwahrscheinlich, dass die Übertragung von Borrelien durch die Herbstmilben für die nicht durch Zecken erklärbaren Borreliose-Fälle verantwortlich sein sollte, die RATH ET AL. (1996), STRLE ET AL. (1996) und ZHIOUA ET AL. (1997) beobachten konnten.

Um die Frage, ob die Herbstmilben eine Rolle als Vektor für die Borreliose spielen, letztlich beantworten zu können, muss eine größere Anzahl an Herbstmilbenlarven aus dem Freiland auf Borrelien untersucht werden. Hierbei wäre es durchaus sinnvoll, neben den PCR-gestützten Nachweisverfahren, weitere Methoden, wie die Immunofluoreszenz-Nachweismethode oder die Zellkultur von Biopsiematerial von Milben parallel anzuwenden, um methodische Zweifel ausräumen zu können. Außerdem sollte eine solche Studie in Borreliose-Endemiegebieten mit besonders hoher Zecken-Infektionsrate durchgeführt werden, um die Wahrscheinlichkeit eines positiven Nachweises zu vergrößern.

Gleichzeitig sollten bei einer solchen Studie die Wirte der Herbstmilbenlarven ebenfalls gefangen, die an ihnen gefundenen Larven untersucht und den Wirten Blut für serologische Tests (KURTENBACH ET AL., 1994) entnommen werden: Bleibt der Nachweis von Borrelien-Antikörpern im Wirtsserum aus, so ist davon auszugehen, dass eine Borrelien-positive Herbstmilbenlarve durch transovarielle Transmission bereits infiziert war. Werden dagegen Borrelien-Antikörper im Wirtsserum nachgewiesen, dann ist eine Untersuchung nach dem Verfahren von SCHWARTZ ET AL. (1991) möglich: In diesem Verfahren werden Antikörper gegen Speichel-Antigen von Zecken (*Ixodes ricinus*) nachgewiesen. Hiermit könnten Zeckenkontakte in der Vergangenheit als Infektionsursache ausgeschlossen werden. Da ein einmal infizierter Wirt die Borrelien ein Leben lang beherbergt, sofern keine antibiotische Behandlung erfolgt (BARTHOLD ET AL., 1993; GERN ET AL., 1994; STEERE, 2001), wäre die Aussagekraft der Ergebnisse einer solchen Untersuchung von Wirten, denen die Infektion durch eine Zecke gesetzt worden sein könnte, sehr gering.

Anmerkungen zur Zucht der Herbstmilbe im Labor

Es ist im Rahmen der vorliegenden Studie nicht gelungen, die Herbstmilbe einen vollständigen Entwicklungszyklus im Labor durchlaufen zu lassen. Die Bereitstellung von geeigneter Nahrung für die post-larvalen Entwicklungsstadien ist hierbei die besondere Schwierigkeit gewesen. Es ist allerdings nicht geklärt, ob das Nahrungsangebot alleine die Nymphen vom Fressen abgehalten hat: Es ist auch denkbar, dass ‚Stressfaktoren‘ für das Verhalten der Tiere verantwortlich waren. Die Tiere wurden zwar im Dunkeln gehalten und durch das Gips-Aktivkohle-Substrat wurde eine gleichmäßig hohe relative Luftfeuchtigkeit gewährleistet, aber ob dies ausreicht, die Umwelt im Boden für die Tiere zu simulieren, ist fraglich. Bereits einige andere Autoren haben Herbstmilben gezüchtet (KEAY, 1937; JONES, 1951; MINTER, 1957; SIMONOVÁ, 1977; STRUPPE, 1994). Bislang konnte kein vollständiger Lebenszyklus der Herbstmilbe in einer Zucht beobachtet werden. JONES (1951) und SIMONOVÁ (1977) konnten Nymphen bis zum adulten Entwicklungsstadium züchten. Die Tiere starben aber vor der Eiablage. JONES beschreibt, dass er die Nymphen mit einem Gemisch aus Melasse, Hühnerfäzes und Agar individuell ‚füttern‘ musste, damit die Tiere

fraßen. Er beobachtete auch, dass die Tiere nicht in der Lage waren, die Eier von Culiciden zu öffnen und zu fressen.

SIMONOVÁ (1977) dagegen konnte erfolgreich Collembolen-Eier verschiedener Arten an die Herbstmilben verfüttern. MINTER (1957) probiert sehr viele verschiedene Substanzen und Beutetiere als Futter für die Milben aus und beobachtete, dass die Tiere nur Collembolen-Eier ausgewählter Arten fraßen.

Das in der vorliegenden Studie verwendete Substrat in den Zuchtgefäßen wurde nach den Vorgaben von TAKAHASHI ET AL. (1998) zusammengemischt. Die Zucht tropischer und subtropischer Trombiculiden gelingt wesentlich besser (NADCHATRAM, 1968; FRANCES ET AL., 2000) als die von europäischen Arten (SIMONOVÁ, 1977). Eine Zucht über mehrere Generationen konnte mit subtropischen Arten bereits durchgeführt werden (TAKAHASHI ET AL. (1988; 1993).

Im Gegensatz zu den Zuchtversuchen der tropischen und subtropischen Arten fällt bei der Zucht der Herbstmilbe die auffällig häufige Verweigerung der Nahrungsaufnahme bei den post-larvalen Entwicklungsstadien auf. Da Collembolen-Eier von den Tieren grundsätzlich gefressen werden, scheinen bei der Zucht in dieser Studie und in der von anderen Autoren andere Lebensbedingungen ebenfalls nicht optimal für die Tiere gewesen zu sein. Nach Meinung des Autors erscheint eine Zucht nur dann erfolgreich zu verlaufen, wenn die Lebensbedingungen in den Zuchtgefäßen den Umweltbedingungen im Boden möglichst ähnlich sind. Mutmaßlich reicht es nicht aus, für eine ausgeglichene Temperatur und Luftfeuchtigkeit sowie für Dunkelheit zu sorgen, sondern es muss zum Beispiel auch gewährleistet sein, dass die Tiere in das Substrat einwandern können. Diese Neigung der Nymphen, sich in Ritzen und Hohlräumen im Gips-Aktivkohle-Gemisch zu verbergen, konnte in der vorliegenden Studie beobachtet werden. Es besteht daher weiterhin Bedarf an methodischer Forschung, um eine erfolgreiche Zucht etablieren zu können, welche die Grundlage für eine Untersuchung zur Vektorkompetenz der Herbstmilbe für Infektionskrankheiten bildet.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Herbst- oder Erntemilbe *Neotrombicula autumnalis* (Fam. Trombiculidae) ist in den letzten 15 Jahren in vielen Teilen Deutschlands in Gärten, Parks und Grünanlagen zu einer Plage geworden. Die Stiche der Herbstmilbenlarven führen beim Menschen zu unangenehm juckenden rötlichen Papeln auf der Haut, einer Trombidiose oder Trombiculose genannten Dermatose.

Die Herbstmilbe durchläuft einen Lebenszyklus, bestehend aus einer oberirdischen Phase (Larve) und einer längeren unterirdischen Phase (alle post-larvalen Entwicklungsstadien). Die Larven sind zur weiteren Entwicklung als Ektoparasiten auf warmblütige Wirbeltiere angewiesen.

Maßnahmen zur Bekämpfung der Herbstmilbe auf den Befallsflächen blieben bislang erfolglos. Im Bonner Raum treten Trombidiose-ähnliche Stichsymptome zu unüblichen Jahreszeiten auf. Auffällig ist außerdem, dass nicht jeder Garten befallen zu sein scheint. Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden daher Fragestellungen zum jahreszeitlichen Auftreten der Larve, der Verteilung der Tiere auf den Befallsflächen und der diese Verteilung bestimmenden Einflussgrößen bearbeitet. Daraus sollten Möglichkeiten für eine ‚ökologischen Bekämpfung‘ der Tiere abgeleitet werden.

Des Weiteren wurde die Arten-Zusammensetzung der Trombiculiden-Fauna auf den Befallsflächen erfasst. Im Falle des Auftretens verschiedener Arten, Unterarten oder Ökotypen innerhalb der Gattung *Neotrombicula* war der Aufbau eines molekularbiologischen Identifizierungsverfahrens vorgesehen.

Daneben wurden Untersuchungen zur Bedeutung der Milbe als Vektor der Borreliose durchgeführt.

Die einzige nachgewiesene Trombiculiden-Art auf den Befallsflächen war *Neotrombicula autumnalis*, die Herbstmilbe, von der keine morphologisch abweichenden Exemplare auftraten. Es konnten keine Larven der Herbstmilbe außerhalb der üblichen Larvensaison im Sommer und Herbst gefangen werden. Das Auftreten von Trombidiose-Symptomen im Bonner Raum im Frühjahr oder Winter konnte folglich nicht mit der Herbstmilbe in Verbindung gebracht werden. Andere mögliche Ursachen für die Stichsymptome werden diskutiert.

Für den quantitativen Nachweis der Larven hat sich ein als ‚Kachelfangmethode‘ bezeichnetes Verfahren als geeignet erwiesen, mit dem die räumliche Verteilung der Herbstmilbenlarven unproblematisch erfasst werden kann. Darüber hinaus wurde eine weitere quantitative Fangmethode entwickelt (Lockkegelfangmethode).

Die Verteilung der Herbstmilbe auf den Befallsflächen ist ungleichmäßig und Herd-artig. Besondere Strukturen der Bodenoberfläche konnten als Ursache dafür nicht ausgemacht

werden. Die Auswertung bodenphysikalischer, bodenchemischer und bodenfaunistischer Untersuchungen an Herbstmilbenherden ergab eine statistisch signifikante, sehr geringe Bedeutung der Mittelporengehalte und des pH-Wertes für die Larvenabundanzen an den Herden. Als statistisch auffällig, aber nicht signifikant erwiesen sich der Grobporengehalt und der Bodenluftgehalt in den oberflächennahen Bodenschichten. Es wird diskutiert, dass die heterogene Verteilung der Herbstmilbe beim Vergleich verschiedener Bonner Stadtteile durch eine unterschiedlich starke Verbreitung der Tiere begründet ist.

Das Larvenstadium der Herbstmilbe ist euryök. Für die post-larvalen Entwicklungsstadien können diesbezüglich keine Aussagen gemacht werden, da sich zeigte, dass dazu eine noch detailliertere Erfassung der Umwelt-Einflussgrößen am Aufenthaltsort der Tiere oder Laborexperimente notwendig sind.

Messungen der Bodentemperaturen in drei Winterhalbjahren im Bonner Raum belegen, dass der Winterverlauf zu mild ist, um einen Einfluss auf die Entwicklung der Herbstmilbe zu nehmen. In diesem Zusammenhang werden biologische Aspekte wie das Überwinterungsstadium sowie die Aufenthaltstiefe im Boden und die Lebensdauer der post-larvalen Entwicklungsstadien diskutiert.

Eine ‚ökologische Bekämpfung‘ ist gezielt an den Herbstmilbenherden möglich. Das Verfahren ist wegen der Notwendigkeit einer genauen Lokalisierung der Herde arbeitsaufwändig, aber einfach durchzuführen.

Molekularbiologisch-taxonomische Vergleichsuntersuchungen zeigten, dass die Herbstmilbe in verschiedenen Gegenden möglicherweise unterschiedliche Genotypen ausbildet. Verschiedene Genospezies konnten im Vergleich mit anderen deutschen und europäischen Regionen nicht gefunden werden.

Ein vollständiger Entwicklungszyklus der Herbstmilbe konnte im Labor nicht etabliert werden: Es gelang trotz der Bereitstellung der für die Herbstmilbe beschriebenen Zuchtbedingungen nicht, die Nymphen am Leben zu erhalten. Es wird vermutet, dass sowohl das Nahrungsangebot als auch die Umweltbedingungen in den Zuchtgefäßen dafür verantwortlich sind. Auf Grund des fehlenden Zuchterfolges konnte die Frage einer möglichen Vektorfunktion der Herbstmilbe bei der Übertragung von Borreliose auf den Menschen nicht abschließend geklärt werden. Eine Aufnahme von Borrelien aus dem Wirt durch die saugende Larve konnte in Infektionsversuchen nachgewiesen werden. In den nachfolgenden Entwicklungsstadien wurde in nur einem Fall ein Borrelien-Nachweis erbracht: Dieser wies allerdings auf eine Wildinfektion der nüchternen, im Freiland gefangenen Larve hin. Eine eindeutige Klärung der Kompetenz der Herbstmilbe als Vektor steht noch aus.

6 TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Übersicht der verwendeten Primerpaare	43
Tab. 2: Übersicht der verwendeten Chemikalien und deren Mengenangaben für die taxonomische PCR.....	43
Tab. 3: Übersicht der Temperatur- und Zeitprofile der Zyklen der taxonomischen PCR für das jeweils eingesetzte Primerpaar	43
Tab. 4: Primerpaarsequenzen zum Borrelien-Nachweis (aus SCHWARTZ ET AL., 1992).....	46
Tab. 5: Übersicht der verwendeten Chemikalien und deren Mengenangaben für die Borrelien-Nachweis PCR nach SCHWARTZ ET AL. (1992), modifiziert nach R. OEHME, Stuttgart.	47
Tab. 6: Übersicht der Temperatur- und Zeitprofile der Zyklen der Borrelien-Nachweis PCR nach R. OEHME (persönliche Mitteilung).....	47
Tab. 7: Übersicht über die Gartenuntersuchungen (inklusive Mehrfachuntersuchungen derselben Gärten) im Bonner Stadtgebiet in den vier Untersuchungsjahren unterteilt in Monat, Jahr und Untersuchungsumfang. In Klammern ist angegeben, bei wie vielen der Untersuchungen Herbstmilbenlarven gefunden wurden....	53
Tab. 8: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen der Säugetier-Untersuchungen.....	62
Tab. 9: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Mittelporen (0,2-10µm)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.	71
Tab. 10: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚weite Grobporen (>50µm)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.	72
Tab. 11: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚enge Grobporen (10-50µm)‘ [Vol.-%] für die vier untersuchten Bodentiefen.	73
Tab. 12: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Lagerungsdichte‘ [g/cm ³] für die vier untersuchten Bodentiefen.	76
Tab. 13: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Luftdurchlässigkeit‘, ausgedrückt durch den Koeffizienten ‚aer‘ [µm ²], für die vier untersuchten Bodentiefen.....	78
Tab. 14: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚pH-Wert‘ für die vier untersuchten Bodentiefen.....	80
Tab. 15: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Salzgehalt (Salinität)‘, ausgedrückt in elektrolytischer Leitfähigkeit [µS/cm], für die vier untersuchten Bodentiefen.	82
Tab. 16: Modelzusammenfassung zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von ‚Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.	89
Tab. 17: Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von ‚Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.....	89
Tab. 18: Auflistung der Koeffizienten zur linearen Regression der Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002 von Mittelporen (0,2-10µm) in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘.	89
Tab. 19: Modelzusammenfassung zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.	91
Tab. 20: Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA) zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.....	91
Tab. 21: Auflistung der Koeffizienten zur linearen Regression von ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen‘ im Garten ‚Alfterer Straße‘.	91
Tab. 22: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Herbstmilbenanzahlen‘ und ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘.	92
Tab. 23: Auflistung einiger statistischer Kennzahlen zu den Datensätzen ‚Herbstmilbenanzahlen‘ und ‚Grobporen in 20-30cm Bodentiefe‘ (beide Größenfraktionen) aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘.	93

Tab. 24: Übersicht der Niederschlagswerte für die Dauermessstellen: Monats- und Sommerhalbjahressummen für die Jahre 2000, 2001 und 2002 sowie Jahressummen, berechnet jeweils von Herbst bis Herbst. *= Summen inklusive der Messungen an den Stellen Gr14 (in Gr14b) bzw. Wa1 (in Wa33a)..... 115

Tab. 25: Übersicht der Herbstmilbenlarven-Maximalwerte an den Dauermessstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002..... 115

Tab. 26: Übersicht der Grenzwerte für die Festlegung der Bewertungszahlen der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche. 140

Tab. 27: Übersicht der Bewertungszahlen der Umweltbedingungen an der Bodenoberfläche an den Dauermessstellen für drei Sommerhalbjahre („Larvensaison“ von Mitte Juli bis Mitte Oktober) sowie die entsprechend maximal ermittelte Larvenabundanz, die durch die standardisiert an den Messstellen durchgeführte KFM ermittelt wurde. Die „Larvensaison“ wurde in zwei gleichlange Abschnitte unterteilt. Es sind sowohl die Bewertungen der beiden Abschnitte als auch die Summe beider Bewertungszahlen für die entsprechende „Larvensaison“ aufgeführt..... 142

Tab. 28: Messstelle Gr14b. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr. 148

Tab. 29: Messstelle Ka8. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr. 149

Tab. 30: Messstelle Schu19. Bodentemperaturen in 5cm Tiefe (in Klammern Angaben für 10cm Tiefe) aus den Winterhalbjahren 2000/2001 und 2001/2002. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen pro Monat sowie pro Winterhalbjahr..... 149

Tab. 31: Messstelle Gr14. Bodentemperaturen in 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 1999/2000. Aufgeführt sind Temperaturklassen mit den entsprechenden Tageszahlen..... 152

7 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

- Abb. 1:** Die systematische Einordnung von *Neotrombicula autumnalis* nach KRANTZ (1986), modifiziert nach GRUNER (1993). Durch Fettdruck hervorgehoben ist der systematische Zweig für *Neotrombicula* in Gegenüberstellung zu einem Beispiel für jeweils eine bekannte, benachbarte taxonomische Gruppe. 2
- Abb. 2:** Lebenszyklus von *Neotrombicula autumnalis*. Details siehe Text. Zeichnungen aus LANE & CROSSKEY (1993). Der angegebene Maßstab in den Abbildungen entspricht 1mm. 3
- Abb. 3:** Bereich im Garten ‚Wasserland‘, Bonn-Kessenich, mit den Dauermessstellen, die rechts und links am Bildrand zu sehen sind. 13
- Abb. 4:** Teil-Bereich des Schrebergartens ‚Graurheindorf‘, Bonn-Graurheindorf. Links neben dem Komposthaufen (Bildmitte links) und am Maschendrahtzaun rechts (Bildmitte rechts) liegen die Messstellen, die beide wegen des hohen Aufwuchses nicht zu erkennen sind. 13
- Abb. 5:** Teil-Bereich des Gartens ‚Kaufmannstraße‘, Bonn-Endenich. Links neben dem Messgerätekästchen am Gebüschrand und im Vordergrund rechts liegen die Messstellen. 14
- Abb. 6:** Bereich der Messstellen im Garten ‚Schumannstraße‘, Bonn-Südstadt. Links am Gebüschrand, wo das Sonnenlicht das Beet erreicht, und innerhalb des Gebüsches in Höhe der Bildmitte liegen die Messstellen. 14
- Abb. 7:** Standardverfahren der Kachelfangmethode (KFM) an den Dauermessstellen. 17
- Abb. 8:** Eine ungestörte Bodenprobe in einem Stechzylinder. 27
- Abb. 9:** Ansicht einer Probennahmestelle für ungestörte Bodenproben. Die oberste Bodenschicht ist bereits abgetragen worden. Für die nachfolgende Bodenschicht sind drei der insgesamt sechs Bodenproben bereits entnommen worden. 27
- Abb. 10:** Ein im Boden installiertes mechanisches Tensiometer. 35
- Abb. 11:** Test der KFM: 0 bis 1 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=16. 50
- Abb. 12:** Test der KFM: 2 bis 5 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=14. 50
- Abb. 13:** Test der KFM: 6 bis 15 Herbstmilbenlarven nach 15 Minuten, n=10. 50
- Abb. 14:** Test der KFM: 17 bis 50 Herbstmilbenlarven nach 15 min, n=12. 50
- Abb. 15:** Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zur Oberflächenstruktur des Bodens, n=139. 55
- Abb. 16:** Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zum mittleren Bedeckungsgrad durch Vegetation und Laubstreu an den Fundstellen. 56
- Abb. 17:** Auftreten und Anzahlen von Herbstmilbenlarven in Bezug zur Sonnen-Exposition an den Fundstellen (n=73). 57
- Abb. 18:** Populationsentwicklung von 187 Herbstmilbenherden im Zeitraum 1999-2001. 58
- Abb. 19:** Entwicklung der Anzahlen gefangener Larven in 23 Untersuchungen von 16 Herbstmilbenherden im Jahresgang. Die Daten entstammen Untersuchungen aus den Jahren 1999, 2000 und 2001. Die eingezeichneten Linien zeichnen die Trends (‚gleitender Durchschnitt‘) der Populationsentwicklungen nach. 59
- Abb. 20:** Garten ‚Alfterer Straße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 21./22.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 27.-31.8.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben. 64
- Abb. 21:** Garten ‚Kaufmannstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 30.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 27.-31.8.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben. 65

- Abb. 22:** Garten ‚Drachenfelsstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 14.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.-21.9.2000. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben. 65
- Abb. 23:** Garten ‚Am Brunnchen‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 4.9.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 10.-14.9.2001. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben. 66
- Abb. 24:** Garten ‚Bürvigstraße‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 15.8.2001 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.-21.9.2000. Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben. 66
- Abb. 25:** Stelle Bü15 im Garten ‚Bürvigstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphikform nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 7 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden. 74
- Abb. 26:** Stelle Ka12b im Garten ‚Kaufmannstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphik nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 5 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden. 74
- Abb. 27:** Stelle Ka17 im Garten ‚Kaufmannstraße‘. Mittlere Verteilung der Porengrößenfraktionen (n=6 pro Tiefenstufe) in vier Bodentiefen. (Fehlerdarstellung in dieser Graphik nicht möglich.) Im Sommer 2001 wurden 8 Herbstmilbenlarven an der Bodenoberfläche gefunden. 75
- Abb. 28:** Stelle Ka17, Garten ‚Kaufmannstraße‘. Lagerungsdichte und Porenziffer in vier Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 8. 76
- Abb. 29:** Stelle Be9a, Garten ‚Beethovenallee‘. Lagerungsdichte und Porenziffer in vier Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 4. 77
- Abb. 30:** Stelle Be32. Durchlässigkeitsbeiwert (Luftdurchlässigkeit) und Volumenanteile der Grobporen-Fraktionen in verschiedenen Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 9. 79
- Abb. 31:** Stelle Dr13b. Durchlässigkeitsbeiwert (Luftdurchlässigkeit) und Volumenanteile der Grobporen-Fraktionen in verschiedenen Bodentiefen. Anzahl der gefangenen Herbstmilbenlarven: 17. 79
- Abb. 32:** pH-Wert und Salinität in verschiedenen Bodentiefen an vier verschiedenen Messstellen mit den entsprechenden Herbstmilbenlarven-Fangzahlen: a) Stelle St3, ‚Steinacker‘, Bonn-Roleber, b) Stelle St13, ‚Steinacker‘, Bonn-Roleber, c) Stelle Be23, ‚Beethovenallee‘, Bonn-Bad Godesberg. Die Salinität wurde hier nicht bestimmt, d) Stelle Al14f, ‚Alfterer Straße‘, Bonn-Dransdorf. 81
- Abb. 33:** Stelle Br23a, ‚Am Brunnchen‘, Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 7/0/0. 83
- Abb. 34:** Stelle Br23b, ‚Am Brunnchen‘, Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 1/0/0. 84
- Abb. 35:** Stelle Br23, ‚Am Brunnchen‘, Bonn-Limperich. Ergebnisse der physikalischen und chemischen Bodenuntersuchungen. Fangzahlen von Herbstmilbenlarven aus den Jahren 2001, 2000 und 1999 (jeweils mit KFM): 26-/3. 85
- Abb.36:** Normalverteilungshistogramm der Residuen der linearen Regressionsanalyse ‚Mittelporen in 10-20cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen‘ für die Daten der Untersuchungseinheit 2001/2002. Die Kurve gibt den Verlauf der Normalverteilung vor, die Säulen geben die Residuen an. 90
- Abb.37:** Normalverteilungshistogramm der Residuen der linearen Regressionsanalyse ‚pH-Wert in 20-30cm Bodentiefe‘ auf ‚Herbstmilbenlarven-Anzahlen‘ für die Messungen im Garten ‚Alfterer Straße‘. Die Kurve gibt den Verlauf der Normalverteilung vor, die Säulen geben die Residuen an. 92
- Abb. 38:** Stelle Wa2. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern. 96
- Abb. 39:** Stelle Wa33. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern. 96

Abb. 40: Stelle Gr14b. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 41: Stelle Gr16. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 42: Stelle Ka8. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 43: Stelle Ka9a. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 44: Stelle Schu19. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 45: Stelle Schu14a. Abundanzentwicklung der Herbstmilbenlarven in den Sommerhalbjahren 1999-2002. Fangfläche (KFM) in Klammern.....	97
Abb. 46: Stelle Wa2. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	104
Abb. 47: Stelle Wa33. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	105
Abb. 48: Stelle Gr14b. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	108
Abb. 49: Stelle Gr16. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	109
Abb. 50: Stelle Ka8. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	112
Abb. 51: Stelle Ka9a. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	113
Abb. 52: Stelle Schu19. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	116
Abb. 53: Stelle Schu14a. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	117
Abb. 54: Stelle Wa2. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	120
Abb. 55: Stelle Wa33a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	121
Abb. 56: Stelle Gr14b. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	124
Abb. 57: Stelle Gr16. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	125
Abb. 58: Stelle Ka8. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	128
Abb. 59: Stelle Ka9a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	129
Abb. 60: Stelle Schu19. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	130
Abb. 61: Stelle Schu14a. Bodentemperaturen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise in den Sommerhalbjahren: a) 2000, b) 2001 und c) 2002.	131
Abb. 62: Stellen Wa2 und Wa33a. CO ₂ -Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.	133
Abb. 63: Stellen Gr14b und Gr16. CO ₂ -Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.	133

Abb. 64: Stellen Ka8 und Ka9a. CO ₂ -Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.....	133
Abb. 65: Stellen Schu19 und Schu14a. CO ₂ -Entwicklung im Boden (Doppelmessungen an jeder Stelle) im Frühjahr und Sommer 2001.....	133
Abb. 66: Stelle Gr14b. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.....	136
Abb. 67: Stelle Schu19. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.....	136
Abb. 68: Stelle Gr14b. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.....	137
Abb. 69: Stelle Schu19. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.....	137
Abb. 70: Stelle Gr14b. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.....	138
Abb. 71: Stelle Schu19. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.....	139
Abb. 72: Stelle Wa33a. Verlauf der Bodentemperaturen in 5 und 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 2000/2001.....	145
Abb. 73: Stelle Wa33a. Verlauf der Bodentemperaturen in 5 und 30cm Tiefe im Winterhalbjahr 2001/2002.....	145
Abb. 74: Stelle Wa1. Verlauf der Bodentemperaturen in 5cm, 20cm und 50cm im Winterhalbjahr 1999/2000.....	146
Abb. 75: Stellen Gr14b und Gr16. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.....	150
Abb. 76: Stellen Ka8 und Ka9a. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.....	150
Abb. 77: Stellen Schu19 u. Schu14a. Messungen und Trends der Bodentemperaturen im Winterhalbjahr 2001/2002.....	151
Abb. 78: Tagesminimal- und Tagesmaximalwerte der Lufttemperatur im Zeitraum eines Monats im Sommer 2001. Ausgewählt aus den 16-monatigen Messungen wurde der Zeitraum mit den höchsten Werten der Lufttemperatur und den größten Unterschieden zwischen den drei Messstellen.....	154
Abb. 79: Tagesminimal- und Tagesmaximalwerte der Lufttemperatur im Zeitraum eines Monats im Winter 2000/2001. Ausgewählt aus den 16-monatigen Messungen wurde der Zeitraum mit den niedrigsten Werten der Lufttemperatur und den größten Unterschieden zwischen den drei Messstellen.....	154
Abb. 80: Monatliche Stichproben-Messungen der Bodentemperaturen in 10cm Tiefe an den drei Messstellen über einen Zeitraum von 13 Monaten. Der zeitliche Unterschied zwischen den drei Messungen eines Monatsdurchganges betrug maximal 2h.....	155
Abb. 81: Alignment der DNS-Fragmente aus der mtCO1-Genregion von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar 772/773. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: En=Bonn-Endenich (Aug. 2001), Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), Kall=Kall/Eifel (Aug. 2000) und Prag=Prag/Tschechische Republik (Aug. 2000). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T).....	159
Abb. 82: Alignment der DNS-Fragmente aus der mtCO1-Genregion von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar 772/773. Als Vergleichssequenz wurde ‚Morelacarus‘ (<i>Morelacarus</i> spec., Trombiculidae) aus SÖLLER ET AL. (2001) eingefügt. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 10aGo=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), 65Go=Bonn-Godesberg (Aug. 2001), 91Leip=Leipzig (Sommer 1975), 130Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 39Frank=Montazeau/Südfrankreich (Aug. 1999) und Sbgb=10 Tiere, Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; M = A + C ; R = A + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T).....	161

- Abb. 83:** Alignment der DNS-Fragmente aus der 16S rDNS-Genregion von Herbstmilben nach Amplifikation mit dem Primerpaar 16Sa/16Sb. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 210Sbgb und 212Sbgb=jeweils 10 Larven aus Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002), NZ14=Nymphe aus Zucht einer Bonner Larve (Okt. 2001), 74Mu=Larve aus Bonn-Muffendorf (Aug. 2001) und n9Leip=Larve aus Leipzig (Sommer 1975). (W = A + T)..... 163
- Abb. 84:** Alignment der DNS-Segmente der ITS2-Region von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar RIB3/RIB4. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 104Mu=Bonn-Muffendorf (Aug. 2001), 212Sbgb=10 Tiere, Heisterbach, Siebengebirge bei Bonn (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 1Go und 3Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999). (K = T + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T)..... 164
- Abb. 85:** Alignment der DNS-Segmente der ITS2-Region von Herbstmilbenlarven nach Amplifikation mit dem Primerpaar LC1/HC2. Punkte zeigen Übereinstimmungen. Striche innerhalb der Sequenzen geben Basen-Deletionen an, endständig dagegen Sequenzierabbrüche. Grau unterlegte Bereiche kennzeichnen die Primersequenzen. Probenherkunft: 5, 33_34 und 34Kall=Kall/Eifel (Aug. 2000), Leip_10=10 Tiere, Leipzig (Sommer 1975), 130Leip=Leipzig (Sep. 2001) aus METZEN (2002), 3Go=Bonn-Godesberg (Sep. 1999), 79Go=Bonn-Godesberg (Aug. 2001), Go_5=5 Tiere, Bonn-Godesberg (Aug. 1999), 56a und 56bSieg=Siegen (Aug. 1991), 37Prag=Prag/Tschechische Republik (Aug. 2000), 92Prag=Prag (Aug. 2001) und 12En=Bonn-Endenich (Aug. 2001). (N = A + C + T + G ; K = T + G ; M = A + C ; R = A + G ; S = C + G ; W = A + T ; Y = C + T)..... 166
- Abb. 86:** Sequenzvergleich zwischen NZ10 (Bonner Zuchtnymphe), U78150 (*B. valaisiana*) und AB035965 (*B. afzelii*), beide aus der Datenbank. Nach persönlicher Mitteilung von K. HARTELT, LGA, Stuttgart..... 169

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Ackermann, R. (1986): Zwei verschiedene durch Zecken übertragene Infektionskrankheiten: Erythema-migrans-Borreliose und Frühsommer-Meningoenzephalitis. Dtsch. Ärz. tebl. 83: 1765-1774.
- Anderson, J. M. (1977): The organisation of soil animal communities. Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 15-23.
- Avise, J. C., Arnold, J., Ball, R. M., Bermingham, E., Lamp, T., Neigel, J. E., Reeb, C. A. & Saunders, N. C. (1987): Intraspecific phylogeography: The mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. Am. Rev. Ecol. Syst. 18: 489-522.
- Barthold, S. W., de Souza, M. S., Janotka, J. L., Smith, A. L. & Persing, D. H. (1993): Chronic Lyme borreliosis in the laboratory mouse. Am. J. Pathol. 143: 959-971.
- Bauer, H. (1938): Beitrag zur Verbreitung der Trombidiose in Deutschland. Dtsch. Med. Wschr. 64: 1115-6.
- Bauer, H. (1938): Beitrag zur Verbreitung der Trombidiose in Deutschland. Dtsch. Med. Wschr. 64: 1115-6.
- Baverstock, P. R. & Moritz, C. (1990): Sampling design. In: Hillis, D. M. & Moritz, C. (eds.): Molecular systematics. Sunderland.
- Beckingham, K. (1982): Insect rDNA. Cell Nucl. 10: 205-269.
- Beebe, N. W. & Saul, A. (1995): Discrimination of all members of the *Anopheles punctulatus* complex by Polymerase Chain Reaction - restriction fragment length polymorphism analysis. Am. J. Trop. Med. Hyg. 53: 478-481.
- Berthet, B. (1971): Mites. In: Phillipson, J. (ed.): Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Beven, K. & Germann, P. (1982): Macropores and waterflow in soils. Water Resources Research 18: 1311-25.
- Bick, H. (1993): Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 2. Aufl.
- Blanc, G., Joyeux, C. & Bruneau, J. (1952): Observations sur les larves de *Trombicula autumnalis* (Shaw) dans le centre de la France. Recherches sur leur role possible dans la transmission de la maladie de Derrick-Burnet (Q-Fever). Arch. Inst. Pasteur Maroc 4: 314-325.
- Blanke, M. (1998): Jahreszeitliche Schwankungen der Bodenatmung einer Obstanlage. J. Appl. Botany, 72: 153-156.
- Blume, H.-P. (1989): Characteristics of urban soils. In: German National Committee of UNESCO MAB Program (ed.): International scientific workshop on soil zoology in urban ecosystems as a basis for management and use of green/open space. UECSCO, Paris.
- Boye, P., Kugelschafter, K., Meinig, H. & Pelz, H.-J. (Hrsg.): Bundesamt für Naturschutz (1996): Säugetiere in der Landschaftsplanung. Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch., H. 46. Bonn-Bad Godesberg.

- Breckling, B. & Reuter, H. (1999): Modellierung komplexer bodenökologischer Wechselbeziehungen: Ausbreitungsprozesse und Strukturbildung. *In*: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Brennan, J. M. & Goff, M. L. (1977): Keys to the chiggers of the western hemisphere (Acarina: Trombiculidae). *J. Parasitol.* 63(3): 554-566.
- Brennan, J. M. & Jones, E. K. (1959): Keys to the chiggers of North America with synonymic notes and descriptions of two new genera (Acarina: Trombiculidae). *Ann. Ent. Soc. Amer.* 52(1): 7-16.
- Brohmer, P. (1984): Fauna von Deutschland. Verlag Quelle & Meyer, Heidelberg, 16. Aufl.
- Bruckner, A. (1998): Temperature variability and fluctuation in the humus layer of a temperate deciduous forest in spring: implications on the resident fauna. *Bodenkultur* 1998. 49: 229-237.
- Bruckner, G. & Kalusche, D. (1990): Boden und Umwelt. Bodenökologisches Praktikum. Verlag Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- Bühl, A. & Zöfel, P. (2000): SPSS Version 10. Addison-Wesley, München, 7. Aufl.
- Burgdorfer, W., Barbour, A. G., Hayes, H. S., Péter, O. & Aeschlimann, A. (1983): Erythema migrans – a tick-borne spirochetosis? *Acta Tropica* 40: 79-83.
- Caporale, D. A., Rich, S. M., Spielman, A., Telford III, S. R. & Kocher, T. D. (1995): Discriminating between Ixodes ticks by means of mitochondrial DNS sequences. *Mol. Phylogenet. Evol.* 4(4): 361-5.
- Cerný, V. & Rosický, B. (1979): Mammals as source of ectoparasites in towns. *Folia parasitol. (Praha)* 26(1): 93-95.
- Clopton, R. E. & Gold, R. E. (1993): Distribution and seasonal and diurnal activity patterns of *Eutrombicula alfreddugesi* (Acari: Trombiculidae) in a forest edge ecosystem. *J. Med. Entomol.* 30(1): 47-53.
- Cockings, K. L. (1948): Successful methods of trapping *Trombicula* (Acarina) with notes on rearing *T. deliensis*, Walch. *Bull. Ent. Res.* 39: 281-296.
- Collins, F. H. & Paskewitz, S. M. (1996): A review of the use of ribosomal DNS (rDNS) to differentiate among cryptic Anopheles species. *Insect Mol. Biol.* 5: 1-9.
- Collins, F. H., Mendez, M. A., Rasmussen, M. O., Mehaffey, P. C., Besansky, N. J. & Finnerty, V. (1987): A ribosomal RNA gene probe differentiates species of the *Anopheles gambiae* complex. *Am. J. Trop. Hyg.* 37(1): 37-41.
- Cook, G. (1996): Manson's Tropical Diseases, W. B. Saunders, London, 2nd Ed.: 808-810.
- Cornelius, B. P. & Fuller, H. S. (1950): The harvest Mites ('Akidani') of Japan and the Far East and their relationship to the *autumnalis* group of trombiculid mites. *Parasitology* 40 : 50-57.
- Crosbie, P. R., Boyce, W. M., Rodwell, T. C. (1998): DNA sequence variation in *Dermacentor hunteri* and estimated phylogenies of *Dermacentor* spp. (Acari: Ixodidae) in the New World. *J. Med. Entomol.* 1998 May;35(3):277-88.
- Cunningham, M. W., Phillips, L. A. & Welbourn, C. (2001): Trombiculiasis in the Florida black bear. *J. Wildl. Diseases* 37(3): 634-639.

- Czeratzki, W. (1972): Die Ansprüche von Pflanzen an den physikalischen Bodenzustand. Landbauforsch. Völkenrode 24(2): 31-34.
- Daniel, M. (1957a): Bionomicko-faunistický nástin larev rodu *Trombicula* (Acari: Trombiculidae) cizopasicích na drobných ssavcích v nízších polohách CSR. (A bionomic and faunistic outline of the larvae of the genus *Trombicula* (Acari: Trombiculidae) which parasitize small mammals living in lower regions of Czechoslovakia.). Zool. Listy 6: 115-132.
- Daniel, M. (1957b): K ekologii larev rodu *Trombicula* (Acari: Trombiculidae), cizopaících na drobných ssavcích v nízších polohách CSR. (Ecology of Trombiculid-larvae (Acari: Trombiculidae) on small mammals in low-lying country in Czechoslovakia.) Cesk. parasitol. 4: 85-111.
- Daniel, M. (1959) : Aperçus sur la zoogéographie et l'écologie des Trombiculidae d'Europe centrale (basés sur des matériaux de Tchécoslovaquie). Acarologia 1: 86-102.
- Daniel, M. (1961): The bionomics and developmental cycle of some chiggers (*Acariformes, Trombiculidae*) in the Slovak Carpathians. Cesk. parasitol. 8: 31-118.
- Daniel, M. (1969): Sammelmethode für Herbstgrasmilben (*Neotrombicula autumnalis*). Angew. Parasitol. 10: 224-228.
- DeBach, P. & Smith, H. S. (1947): Effects of parasite population density on rate of change of host and parasite populations. Ecology 28(2): 290-298.
- Despres, L., Imbert-Establet, D., Combes, C. & Bonhomme, F. (1992): Molecular evidence linking hominid evolution to recent radiation of schistosomes (Platyhelminthes: Trematoda). Mol. Phylogenet. Evol. 1: 295-304.
- Diehl, J. M. & Staufenbiel, T. (2001): Statistik mit SPSS Version 10.0. Verlag Dietmar Klotz, Eschborn.
- Dindal, D. L. (ed.) (1990): Soil biology guide. John Wiley & Sons, New York.
- Dunger (1983): Tiere im Boden. Verlag Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 3.Aufl.
- Dunger, W. & Fiedler, H.J. (Hrsg.) (1997): Methoden der Boddenbiologie. Verlag Gustav Fischer, Jena, 2.Aufl. : 316-373.
- Dusbábek, F. (1963): Parasitische Fledermausmilben der Tschechoslowakei IV. - Fam. Trombiculidae, Sarcoptidae, Ixodidae, Argasidae und Dermanyssidae (Acarina). Casopis cesk. Spol. Ent. 60: 332-340.
- Edney, E. B. (1977): Water balance in land arthropods. (Zoophysiology and ecology, Vol. 9). Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Edwards, C. A. & Fletcher, K. E. (1971): A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. In: Phillipson, J. (ed.): Methods of study in quantitative soil ecology: population, production and energy flow. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh.
- Eichler, W. (1964): Über die Auswirkungen des strengen Winters 1962/63 auf einige Parasiten und Parasitenwirte. Angew. Parasitol. 5: 138-150.
- Ekschmitt, K. & Breckling, B. (1999): Die Erfassung von Bodentiergemeinschaften: Die Variabilität beim Einblick in ein undurchsichtiges, heterogenes Medium. In: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Elton, C. & Keay, G. (1936): The seasonal occurrence of harvest mites (*Trombicula autumnalis* Shaw) on voles and mice near Oxford. *Parasitology* 28: 110-114.
- Ernsting, G. (1977): Aspects of predation and the coexistence of collembolan prey species. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25: 478-480.
- Feagin, J. E. (2000): Mitochondrial genome diversity in parasites. *Int. J. Parasitol.* 30: 371-390.
- Fenton, B., Jones, A. T., Malloch, G. & Thomas, W. P. (1996): Molecular ecology of some *Cecidophyopsis* mites (Acari: Eriophyidae) on *Ribes* species and evidence for their natural cross colonisation of blackcurrant (*R. nigrum*). *Ann. Appl. Biol.* 128(3): 405-414.
- Fenton, B., Malloch, G. & Moxey, E. (1997): Analysis of eriophyid mite rDNA internal transcribed spacer sequences reveals variable simple sequence repeats. *Insect Mol. Biol.* 6(1): 23-32.
- Fenton, B., Malloch, G., Jones, A. T., Amrine, J. W. Jr., Gordon, S. C., A'Hara, S., McGavin, W. J. & Birch, A. N. E. (1995): Species identification of *Cecidophyopsis* mites (Acari: Eriophyidae) from different *Ribes* species and countries using molecular genetics. *Mol. Ecol.* 4(3): 383-387.
- Fernández-Soto, P., Pérez-Sánchez, R. & Encinas-Grandes, A. (2001) : Molecular detection of *Ehrlichia phagocytophila* genogroup organisms in larvae of *Neotrombicula autumnalis* (Acari: Trombiculidae) captured in Spain. *J. Parasitol.* 87(6): 1482-3
- Fingerle, V., Goodman, J. L., Johnson, R. C., Kurtti, T. J.; Munderloh, U. G. & Wilske, B. (1997): Human granulocytic ehrlichiosis in southern Germany: increased seroprevalence in high-risk groups. *J. Clin. Microbiol.* 35: 3244-7.
- Fournier, D., Bride, J. M. & Navajas, M. (1994) : Mitochondrial DNA from a spider mite: isolation, restriction map and partial sequence of the cytochrome oxidase subunit I gene. *Genetica* 94 : 73-75.
- Frances, S. P., Watcharapichat, P., Phulsuksombati, D. & Tanskul, P. (2000): Transmission of *Orientia tsutsugamushi*, the aetiological agent for scrub typhus, to co-feeding mites. *Parasitology* 120: 601-7.
- Fuller, H.S. (1952): The mite larvae of the family Trombiculidae in the Oudemans collection: Taxonomy and medical importance. *Zool. Verh. (Leiden)* 18: 1-261.
- Garben, A.F.M., van Bronswijk, J.E.M.H. & van Ebbenhorst Tengenberg, T. (1978): Distribution and dispersal of the chigger *Neotrombicula autumnalis* (Shaw, 1790) (Trombiculidae, Acari). Part I. The behaviour of the unfed and feeding larva. *Neth. J. Zool.* 28(2): 193-205.
- Gasser, R. & Wyniger, R. (1955): Beitrag zur Kenntnis der Verbreitung und Bekämpfung von Trombiculiden, unter spezieller Berücksichtigung von *Trombicula autumnalis* Shaw. *Acta tropica* 12(4): 308-326.
- Geiger, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschichten. Verlag Friedrich Vieweg & Sohn, Braunschweig, 4.Aufl.
- Geißen, V., Flohr, A. & Kahrer, R. (1997): Räumliche Heterogenität von Collembolen in Waldböden mit unterschiedlichem Baumbestand. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 69(2): 225-236.

- Gentry, J., Cheng, S.Y. & Wah, P.O. (1963): Preliminary observations on *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *akamushi* and *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *deliensis* in their natural habitat in Malaya: (Acarina: Trombiculidae). *Am.J. Hyg.* 78: 181-190.
- Gern, L., Estrada-Pena, A., Frandsen, F., Gray, J. S., Jaenson, T. G. T., Jongejan, F., Kahl, O., Korenberg, E., Mehl, R. & Nuttall, P. A. (1998): European reservoir hosts for *Borrelia burgdorferi* sensu lato. *Zent.bl. Bakteriol.* 287: 196-204.
- Gern, L., Siegenthaler, M. C., Hu, M., Leuba-Garcia, S., Humair, P. F. & Moret, J. (1994): *Borrelia burgdorferi* in rodents (*Apodemus flavicollis* and *A. sylvaticus*): duration and enhancement of infectivity for *Ixodes ricinus* ticks. *Eur. J. Epidemiol.* 10: 75-80.
- Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F. X. & Sticher, H. (1997): *Bodenökologie*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 2. Aufl.
- Goff, M. L., Loomis, R. B., Welbourn, C. & Wrenn, W. J. (1982): A glossary of chigger terminology (Acarini: Trombiculidae). *J. Med. Entomol.* 19(3): 221-238.
- Gorenflot, A., Moubri, K., Precigout, E., Carcy, B. & Schetters, T. P. M. (1998): Human babesiosis. *Ann. Trop. Med. Parasitol.* 92: 489-501.
- Gregoire-Wibo, C. & Snider, R. M. (1977): The intrinsic rate of natural increase: its interest to ecology and its application to various species of collembola. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25: 442-448.
- Grinbergs, A. R. (1959): Krasnotelki *Trombicula zachvatkini* Schlug. Kak vozmoznyj epidemiologeskiy faktor v Latvijsskoj SSR. *Des. Sovesc. Po parazit. Probl. I prirodnoocag. Bolez.*, fasc. 2: 59.
- Gruner, H.-E. (Hrsg) (1993): Bd. I: Wirbellose Tiere. 4. Teil: Arthropoda (ohne Insecta). *In* Kaestner, A. (Begr.): *Lehrbuch der Speziellen Zoologie*. Jena, Stuttgart, New York (Gustav Fischer Verlag), 4. Aufl.:310-402.
- Guttman, D. S., Wang, P. W., Wang, I.-N., Bosler, E. M., Luft, B. J. & Dykhuizen, D. E. (1996): Multiple infections of *Ixodes scapularis* ticks by *Borrelia burgdorferi* as revealed by single-strand conformation polymorphism analysis. *J. Clin. Microbiol.* 34(3): 652-656.
- Guy, E. C. & Stanek, G. (1991): Detection of *Borrelia burgdorferi* in patients with Lyme disease by the Polymerase Chain Reaction. *J. Cli. Pathol.* 44: 610-611.
- Haitlinger, R. (1983): The structure of the arthropod communities occurring on *Microtus arvalis* (Pall.). *Wiad. Parazyt.* 29(3): 351-362.
- Haitlinger, R. (1986): Arthropod communities occurring on small mammals from ruin environment of urban agglomeration of Wroclaw. *Acta parasit. pol.* 30(22-34): 259-273.
- Halopainen, J. K. & Rikala, R. (1995): Effects of three insecticides on the activity of non target arthropods in nursery soil. *Acta Zool. Fennica* 196: 329-332.
- Hammer, B., Moter, A., Kahl, O., Alberti, G. & Gobel, U. B. (2001): Visualization of *Borrelia burgdorferi* sensu lato by fluorescence in situ hybridization (FISH) on whole-body sections of *Ixodes ricinus* ticks and gerbil skin biopsies. *Microbiology* 147: 1425-1436.
- Harrach, T. (1978): Die Durchwurzelbarkeit von Böden als wichtigstes Kriterium des Ertragspotentials. *Kali-Briefe (Büntehof)* 14(2): 115-122.
- Harrison, J. L. (1956): The effect of withdrawal of the host on populations of trombiculid mites. *Bull. Raffles Mus.* 28: 112-119.

- Hartge, K. H. & Horn, R. (1977): Der Verlauf von Wasserspannungsisochronen in Sand-, Löß- und Tonböden – eine Auswertung mehrjähriger Tensiometermessungen. Z. f. Kulturtech. Flurbereinigung 18: 213-222.
- Hartge, K. H. & Horn, R. (1992): Die physikalische Untersuchung von Böden. Verlag Enke, Stuttgart, 3.Aufl.
- Healey, I. N. (1970): The study of production and energy flow in populations of soft-bodied microarthropods. Proceedings of the Paris symposium, Unesco, Genf.
- Heisler, C. (1995): Collembola and Gamasina – bioindicators for soil compaction. Acta Zool. Fennica 196: 229-231.
- Hillis, D. M. & Dixon, M. T. (1991): Ribosomal DNA: Molecular evolution and phylogenetic inference. Quart. Rev. Biol. 66: 411-453.
- Hillis, D. M. (1987): Molecular versus morphological approaches to systematics. Ann. Rev. Ecol. Syst. 18 : 23-42.
- Ho, T. M., Shara, S., Koay, A. S. & Cheong, Y. M. (1992): Development and evaluation of dot-immunobinding assay for detection of scrub typhus infection in *Leptotrombidium fletcheri* (Acari: Trombiculidae). J. Med. Entomol. 29(4): 611-613.
- Hoffmann, G. (1984): Milbenbefall bei Menschen und Haustieren (II). Pharmazeut. Rundschau 9: 48-53.
- Hoffmann, G. (1991): Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden. 4. Aufl. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- Houck, M. A., Qin, H. & Roberts, H. R. (2001): Hantavirus transmission: potential role of ectoparasites. Vect. Borne Zoon. Dis. 1: 75-79.
- Hubálek, Z., Halouzka, J. & Juricová, Z. (1998): Investigation of haematophagous arthropods for borreliae - summarized data, 1988-1996. Folia Parasitol. 45: 67-72.
- Hubert, A. A. & Baker, H. J. (1963a): Studies on the habitats and population of *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *akamushi* and *L.(L.) deliensis* in Malaya (Acarina: Trombiculidae). Am. J. Hyg. 78: 131-142
- Hubert, A. A. & Baker, H. J. (1963b): The persistence of foci of *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *akamushi* along a transect in Malaya (Acarina: Trombiculidae). Am. J. Hyg. 78: 143-149.
- Jones, B. M. (1950a): A method for studying the distribution and bionomics of trombiculid mites (Acarina: Trombiculidae). Parasitology 40: 1-13.
- Jones, B. M. (1950b): The sensory physiology of the harvest mite *Trombicula autumnalis* Shaw. J. Exp. Biol. 27: 461-494.
- Jones, B. M. (1950c): The penetration of the host tissue by the harvest mite, *Trombicula autumnalis* Shaw. Parasitology 40: 247-260.
- Jones, B. M. (1951): The growth of the harvest mite, *Trombicula autumnalis* Shaw. Parasitology 41: 229-248.
- Jones, B. M. (1951): The growth of the harvest mite, *Trombicula autumnalis* Shaw. Parasitology 41: 229-248.
- Jonsson, L. (1992): Die Vögel Europas und des Mittelmeerraumes. Verlag Franckh-Kosmos, Stuttgart.

- Joosse, E. N. G., & Testerink, G. J. (1977): Control of numbers in collembola. Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 475- 478.
- Kahl, O., Gern, L., Gray, J. S., Guy, E. C., Jongejan, F., Kirstein, F., Kurtenbach, K., Rijpkema, S. G. T. & Stanek, G. (1998): Detection of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in ticks: Immunofluorescence assay versus Polymerase Chain Reaction. Zent.bl. Bakteriologie. 287: 205-210.
- Kalúz, S., Májský, J. & Hrbatý, J. (1996): Chiggers (Acarina, Trombiculidae) in forest and wind-break of the Danubian plain. Biologia, Bratislava 51(2): 135-141.
- Kampen, H., Rötzel, D. C., Kurtenbach, K., Maier, W. A. & Seitz, H. M. (unveröffentlicht): *Borrelia burgdorferi* s.l. infection in questing *Ixodes ricinus* ticks in the Siebengebirge, a forested low mountain range recreation area near Bonn, Germany – a good decade later.
- Kampen, H., Schöler, A., Oehme, R., Hartlelt, K., Kimmig, P., Maier, W. A. & Metzen, M. (zur Veröffentlichung eingereicht): *Neotrombicula autumnalis* (Acari, Trombiculidae) as a vector for *borrelia burgdorferi* s.l.?
- Karg, W. & Freier, B. (1995): Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (Berlin-Dahlem), Heft 308, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin/Wien.
- Karg, W. (1967) : *In*: Graff, O. & Satchell, J. E. (eds.): Progress in soil biology. Proceedings of the colloquium on dynamics of soil communities. Verlag Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig.
- Karg, W. (1993): Raubmilben. *In*: Dahl, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 59. Teil Acari (Acarina), Milben Parasitiformes (Anactinochaeta), Cohors Gamasina Leach. Gustav Fischer Verlag, Jena, 2. Aufl.
- Karg, W. (1994): Raubmilben, nützliche Regulatoren im Naturhaushalt. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 624, Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Karg, W. (1994): Raubmilben, nützliche Regulatoren im Naturhaushalt. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 624, Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Kawamori, F., Akiyama, M., Sugieda, M., Kanda, T., Akahane, S., Uchikawa, K., Yamada, Y., Kumada, N., Furuya, Y., Yoshida, Y., Yamamoto, S., Ohashi, N. & Tamura, A. (1992): Epidemiology of Tsutsugamushi disease in relation to the serotypes of *Rickettsia tsutsugamushi* isolated from patients, field mice, and unfed chiggers on the eastern slope of Mount Fuji, Shizuoka Prefecture, Japan. J. Clin. Microbiol. 30(11): 2842-6.
- Keay, G. (1937): The ecology of the harvest mite (*Trombicula autumnalis*) in the British Isles. J. An. Ecol. 6: 23-35.
- Kelly, D.J., Dasch, G.A., Chan, T.C. & Ho, T.M. (1994): Detection and characterization of *Rickettsia tsutsugamushi* (Rickettsiales: Rickettsiaceae) in infected *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *fletcheri* chiggers (Acari: Trombiculidae) with Polymerase Chain Reaction. J. Med. Entomol. 31(5): 691-699.
- Kepka, O. (1957): Biologie und Ökologie der Trombiculinae (Acari, Fam. Trombiculidae). Verh. Dtsch. Zool. Ges. (Graz): 103-108.
- Kepka, O. (1964a): Zur Taxonomie der Formen von *Neotrombicula* (*N.*) *autumnalis* (SHAW 1790), (Acari, Trombiculidae). Ztschr. Zool. Syst. Evol. 2: 123-173.

- Kepka, O. (1964b): Die Trombiculinae (Acari, Trombiculidae) in Österreich. Z. f. Parasitenk. 23: 548-642.
- Kepka, O. (1965): Die Herbstmilbe (*Neotrombicula autumnalis*). Merkbl. angew. Parasitol. Schädlingsbek. Nr. 12, in Angew. Parasitol. 6.
- Kimmig, P., Oehme, R. & Backe, H. (1998): Epidemiologie der Frühsommer-Meningoenzephalitis (FSME) und Lyme-Borreliose in Südwestdeutschland. Ellipse 14(4): 98-105.
- Kirsch, A., Franken, H. & Blanke, M. (2000): Feldmethoden zur Bestimmung der substrat-induzierten Bodenatmung. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163: 165-171.
- Kmoch, H. G. & Hanus, H. (1965): Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. Z. f. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde 111: 1-10.
- Kmoch, H. G. (1962): Die Luftdurchlässigkeit des Bodens. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Köhler, W., Schachtel, G. & Voleske, P. (1996): Biostatistik. 2. Aufl. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Kolebinova, M. G. (1983): Zoogeographic and ecological distribution of mites of families Trombiculidae and Leeuwenhoekiidae (Acarina) in Bulgaria. Acta Zoologica Bulgarica 21: 3-25.
- Kordatzki, W. (1948): Taschenbuch der praktischen pH-Messung. R. Müller und Steinike, München, 3. Aufl.
- Krantz, G.W. (1986): A manual of acarology. Corvallis, 2. Ed.
- Kretzschmar, K. (1964): Beobachtungen über Herbstmilben (*Trombicula autumnalis* Shaw.) in Kleingartenanlagen. Wiss. Z. Humboldt-Univ. (Math.-nat. Reihe) 13: 95-98.
- Krogh, P. H. (1995): Effects of pesticides on the reproduction of *Hypoaspis aculeifer* (Gamasida: Laelapidae) in the laboratory. Acta Zool. Fennica 196: 333-337.
- Kublin, E. (1987): Grenzen der klassischen Regressionsmodelle. Mitteilungen der forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Heft 134, Freiburg.
- Kucera, E. (1970): Über den Aktionsraum der Gelbhalsmaus, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834) in Zentralböhmen. Säugetierkundl. Mitt. 18: 1-6.
- Kühnelt, W. (1970): Structural aspects of soil-surface-dwelling biocoenoses. Proceedings of the Paris symposium, Unesco, Genf.
- Kuntze, H, Roeschmann, G & Schwerdtfeger, G (1994): Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 4.Aufl.
- Kurtenbach, K. & Kampen, H. (1991): Epidemiologische Untersuchungen zur Lyme-Borreliose im Siebengebirge bei Bonn. In Hinz, E. (Hrsg.): Geomedizinische und biogeographische Aspekte der Krankheitsverbreitung und Gesundheitsversorgung in Industrie- und Entwicklungsländern. Sonderdruck. Frankfurt/M., Bern, New York, Paris (Verlag Peter Lang): 345-357.
- Kurtenbach, K. (1992): Epidemiologische und immunologische Untersuchungen zur Rolle von Zecken (Ixodoidea, Ixodidae) und WildNSgern (Rodentia) im Infektionskreislauf von *Borrelia burgdorferi* (Spirochaetaceae). Dissertation, Math.-Nat. Fakultät, Univ. Bonn.

- Kurtenbach, K., De Michelis, S., Sewell, H.-S., Etti, S., Schäfer, S. M., Hails, R., Collares-Pereira, M., Santos-Reis, M., Hanincová, K., Labuda, M., Bormane, A. & Donaghy, M. (2001): Distinct combinations of *Borrelia burgdorferi* sensu lato genospecies found in individual questing ticks from Europe. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(4): 1169-1174.
- Kurtenbach, K., De Michelis, S., Sewell, H.-S., Etti, S., Schäfer, S. M., Hails, R., Collares-Pereira, M., Santos-Reis, M., Hanincová, K., Labuda, M., Bormane, A. & Donaghy, M. (2001): Distinct combinations of *Borrelia burgdorferi* sensu lato genospecies found in individual questing ticks from Europe. *Appl. Environ. Microbiol.* 64(4): 1169-1174.
- Kurtenbach, K., Dizij, A., Seitz, H.M., Margos, G., Moter, S. E., Kramer, M. D., Wallich, R., Schaible, U. E. & Simon, M. M. (1994): Differential immune responses to *Borrelia burgdorferi* in European wild rodent species influence spirochete transmission to *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae). *Infect. Immun.* 62(12): 5344-52.
- Kurtenbach, K., Kampen, H., Dizij, A., Arndt, S., Seitz, H.M., Schaible, U.E. & Simon, M.M. (1995): Infestation of rodents with larval *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) is an important factor in the transmission cycle of *Borrelia burgdorferi* s.l. in German woodlands. *J. Med. Entomol.* 32(6): 807-817.
- Kurtenbach, K., Peacey, M., Rijpkema, S. G. T., Hoodless, A. N., Nuttall, P. A. & Randolph, S. E. (1998): Differential transmission of the genospecies of *Borrelia burgdorferi* sensu lato by game birds and small rodents in England. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 1169-1174.
- Laakso, J. Salminen, J. & Setälä, H. (1995): Effects of abiotic conditions and microarthropod predation on the structure and function of soil animal communities. *Acta Zool. Fennica* 196: 162-167.
- Lane, R. P. & Crosskey, R. W. (eds.) (1993): *Medical insects and arachnids*. London (Chapman & Hall): 644-658.
- Lane, R. S. & Burgdorfer, W. (1987): Transovarial and transstadial passage of *Borrelia burgdorferi* in the western black-legged tick, *Ixodes pacificus* (Acari: Ixodidae). *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 37(4): 188-192.
- Lavy, D., Nedved, O. & Verhoef, H. A. (1997): Effects of starvation on body composition and cold tolerance in the collembolan *Orchesella cincta* and the isopod *Porcellio scaber*. *J. Insect. Physiol.* 43(10): 973-978.
- Lawson, D. L. & Merritt, R. W. (1979): A modified apparatus for the extraction of wetland macroinvertebrates. *Can. Entomol.* 111(2): 1389-93.
- Le Gac, P. *et al.* (1953): zitiert in Daniel (1961).
- Lee, M. L. & Lee, M. H. (1997): Amplified mitochondrial DNA identify four species of *Tetranychus* mites (Acarina: Tetranychidae) in Korea. *Korean J. Appl. Entomol.* 36(1): 30-36.
- Liebisch, G., Sohns, B. & Bautsch, W. (1998): Detection and typing of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in *Ixodes ricinus* ticks attaches to human skin by PCR. *J. Clin. Microbiol.* 36(11): 3355-8.
- Literák, I., Honza, M., Pinowska, B. & Haman, A. (2001): Larvae of trombiculid mites (Acarina: Trombiculidae) in wild birds in Slovak and Polish Carpathians. *Acta Vet. BRNO* 70: 479-483.

- Maiwald, M., Oehme, R., March, O., Petney, T. N., Kimmig, P., Naser, K., Zappe, H. A., Hassler, D. & von Knebel Doeberitz, M. (1998): Transmission risk of *Borrelia burgdorferi* sensu lato from Ixodes ricinus ticks to humans in southwest Germany. *Epidemiol. Infect.* 121: 103-108.
- Mallow, D. & Crossley, A. jr. (1984): Evaluation of five techniques for recovering postlarval stages of chiggers (Acarina: Trombiculidae) from soil habitats. *J. Econ. Entomol.* 77: 281-284.
- Matuschka, F.-R., Fischer, P., Heiler, M., Blümcke, S. & Spielman, A. (1992): Stage-associated risk of transmission of Lyme disease spirochete by European *Ixodes* ticks. *Parasitol. Res.* 78: 695-698.
- Mazurkiewicz, M. & Rajska, E. (1975): Dispersion of young bank voles from their place of birth. *Acta Theriologica* 20(5): 71-81.
- Meddle, S. L., Bentley, G. E. & King, V. M. (2002): Photoperiodism in birds and mammals. *In: Kumar, V. (ed.): Biological rhythms.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Metzen, M. (2002): Untersuchungen an Trombiculiden des Siebengebirges bei Bonn: Kleinsäugerwirte, Infektionsraten mit *Borrelia burgdorferi* und vergleichende DNS-Analyse. Diplomarbeit Universität Bonn.
- Meyer, E. (1993): Mesofauna. *In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. & Margesin, R. (Hrsg.) (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden.* Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2.Aufl., S. 313-320.
- Micherdzinski, W. (1961): Zur Taxonomie der Larven von *Trombicula (Neotrombicula) autumnalis* (Shaw 1790). *Acta Zool. Cracoviensia* 6: 61-75.
- Minter, D. M. (1957): Some field and laboratory observations on the British harvest mite, *Trombicula autumnalis* Shaw. *Parasitology* 47: 185-193.
- Mitchell, M. J. (1979): Effects of physical parameters and food resources on oribatid mites in forest soils. *In: Rodriguez, J. G. (ed.): Recent Advances in Acarology I,* Academic Press Inc, New York.
- Mumcuoglu, Y. & Rufli, Th. (1978): Humanpathogene Milben. *Inf. Arzt* 6. 104-122.
- Mumcuoglu, Y. & Rufli, Th. (1983): Dermatologische Entomologie. *Darin:* 21. Trombiculidae/Herbstmilben. 22. Demeodicidae/Haarbalgmilben. 23. Dermanyssidae/Raubmilben. 24. Cheyletiellidae/Pelzmilben. 25. Pyemotidae/Kugelbauchmilben. *perimed Fachbuch-Verlagsgesellschaft, Erlangen:* 158-192.
- Nadchatram, N. (1968): A technique for rearing Trombiculid mites (Acarina) developed in a tropical laboratory. *J. Med. Entomol.* 5(4): 465-469.
- Nakayama, Y. & Spielman, A. (1989): Ingestion of Lyme disease spirochetes by ticks feeding on infected hosts. *J. Infect. Dis.* 160: 166-167.
- Navajas, M., Cotton, D., Kreiter, S. & Gutierrez, J. (1992): Molecular approach in spider mites (Acari: Tetranychidae): preliminary data on ribosomal DNA sequences. *Exp. Appl. Acarol.* 15: 211-218.
- Navajas, M., Gutierrez, J., Bonato, O., Bolland, H. R. & Mapangou-Divassa, S. (1994): Intraspecific diversity of the Cassava green mite *Mononychellus progresivus* (Acari: Tetranychidae) using comparisons of mitochondrial and nuclear ribosomal DNS sequences and cross-breeding. *Exp. Appl. Acarol.* 18(6): 351-360.

- Navajas, M., Gutierrez, J., Lagnel, J. & Boursot, P. (1996): Mitochondrial cytochrome oxidase I in tetranychid mites: a comparison between molecular phylogeny and changes of morphological and life history traits. *Bull. Entomol. Res.* 86(4): 407-417.
- Navajas, M., Lagnel, J., Gutierrez, J. & Boursot, P. (1998): Species-wide homogeneity of nuclear ribosomal ITS2 sequences in the spider mite *Tetranychus urticae* contrasts with extensive mitochondrial COI polymorphism. *Heredity* 80(6): 742-752.
- Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.) (1978): Handbuch der Säugetiere Europas Bd. 2/I. Nagetiere I. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.) (1982): Handbuch der Säugetiere Europas Bd. 1. Nagetiere II. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Niethammer, J. & Krapp, F. (Hrsg.) (1990): Handbuch der Säugetiere Europas Bd. 3/I. Insektenfresser, Herrentiere. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Niethammer, J. (1979): Säugetiere. Biologie und Ökologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Nitsch, W. v. (1938): Porengrößen im Boden, ihre Beziehungen zur Bodenbearbeitung und zum Wasserhaushalt. *RKTL-Schriften*, H 85, Berlin.
- Oehme, R., Hartelt, K., Backe, H., Brockmann, S. & Kimmig, P. (2002): Foci of tick-borne diseases in southwest Germany. *Int. J. Med. Microbiol.* 291: 22-29.
- Pass, D. A. & Jue Sue, L. (1983): A trombiculid mite infestation of canaries. *Aust. Vet. J.* 60(7): 218-219.
- Penner, L. R., Francis, T. jr. & Braun, G. C. (1954): Some observations on the ecology of a north American chigger *Trombicula (Eutrombicula) lipovskayana* Wolfenbarger, 1952, in an Tennessee community. *J. Kansas. Ento. Soc.* 27(3): 113-117.
- Petal, J., Nowak, E., Jakubczyk, H. & Czerwinski, Z. (1977). Effect of ants and earthworms on soil habitat modification. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25: 501-503.
- Piekarski, G. (1954): Lehrbuch der Parasitologie. II. Teil C.1.a: Acarina: Trombidiformes. Springer-Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg: 507-512.
- Piesman, J., Oliver, J. R. & Sinsky, R. J. (1990): Growth kinetics of the Lyme disease spirochete (*Borrelia burgdorferi*) in vector ticks (*Ixodes dammini*). *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 42: 352-357.
- Post, R. J. & Flook, P. (1992): DNS probes for the identification of members of the *Simulium damnosum* complex (Diptera: Simuliidae). *Med. Vet. Entomol.* 6: 379-384.
- Proft, J., Maier, W. A. & Kampen, H. (1999): Identification of six sibling species of the *Anopheles maculipennis* complex (Diptera: Culicidae) by a Polymerase Chain Reaction assay. *Parasitol. Res.* 85: 837-843.
- Qadripur, S. & Ippen, H. (1994): Infestationen mit *Bryobia* (Grasmilbe). *Dermatosen* 42(3): 111-113.
- Qadripur, S. A. & Kant, U. (1996): Cheyletiellose. Eine lokalisierte Prurigo bei Menschen wird durch Tiermilben ausgelöst. *Dtsch. Ärztebl.* 93(13): 587-588.
- Raich, T. J., Archer, J. L., Robertson, M. A., Tabachnik, W. J. & Beaty, B. J. (1993): Polymerase Chain Reaction approaches to Culicoides (Diptera: Ceratopogonidae) identification. *J. Med. Entomol.* 30: 228-232.

- Rapmund, G., Dohany, A. L., Manikumar, C. & Chan, T. C. (1972): Transovarial transmission of *Rickettsia tsutsugamushi* in *Leptotrombidium* (*Leptotrombidium*) *arenicola* Traub (Acarina: Trombiculidae). J. Med. Entomol. 9(1): 71-2.
- Rath, P. M., Ibershoff, B., Mohnhaupt, A., Albig, J., Eljaschewitsch, B., Jurgens, D., Horbach, I. & Fehrenbach, F. J. (1996): Seroprevalence of Lyme borreliosis in forestry workers from Brandenburg, Germany. Eur. J. Clin. Microbiol. Infect. Dis. 15: 372-377.
- Regh-Melcher, B. (1990): Ökologische Untersuchung der Milbenfauna von verschiedenen bewirtschafteten Flächen am Niederrhein. Dissertation an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Remmert, H. (1992): Ökologie. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 5. Aufl.
- Richards, L. A. & Fireman, U. (1943): Pressure-plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. J. Soil Sci. 56: 395-404.
- Richards, W.S. (1950a): The variation of the British harvest mite (Trombiculidae, Acarina). Parasitology 40: 105-117.
- Richards, W.S. (1950b): The distribution and biology of the harvest mite in Great Britain (Trombiculidae, Acarina). Parasitology 40: 118-126.
- Rijpkema, S. G. T., Molkenboer, M. J. C. H., Schouls, L. M., Jongejan, F. & Schellekens, J. F. P. (1995): Simultaneous detection and genotyping of three genomic groups of *Borrelia burgdorferi* sensu lato in Dutch *Ixodes ricinus* ticks by characterisation of the amplified intergenic spacer region between 5S and 23S rRNA genes. J. Clin. Microbiol. 33 (12): 3091-95.
- Rijpkema, S. G. T., Nieuwenhuijs, J., Franssen, F. F. J. & Jongejan, F. (1994): Infection rates of *Borrelia burgdorferi* in different instars of *Ixodes ricinus* ticks from the Dutch North Sea island Ameland. Exp. Appl. Acarol. 18: 531-542
- Roberts, L. W. & Robinson, D. M. (1977): Efficiency of transovarial transmission of *Rickettsia tsutsugamushi* in *Leptotrombidium arenicola* (Acari : Trombiculidae). J. Med. Ent. 13: 493-496.
- Rowell, D. L. (1997): Bodenkunde. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Ruf, A. & Römbke, J. (1999): Beurteilung von Bodenqualität mit Hilfe von Bodentieren. In: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Ruf, A. & Römbke, J. (1999): Beurteilung von Bodenqualität mit Hilfe von Bodentieren. In: Koehler, H., Mathes, K. & Breckling, B. (Hrsg.): Bodenökologie interdisziplinär. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Salin, C., Vermon, P., & Vannier, G. (1999): Effects of temperature and humidity on transpiration in adults of the lesser mealworm, *Alphitobius diaperinus* (Coleoptera: Tenebrionidae). J. Insect. Physiol. 45(10): 907-914.
- Salomone, N., Frati, F. & Bernini, F. (1996): Investigation on the taxonomic status of *Steganacarus magnus* and *Steganacarus anomalus* (Acari: Oribatida) using mitochondrial DNA sequences. Exp. Appl. Acarol. 20: 607-615.
- Sasa, M. (1961): Biology of chiggers. Ann. Rev. Entomol. 6: 221-244.
- Schaefer, M. (1995): Interspecific interactions in the soil community. Acta Zool. Fennica 196: 101-106.

- Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- Schendel, U. & Güngör, Y. (1969): Zur Reproduzierbarkeit von Tensiometermessungen. Z. f. Kulturtech. Flurbereinigung 10: 65-67.
- Schendel, U. (1962a): Bodenfeuchtemessungen mit Tensiothern auf einem schwarzerdigen, sandigen Lehmboden Transvaals (Südafrika). Z. f. Kulturtech. Flurbereinigung 3: 91-94.
- Schendel, U. (1962b): Bodenfeuchtemessungen mit Gipsblöcken auf einem roterdigen, lehmigen Sandboden Transvaals (Südafrika). Z. f. Kulturtech. Flurbereinigung 3: 95-98.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 2. Aufl.
- Schwan, T.G. & Piesman, J. (2002): Vector interactions and molecular adaptations of Lyme disease and relapsing fever spirochetes associated with transmission by ticks. Emerg. Infect. Dis. 8: 115-121.
- Schwartz, B. S., Ford, D. P., Childs, J. E., Rothman, N. & Thomas, R. J. (1991): Anti-tick saliva antibody: A biologic marker of tick exposure that is a risk factor for Lyme disease seropositivity. Am. J. Epidemiol. 134: 86-95.
- Schwartz, I., Varde, S., Nadelman, R. B., Wormser, G. P. & Fish, D. (1997): Inhibition of efficient Polymerase Chain Reaction amplification of *Borrelia burgdorferi* DNA in blood-fed ticks. Am. J. Trop. Med. Hyg. 56(3): 339-342.
- Schwartz, I., Wormser, G. P., Schwartz, J. J., Cooper, D., Weissensee, P., Gazumyan, A., Zimmermann, E., Goldberg, N. S., Bittker, S., Campbell, G. L. & Pavia, C. S. (1992): Diagnosis of early Lyme disease by Polymerase Chain Reaction amplification and culture of skin biopsies from Erythema Migrans lesions. J. Clin. Microbiol. 30(12): 3082-88.
- Scott, J. A., Brogdon, W. G. & Collins, F. H. (1993): Identification of single specimens of the *Anopheles gambiae* complex by the Polymerase Chain Reaction. Am. J. Trop. Med. Hyg. 49: 520-529.
- Seniczak, S., Dabrowski, J., Klimek, A. & Kaczmarek, S. (1995): Air pollution effectson mites (Acari) in Scots pine forests polluted by a nitrogen fertilizer factory at Wloclawek, Poland. Acta Zool. Fennica 196: 354-356.
- Simon, C., Frati, F., Beckenbach, A., Crespi, B., Liu, H. & Flook, P. (1994) : Evolution, weighting, and phylogenetic utility of mitochondrial gene sequences and a compilation of conserved polymerase chain reaction primers. Ann. Entomol. Soc. Am. 87(6): 651-701.
- Simonová, V. (1977): Laboratory culturing of chiggers (Acarina: Trombiculidae). Folia Parasitol. (Prague) 24: 285-288.
- Sinsky, R. J. & Piesman, J. (1989): Ear punch biopsy method for detection and isolation of *Borrelia burgdorferi* from rodents. J. Clin. Microbiol. 27: 1723-1727.
- Smrz, J. & Trelová, M. (1995): The association of bacteria and some soil mites (Acari: Oribatida and Acaridida). Acta Zool. Fennica 196: 120-123.

- Söller, R., Wohltmann, A., Witte, H. & Blohm, D. (2001): Phylogenetic relationships within terrestrial mites (Acari: Prostigmata, Parasitengona) inferred from comparative DNA sequence analysis of the mitochondrial Cytochrome Oxidase Subunit I gene. *Mol. Phylo. Evol.* 18:47-53.
- Sposito, G. (1998): *Bodenchemie*. Verlag Ferdinand Enke, Stuttgart.
- Steere, A. C. (2001): Lyme disease. *New Engl. Med. J.* 345: 115-125.
- Steffey, K. L. & Wingo, C. W. (1975): Methods for collecting the overwintering and larval forms of *Neoschöngastia Americana*. *J. Econ. Entomol.* 68(4): 471-2
- Storch, V. & Welsch, U. (1997): *Systematische Zoologie*. 2.E.XI.4.B. Chelicerata, 9. Ordnung: Acari (Milben). Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, 5. Aufl.: 282-289.
- Strle, F., Nelson, J. A., Ruzic-Sabljić, E., Cimperman, J., Lotric-Furlan, S., Cheng, Y., Picken, M. M., Trenholme, G. M. & Picken, R. N. (1996): European Lyme borreliosis: 231 culture-confirmed cases involving patients with erythema migrans. *Clin. Infect. Dis.* 23 : 61-65.
- Struppe, T. (1994): Untersuchungen zur Milbensituation in Siegen und Erarbeitung von Problemlösungen. Abschlussbericht. Amt für Umweltschutz d. Stadt Siegen (Hrsg.), Siegen.
- Sy, M. (1986): Über die Herbstmilbe – *Neotrombicula autumnalis* (Shaw) – und Versuche zu ihrer Bekämpfung. *Bundesgesundhbl.* 29: 237-243.
- Takahashi, M., Machida, K., Murata, M., Misuli, H., Hori, E., Kawamura, A. jr. & Tanaka, H. (1993): Seasonal development of *Leptotrombidium pallidum* (Acari: Trombiculidae) observed by experimental rearing in the natural environment. *J. Med. Entomol.* 30(2): 320-25.
- Takahashi, M., Morita, K., Tsuji, O., Misumi, H., Otsuji, J., Hori, E., Kawamura, A. jr. & Tanaka, H. (1995): Seasonal development of *Leptotrombidium akamushi* (Acari: Trombiculidae) under field temperature. *J. Med. Entomol.* 32(6): 843-846.
- Takahashi, M., Murata, M., Nogami, S., Hori, E., Kawamura, A. jr. & Tanaka, H. (1988): Transovarial transmission of *Rickettsia tsutsugamushi* in *Leptotrombidium pallidum* successively reared in the laboratory. *Jpn. J. Exp. Med.* 58(5): 213-8.
- Tamura, A., Ohashi, N., Koyama, Y., Fukuhara, M., Kawamori, F., Otsuru, M., Wu, F. & Lin, S. Y. (1997): Characterization of *Oriente tsutsugamushi* isolated in Taiwan by immunofluorescence and restriction fragment length polymorphism analyses. *FEMS Microbiol. Lett.* 150(2): 225-31.
- Tamura, A., Ohashi, N., Urakami, H. & Miyamura, S. (1995): Classification of *Rickettsia tsutsugamushi* in a new genus, *Oriente* gen. Nov., as *Oriente tsutsugamushi* comb. Nov. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 45: 589-591.
- Tanskul, P., Linthicum, K. J., Watcharapichat, P., Phulsuksombati, D., Mungviriyaya, S., Ratanatham, S., Suwanabun, N., Sattabongkot, J. & Watt, G. (1998): A new ecology for scrub typhus associated with a focus of antibiotic resistance in rice farmers in Thailand. *J. Med. Entomol.* 35(4): 551-5.
- Tanskul, P., Strickmann, D., Eamsila, C. & Kelly, D. J. (1994): *Rickettsia tsutsugamushi* in chiggers (Acari: Trombiculidae) associated with rodents in Central Thailand. *J. Med. Entomol.* 31(2): 225-230.

- Thor, S. & Willmann, C. (1947): Acarina 3, 71b. Trombidiidae. In: Schulze, F. E., Kükenthal, W., Heider, K. & Hesse, R. (Hrsg.): Das Tierreich. Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin, 71. Lieferung: 187-516.
- Tischler, W. (1977): Grundriß der Humanparasitologie. 2.5.1. Laufmilben (Trombiculidae). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 2. Aufl: 152-154.
- Tischler, W. (1984): Einführung in die Ökologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 3.Aufl.
- Toldt, K. (1946): Neuerliche Betrachtungen über Trombicula-Herde und Trombidiose-Endemien in Mitteleuropa mit besonderer Berücksichtigung der österreichischen Alpenländer. Ber. Nat.-Mat. Ver. Innsbruck 47: 53-69.
- Topp, W. (1981): Biologie der Bodenorganismen. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Traub, R. & Wisseman, C. L. jr. (1968): Ecological considerations in scrub typhus. 3. Methods of area control. Bull. WHO 39: 231-237.
- Traub, R. & Wisseman, C. L. jr. (1974): The ecology of chigger-borne Rickettsiosis (scrub typhus). J. Med. Entomol. 11(3): 237-303.
- Trolldenier, G. (1971): Bodenbiologie. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- Uchikawa, K. (1979): Eulaelaps mites associated with mammals and birds in Japan, with reference to *Eulaelaps stabularis*. In: Rodriguez, J. G. (ed.): Recent Advances in Acarology II, Academic Press Inc, New York.
- Uchikawa, K., Kawamori, F., Kanda, T. & Kumada, N. (1994): Trombiculid fauna and seasonal abundance of *Leptotrombidium scutellare* (Acari: Trombiculidae) in an endemic area of scrub typhus (Tsutsugamushi disease) in Yamakita Town, Kanagawa Prefecture, Japan. J. Med. Entomol. 31(6): 844-9.
- Urakami, H., Takahashi, M., Hori, E. & Tamura, A. (1994): An ultrastructural study of vertical transmission of *Rickettsia tsutsugamushi* during oogenesis and spermatogenesis in *Leptotrombidium pallidum*. Am. J. Trop. Med. Hyg. 50(2): 219-28.
- Urania-Tierreich (1994): Wirbellose 2. Urania-Verlag, Leipzig, Jena, Berlin, Neuasg. 1.Aufl.
- van Bronswijk, J. E. M. H. (1977): Chigger infestation of nineteenth century fortress near Utrecht, the Netherlands (Acari: trombiculidae). Int. J. Acar. 3(1): 27-36.
- van Peenen, P. F. D., Lien, J.-C., Santana, F. J. & See, R. (1976): Correlation of chigger abundance with temperature at a hyperendemic focus of scrub typhus. J. Parasitol. 62(4): 653-654.
- Vannier, G. (1983): The importance of ecophysiology for both biotic and abiotic studies of the soil. In: Lebrun, Ph., André, H. M., De Medts, A., Grégoire-Wibo, C. & Wauthy, G. (eds.) : New trends in Soil Biology. Proceedings of the VIII. Intl. Colloquium of Soil Zoology. Louvain-la-Neuve (Belgium). August 30 – September 2, 1982.
- Vannier, G. (1987): The porosphere as an ecological medium emphasized in Professor Ghilarov's work on soil animal adaptation. Biol. Fertil Soils 3: 39-44.
- Vater, G. (1981): Die Erntemilbe *Neotrombicula autumnalis* im Gebiet von Leipzig. Angew. Parasitol. 22: 32-38.
- Vater, G. (1982): Zur geographischen Verbreitung der Erntemilbe *Neotrombicula autumnalis* (Acari: Trombiculidae). Zool. Jb. Syst. 109: 329-356.

- Vercammen-Grandjean, P. H. (1960): Introduction a un essai de classification rationelle des larves de *Trombiculinae* Ewing 1944 (Acarina-Trombiculidae). *Acarologia* 2: 469-471.
- Vercammen-Grandjean, P. H. & Kolebinova, M. G. (1985): Revision of *Neotrombicula* complex (Acarina, Trombiculidae). *Acta Zoologica Bulgarica* 29: 65-78.
- Verhoef, H. A. (1977): Soil moisture and the population dynamics of coexisting collembola. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 25: 480-482.
- Verhoef, H. A. (1995): Animal ecophysiology: cornerstone for soil ecosystem studies as exemplified by studies on arthropods. *Acta Zool. Fennica* 196: 16-182.
- Vitzthum, H. G. (1930): Systematische Betrachtungen zur Frage der Trombidiose. *Z. Parasitenkunde* 2: 223-247.
- Vysotskaja, S. O. & Šluger, E. G. (1953): Licinki krasnotelok-parazity gryzunov Leningradskoj oblasti. *Parazitol. sbornik* 15: 345-352.
- Wallich, R. & Hofmann, H. (1999): Wachsende Gefahr durch Zeckenbiß - Die Lyme-Borreliose. *Biospektr.* 4: 271-5.
- Wallwork, J. A. (1970): *Ecology of soil animals*. Mc Graw – Hill, London.
- Wallwork, J. A. (1976): *The distribution and diversity of the soil fauna*. Academic Press, London.
- Walsh, P. S., Metzger, D. A. & Higuchi, R. (1991): Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. *BioTechniques* 10: 506-513.
- Walter, D. E. (1988): Predation and mycophagy by endeostigmatid mites, Acariformes, Prostigmata. *Exp. Appl. Acarol.* 4(2): 159-166.
- Werner, D. & Thämert, W. (1989): Zur Diagnose des physikalischen Bodenzustandes auf Produktionsflächen. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd.* 33(12): 729-739.
- Wesson, D. M., McLain, D. K., Oliver, J. H., Piesman, J. & Collins, F. H. (1993): Investigation of the validity of species status of *Ixodes dammini* (Acari: Ixodidae) using rDNA. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 90: 10221-5.
- Wesson, D. M., Porter, P. H. & Collins, F. H. (1992): Sequence and secondary structure comparisons of ITS rDNA in mosquitoes (Diptera: Culicidae). *Mol. Phylogenet. Evol.* 1: 253-269.
- Wharton, G. W. & Devine, T. L. (1968): Exchange of water between a mite, *Laelaps echidnina*, and the surroundings air under equilibrium conditions. *J. Insect Physiol.* 14: 1303-18.
- Wharton, G. W., Jenkins, D. W., Brennan, J. M., Fuller, H. S., Kohls, G. M. & Philip, C. B. (1951): The terminology and classification of trombiculid mites (Acarina: Trombiculidae). *J. Parasitol.* 37: 13-31.
- Wikel, S. K. (1982): Immune responses to arthropods and their products. *Ann. Rev. Entomol.* 27: 21-48.
- Wilkinson, P. R. (1979): Ecological aspects of pest management of ixodid ticks. *In: Rodriguez, J. G. (ed.): Recent Advances in Acarology II*, Academic Press Inc, New York.

- Williams, R. W. (1946): A contribution to our knowledge of the bionomics of the common North American chigger, *Eutrombicula alfreddugesi* (Oudemans) with a description of a rapid collection method. Amer. J. Trop. Med. 26 : 243-250.
- Willmann, C. (1952): Parasitische Milben an Kleinsäugetern. Z. f. Parasitenkunde 15: 392-428.
- Winkler, A. (1953): Neue Ergebnisse in der Trombidioseforschung. III. Mitteilung. Hautarzt 4: 262-266.
- Wohltmann, A. (2001): Closely related species of Parasitengonae (Acari: Prostigmata) inhabiting the same areas: features facilitating coexistence. In: Halliday, R. B., Walter, D. E., Proctor, H. C., Norton, R. A. & Colloff, M. J. (eds.): Acarology: proceedings of the 10th international congress.
- Wohltmann, A., Witte, H. & Olomski, R. (2001): Organismal pattern causing high potential for adaptive radiation in Parasitengonae (Acari: Prostigmata). In: Halliday, R. B., Walter, D. E., Proctor, H. C., Norton, R. A. & Colloff, M. J. (eds.): Acarology: proceedings of the 10th international congress.
- Wohltmann, A. (1998): Water vapour uptake and drought resistance in immobile instars of Parasitengona (Acari: Prostigmata). Can. J. Zool. 76: 1741-54.
- Wood, M. (1995): Environmental soil biology. Chapman & Hall, Glasgow.
- Wurmbach, H. (1968): Lehrbuch der Zoologie. Band II, Spezielle Zoologie. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart, 2 Aufl.
- Yamashita, T., Kasuya, S., Noda, N., Nagano, I. & Kang, J. S. (1994): Transmission of *Rickettsia tsutsugamushi* strains among humans, wild rodents, and Trombiculid mites in an area of Japan in which tsutsugamushi disease is newly endemic. J. Clin. Microbiol. 32(11): 2780-5.
- Zacharda, M. (1979): The ecology of Rhagidiidae. In: Rodriguez, J. G. (ed.): Recent Advances in Acarology I, Academic Press Inc, New York.
- Zahler, M., Essig, A., Gothe, R. & Rinder, H. (1998): Genetic evidence suggests that *Pso-roptes* isolates of different phenotypes, hosts and geographic origins are conspecific. Int. J. Parasitol. 28: 1713-9.
- Zahler, M., Filippova, N. A., Morel, P. C., Gothe, R. & Rinder, H. (1997): Relationships between species of the *Rhipicephalus sanguineus* group: a molecular approach. J. Parasitol. 83(2): 302-306.
- Zahler, M., Gothe, R. & Rinder, H. (1995): Genetic evidence against a morphologically suggestive conspecificity of *Dermacentor reticulatus* and *D. marginatus* (Acari: Ixodidae). Int. J. Parasitol. 25: 1413-19.
- Zhang, Z-Q. (1998): Biology and ecology of trombidiid mites (Acari: Trombidioidea). Exp. Appl. Acarol.: 22: 139-155.
- Zhioua, E., Aeschlimann, A. & Gern, L. (1994): Infection of field-collected *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) larvae with *Borrelia burgdorferi* in Switzerland. J. Med. Entomol. 32: 807-817.
- Zhioua, E., Rodhain, F., Binet, P. & Perez-Eid, C. (1997): Prevalence of antibodies to *Borrelia burgdorferi* in forestry workers of Ile de France, France. Eur. J. Epidemiol. 13: 959-962.
- Zwahlen, R. (1975): Die lokomotorische Aktivität des Eichhörnchens. Oecologia 22: 79-98.

9 ANHANG

ANHANG I : ERGEBNISSE DER SÄUGETIER-UNTERSUCHUNGEN

In den vier nachfolgenden Abbildungen sind die nicht im Haupttext aufgeführten Ergebnisse der Säugetier-Untersuchungen dargestellt. Für die Abbildungen gilt: Die schraffierten Säulen beziehen sich auf die rechte y-Achse, die übrigen auf die linke y-Achse. Die Summe der Herbstmilbenlarven auf den Säugern ist wegen der auftretenden Extrem-Werte zusätzlich als Datenbeschriftung angegeben.

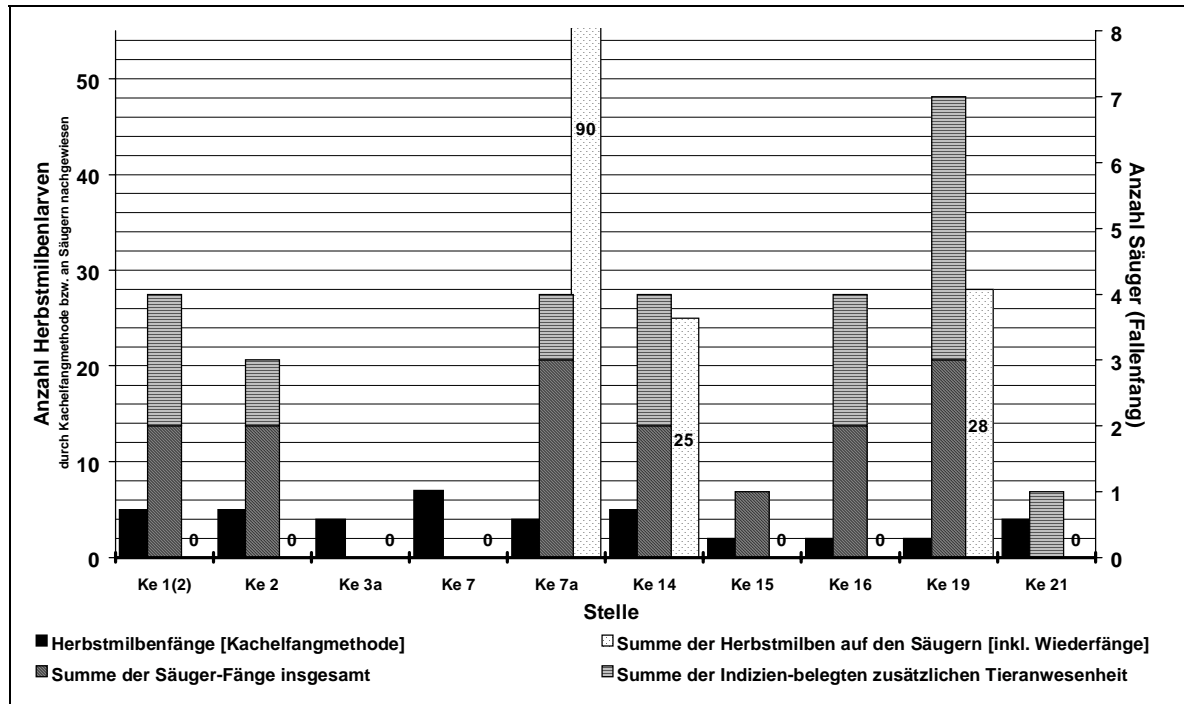


Abb. I: Garten ‚Kennedyallee‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 27.7.2000 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.9.-15.9. und 18.9.-21.9.2000.

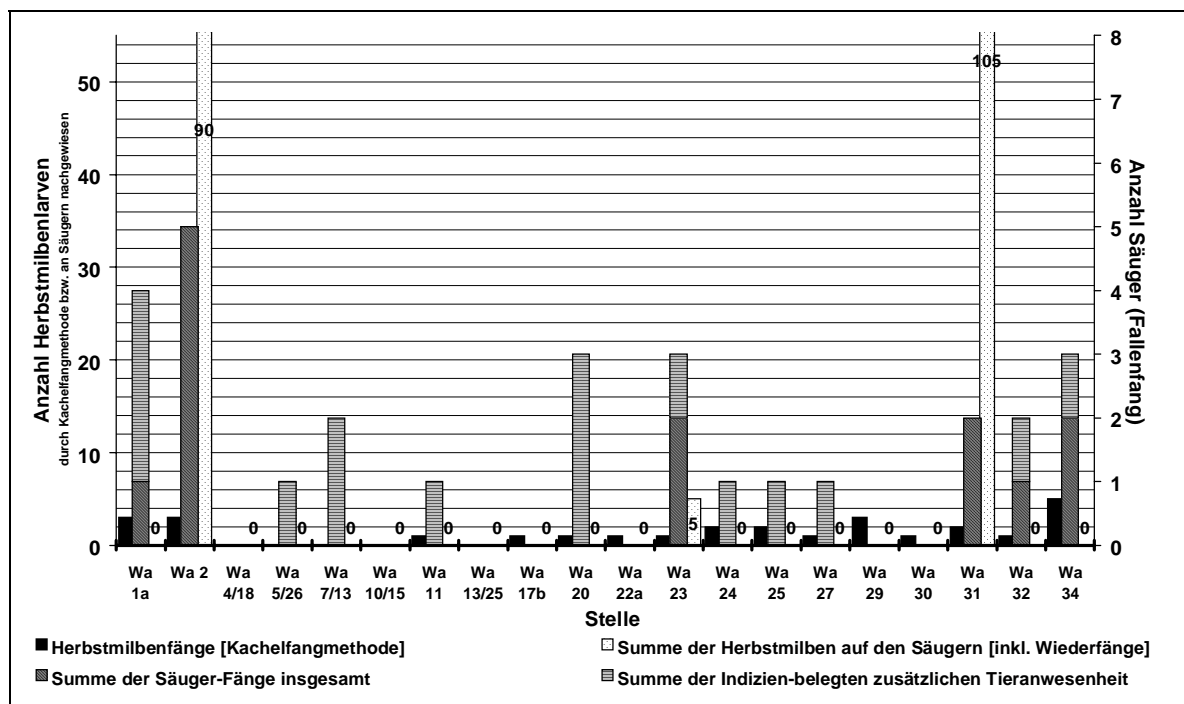


Abb. II: Garten ‚Wasserland‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 28./30.8.2000 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 4.8.-8.9.2000.

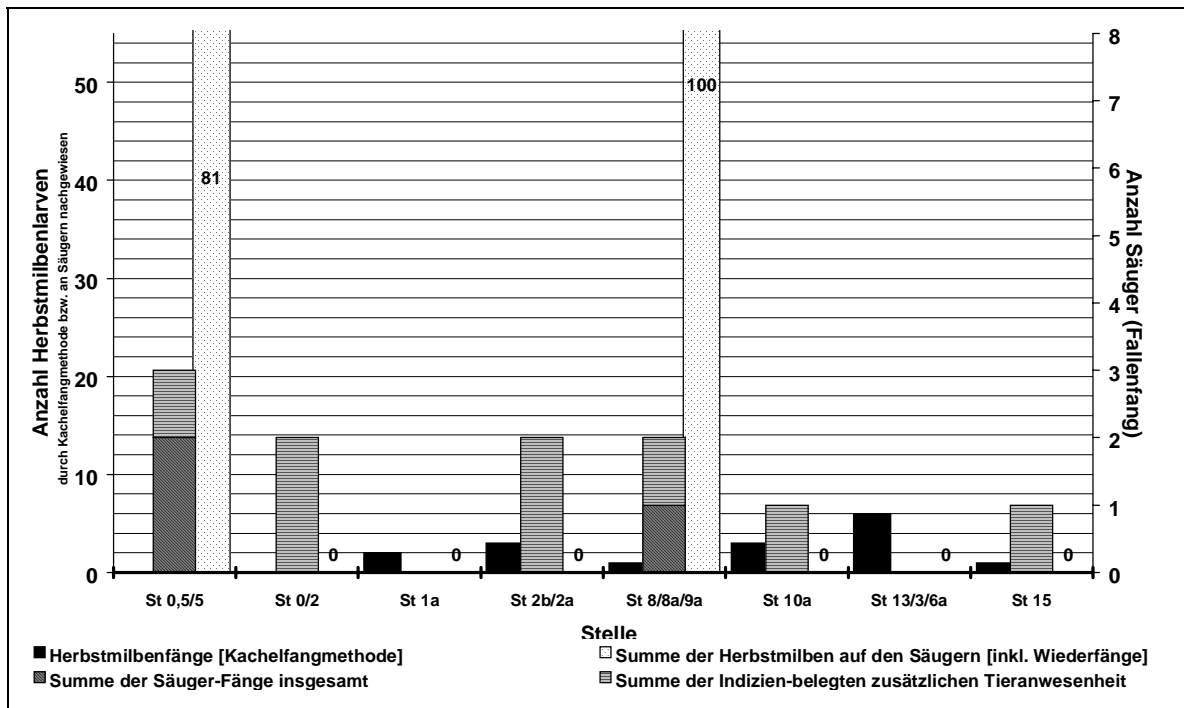


Abb. III: Garten ‚Steinacker‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 30.8.2001! und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 10.-14.9.2001.

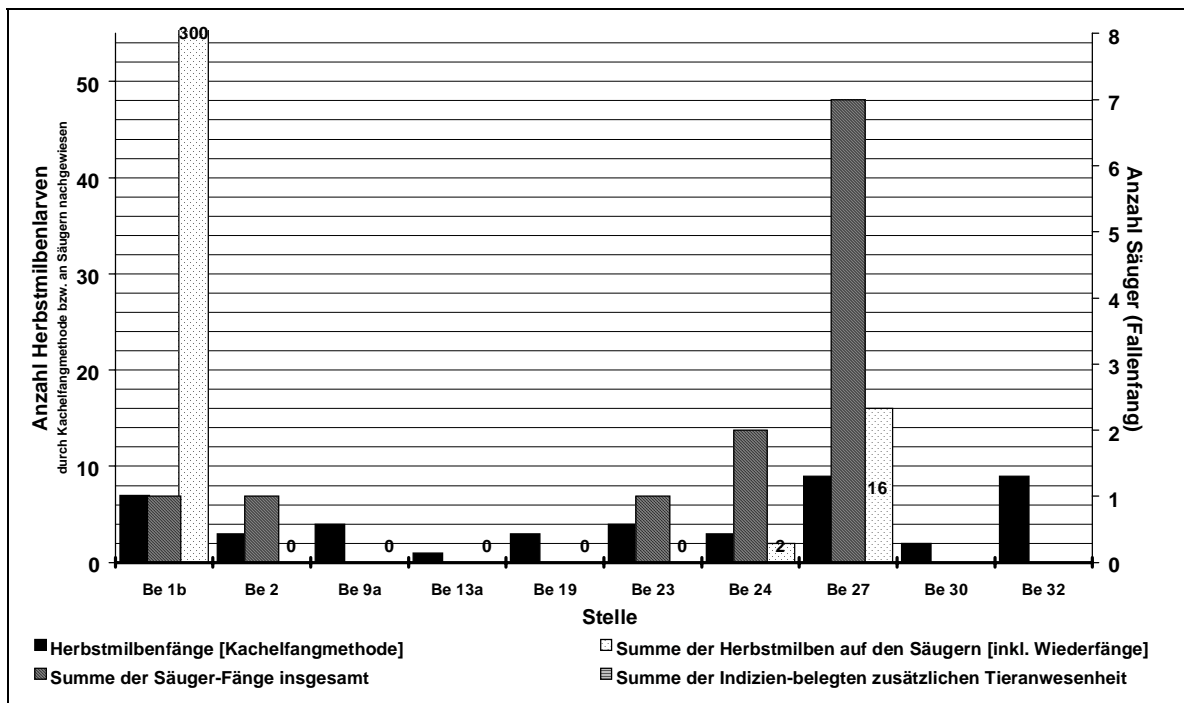


Abb. IV: Garten ‚Beethovenallee‘: Herbstmilbenlarven-Fänge vom 1.8.2000 und Daten der Säugetier-Untersuchungen vom 12.9.-15.9. und 18.9.-21.9.2000.

ANHANG II: ERGEBNISSE DER STATISTISCHEN AUSWERTUNGEN

Tab. I a-d und Abb. 1: Ergebnis der Regressionsanalyse mit den Daten der Bodenuntersuchungen aus der Tiefe T1 (0-10cm) gegen die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘, n=73. Die Erläuterungen zu den statistischen Kennzahlen finden sich im Kapitel 3.1.4.1. In den Tabellen bedeutet $\mu = \mu\text{m}$.

Modellzusammenfassung^b

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,441 ^a	,195	,031	9,75	1,558

a. Einflussvariablen : (Konstante), T1Dichte Festsubstanz [g/cm³], T1Poren < 10 μ [Vol.-%], T1pH-Wert, T1Koeffizient aer [μm^2], T1Grobporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T1Feinporen < 0,2 μ [Vol.-%], T1Lagerungsdichte [g/cm³], T1Grobporen > 50 μ [Vol.-%], T1Bodenwasser [Vol.-%], T1Porenziffer [ohne Einheit], T1Poren < 50 μ [Vol.-%], T1Bodenluft [Vol.-%]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

ANOVA^b

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	1355,225	12	112,935	1,188	,313 ^a
	Residuen	5608,775	59	95,064		
	Gesamt	6964,000	71			

a. Einflussvariablen : (Konstante), T1Dichte Festsubstanz [g/cm³], T1Poren < 10 μ [Vol.-%], T1pH-Wert, T1Koeffizient aer [μm^2], T1Grobporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T1Feinporen < 0,2 μ [Vol.-%], T1Lagerungsdichte [g/cm³], T1Grobporen > 50 μ [Vol.-%], T1Bodenwasser [Vol.-%], T1Porenziffer [ohne Einheit], T1Poren < 50 μ [Vol.-%], T1Bodenluft [Vol.-%]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Koeffizienten

Modell		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz	Korrelationen			Kollinearitätsstatistik		
		B	Standardfehler	Beta			Nullter Ordnung	Partiell	Teil	Toleranz	VIF	
1	(Konstante)	-130,000	73,967		-1,758	,084						
	T1Lagerungsdichte [g/cm ³]	45,145	44,282	,657	1,020	,312	,096	,132	,119	,033	30,439	
	T1Bodenwasser [Vol.-%]	21,883	8,488	12,105	2,578	,012	,065	,318	,301	,001	1615,038	
	T1Bodenluft [Vol.-%]	21,639	8,420	21,397	2,570	,013	-,003	,317	,300	,000	5078,145	
	T1Poren < 50 μ [Vol.-%]	-25,194	14,842	-11,536	-1,698	,095	,069	-,216	-,198	,000	3383,119	
	T1Grobporen > 50 μ [Vol.-%]	-19,271	7,786	-17,565	-2,475	,016	,004	-,307	-,289	,000	3688,972	
	T1Poren < 10 μ [Vol.-%]	5,758	11,065	2,647	,520	,605	,082	,068	,061	,001	1894,631	
	T1Grobporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%]	5,289	10,913	,620	,485	,630	-,050	,063	,057	,008	119,832	
	T1Porenziffer [ohne Einheit]	-15,817	14,572	-1,593	-1,085	,282	-,031	-,140	-,127	,006	157,723	
	T1Koeffizient aer [μm^2]	-4,959E-02	,031	-,260	-1,592	,117	-,229	-,203	-,186	,511	1,955	
	T1Feinporen < 0,2 μ [Vol.-%]	,453	,436	,146	1,040	,303	,084	,134	,121	,689	1,451	
	T1pH-Wert	,193	2,640	,009	,073	,942	,030	,010	,009	,865	1,156	
	T1Dichte Festsubstanz [g/cm ³]	-10,960	15,052	-1,067	-,728	,469	,022	-,094	-,085	,006	157,424	

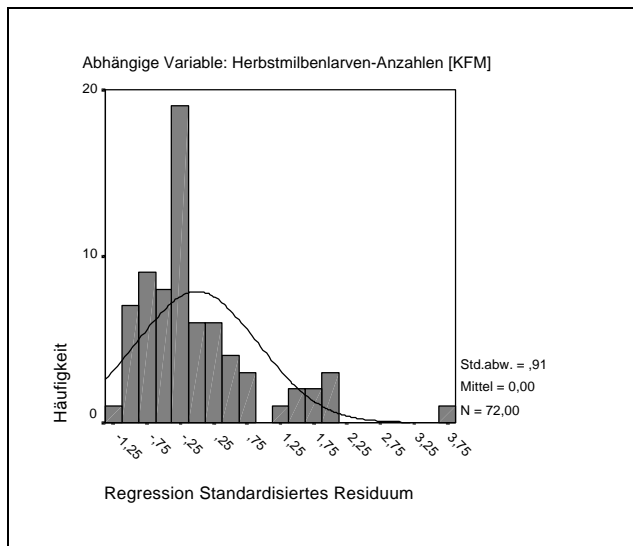
a. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Ausgeschlossene Variablen^b

Modell	Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Kollinearitätsstatistik			
					Toleranz	VIF	Minimale Toleranz	
1	T1err. Porenvolumen [Vol.-%]	-12767,3 ^a	-1,068	,290	-,139	9,522E-11	1,1E+10	9,522E-11
	T1Poren > 10µ [Vol.-%]	3661,600 ^a	1,068	,290	,139	1,158E-09	8,6E+08	1,158E-09
	T1Mittelporen von 0,2µ bis 10µ [Vol.-%]	,	,	,	,	,000	,	,000

a. Einflussvariablen im Modell: (Konstante), T1Dichte Festsubstanz [g/cm³], T1Poren < 10µ [Vol.-%], T1pH-Wert, T1Koeffizient aer [µm²], T1Groporen von 10µ bis 50µ [Vol.-%], T1Feinporen < 0,2µ [Vol.-%], T1Lagerungsdichte [g/cm³], T1Groporen > 50µ [Vol.-%], T1Bodenwasser [Vol.-%], T1Porenziffer [ohne Einheit], T1Poren < 50µ [Vol.-%], T1Bodenluft [Vol.-%]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen



Tab. II a-d und Abb. II: Ergebnis der Regressionsanalyse mit den Daten der Bodenuntersuchungen aus der Tiefe T4 (30-40cm) gegen die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘, n=65. In den Tabellen bedeutet µ = µm.

Modellzusammenfassung^b

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,558 ^a	,311	,184	9,39	1,378

a. Einflussvariablen : (Konstante), T4pH-Wert, T4Lagerungsdichte [g/cm³], T4Dichte Festsubstanz [g/cm³], T4Feinporen < 0,2µ [Vol.-%], T4Koeffizient aer [µm²], T4Groporen von 10µ bis 50µ [Vol.-%], T4Bodenwasser [Vol.-%], T4Poren < 10µ [Vol.-%], T4Groporen > 50µ [Vol.-%], T4Porenziffer [ohne Einheit]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

ANOVA^b

Modell	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz	
1	Regression	2149,000	10	214,900	2,439	,018 ^a
	Residuen	4757,984	54	88,111		
	Gesamt	6906,985	64			

a. Einflussvariablen : (Konstante), T4pH-Wert, T4Lagerungsdichte [g/cm³], T4Dichte Festsubstanz [g/cm³], T4Feinporen < 0,2µ [Vol.-%], T4Koeffizient aer [µm²], T4Groporen von 10µ bis 50µ [Vol.-%], T4Bodenwasser [Vol.-%], T4Poren < 10µ [Vol.-%], T4Groporen > 50µ [Vol.-%], T4Porenziffer [ohne Einheit]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Koeffizienten^f

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz	Korrelationen			Kollinearitätsstatistik	
	B	Standardfehler	Beta			Nullter Ordnung	Partiell	Teil	Toleranz	VIF
(Konstante)	8,291	85,447		,097	,923					
T4Lagerungsdichte [g/cm ³]	-83,600	69,383	-,892	-1,205	,233	-,196	-,162	-,136	,023	43,000
T4Bodenwasser [Vol.-%]	,567	,844	,193	,672	,505	,089	,091	,076	,154	6,500
T4Dichte Festsubstanz [g/cm ³]	45,153	33,994	2,469	1,328	,190	,029	,178	,150	,004	270,788
T4Groporen > 50µ [Vol.-%]	1,488	1,039	,988	1,432	,158	,159	,191	,162	,027	37,281
T4Poren < 10µ [Vol.-%]	,927	1,525	,268	,608	,546	,085	,082	,069	,066	15,233
T4Groporen von 10µ bis 50µ [Vol.-%]	-,126	1,484	-,020	-,085	,933	-,116	-,012	-,010	,237	4,220
T4Porenziffer [ohne Einheit]	-87,935	44,968	-3,803	-1,956	,056	,072	-,257	-,221	,003	296,496
T4Koeffizient aer [µm ²]	8,275E-02	,052	,217	1,598	,116	,389	,213	,180	,690	1,449
T4Feinporen < 0,2µ [Vol.-%]	-,523	,471	-,173	-1,110	,272	-,161	-,149	-,125	,523	1,913
T4pH-Wert	2,750	3,224	,129	,853	,397	,207	,115	,096	,559	1,790

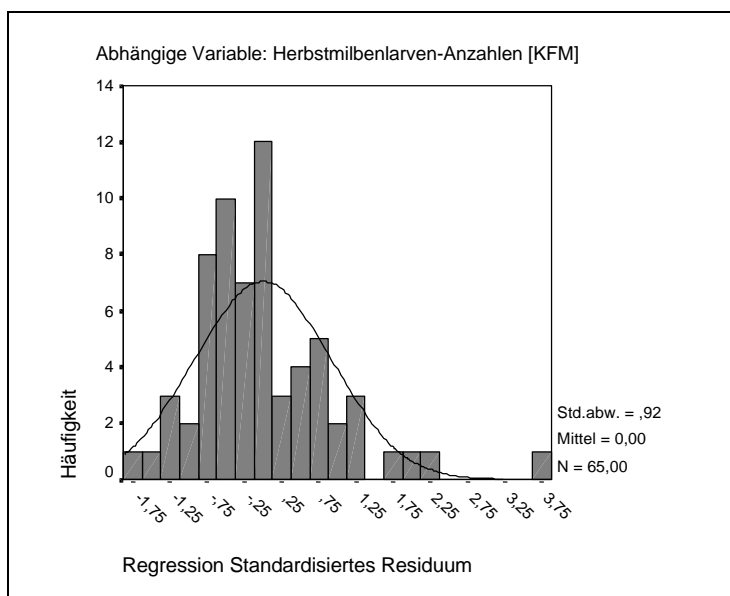
a. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Ausgeschlossene Variablen^f

Modell	Beta In	T	Signifikanz	Partielle Korrelation	Kollinearitätsstatistik		
					Toleranz	VIF	Minimale Toleranz
T4Bodenluft [Vol.-%]	-12,694 ^a	-1,036	,305	-,141	8,479E-05	11793,159	8,479E-05
T4err. Porenvolumen [Vol.-%]	-5,735 ^a	-,242	,809	-,033	2,318E-05	43143,760	2,318E-05
T4Poren < 50µ [Vol.-%]	, ^a	,	,	,	,000	,	,000
T4Poren > 10µ [Vol.-%]	-5,167 ^a	-,242	,809	-,033	2,856E-05	35018,030	2,856E-05
T4Mittelporen von 0,2µ bis 10µ [Vol.-%]	, ^a	,	,	,	,000	,	,000

a. Einflußvariablen im Modell: (Konstante), T4pH-Wert, T4Lagerungsdichte [g/cm³], T4Dichte Festsubstanz [g/cm³], T4Feinporen < 0,2µ [Vol.-%], T4Koeffizient aer [µm²], T4Groporen von 10µ bis 50µ [Vol.-%], T4Bodenwasser [Vol.-%], T4Poren < 10µ [Vol.-%], T4Groporen > 50µ [Vol.-%], T4Porenziffer [ohne Einheit]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen



Tab. III a-c und Abb. III: Ergebnis der Regressionsanalyse mit den Daten der Bodenuntersuchungen aus dem Frühjahr 2002 aus der Tiefe T2 (10-20cm) gegen die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘, n=41. In den Tabellen bedeutet $\mu = \mu\text{m}$.

Modellzusammenfassung^b

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,614 ^a	,377	,110	11,18	1,516

- a. Einflussvariablen : (Konstante), T2Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S/cm}$], T2Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T2Mittelporen von 0,2 μ bis 10 μ [Vol.-%], T2Dichte Festsubstanz [g/cm^3], T2Koeffizient aer [μm^2], T2Poren < 50 μ [Vol.-%], T2Lagerungsdichte [g/cm^3], T2pH-Wert, T2Bodenwasser [Vol.-%], T2Groporen > 50 μ [Vol.-%], T2Porenziffer [ohne Einheit], T2Bodenluft [Vol.-%]
- b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

ANOVA^b

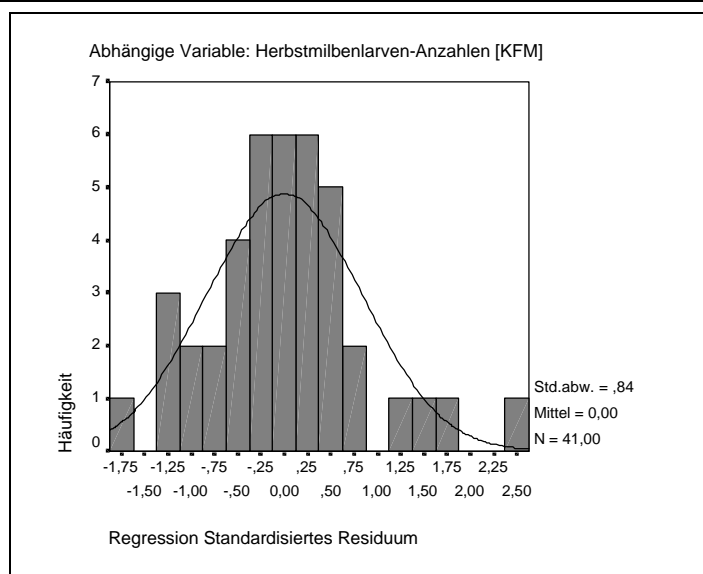
Modell	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1 Regression	2115,535	12	176,295	1,410	,219 ^a
1 Residuen	3500,026	28	125,001		
Gesamt	5615,561	40			

- a. Einflussvariablen : (Konstante), T2Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S/cm}$], T2Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T2Mittelporen von 0,2 μ bis 10 μ [Vol.-%], T2Dichte Festsubstanz [g/cm^3], T2Koeffizient aer [μm^2], T2Poren < 50 μ [Vol.-%], T2Lagerungsdichte [g/cm^3], T2pH-Wert, T2Bodenwasser [Vol.-%], T2Groporen > 50 μ [Vol.-%], T2Porenziffer [ohne Einheit], T2Bodenluft [Vol.-%]
- b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Koeffizienten^a

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz	Kollinearitätsstatistik	
	B	Standardfehler	Beta			Toleranz	VIF
(Konstante)	8,018	121,832		,066	,948		
T2Lagerungsdichte [g/cm^3]	-46,346	131,591	-,424	-,352	,727	,015	65,104
T2Bodenwasser [Vol.-%]	11,127	11,857	3,350	,938	,356	,002	572,492
T2Bodenluft [Vol.-%]	13,220	11,994	9,036	1,102	,280	,000	3019,078
T2Dichte Festsubstanz [g/cm^3]	30,569	51,021	1,993	,599	,554	,002	497,208
T2Poren < 50 μ [Vol.-%]	-11,223	11,668	-2,768	-,962	,344	,003	372,119
T2Groporen > 50 μ [Vol.-%]	-11,677	11,655	-7,346	-1,002	,325	,000	2414,659
T2Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%]	-3,783	2,182	-,452	-1,734	,094	,327	3,059
T2Porenziffer [ohne Einheit]	-60,220	69,509	-3,452	-,866	,394	,001	713,293
T2Koeffizient aer [μm^2]	1,983E-02	,070	,052	,283	,779	,651	1,536
T2Mittelporen von 0,2 μ bis 10 μ [Vol.-%]	2,481	1,001	,494	2,480	,019	,561	1,784
T2pH-Wert	-1,058	6,238	-,045	-,170	,866	,321	3,118
T2Salinität/Leitfähigkeit [$\mu\text{S/cm}$]	5,756E-02	,122	,112	,472	,641	,397	2,520

- a. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen



Tab. IV a-c und Abb. IV: Ergebnis der Regressionsanalyse mit den Daten der Bodenuntersuchungen aus dem Garten ‚Alfterer Straße‘ aus der Tiefe T3 (20-30cm) gegen die abhängige Variable ‚Herbstmilbenanzahlen‘, n=10. In den Tabellen bedeutet $\mu = \mu\text{m}$.

Modellzusammenfassung^b

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,719 ^a	,516	,378	8,14	1,078

a. Einflussvariablen : (Konstante), T3Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T3Groporen > 50 μ [Vol.-%]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

ANOVA^b

Modell		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
1	Regression	494,725	2	247,362	3,737	,079 ^a
	Residuen	463,375	7	66,196		
	Gesamt	958,100	9			

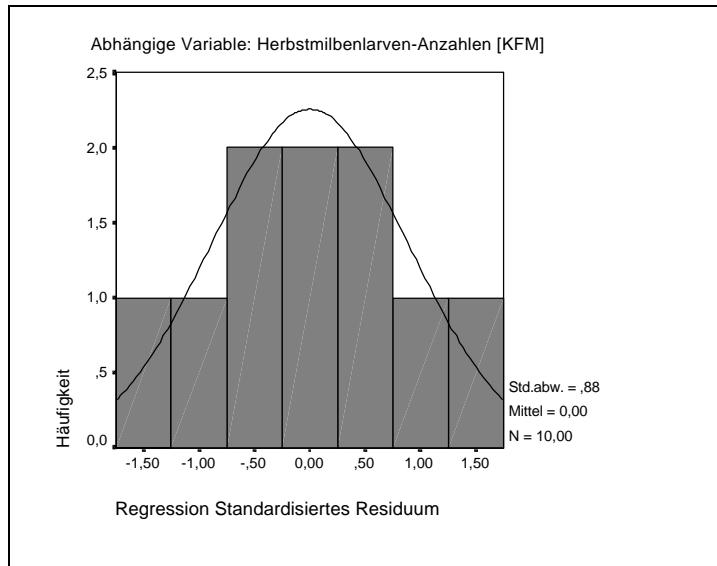
a. Einflussvariablen : (Konstante), T3Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%], T3Groporen > 50 μ [Vol.-%]

b. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen

Koeffizienten^b

Modell		Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz	Kollinearitätsstatistik	
		B	Standardfehler	Beta			Toleranz	VIF
1	(Konstante)	16,408	9,940		1,651	,143		
	T3Groporen > 50 μ [Vol.-%]	,967	,430	,653	2,249	,059	,820	1,220
	T3Groporen von 10 μ bis 50 μ [Vol.-%]	-3,980	1,685	-,686	-2,362	,050	,820	1,220

a. Abhängige Variable: Herbstmilbenanzahlen im Sommer vor den Bodenuntersuchungen



Tab. V a-c: Ergebnis der Regressionsanalyse mit den Daten der **Säugetier-Untersuchungen**. Es wurden alle Fangkomplexe ausgewertet (n=116). Das Residuen-Histogramm zeigt eine so starke Abweichung vom Verlauf einer Normalverteilung (nicht dargestellt), dass eine Normalverteilung der Residuen nicht gegeben ist.

Modellzusammenfassung^b

Modell	R	R-Quadrat	Korrigiertes R-Quadrat	Standardfehler des Schätzers	Durbin-Watson-Statistik
1	,180 ^a	,032	,006	9,04	,997

- a. Einflussvariablen : (Konstante), Befallssumme der Herbstmilben auf den Säugern eines Fallenkomplexes, Summe gefangener Säuger plus Indizien-belegte Tieranwesenheit [pro Fallenkomplex], Summe der Säugerfänge insgesamt [pro Fallenkomplex]
- b. Abhängige Variable: Herbstmilbenfänge mit Kachelfangmethode

ANOVA^b

Modell	Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Regression	304,931	3	101,644	1,244	,297 ^a
Residuen	9153,509	112	81,728		
1 Gesamt	9458,440	115			

- a. Einflussvariablen : (Konstante), Befallssumme der Herbstmilben auf den Säugern eines Fallenkomplexes, Summe gefangener Säuger plus Indizien-belegte Tieranwesenheit [pro Fallenkomplex], Summe der Säugerfänge insgesamt [pro Fallenkomplex]
- b. Abhängige Variable: Herbstmilbenfänge mit Kachelfangmethode

Koeffizienten^a

Modell	Nicht standardisierte Koeffizienten		Standardisierte Koeffizienten	T	Signifikanz	Kollinearitätsstatistik	
	B	Standardfehler	Beta			Toleranz	VIF
(Konstante)	8,442	1,215		6,949	,000		
Summe der Säugerfänge insgesamt [pro Fallenkomplex]	,765	1,203	,115	,636	,526	,264	3,789
Summe gefangener Säuger plus Indizien-belegte Tieranwesenheit [pro Fallenkomplex]	-1,225	,999	-,214	-1,226	,223	,284	3,526
Befallssumme der Herbstmilben auf den Säugern eines Fallenkomplexes	7,678E-03	,006	,120	1,206	,230	,875	1,143

a. Abhängige Variable: Herbstmilbenfänge mit Kachelfangmethode

Tab. VI a-f: Ergebnis der einfaktoriellen Varianzanalyse (Anova) mit den Daten der **Bodenfauna-Untersuchungen**. Es wurde der Faktor ‚Bodentiefe‘ gegen die drei Bodenfauna-Fractionen analysiert.

Deskriptive Statistik

	N	Mittelwert	Standardabweichung	Standardfehler	95%-Konfidenzintervall für den Mittelwert		Minimum	Maximum	
					Untergrenze	Obergrenze			
Anzahl Milben-fressender Raubmilben	1	40	,57	,96	,15	,27	,88	0	4
	2	40	,13	,33	5,30E-02	1,79E-02	,23	0	1
	3	40	,10	,50	7,84E-02	-5,87E-02	,26	0	3
	4	39	5,13E-02	,22	3,58E-02	-2,12E-02	,12	0	1
	Gesamt	159	,21	,61	4,84E-02	,12	,31	0	4
Anzahl Collembolen-fressender Raubmilben	1	40	2,40	2,17	,34	1,71	3,09	0	9
	2	40	1,80	1,99	,31	1,16	2,44	0	8
	3	40	1,02	1,61	,25	,51	1,54	0	6
	4	39	,59	1,02	,16	,26	,92	0	5
	Gesamt	159	1,46	1,88	,15	1,17	1,75	0	9
Anzahl Collembolen	1	40	5,80	5,87	,93	3,92	7,68	0	25
	2	40	1,88	2,46	,39	1,09	2,66	0	9
	3	40	,88	1,28	,20	,46	1,29	0	5
	4	39	,56	,99	,16	,24	,89	0	4
	Gesamt	159	2,29	3,88	,31	1,68	2,90	0	25

Test der Homogenität der Varianzen

	Levene-Statistik	df1	df2	Signifikanz
Anzahl Milben-fressender Raubmilben	17,734	3	155	,000
Anzahl Collembolen-fressender Raubmilben	5,185	3	155	,002
Anzahl Collembolen	22,209	3	155	,000

ANOVA

		Quadratsumme	df	Mittel der Quadrate	F	Signifikanz
Anzahl Milben-fressender Raubmilben	Zwischen den Gruppen	7,082	3	2,361	7,085	,000
	Innerhalb der Gruppen	51,647	155	,333		
	Gesamt	58,730	158			
Anzahl Collembolen-fressender Raubmilben	Zwischen den Gruppen	77,073	3	25,691	8,324	,000
	Innerhalb der Gruppen	478,411	155	3,087		
	Gesamt	555,484	158			
Anzahl Collembolen	Zwischen den Gruppen	695,952	3	231,984	21,394	,000
	Innerhalb der Gruppen	1680,740	155	10,843		
	Gesamt	2376,692	158			

Anzahl Milben-fressender Raubmilben

Duncan^{a,b}

Bodentiefe (Stufe 1 (0-10cm) bis Stufe 4 (30-40cm))	N	Untergruppe für Alpha = .05.	
		1	2
4	39	5,13E-02	
3	40	,10	
2	40	,13	
1	40		,57
Signifikanz		,596	1,000

Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

- a. Verwendet ein harmonisches Mittel für Stichprobengröße = 39,745.
- b. Die Gruppengrößen sind nicht identisch. Es wird das harmonische Mittel der Gruppengrößen verwendet. Fehlerniveaus des Typs I sind nicht garantiert.

Anzahl Collembolen-fressender Raubmilben

Duncan^{a,b}

Bodentiefe (Stufe 1 (0-10cm) bis Stufe 4 (30-40cm))	N	Untergruppe für Alpha = .05.	
		1	2
4	39	,59	
3	40	1,02	
2	40		1,80
1	40		2,40
Signifikanz		,269	,128

Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

- a. Verwendet ein harmonisches Mittel für Stichprobengröße = 39,745.
- b. Die Gruppengrößen sind nicht identisch. Es wird das harmonische Mittel der Gruppengrößen verwendet. Fehlerniveaus des Typs I sind nicht garantiert.

Anzahl Collembolen

Duncan^{a,b}

Bodentiefe (Stufe 1 (0-10cm) bis Stufe 4 (30-40cm))	N	Untergruppe für Alpha = .05.	
		1	2
4	39	,56	
3	40	,88	
2	40	1,88	
1	40		5,80
Signifikanz		,093	1,000

Die Mittelwerte für die in homogenen Untergruppen befindlichen Gruppen werden angezeigt.

- a. Verwendet ein harmonisches Mittel für Stichprobengröße = 39,745.
- b. Die Gruppengrößen sind nicht identisch. Es wird das harmonische Mittel der Gruppengrößen verwendet. Fehlerniveaus des Typs I sind nicht garantiert.

ANHANG III: ERGEBNISSE DER DAUERMESSUNGEN AN DEN DAUERMESSSTATIONEN

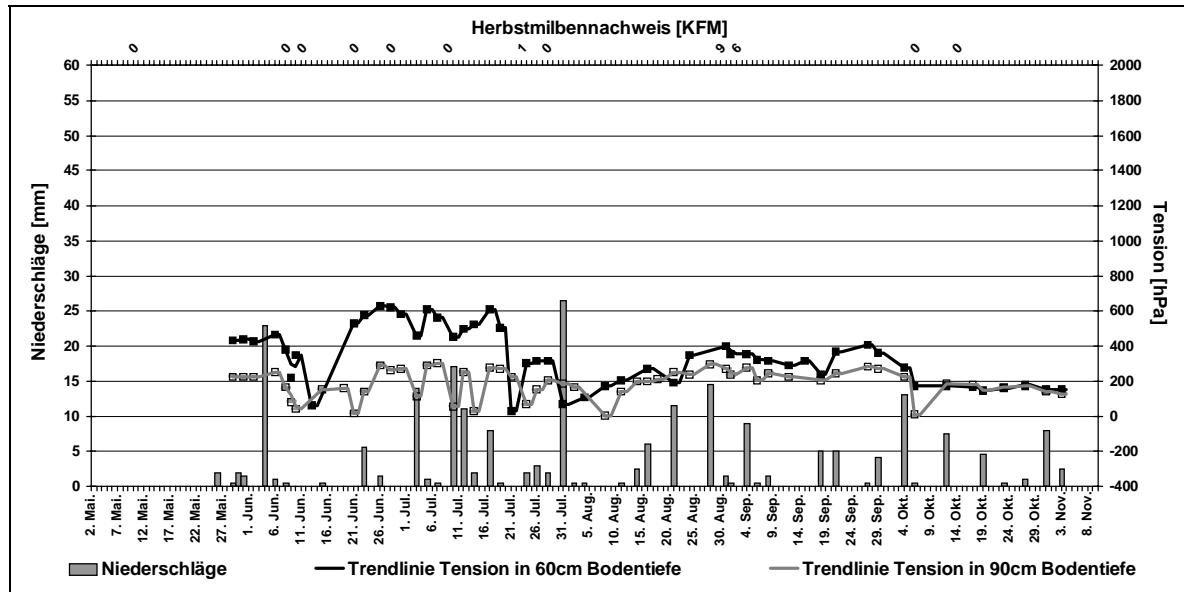


Abb. I: Stelle Wa2. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

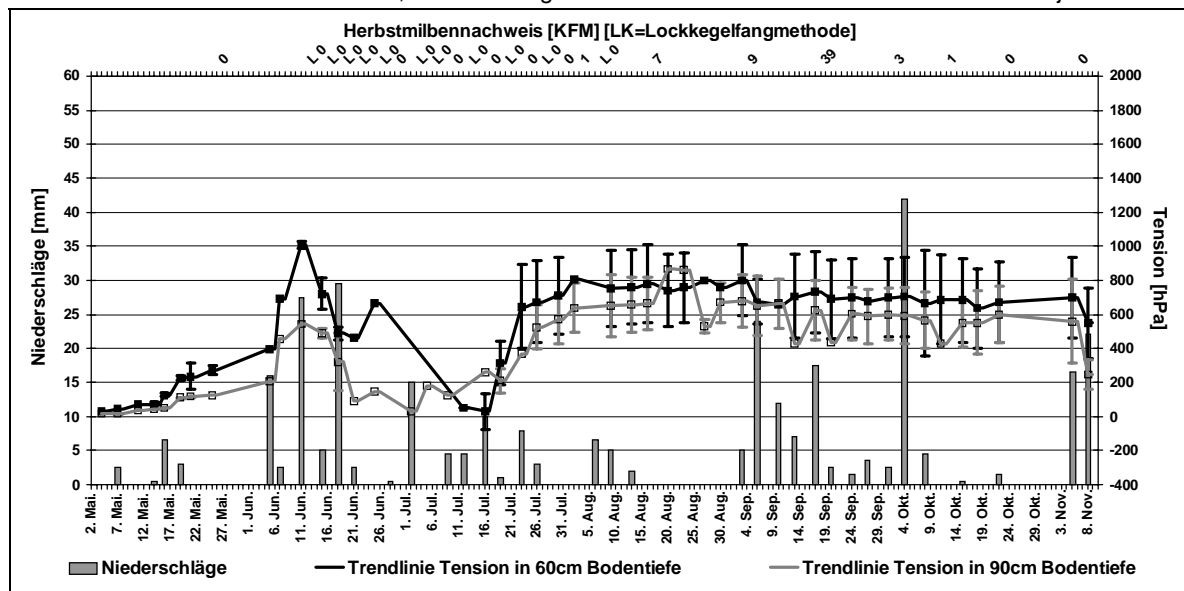


Abb. II: Stelle Wa2. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

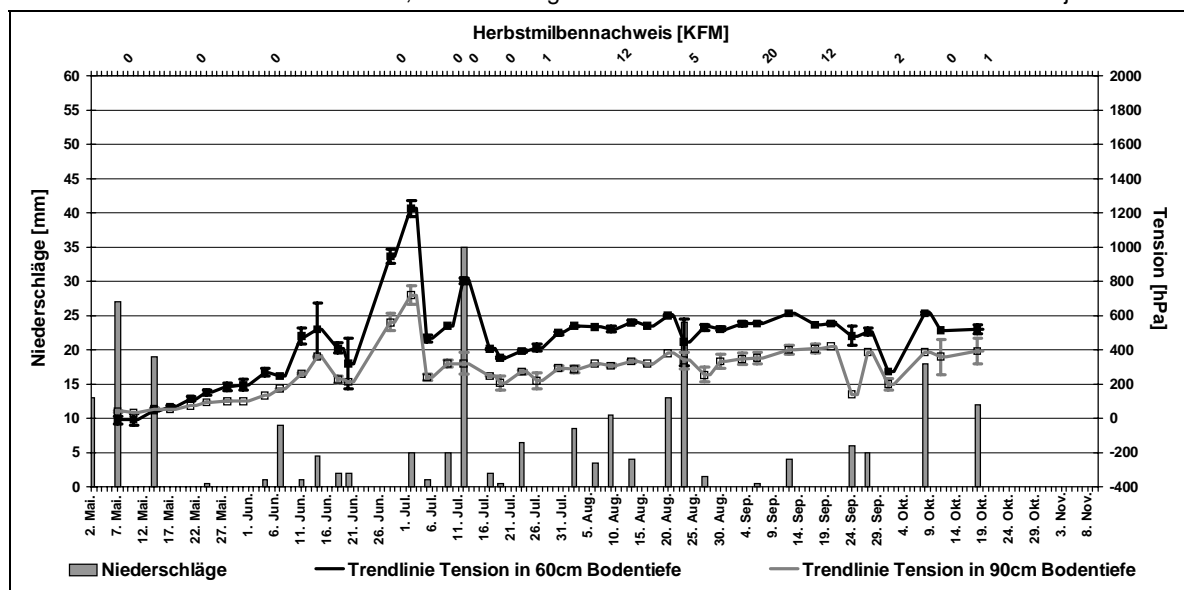


Abb. III: : Stelle Wa2. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

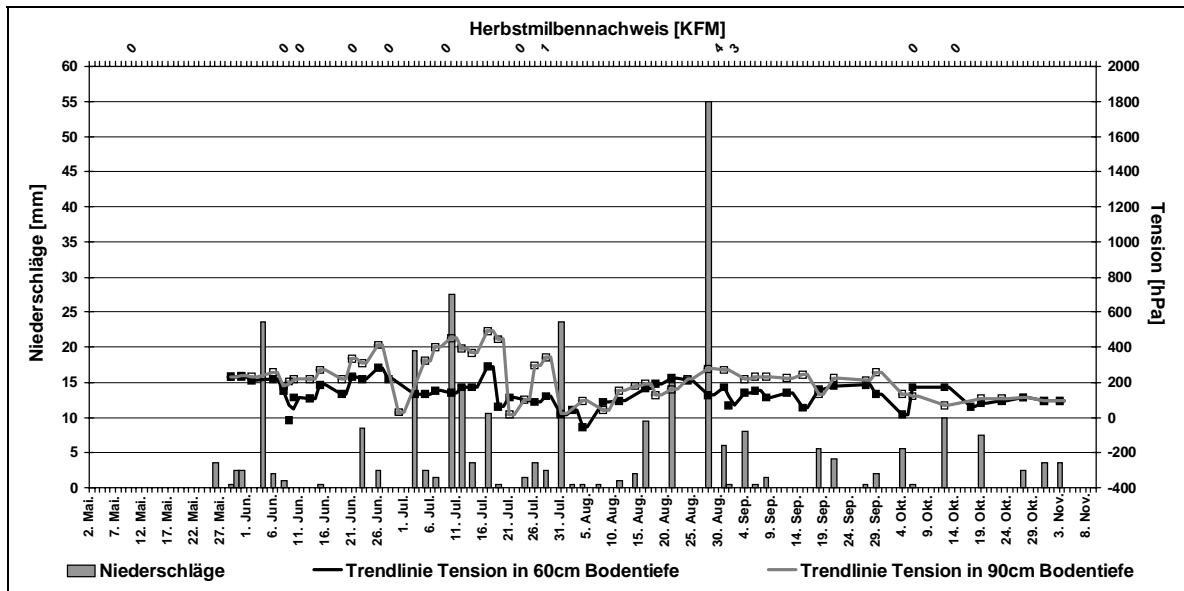


Abb. IV: Stelle Wa33. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

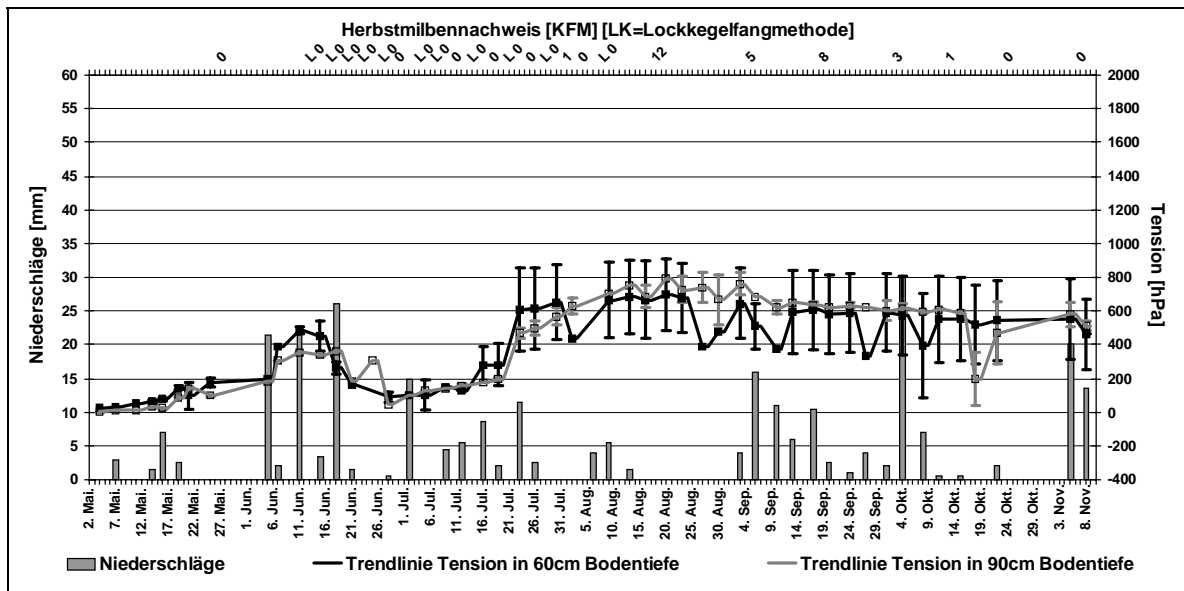


Abb. V: Stelle Wa33. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

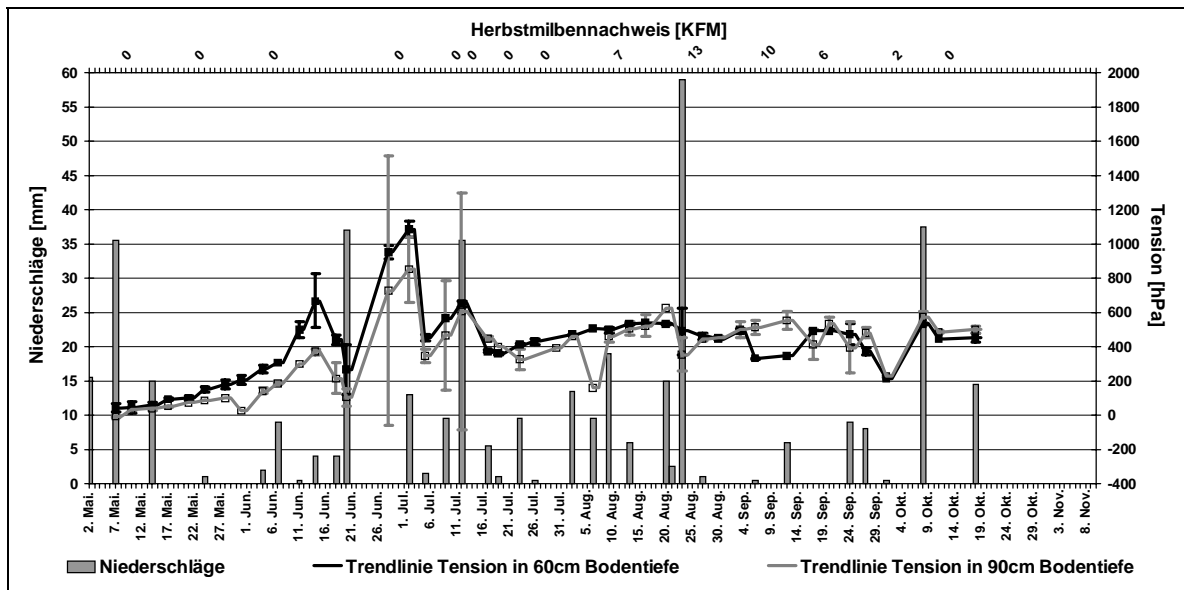


Abb. VI: Stelle Wa33. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

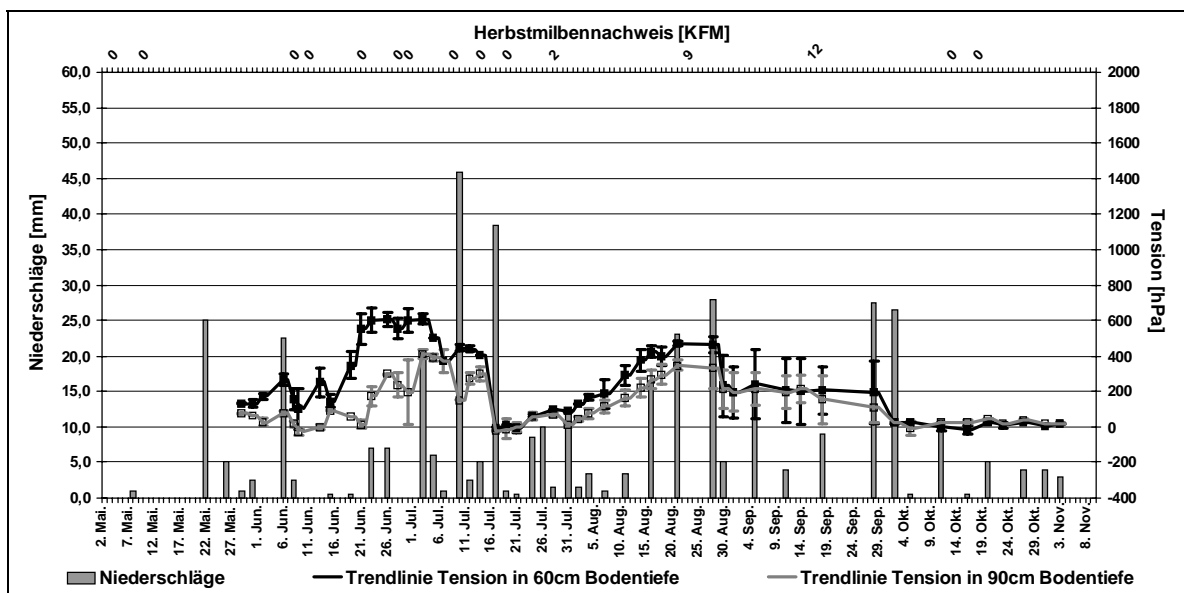


Abb. VII: Stelle Gr14b. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

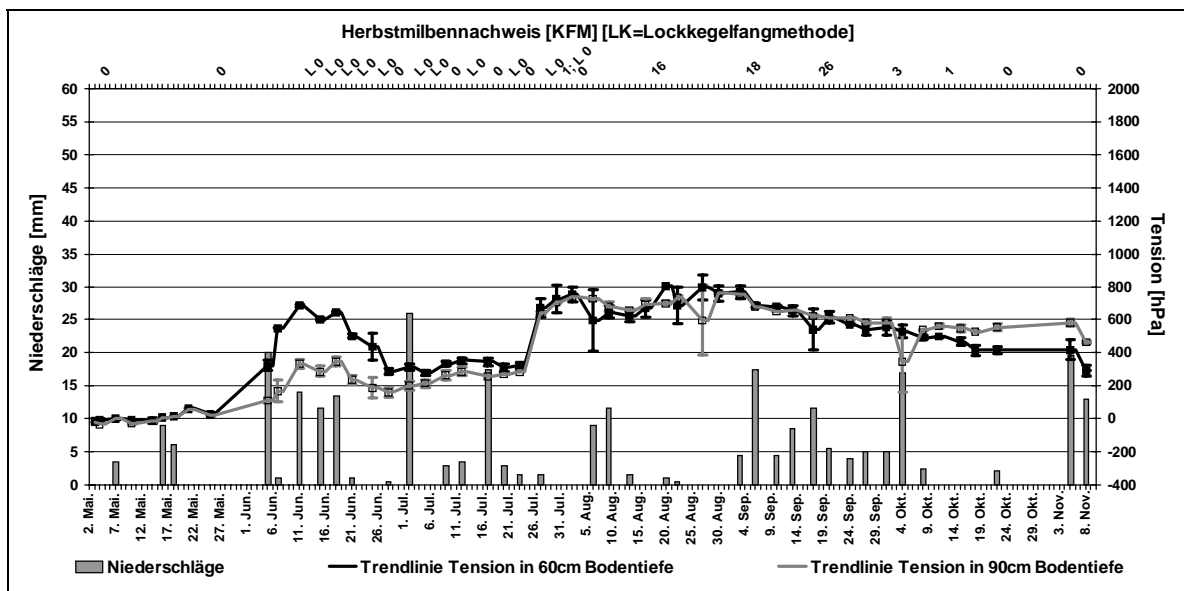


Abb. VIII: Stelle Gr14b. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

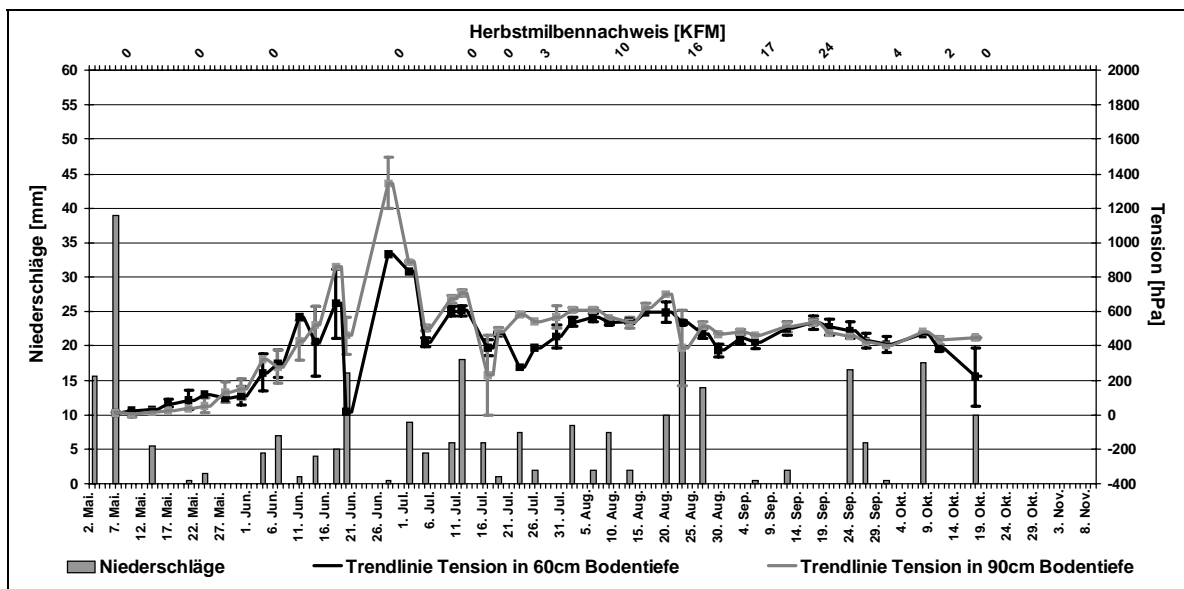


Abb. IX: Stelle Gr14b. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

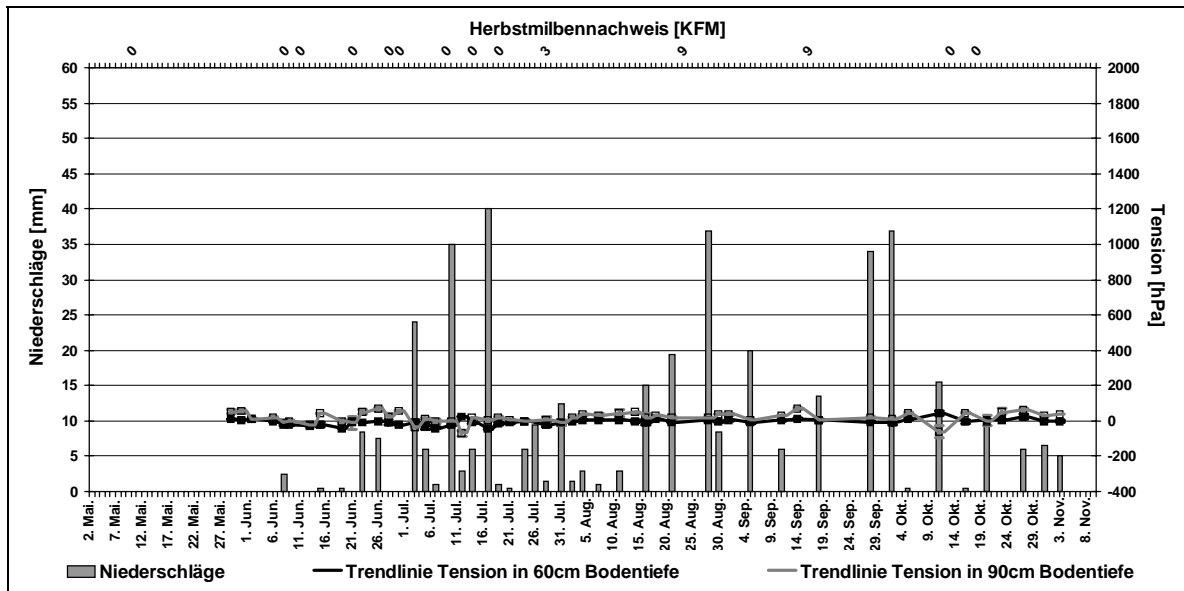


Abb. X: Stelle Gr16. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

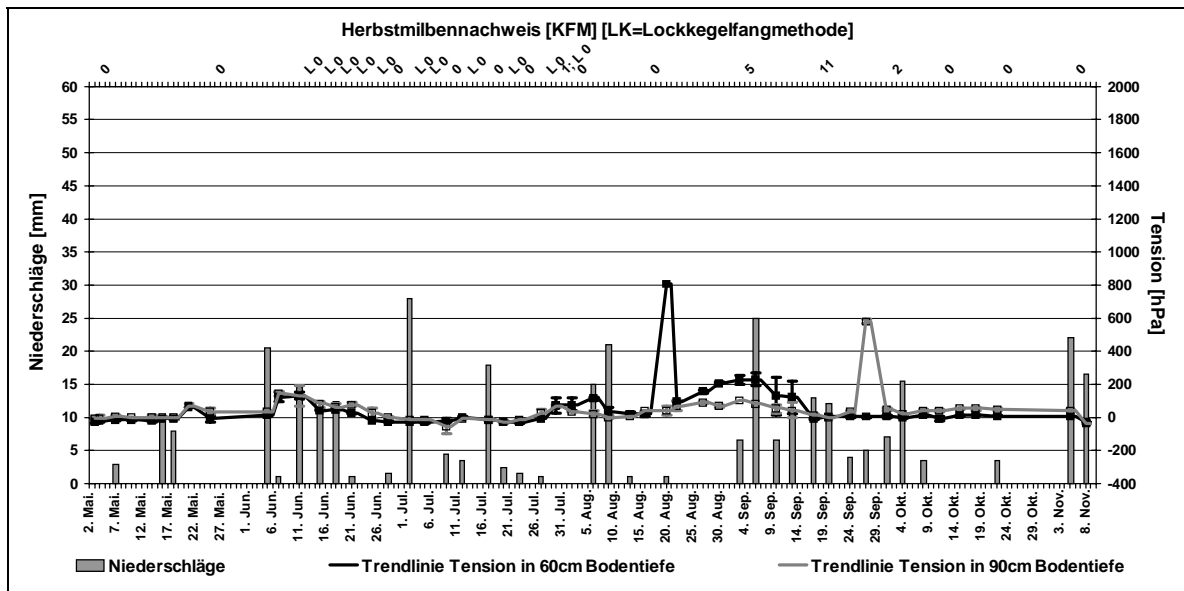


Abb. XI: Stelle Gr16. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

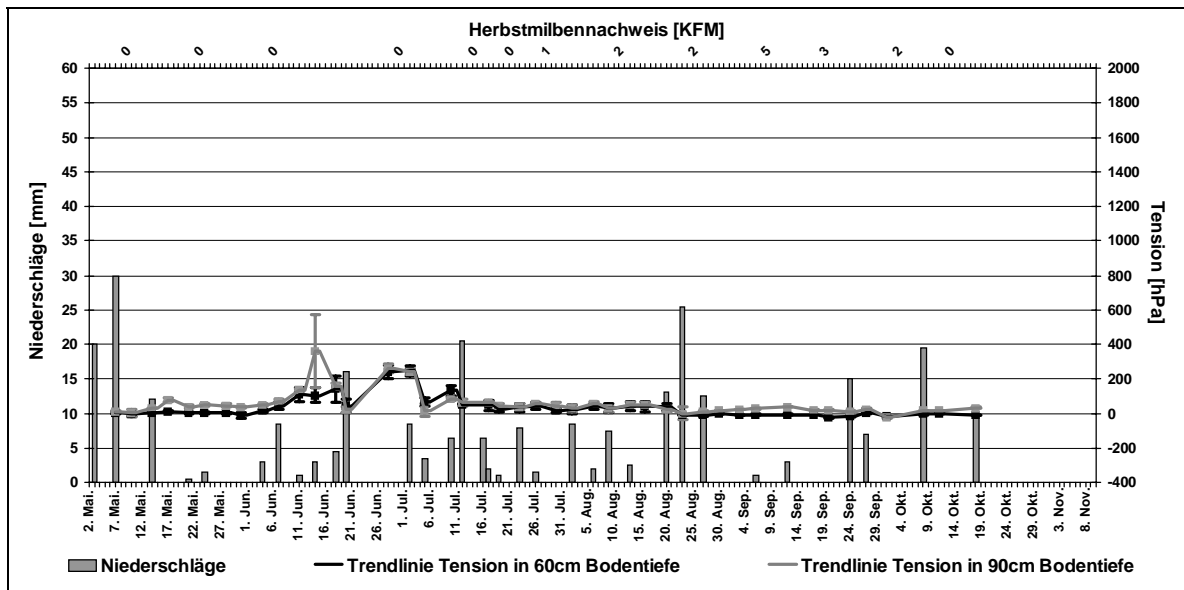


Abb. XII: Stelle Gr16. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

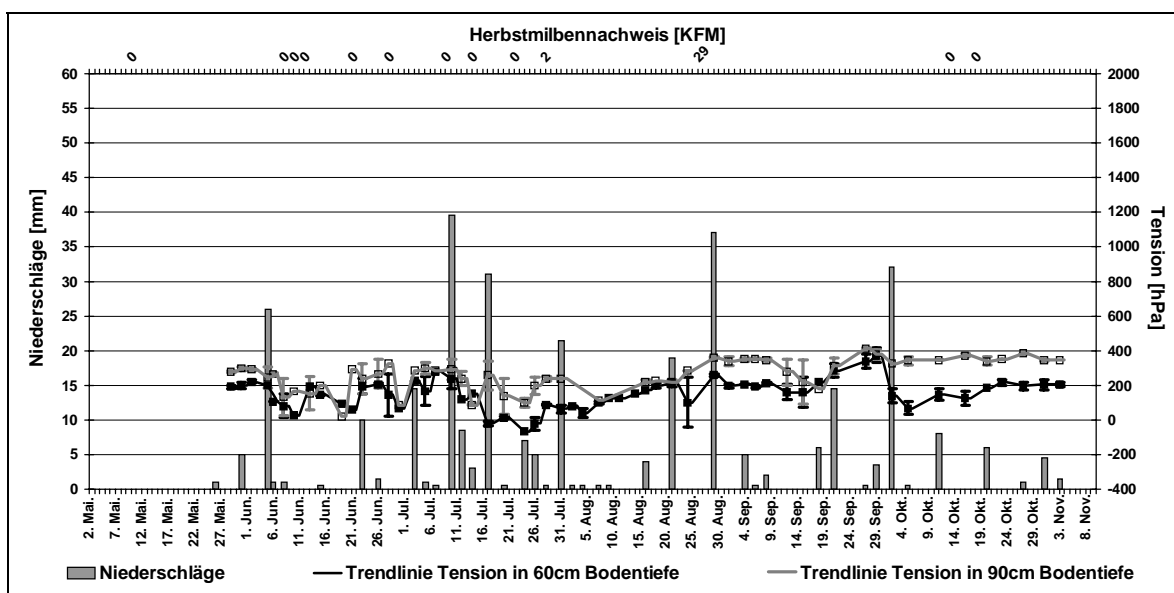


Abb. XIII: Stelle Ka8. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

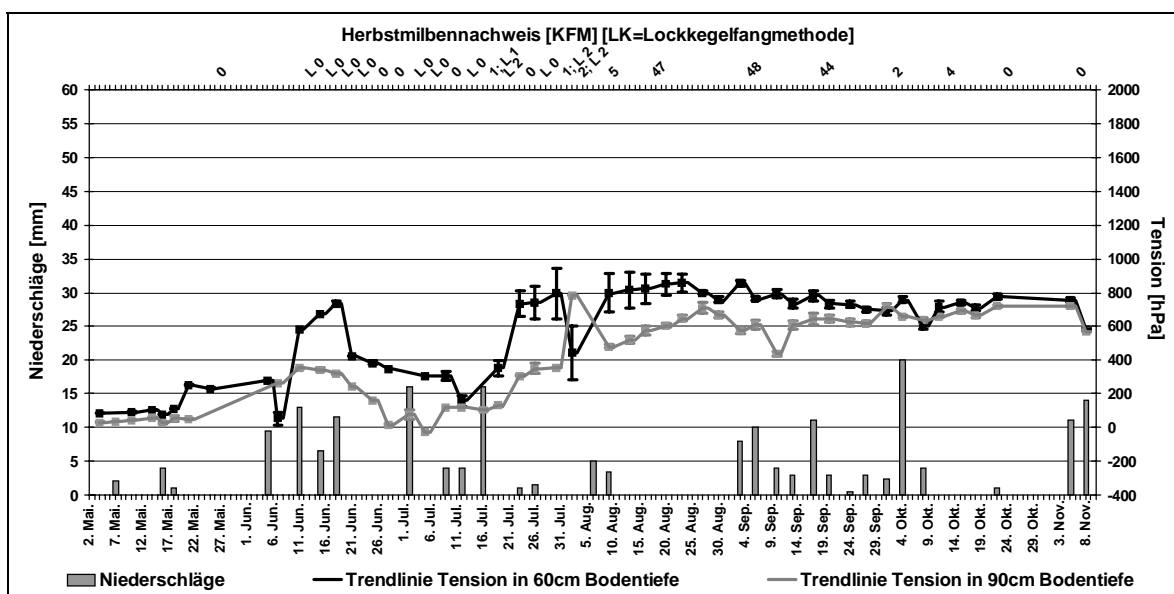


Abb. XIV: Stelle Ka8. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

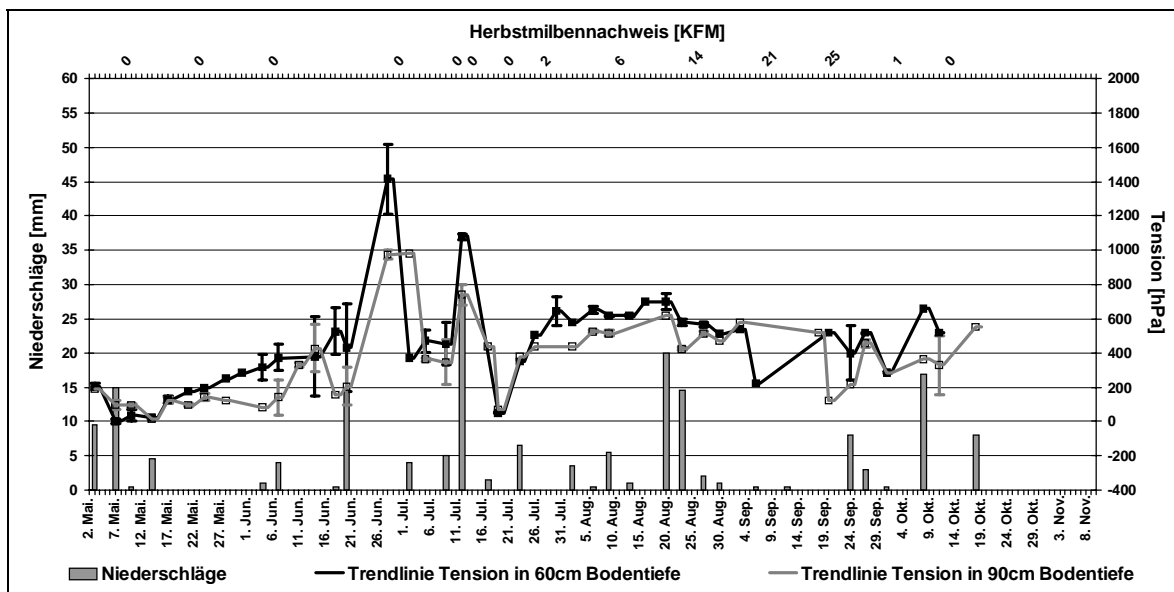


Abb. XV: Stelle Ka8. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

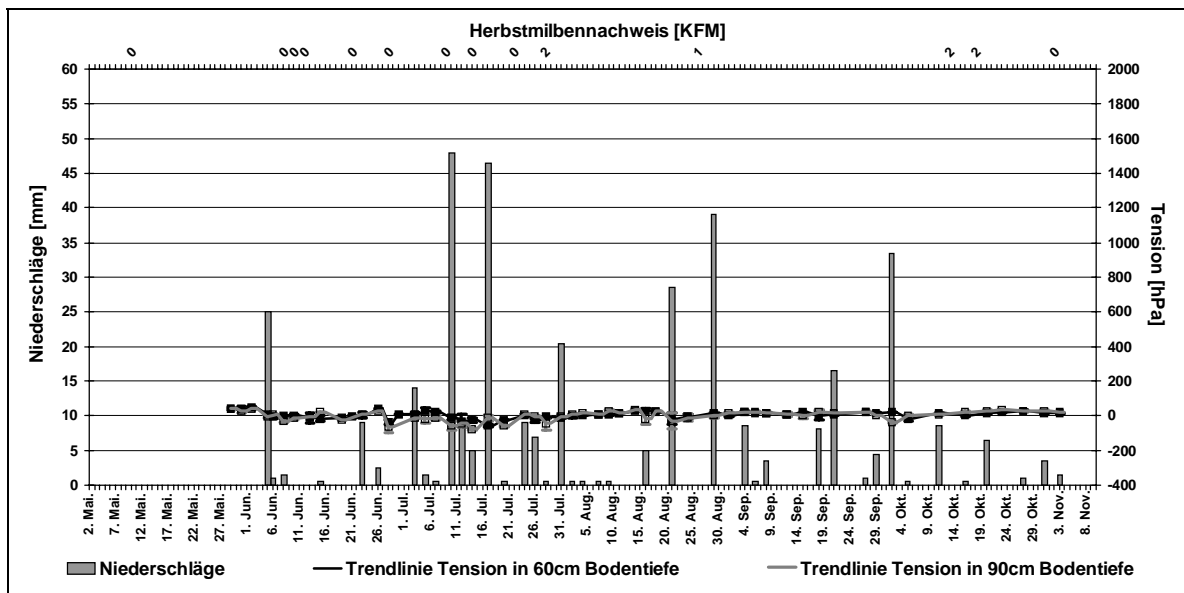


Abb. XVI: Stelle Ka9a. Bodentensionen, Niederschläge und Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

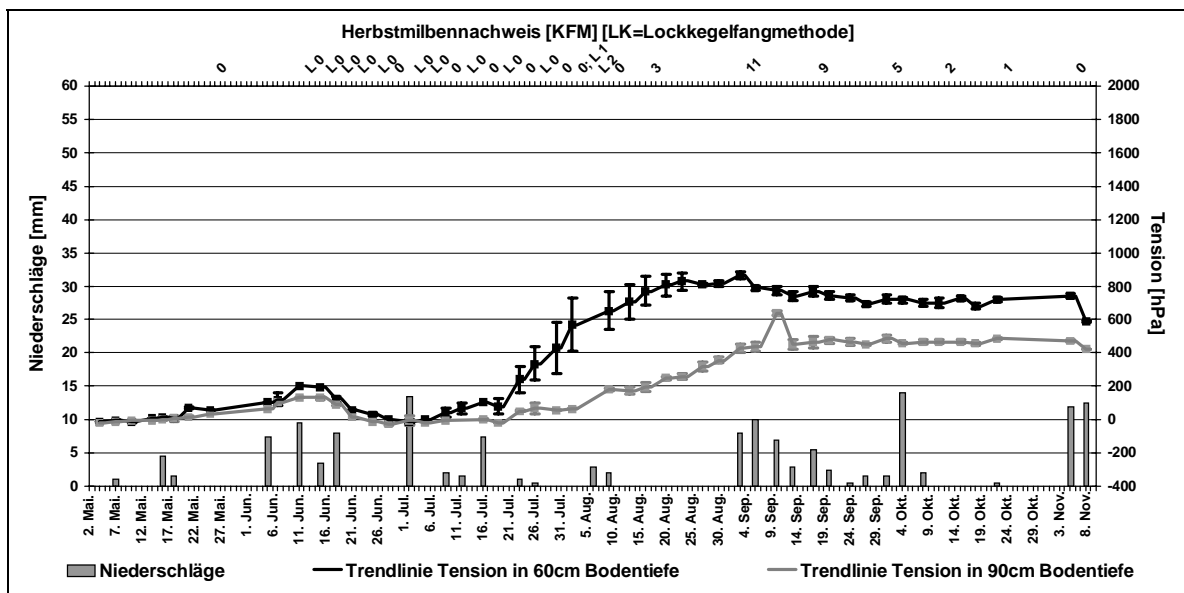


Abb. XVII: Stelle Ka9a. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

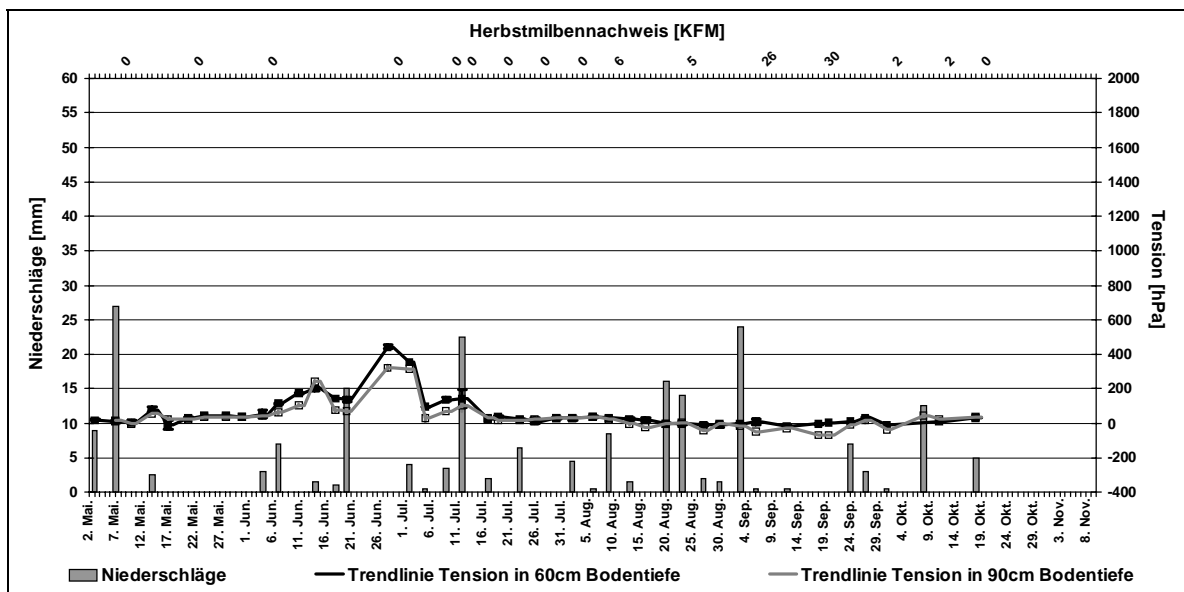


Abb. XVIII: Stelle Ka9a. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2002.

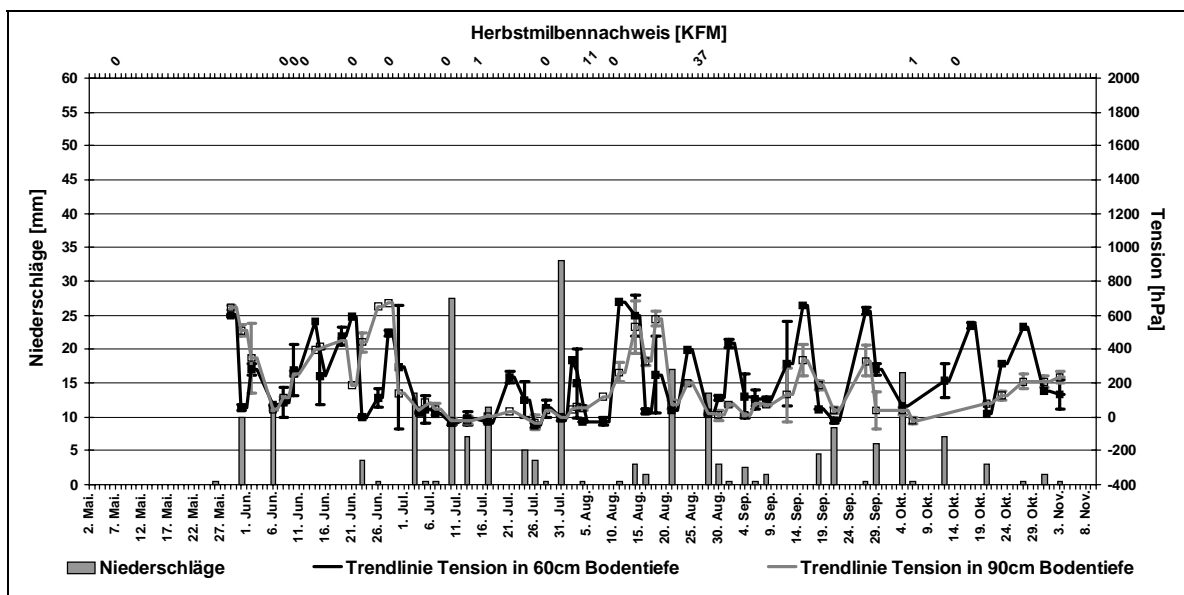


Abb. XIX: Stelle Schu19. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjr. 2000.

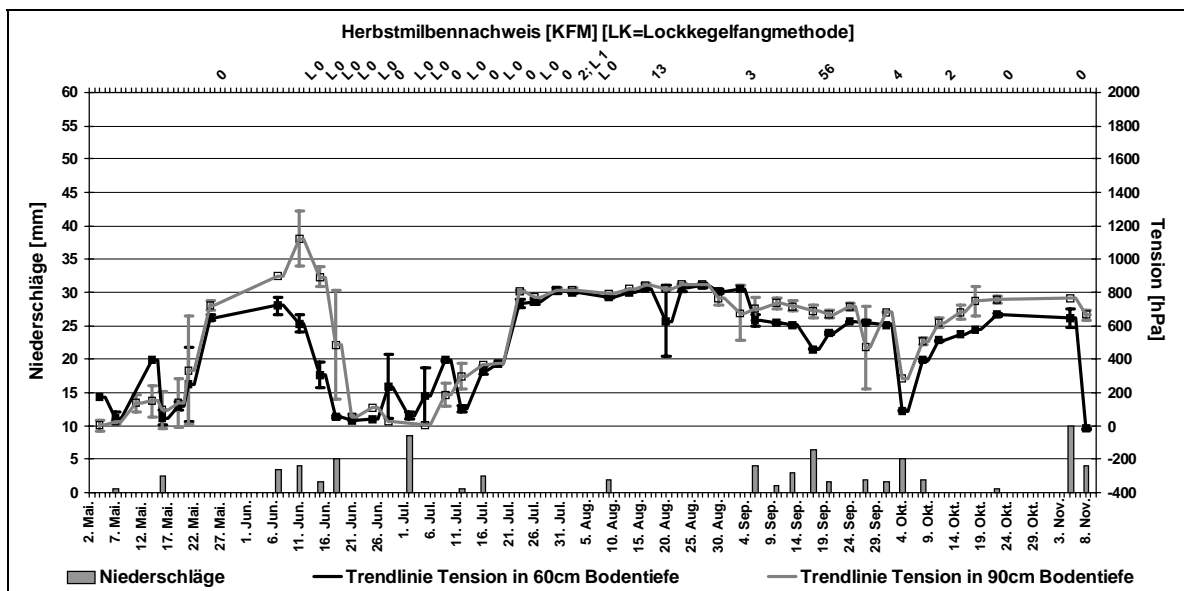


Abb. XX: Stelle Schu19. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2001.

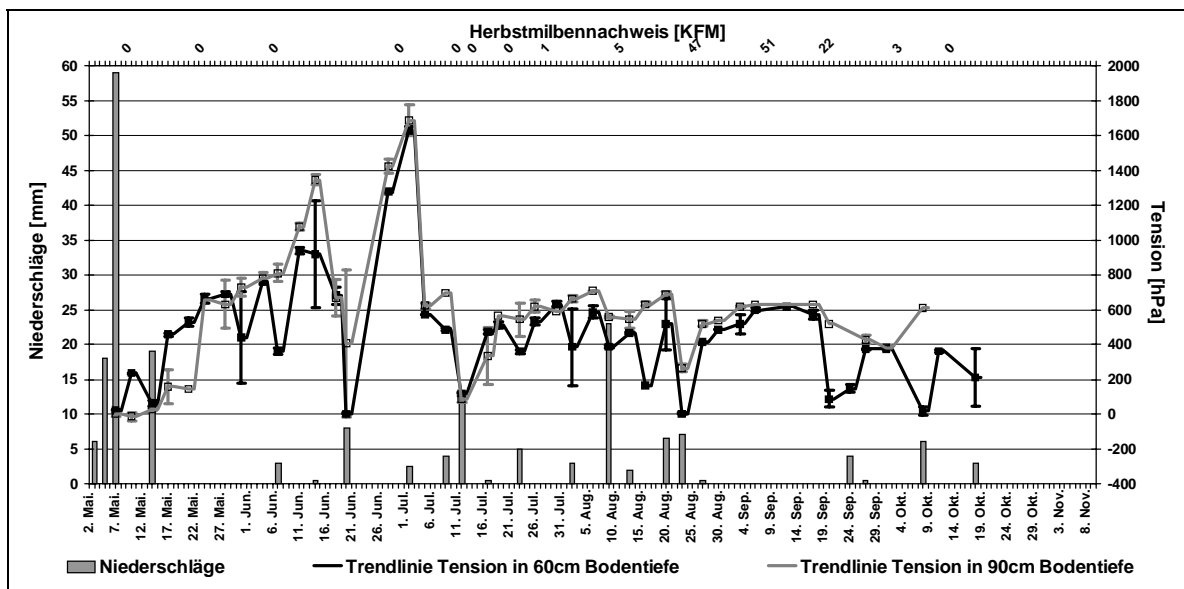


Abb. XXI: Stelle Schu19. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjr. 2002.

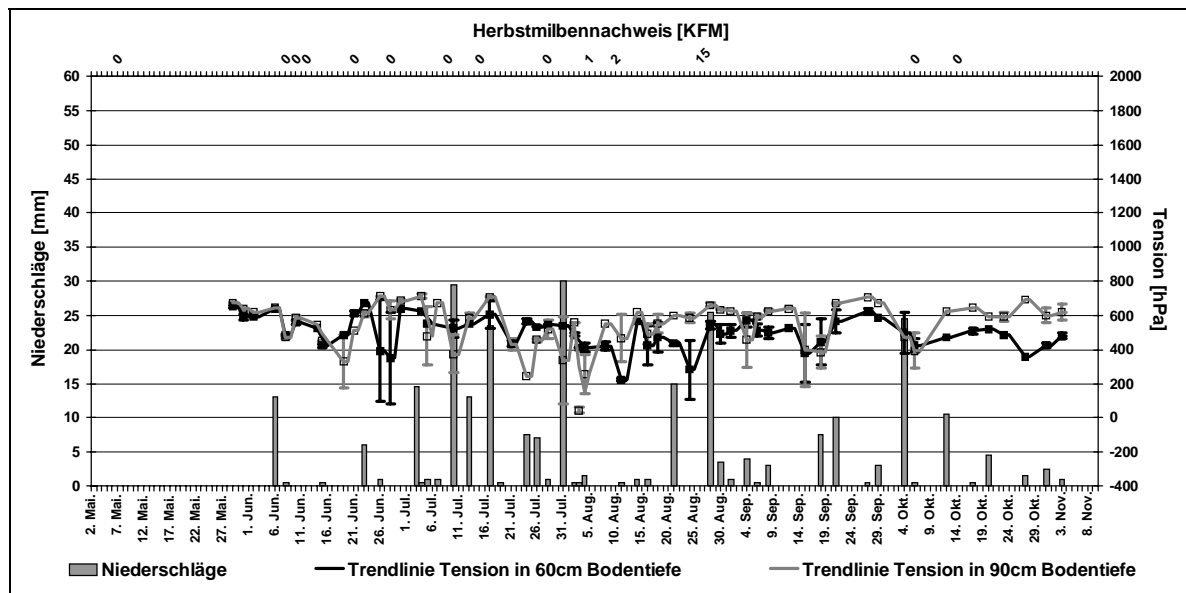


Abb. XXII: St. Schu14a. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjahr 2000.

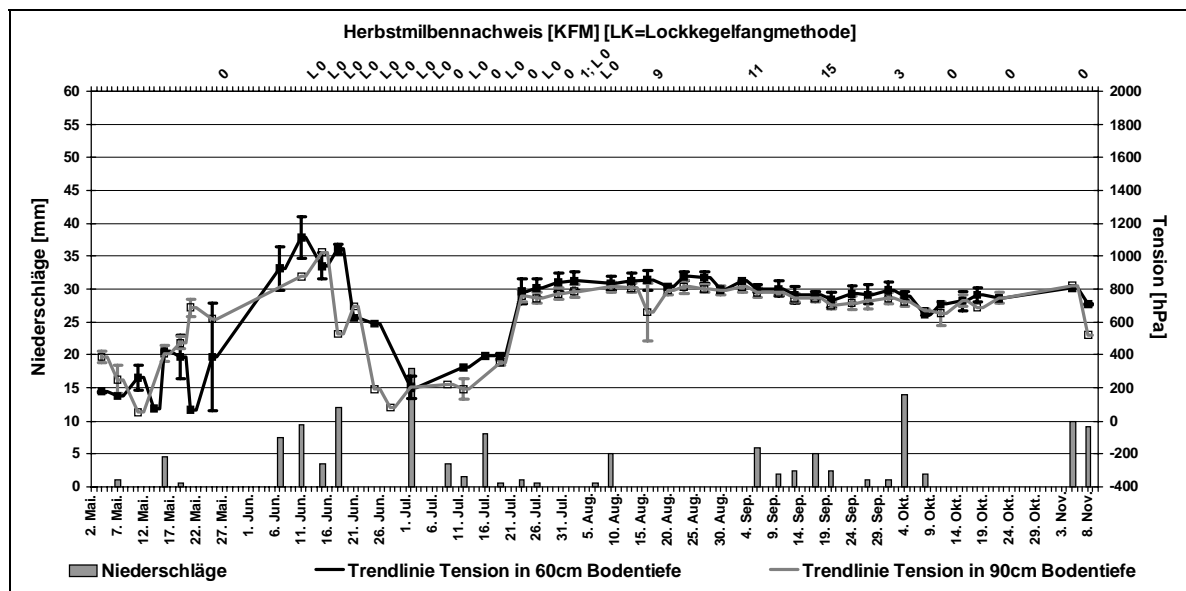


Abb. XXIII: St. Schu14a. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjr. 2001.

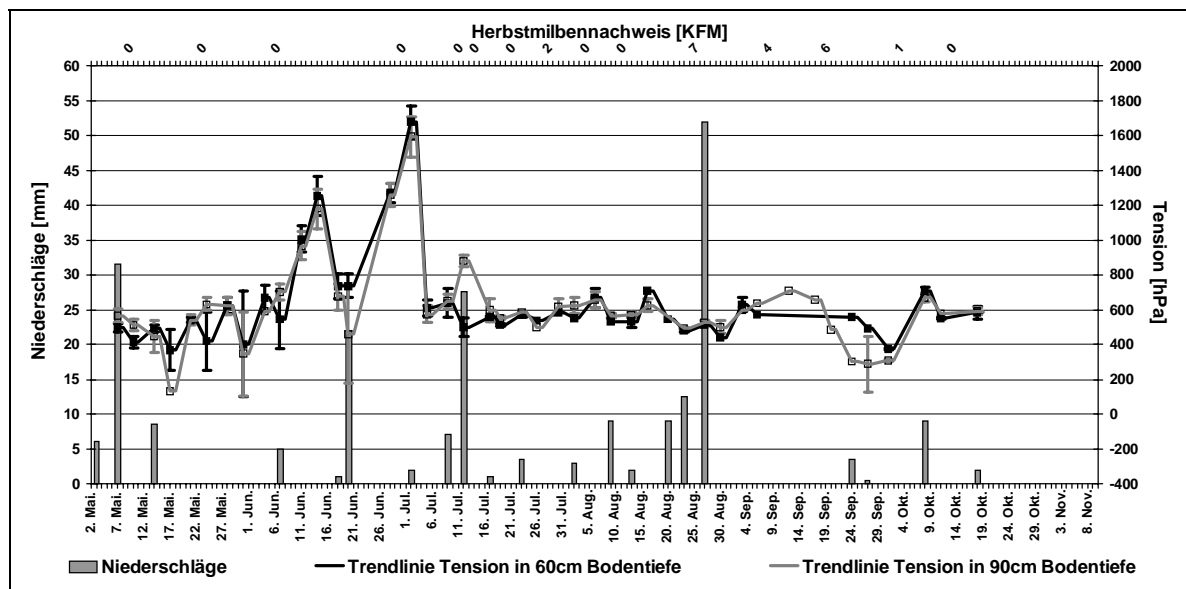


Abb. XXIV: St. Schu14a. Bodentensionen, Niederschläge u. Herbstmilbennachweise im Sommerhalbjr. 2002.

Tab. I: Garten ‚Wasserland‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentensionen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Tension [hPa] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 90cm Bodentiefe					
	Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	568	927	626	223	498	590	653	482	232	687	238	310	436	135	94	230	85	110	225	65	69	233	52	50
Juni	1075	432	823	545	347	469	614	944	849	484	537	874	440	633	457	173	291	487	172	322	276	241	260	293
Juli	179	879	461	103	641	352	381	609	654	166	610	643	404	405	567	133	325	543	187	284	315	304	270	479
August	612	1418	271	411	1286	263	360	758	664	339	846	610	221	769	532	117	585	498	196	693	320	158	711	444
September	479	526	1249	236	368	949	464	785	623	233	737	607	332	705	544	133	528	429	243	584	350	219	653	486
Oktober*	214	712	435	159	280	253	180	687	542	100	596	491	178	678	480	101	532	411	152	556	334	107	526	448
Saisondurchschnitt	550	857	633	304	607	482	431	707	596	290	610	593	341	556	445	139	389	413	191	416	272	220	407	360

* = in 2002 nur bis 18.10.

Tab. II: Garten ‚Graurheindorf‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentensionen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002. Negative Tensionmessungen (Saugspannungen) bedeuten einen Überdruck im Tensiometer und weisen auf eine Wassersättigung des umgebenen Bodens hin.

Monat/Jahr	Mittlere Tension [hPa] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 90cm Bodentiefe					
	Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	125	398	480	135	368	488	217	130	161	24	20	62	131	9	67	10	-7	0	71	2	54	54	11	37
Juni	625	270	791	298	162	290	457	736	763	6	29	267	363	504	447	-13	43	100	97	229	602	19	70	150
Juli	39	534	175	32	266	142	120	421	519	-7	19	72	251	406	495	-14	-8	74	166	347	575	-5	-5	72
August	146	963	151	89	698	142	124	709	441	12	152	19	294	704	529	0	171	22	189	699	557	27	43	29
September	90	288	661	95	240	486	40	470	338	17	64	45	207	633	476	2	90	-11	181	646	478	30	115	23
Oktober*	34	127	113	51	110	90	19	70	177	12	17	2	13	481	371	10	7	-8	23	524	439	24	45	10
Saisondurchschnitt	209	467	390	121	328	279	182	430	417	7	52	80	242	451	402	-4	51	33	133	402	453	19	44	56

* = in 2002 nur bis 18.10.

Anhang III

Tab. III: Garten ‚Kaufmannstraße‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentensionen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002. Negative Tensionsmessungen (Saugspannungen) bedeuten einen Überdruck im Tensiometer und weisen auf eine Wassersättigung des umgebenen Bodens hin.

Monat/Jahr	Mittlere Tension [hPa] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 90cm Bodentiefe					
	Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	73	790	466	60	153	255	151	213	126	26	35	47	194	136	145	44	16	29	288	43	111	34	2	28
Juni	229	287	646	117	90	311	193	704	854	11	45	164	133	433	574	2	105	180	206	241	331	-2	63	131
Juli	43	304	453	28	182	112	101	538	750	0	57	69	102	484	490	-10	143	94	221	170	469	-27	16	71
August	193	1099	513	87	911	68	88	852	549	19	580	9	135	768	614	8	745	13	237	623	501	7	224	3
September	100	166	1001	59	339	219	113	753	528	11	652	19	234	761	440	14	763	4	316	595	377	15	476	-33
Oktober*	103	258	736	57	298	105	75	752	460	13	458	10	160	714	487	13	710	11	351	679	383	15	469	17
Saison-durchschnitt	138	518	611	72	346	177	121	626	558	11	301	55	152	557	446	6	402	58	260	392	356	1	203	37

*= in 2002 nur bis 18.10.

Tab. IV: Garten ‚Schumannstraße‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentensionen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Tension [hPa] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Tension [hPa] in 90cm Bodentiefe					
	Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	423	1209	618	378	1389	860	372	250	387	608	499	634	326	241	386	621	241	469	578	199	291	654	412	475
Juni	983	823	1276	1014	657	1401	376	270	820	540	654	1019	290	286	706	531	873	886	342	513	929	567	567	833
Juli	133	1279	699	214	1104	840	39	456	547	260	574	633	31	415	590	548	537	687	16	453	638	502	464	727
August	496	1844	600	551	1811	726	201	873	405	362	881	596	200	788	378	439	843	551	174	819	568	489	784	569
September	413	1590	1169	407	1578	1220	172	745	578	618	802	526	266	617	415	522	782	562	129	672	564	578	752	525
Oktober*	316	847	540	397	985	938	160	468	315	475	768	530	262	484	241	462	735	553	106	610	496	577	708	536
Saison-durchschnitt	481	1313	816	524	1302	979	206	456	519	459	704	672	214	479	468	503	661	624	185	544	587	546	623	617

*= in 2002 nur bis 18.10.

Tab. V: Garten ‚Wasserland‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentemperaturen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Temperatur [°C] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 90cm Bodentiefe					
	Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a			Wa2			Wa33a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	16,0	16,0	14,4	16,0	15,5	15,0	13,0	13,3	12,6	13,1	13,4	12,8	12,9	12,4	11,9	12,9	12,5	12,1	12,5	11,4	11,1	12,6	11,2	11,0
Juni	18,2	15,5	18,0	18,4	14,8	18,6	15,7	14,0	16,0	15,9	13,8	16,1	15,0	13,7	15,1	15,1	13,6	15,1	14,0	13,0	13,9	14,1	12,8	13,8
Juli	16,1	19,3	17,6	16,3	18,5	17,8	14,9	17,3	16,3	15,1	17,0	16,4	14,7	16,5	15,8	15,1	16,3	15,9	14,3	15,4	15,0	14,5	15,2	15,0
August	19,2	19,8	19,0	19,7	19,9	19,3	17,3	18,3	17,7	17,6	18,2	17,9	16,8	17,6	17,1	17,1	17,6	17,3	15,9	16,7	16,2	16,0	16,5	16,2
September	17,0	13,8	15,8	17,4	13,8	16,4	15,6	13,8	15,1	15,8	13,7	15,3	15,7	14,4	15,5	16,0	14,5	15,8	15,5	14,8	15,6	15,6	14,8	15,6
Oktober*	13,0	14,0	12,2	12,7	14,0	12,0	12,9	13,6	12,1	12,6	13,5	11,9	13,6	13,8	12,9	13,7	13,9	12,9	14,2	14,0	13,6	14,1	13,9	13,6
Saison-durchschnitt	17,0	16,4	16,6	17,1	16,1	17,1	15,4	15,1	15,3	15,5	15,0	15,5	15,2	14,8	14,9	15,4	14,8	15,1	14,7	14,3	14,3	14,8	14,1	14,3

* = in 2002 nur bis 11.10.

Tab. VI: Garten ‚Graurheindorf‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentemperaturen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 und 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Temperatur [°C] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 90cm Bodentiefe					
	Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16			Gr14b			Gr16		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	14,9	15,0	14,2	14,3	17,1	16,3	-	15,0	13,2	-	16,6	14,1	-	14,0	12,7	-	15,3	13,5	-	13,1	12,2	-	14,1	12,8
Juni	18,9	16,6	18,2	18,6	18,5	20,8	18,4	16,3	17,9	17,5	18,0	19,7	17,6	15,9	16,7	17,2	17,3	18,1	16,8	15,2	15,8	16,5	16,6	17,2
Juli	17,0	18,8	17,7	16,5	20,8	19,2	17,6	17,9	17,4	17,4	19,3	18,6	17,5	17,5	17,5	17,2	18,7	18,4	17,1	16,9	17,1	16,9	18,2	18,1
August	19,0	19,3	18,9	19,1	21,3	19,6	19,4	18,9	19,4	19,6	20,5	20,7	19,0	18,8	19,0	18,9	20,4	20,2	18,4	18,3	18,4	18,4	19,9	19,6
September	16,5	14,5	15,4	16,7	14,8	15,4	17,8	16,0	18,5	17,8	17,0	18,0	18,2	16,6	17,8	18,1	17,6	18,5	18,0	16,7	17,8	18,1	17,7	18,3
Oktober*	12,5	14,5	11,5	12,4	14,7	11,1	11,8	14,7	13,6	11,4	15,2	13,8	12,6	14,8	14,4	12,5	15,2	14,7	13,1	14,8	14,7	12,9	15,2	14,9
Saison-durchschnitt	17,0	16,6	16,4	16,8	18,0	17,6	18,0	16,4	16,8	17,6	17,7	17,8	17,7	16,2	16,5	17,4	17,3	17,5	17,2	15,8	16,1	17,1	16,9	17,0

* = in 2002 nur bis 11.10.

Tab. VII: Garten ‚Kaufmannstraße‘: Übersicht der Monats- und Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentemperaturen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001, 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Temperatur [°C] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 90cm Bodentiefe					
	Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a			Ka8			Ka9a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	12,4	14,0	13,5	13,1	13,9	13,2	-	13,6	12,0	-	13,5	12,2	-	12,3	11,6	-	12,2	11,7	-	12,0	11,7	-	12,0	11,6
Juni	17,9	15,7	16,6	17,9	15,8	16,7	16,1	14,7	15,6	16,0	15,0	16,0	15,2	13,8	14,5	15,3	13,9	14,6	14,8	13,6	14,3	14,9	13,7	14,1
Juli	16,3	19,0	16,5	16,6	18,7	17,2	15,9	16,3	15,7	16,2	16,6	16,1	15,5	15,4	15,5	15,7	15,7	15,6	15,5	15,3	15,5	15,6	15,4	15,5
August	19,5	19,6	17,8	18,7	19,2	18,1	18,3	18,0	18,0	17,9	18,0	18,3	17,2	17,3	17,4	17,1	17,3	17,4	17,0	17,3	17,2	16,9	17,1	17,2
September	16,0	13,7	14,3	16,3	13,9	14,9	17,8	15,4	16,2	17,9	15,3	16,5	17,7	15,8	16,5	17,8	15,7	16,6	17,7	16,1	16,8	17,7	15,9	16,8
Oktober*	12,1	14,5	10,7	12,4	14,8	11,7	11,7	14,8	13,0	11,6	14,9	13,3	12,6	14,7	14,0	12,6	14,6	14,1	12,8	14,8	14,3	13,1	14,7	14,5
Saison-durchschnitt	16,5	16,2	15,3	16,5	16,1	15,7	16,6	15,5	15,3	16,5	15,6	15,6	16,0	14,9	15,0	16,1	14,9	15,1	15,9	14,9	15,0	15,9	14,8	15,0

* = in 2002 nur bis 11.10.

Tab. VIII: Garten ‚Schumannstraße‘: Übersicht der Monats- u. Sommerhalbjahresmittelwerte für die Bodentemperaturen an den beiden Messstellen für die Jahre 2000, 2001 u. 2002.

Monat/Jahr	Mittlere Temperatur [°C] in 5cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 30cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 60cm Bodentiefe						Mittlere Temperatur [°C] in 90cm Bodentiefe					
	Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a			Schu19			Schu14a		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Mai	12,5	13,5	12,9	12,5	13,8	13,0	-	13,1	11,5	-	13,8	11,8	-	12,0	11,2	-	12,4	11,7	-	11,3	11,0	-	11,7	11,5
Juni	16,5	14,9	16,7	17,1	15,1	16,7	15,7	14,0	15,9	15,8	14,2	16,1	15,1	13,5	15,0	14,7	13,6	14,8	14,5	13,1	14,1	14,3	13,0	14,1
Juli	15,6	17,2	16,2	15,5	17,2	16,1	16,1	16,4	15,6	15,5	15,9	15,4	15,9	16,0	15,7	15,1	15,3	15,3	15,5	15,3	15,5	15,0	14,8	15,3
August	17,5	18,7	17,9	17,5	18,7	17,6	18,0	18,1	18,2	17,8	18,0	18,0	17,5	17,7	17,9	17,1	17,4	17,3	17,0	17,1	17,1	16,7	16,8	16,8
September	15,7	13,7	14,8	15,6	13,5	14,6	17,8	15,5	16,6	17,6	15,2	16,4	18,1	16,0	17,1	17,6	15,8	16,7	17,8	16,2	17,1	17,5	15,9	16,8
Oktober*	12,1	14,9	10,9	11,9	14,6	10,7	12,3	15,1	13,2	12,1	15,0	13,3	13,1	15,2	14,0	13,0	15,0	14,1	13,5	15,2	14,5	13,4	15,1	14,3
Saison-durchschnitt	15,6	15,6	15,3	15,7	15,6	15,1	16,3	15,4	15,3	16,2	15,4	15,3	16,1	15,1	15,2	15,7	14,9	15,0	15,8	14,8	14,9	15,5	14,6	14,8

* = in 2002 nur bis 11.10.

Tab. IX: Übersicht der Winter-Niederschlagswerte für die Dauermessstellen: Monats- und Winterhalbjahressummen für die Winter 1999/2000, 2000/2001 und 2001/2002 berechnet jeweils von November bis Oktober. Im Winter 1999/2000 fanden die Messungen an den Stellen ‚Wa1‘ und ‚Gr14‘ statt, die in direkter Nähe zu den Stellen ‚Wa33a‘ und ‚Gr14b‘ liegen. *= Leckage im Messgerät, Messdaten wurden mit Hilfe der anderen Messstellen desselben Gartens angeglichen.

Monat/Jahr	Niederschlagssummen [mm] , Wasserland‘					Niederschlagssummen [mm] ,Graurheindorf‘					Niederschlagssummen [mm] ‚Kaufmannstraße‘				Niederschlagssummen [mm] ‚Schumannstraße‘			
	Wa2		Wa1	Wa33a		Gr14	Gr14b		Gr16		Ka8		Ka9a		Schu19		Schu14a	
	2000/ 2001	2001/ 2002	1999/ 2000	2000/ 2001	2001/ 2002	1999/ 2000	2000/ 2001	2001/ 2002	2000/ 2001	2001/ 2002	2000/ 2001	2001/ 2002	2000/ 2001	2001/ 2002	2000/ 2001	2001/ 2002	2000/ 2001	2001/ 2002
November	20	34	33,5	22	33	28	13	34	24	42	15	28	17	32	3	5	14	13
Dezember	28	45	44	36	56	61	32	46	43	67	20	53	31	70	7	27	22	40
Januar	42	28*	22	45	35	30	45	24	49	26	28	22	40	43	13	22	30	15
Februar	44	96	56,5	54	77	67	41	80*	45	89	48	56	52	81	16	13	33	34
März	55*	45	50,5	62	46	30	50*	43	60*	47	53	30	53*	43	28	9	50	16
April	44	44	28,5	60	38	33	60	49	62	43	25	21	38	26	10	7	31	27
Saisonsumme	233	292	235	279	285	249	241	276	283	314	189	210	231	295	77	83	180	145

ANHANG IV: ERGEBNISSE DER DAUERMESSUNGEN VON UMWELT-EINFLUSSGRÖßEN AN DER BODENOBERFLÄCHE AN DEN DAUERMESSSTATIONEN

Bedeckungsgrade an den Messstellen

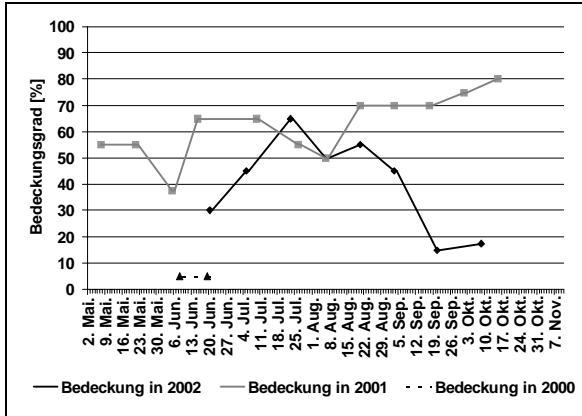


Abb. I: Stelle Wa2. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

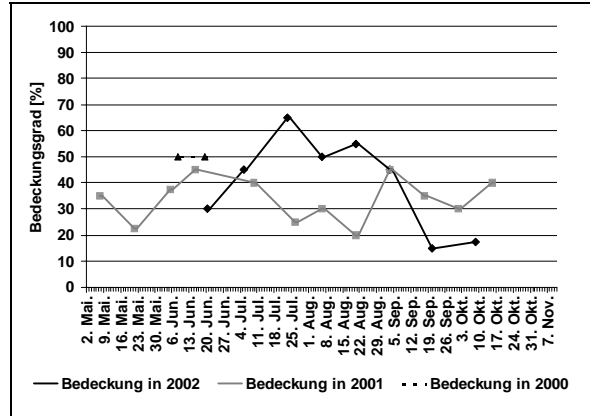


Abb. II: Stelle Wa33a. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

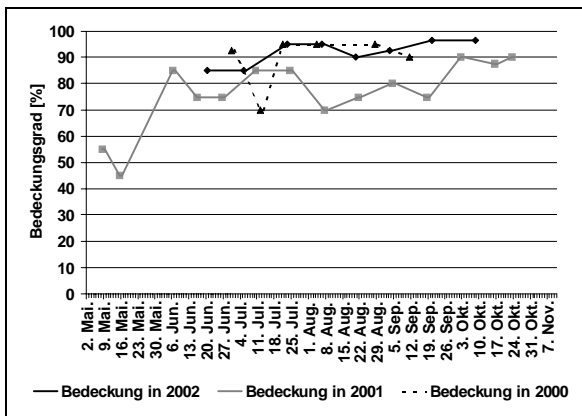


Abb. III: Stelle Gr14b. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

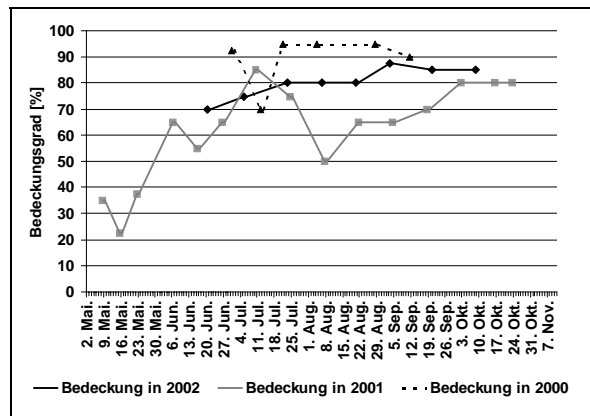


Abb. IV: Stelle Gr16. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

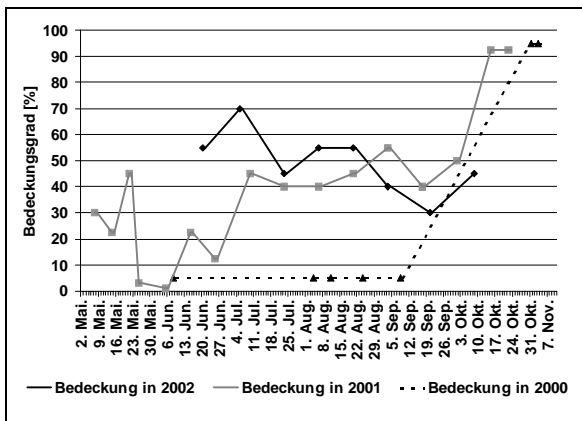


Abb. V: Stelle Ka8. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

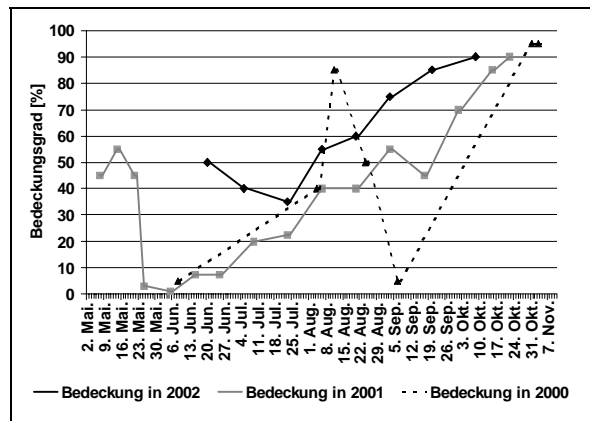


Abb. VI: Stelle Ka9a. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

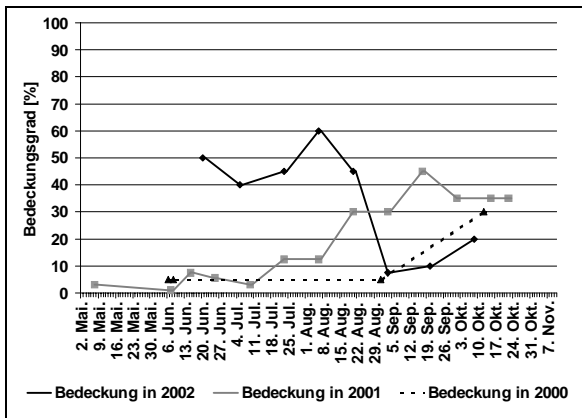


Abb. VII: Stelle Schu19. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

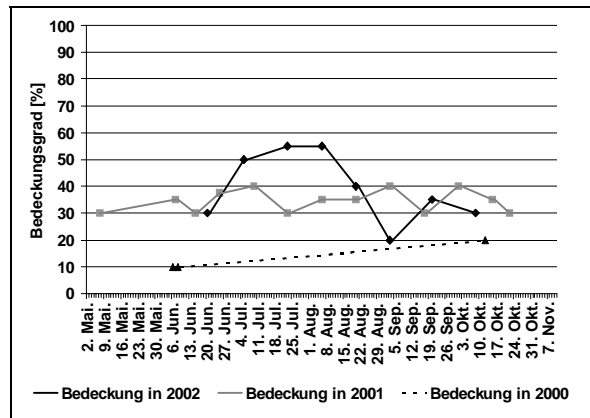


Abb. VIII: Stelle Schu14a. Bedeckungsgrad der Bodenoberfläche durch Vegetation und Laub in den Sommerhalbjahren 1999-2002.

Verläufe der Maximaltemperaturen an den Messstellen

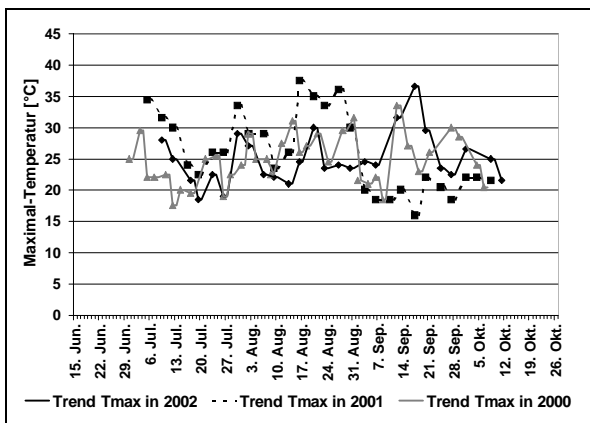


Abb. IX: Stelle Wa2. Gemessene Maximaltemperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

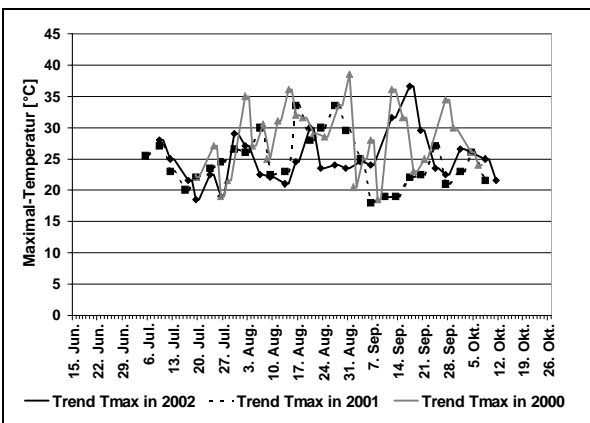


Abb. X: Stelle Wa33a. Gemessene Maximaltemperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

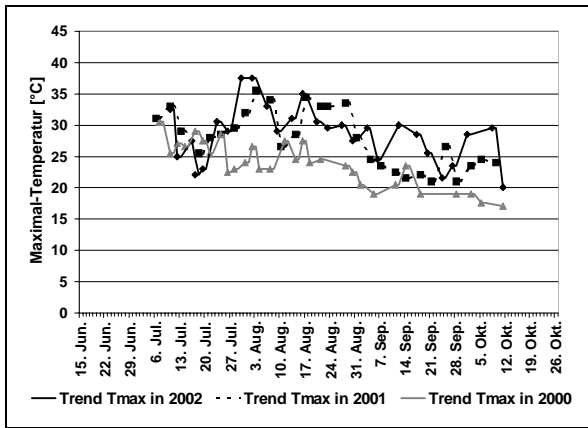


Abb. XI: Stelle Gr16. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

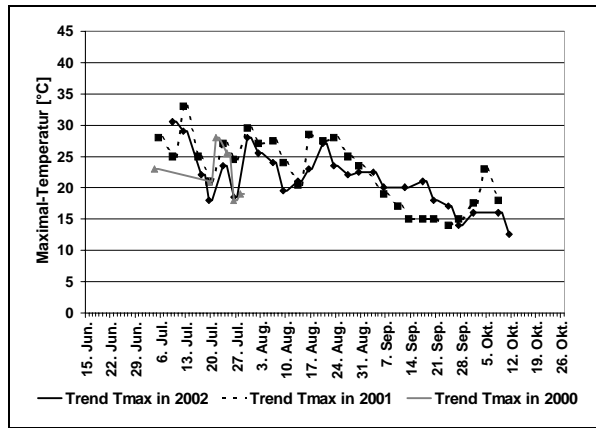


Abb. XII: Stelle Schu14a. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

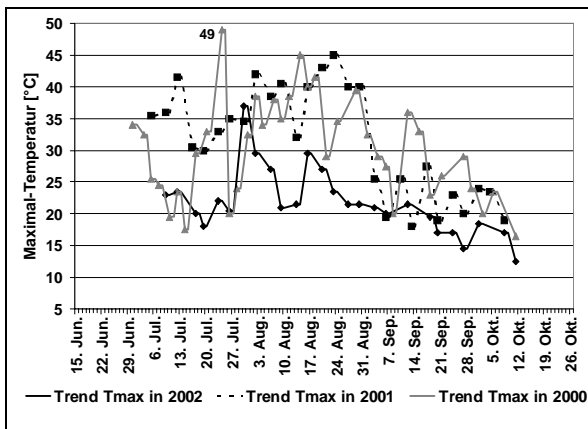


Abb. XIII: Stelle Ka8. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

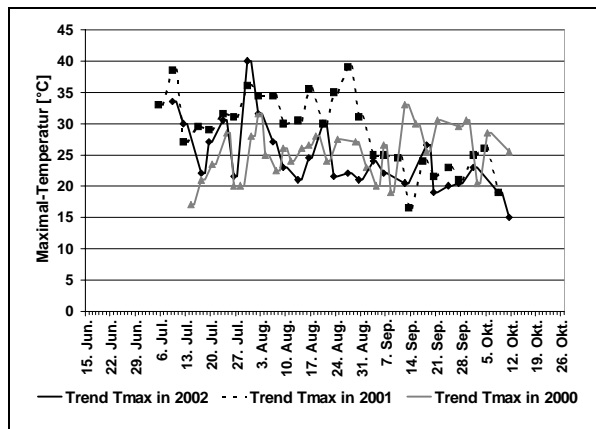


Abb. XIV: Stelle Ka9a. Gemessene Maximal-Temperaturen auf der Bodenoberfläche im Sommer 1999-2002.

Feuchtigkeit an der Bodenoberfläche an den Messstellen

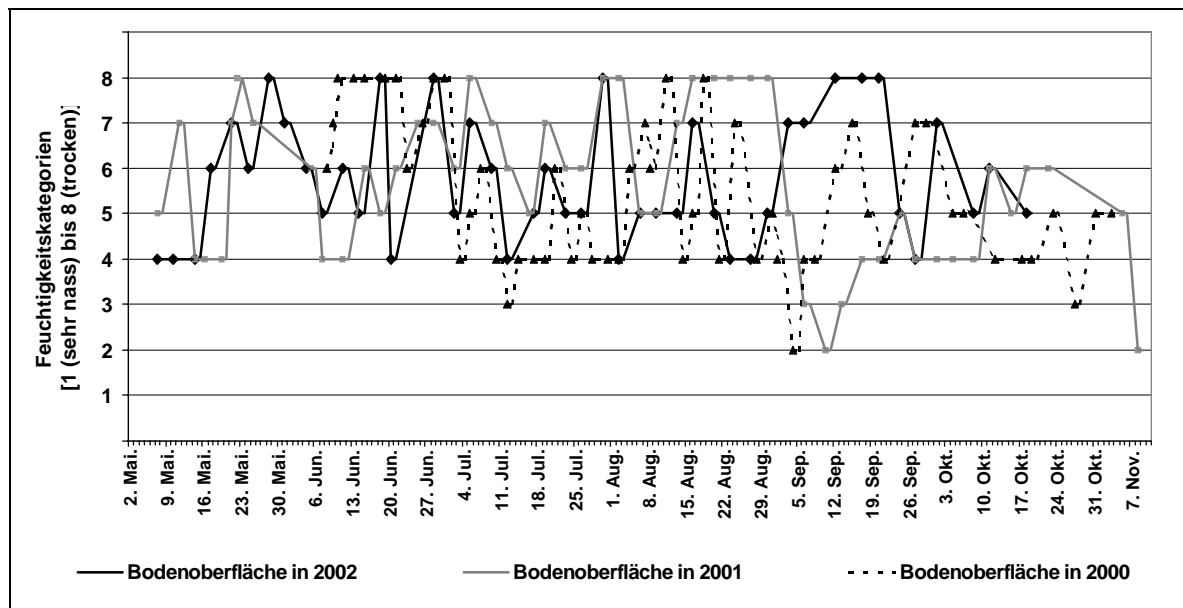


Abb. XV: Stelle Wa2. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

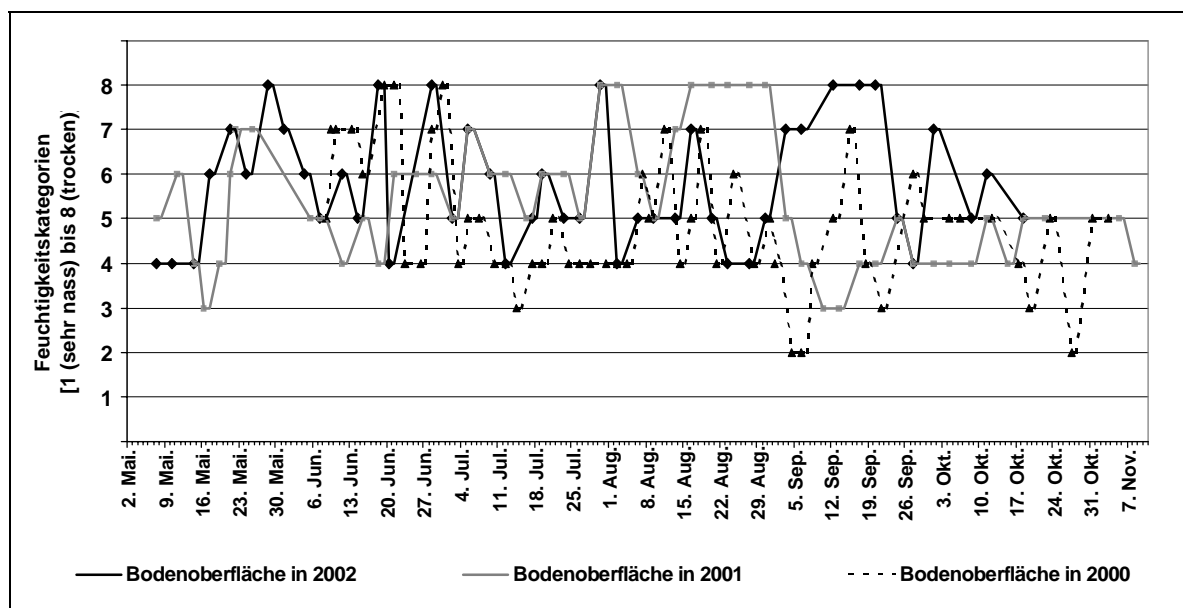


Abb. XVI: Stelle Wa33a. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

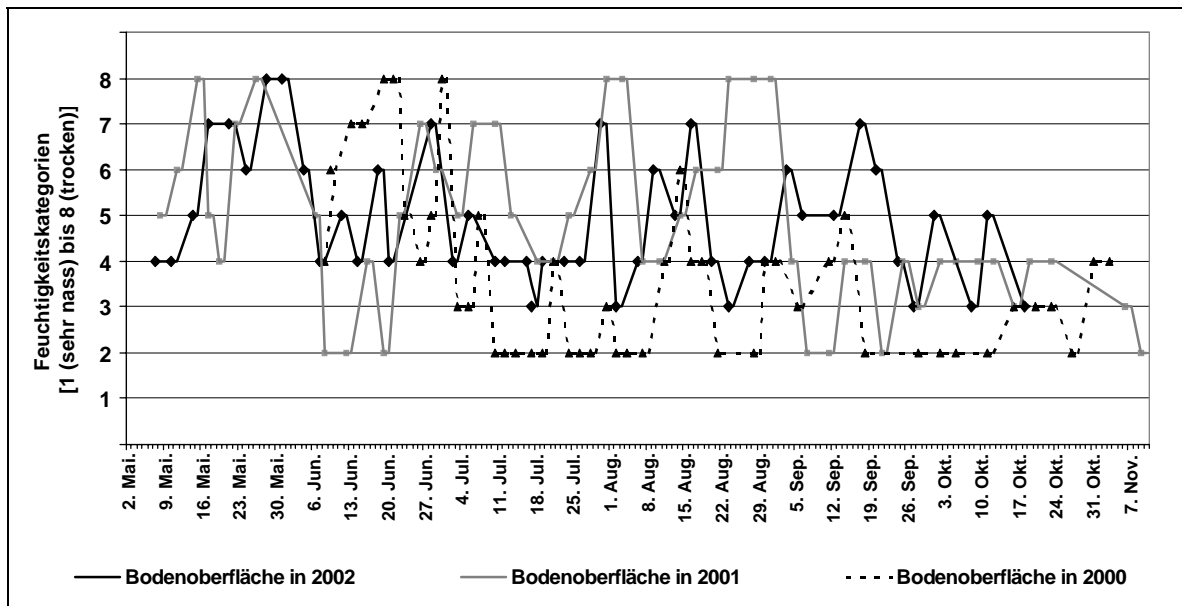


Abb. XVII: Stelle Gr16. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

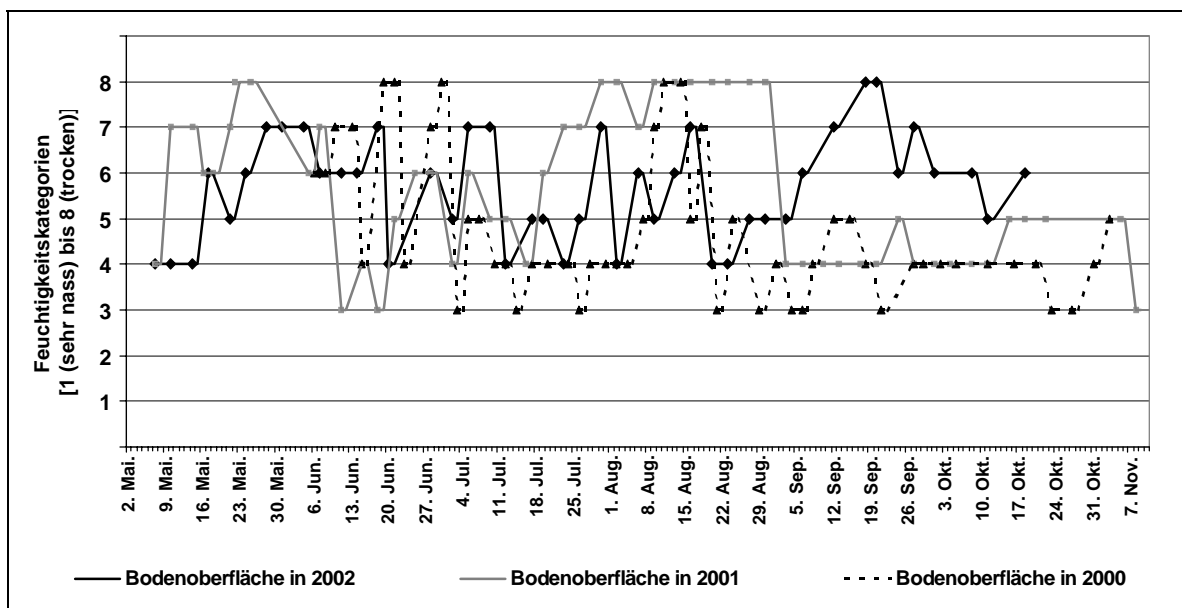


Abb. XVIII: Stelle Ka8. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

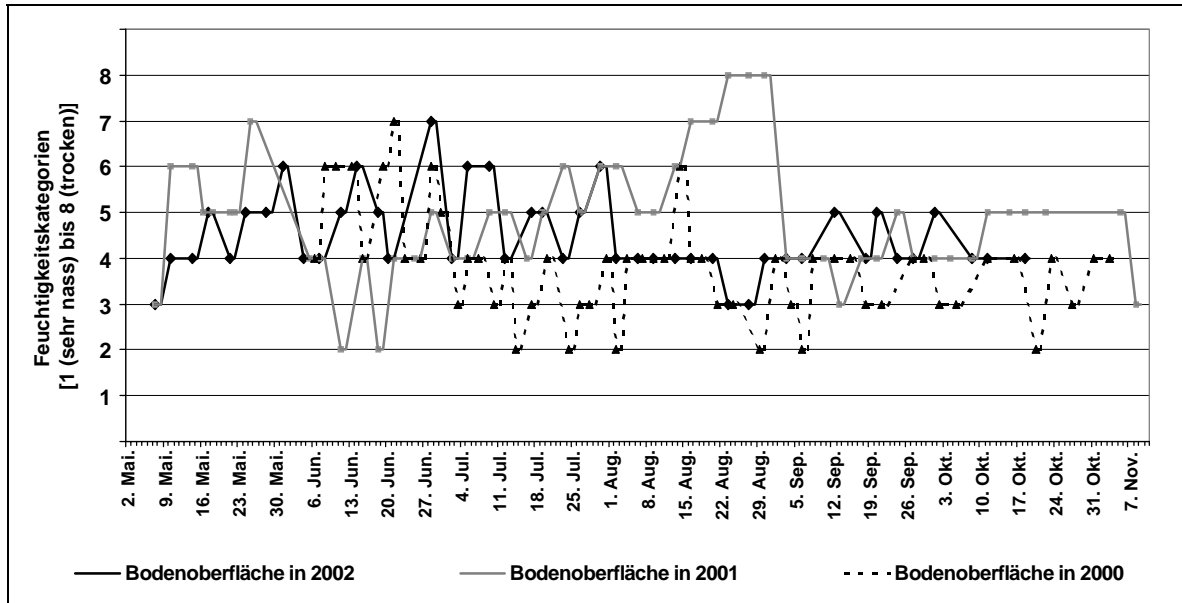


Abb. XIX: Stelle Ka9a. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

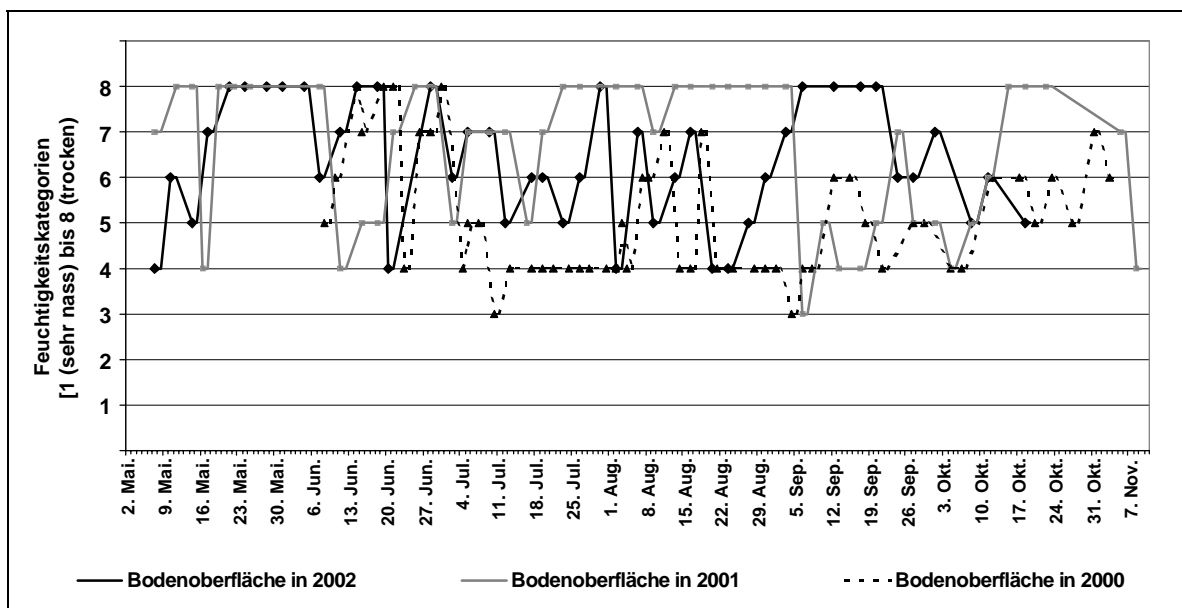


Abb. XX: Stelle Schu14a. Messungen und Trend der Feuchtigkeit (Fingerprobe) an der Bodenoberfläche im Verlauf der Sommerhalbjahre 2000, 2001 und 2002.

ANHANG V: FORMELN

Über die thermodynamische Beziehung von Lufttemperatur und Temperaturverlust durch Verdunstungskälte berechnete sich die relative Luftfeuchtigkeit mit Hilfe der Formel von MAGNUS:

$$est \text{ (Lufttemperatur trocken)} = 6,11 * 10^{((7,4475 * (Temp\text{trocken}/234,7 + Temp\text{trocken}))}$$

$$esf \text{ (Lufttemperatur feucht)} = 6,11 * 10^{((7,4475 * (Temp\text{feucht}/234,7 + Temp\text{feucht}))}$$

$$el = esf. - 0,5 * (Temperatur\text{ trocken} - Temperatur\text{ feucht})$$

$$\text{relative Luftfeuchte [\%]} = el/est * 100$$

ANHANG VI: ERGEBNISSE DER BODENUNTERSUCHUNGEN

Tab. I: Deskriptive Statistik der weiteren, berechneten Einflussgrößen im Boden. Es bedeuten: T1=0-10cm; T2=10-20cm; T3=20-30cm und T4=30-40cm. Die Angabe ‚μ‘ steht für ‚μm‘.

Deskriptive Statistik

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert		Stdrdabw.	Varianz
	Statistik	Statistik	Statistik	Statistik	Standardfehler	Statistik	Statistik
T1err. Porenvolumen [Vol.-%]	72	41,46	87,59	57,3441	1,1067	9,3907	88,185
T2err. Porenvolumen [Vol.-%]	68	39,93	80,93	53,9543	1,0523	8,6776	75,301
T3err. Porenvolumen [Vol.-%]	66	40,52	74,42	52,4098	1,0538	8,5607	73,286
T4err. Porenvolumen [Vol.-%]	65	38,40	71,29	49,8358	1,0284	8,2913	68,745
T1Poren > 10μ [Vol.-%]	72	9,93	53,99	24,3403	1,1087	9,4079	88,509
T2Poren > 10μ [Vol.-%]	68	12,20	47,20	24,3231	,9289	7,6598	58,672
T3Poren > 10μ [Vol.-%]	66	11,98	47,53	24,6069	,9402	7,6384	58,345
T4Poren > 10μ [Vol.-%]	65	10,98	41,46	22,4304	,9265	7,4698	55,798
T1Dichte Festsubstanz [g/cm³]	72	2,31	8,32	3,1377	,1137	,9645	,930
T2Dichte Festsubstanz [g/cm³]	68	2,32	6,10	3,0297	8,227E-02	,6784	,460
T3Dichte Festsubstanz [g/cm³]	66	2,43	5,51	3,0409	8,392E-02	,6817	,465
T4Dichte Festsubstanz [g/cm³]	65	2,34	5,04	2,9932	7,045E-02	,5680	,323
Gültige Werte (Listenweise)	64						

DANKSAGUNG

Herrn Prof. Dr. W. A. Maier, der meines Wissens als einziger Hochschullehrer in Deutschland den Forschungsbedarf an Herbstmilben immer wieder besonders betonte, danke ich sehr für seine Bemühungen, das Thema am Institut für Medizinische Parasitologie anzusiedeln und in die dortige Forschungsarbeit einzubinden. Zudem danke ich ihm sehr für sein Interesse, seine Betreuung und die Möglichkeit, meine eigenen ökologischen Fragestellungen zu diesem Thema am Institut verfolgen zu dürfen.

Herrn Prof. Dr. C. Naumann danke ich für die Übernahme des Korreferates und sein Interesse an den Fragestellungen dieser Arbeit.

Herrn Dr. H. Kampen danke ich sehr für die Betreuung bei der molekularbiologischen Laborarbeit, die ständige Bereitschaft zur wissenschaftlichen Diskussion und das unermüdliche Korrekturlesen des umfangreichen Manuskriptes dieser Promotionsarbeit.

Herrn Prof. Dr. H. M. Seitz danke ich für die Überlassung eines Arbeitsplatzes an seinem Institut.

Mein besonderer Dank gebührt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, die den Großteil der Finanzierung dieses Forschungsprojektes trug. Ich danke außerdem sehr für die Großzügigkeit und Hilfsbereitschaft, die mir als Stipendiat beehrte.

Ich danke auch der Grimminger Stiftung für Zoonosenforschung, Stuttgart, für die großzügige und unkomplizierte Bereitstellung von Sachmitteln.

Ein herzliches Dankeschön an Herrn Prof. Dr. H. Franken, Institut für Pflanzenbau, Bonn, für die Möglichkeit, in seinem Labor die Bodenuntersuchungen durchführen zu können. Ein großes Vergnügen war die Zusammenarbeit mit seinen Mitarbeitern, Dipl.-Ing. (FH) A. Reinders und Dipl.-Ing. Agr. G. Friedrich im Besonderen, die mich in die Methodik eingearbeitet und mir sehr geholfen haben.

Den Besitzern und Benutzern der Gärten, in denen die Untersuchungen stattfanden, danke ich für ihre Kooperation und das Verständnis für die teilweise starken Beeinträchtigungen der Gartennutzung im Rahmen der Untersuchungen.

Den Familien und Besitzern der Gärten, in denen die Dauermessungen durchgeführt wurden, danke ich darüber hinaus für ihre Hilfsbereitschaft und die Möglichkeit des freien Zuganges zu ihren Gärten für einen Zeitraum von mehr als drei Jahren.

Ein sehr großer Dank geht an das Meteorologische Institut, Bonn:
an Prof. Dr. C. Simmer für die freundliche Überlassung eines Datenloggers und einer Vielzahl von Messgeräten,
an Herrn Dr. A. Schneider für die technische Unterstützung und seine große Hilfsbereitschaft
und an die Doktoranden der Arbeitsgruppe, die mir bei vielen Gelegenheiten mit Rat und Hilfe zur Seite standen.

Herrn Dr. W. Schmiedecken danke ich sehr für die Möglichkeit, eine Vielzahl von Messgeräten aus der Gerätesammlung der Geographischen Institute, Bonn, entleihen zu dürfen, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Einen großen Dank auch an Herrn A. Schlömann für den unkomplizierten Verleih und seine Hilfsbereitschaft.

Prof. Dr. G. W. Brümmer, Institut für Bodenkunde, Bonn, danke ich für die Möglichkeit an der Berlese-Tullgren-Apparatur arbeiten zu dürfen. An Herrn Pereira geht mein Dank für seine Hilfsbereitschaft und das unkomplizierte Verleihen von Geräten.

Herrn Dipl.-Biol. M. Metzen danke ich sehr für seine tatkräftige Hilfe bei der Datenerhebung im Freiland im Sommer und Herbst 2001 und sein Engagement, welches er für seine Diplomarbeit zeigte, aus der ich viele Schlüsse für meine Arbeit ziehen konnte.

Ganz besonders danke ich Herrn Dr. M. Daniel, Prag, für seine Bereitschaft, für das Projekt in zwei Sommern Herbstmilbenlarven in Prag zu sammeln.

Herrn Dr. G. Vater, Leipzig, danke ich für die Überlassung von Herbstmilbenmaterial aus seiner Sammlung sowie für seine Hilfe bei der Suche nach Herbstmilben in Leipzig.

Herrn Prof. Dr. Dr. P. Kimmig und Herrn Dipl.-Biol. R. Oehme, Landesgesundheitsamt Stuttgart, danke ich für die gute Zusammenarbeit bei den medizinischen Fragestellungen und die freundliche Unterstützung bei der Etablierung des Borrelien-Nachweises am Institut in Bonn.

Herrn K. Völker vom Zoologischen Institut, Bonn, danke ich für den Verleih von diversen Säugetierfallen.

Herrn C. Wernicke, Alfter, danke ich für die Beaufsichtigung der Fallenjagd in Bonn-Dransdorf, die in Ermangelung eines eigenen Jagdscheines ohne ihn nicht möglich gewesen wäre.

Herrn Prof. Dr. H. W. Scherer danke ich für die Möglichkeit, am Institut für Agrikulturchemie die Salinitätsmessungen durchführen zu können.

Dem Deutschen Wetterdienst, Bonn, und dem Umweltamt in Siegen, danke ich für die Überlassung von Messgeräten.

Herrn Dr. K. Strauch, Institut für Medizinische Biometrie, Informatik und Epidemiologie, Bonn, danke ich für die vielen fachlichen Hilfestellungen zur Statistik.

Dem Institut für Pflanzenkrankheiten in Bonn danke ich für die Überlassung von *Tetranychus urticae*.

Den Diplomanden und Doktoranden am Institut für Medizinische Parasitologie danke ich für die nette Arbeitsatmosphäre und die große Rücksichtnahme auf meine permanente Inanspruchnahme eines der wenigen Computerarbeitsplätze in den Wintermonaten am Institut.

Ein herzlicher Dank an Frau Dipl.-Oec.troph. Claudia Thienel für ihre Hilfe und Unterstützung und dafür, dass sie in den vergangenen vier Jahren gelegentlich auch Herbstmilben im heimischen Kühlschrank duldeten.

Und abschließend danke ich meinen Eltern sehr, die mich während meines Biologiestudiums unterstützt haben und ohne die ich vielleicht nicht Biologe geworden wäre.